

ROMAN CARLOS RIOS

**CAPACIDADE REGENERATIVA DA FLORESTA MISSIONEIRA
ARGENTINA FRENTE A DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de doutor em Engenharia Florestal – Conservação da Natureza.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

CURITIBA
2010

Aos meus avós **Hilario Cuhna (Tico)** e **Juana Revillas (Juanita)** e a minha tia **Celeste Cuhna (Tia Negra)** pelos anos felizes compartilhados, dedico (*in memoriam*).

A **Maria Rita Cuhna**, minha mãe,
exemplo de sabedoria, coerência e de dedicação as pessoas
que a rodeiam e a todos aqueles que precisarem dela.
dedico.

Tem duas pessoas que admiro profundamente por ter lutado na defesa de suas idéias e por terem escrito dois livros que transformaram a forma de olhar o mundo. *Charles Darwin* - o seu livro levou vinte anos para sair à luz; e *Eduardo Galeano*, que investiu noventa noites para escrever o seu.

Um sonho que você sonha sozinho e só um sonho.
Um sonho compartilhado com alguém
é uma realidade.

John Lennon

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar gostaria deixar expressamente registrado que este trabalho não teria sido possível sem o apoio destas pessoas e instituições. Não teria sido possível, mesmo!!.

A meus filhos Martín e Marii pela compreensão e carinho e que tiveram que suportar tantas ausências que se somam as do mestrado.

A minha mãe Maria Rita, sempre sonhando comigo e dando tanto amor, e ao Guillermo Abel Barreyro pelo acompanhamento permanente.

A minha irmã Roxana, pelo apoio e carinho, a Raúl, Luciana, Laurita e Rodolfo pela força dada e pelo carinho de sempre.

Ao meu orientador Prof. Franklin Galvão e Maria Inês, pela amizade, pela atenção e paciência, por permitir-me voar no mundo do conhecimento sem nenhum tipo de amarras e com o impulso da curiosidade compartilhada. Obrigado por visitar a minha terra e a casa onde nasci e pelos convites às viagens que fui e as outras que não pude ir pelo Sul do Brasil.

A Prof^a. Yoshiko Kuniyoshi e família pelo suporte e por ter aberto as portas de suas casas e especialmente pelo maravilhoso passeio no mundo das comidas aos domingos.

Ao Gustavo Ribas Curcio e Anette Bonnet pelo apoio e amizade, por ter visitado minha terra e pelas conversas interessantíssimas.

Aos Professores Sebastião de Amaral Machado, Carlos Roderjan, Antonio Nogueira pelo apoio e pelas conversas e as viagens compartilhadas.

Ao Prof. Alessandro Camargo e aquela turminha de amigos, pela maravilhosa aventura na descida do rio Nhundiaquara naquele 1º de maio.

Ao Prof. Robson Bolzón pela disciplina paleobotânica que foi marcante com aquela aula final de campo, onde desenterramos fósseis num fundo de lago antigo.

Ao grande povo trabalhador brasileiro pelo abraço de irmão e que por meio de suas instituições de ensino e financiamento (CNPq) tornaram possível o meu curso de doutorado.

Ao grande povo trabalhador argentino que me brindou a formação acadêmica básica desde o jardim de infância, passando pelo ginásio até a graduação, como também pela bolsa de estudos de mestrado.

À Universidade Federal do Paraná por abrir suas portas sem condicionamentos e sem nunca me fazer sentir estrangeiro.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado. Minha admiração pelo impulso à ciência no Brasil!.

Aos Coordenadores da Pós-graduação, Prof. Graciela Bolzón e Setsuo Iwakiri.

Ao Reinaldo e David, da secretaria da pos-graduação, pela disposição permanente, eficiência e compromisso com a qualidade.

A diretora da biblioteca, Tânia de Barros Baggio, a Agrinaldo Rodrigues de Lima e aos outros bibliotecários que sempre foram muito atenciosos e eficientes, providenciando inúmeras carteirinhas por terem sido esquecidas na Argentina.

As bibliotecárias das bibliotecas das Ciências Biológicas e do Centro Politécnico.

A minha grande amiga Carina Kozera por compartilhar o cineminha no Estação com aqueles sorvetes italianos e por ter me acompanhado à viagem por Misiones e por compartilhar o amor pela Ilha do Mel.

Ao amigo Rodrigo Kersten por acompanhar na viagem por Misiones e pelos longos intercâmbios de idéias.

Aos amigos Mauricio Scheer e Ludmila Profumo Aguiar por compartilhar a plantação de araucárias no parque da escola e tantos outros momentos.

Aos amigos da escola que me ajudaram, as vezes sem saber, a ir em frente: Alexandre Beutling, Christopher Thomas Blum, Alexandre de Almeida, Rafaelo Balbinot, Juliano Cordeiro, Cátia Regina Augustin, Maria Raquel Kanieski de São Borja, Joachim Graf Neto; Carlos do Chile, Alberto Manhiça de Moçambique, Maurício Pozzobon, Leticia Penno de Souza e Michele Ribeiro Ramos.

Aos amigos de Goiânia, pela acolhida e amizade, e pelas aulas didáticas de estatística: Prof. Paulo de Marco Junior, Leandro Juen, Miriam Cristina, Joana Darc do laboratório de Limnologia da Universidade Federal de Goiás.

Ao amigo Gabriel Borsini pela ajuda com os dados do incêndio de 1999 no Parque Araucária de San Pedro e ao guardaparque René Signer pela tomada de dados do ano 2000.

Aos amigos que me ajudaram na tomada de dados do ano 2007 – 2009 no Parque Araucária San Pedro, guardaparques Lorena Habel, Mirta Carvallo, Liliana; Luna Cicia, Natalia Sandoval, Ramón Villalba, Néstor Fariña e Claudio Cardozo. Aos estudantes Nicolás Puppo e Mariana Duarte.

Ao Jerónimo Torresín e Víctor Matuchaka pelas fotografias do incêndio de 2007 no Parque Araucária. Ao Jerónimo Torresín pela ajuda de campo na primeira tomada de dados do Parque Araucária.

Ao Ernesto Krauczuk pelo apoio e como representante do Ministério de Ecologia de Misiones, por autorizar o acesso às áreas protegidas de Misiones.

Ao Francis Nottidge e Horacio Goytia pelo apoio na campanha de fechamento da pedreira e pela tomada de dados no Parque Natural Municipal Saltos Küppers.

Ao Abel, Sergio e Leandro Ulmann pelo apoio e acompanhamento na tomada de dados na área da barragem Urugua-í. Aos funcionários Fermento e Lemman da empresa EMSA de Misiones pelo apoio incondicional no conhecimento do histórico da barragem.

Ao Ing. Héctor Keller pela determinação botânica das espécies arbóreas.

Ao Prof. José Iriarte pelos grandes momentos e aventuras na tomada de amostras no Parque Cruce Caballero e pelas conversas compartilhadas no intuito de conhecer a história de nossa região.

Ao amigo Andrés Lorenzi pela permanente ajuda e incentivo e por me fazer olhar cada vez mais longe.

A Sarah Gessert pela determinação das amostras do Parque Cruce Caballero que nos permitem hoje ter um conhecimento mais acabado da história da floresta na região.

Ao Segismundo Welcz (*in memorian*) e a Pamela Colcombet pelo apoio logístico para a tomada de amostras do Parque Cruce Caballero e pelo espírito de luta.

A Mario Lapchuk (Marito) pelo transporte e apoio nas saídas de campo em Misiones e pela alegria de viver.

A Kristina Cockle pelas longas conversas sobre a ecologia da floresta com araucária do Parque Cruce Caballero de Misiones.

A Florencia Montagnini pelo apoio e consideração em cada encontro e na distância.

Aos amigos do nosso grupo “Selvas para Siempre” por tantas ausências e atividades suspensas: Paul Maurer, Andres Camilo, Víctor do Santos, Marcelo Fonseca, Carlos Biazotti, Juan Carlos Magliano, Elisa Goya, Omar Holz, Mirta Perez, Vanesa Reyes, Marta e Alberto Díaz, Fernando Foletto, Milton Viana, Sandra Lares e Michael Obeck.

Ao amigo e colega Miguel Angel Correa por ter me acompanhado na aventura de início do conhecimento das plântulas ao colher sementes, semeá-las e logo observar a germinação naquele proto viveiro na sua casa em 1986.

Ao amigo Mateo Arce (*in memorian*), o primeiro guardaparque de Cruce Caballero, que em 1995 mostrou-me palmo a palmo o parque, e principalmente mostrou-me que o trabalho e a dedicação tem sentido.

A meu amigo Mario Luis Chatellenaz (Chate) por compartilhar comigo a paixão e as lutas pelo mundo natural.

Agradeço a tantas outras pessoas que tenho esquecido de nomeá-las.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xiii
RESUMO	xv
ABSTRACT	xvi
INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1	
Dinâmica da regeneração após distúrbio por fogo em uma Floresta com Araucária em Misiones, Argentina	
Resumo.....	7
Introdução.....	8
Material e métodos.....	12
Resultados.....	18
Discussão.....	28
Conclusões.....	33
CAPITULO 2	
Regeneração natural em uma área de mineração de basalto na região da Floresta de Misiones, Argentina	
Resumo.....	34
Introdução.....	35
Material e métodos.....	38
Resultados.....	41
Discussão.....	53
Conclusões.....	57
CAPITULO 3	
Avaliação da vegetação arbórea e da regeneração natural de uma Floresta com Araucária em Misiones, Argentina, 10 anos após distúrbio por fogo em Misiones, Argentina.	
Resumo.....	58
Introdução.....	59
Material e métodos.....	62
Resultados.....	66
Discussão.....	79
Conclusões.....	82
CAPITULO 4	
Estágio sucessional de uma Floresta Estacional em Misiones, Argentina, 20 anos após impacto da construção da barragem da hidrelétrica Urugua-í em Misiones, Argentina.	
Resumo.....	83
Introdução.....	84
Material e métodos.....	87

Resultados.....	91
Discussão.....	105
Conclusões.....	109
CAPITULO 5	
Análise comparativa da riqueza e da diversidade de espécies arbóreas dos Parques Provinciais Araucária e Cruce Caballero em Misiones, Argentina	
Resumo.....	110
Introdução.....	111
Material e métodos.....	116
Resultados.....	120
Discussão.....	128
Conclusões.....	130
CONCLUSÕES GERAIS.....	131
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	133

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO

FIGURA 1	Imagens do incêndio e suas consequências no Parque Provincial Araucária, San Pedro, Misiones Argentina.....	4
FIGURA 2	Vista aérea e detalhe do local de extração de basalto no Parque Natural Saltos Küppers, Eldorado, Misiones, Argentina.....	5
FIGURA 3	Área em recuperação dez anos após incêndio no Parque Provincial Araucária, San Pedro, Misiones Argentina.....	5
FIGURA 4	Vista aérea geral e da obra civil durante a construção da barragem de Urugua-í, Misiones, Argentina.....	5

CAPÍTULO 1

FIGURA 1	Localização geográfica do Parque Araucária, San Pedro, Misiones, Argentina.....	12
FIGURA 2	Curva de suficiência amostral (média \pm IC) da regeneração natural para 28 meses.....	19
FIGURA 3	Valores de regeneração natural em percentagem por levantamento e por grupo ecológico.....	21
FIGURA 4	Valores de regeneração natural por levantamento da principal espécie pioneira: <i>Solanum granuloso-leprosum</i>	21
FIGURA 5	Comparações dos valores de regeneração natural das espécies acompanhantes de <i>Solanum granuloso-leprosum</i> . Grupo ecológico das Pioneiras.....	22
FIGURA 6	Comparações dos valores de regeneração natural por levantamento das principais espécies. Secundárias iniciais.....	23
FIGURA 7	Comparações dos valores de regeneração natural em percentagem das principais espécies. Secundárias tardias.....	23
FIGURA 8	Comparações dos valores de regeneração natural em percentagem das principais espécies. Clímax.....	24
FIGURA 9	Diagrama de abundâncias de Whittaker nos três levantamentos.....	26
FIGURA 10	Riqueza de espécies (média) do terceiro levantamento 28 meses após o incêndio. Sendo Sobs: Riqueza observada; ICE: estimador de cobertura baseado na incidência. ACE: estimador de cobertura baseado na abundância.....	27
FIGURA 11	Comparação da riqueza de espécies nos três levantamentos mediante o procedimento JACKKNIFE 1.....	27

CAPÍTULO 2

FIGURA 1	Localização geográfica do Parque Natural Municipal Saltos Küppers, Eldorado Misiones, Argentina.....	38
FIGURA 2	Curva de rarefação por amostras (média \pm IC) das espécies da regeneração natural. Primeiro levantamento. Ano 2008. As barras verticais indicam os intervalos de confiança a partir da média.....	42
FIGURA 3	Curva de rarefação por amostras (média \pm IC) das espécies da regeneração natural. Segundo levantamento. Ano 2009. As barras verticais indicam os intervalos de confiança a partir da média.....	43

FIGURA 4	Diagrama de abundâncias de Whittaker nos dois levantamentos.....	44
FIGURA 5	Riqueza observada de espécies nos levantamento 2008 e 2009.....	48
FIGURA 6	Riqueza estimada pelo estimador não-paramétrico de riqueza de espécies ICE nos levantamentos 2008 e 2009.....	48
FIGURA 7	Comparação da riqueza de espécies em duas medições sucessivas, anos 2008 e 2009 pelo procedimento JACKKNIFE 1.....	49
FIGURA 8	Comparação da diversidade de espécies nos levantamentos ano 2008 e ano 2009, conforme Magurran (1988).....	49
FIGURA 9	Distribuição diamétrica das árvores adultas da floresta circundante à área perturbada. Todos os grupos ecológicos.....	51
FIGURA 10	Distribuição diamétrica das árvores adultas. Pioneiras e secundárias iniciais.....	52
FIGURA 11	Distribuição diamétrica das árvores adultas. Secundárias tardias e clímax.....	52

CAPITULO 3

FIGURA 1	Localização geográfica do Parque Provincial Araucária, San Pedro, Misiones Argentina.....	62
FIGURA 2	Curva (média \pm IC) de suficiência amostral das espécies das árvores adultas do Parque Araucária.....	67
FIGURA 3	Distribuição diamétrica da totalidade dos indivíduos arbóreos do Parque Araucária.....	68
FIGURA 4	Distribuição diamétrica de árvores adultas por grupo ecológico no Parque Araucária.....	69
FIGURA 5	Diâmetro médio, mínimo e máximo do grupo das pioneiras no Parque Araucária.....	70
FIGURA 6	Diâmetro médio, mínimo e máximo do grupo das secundárias iniciais no Parque Araucária.....	70
FIGURA 7	Diâmetro médio, mínimo e máximo, grupo ecológico secundárias tardias no Parque Araucária.....	72
FIGURA 8	Diâmetro médio, mínimo e máximo, grupo de espécies clímax no Parque Araucária.....	71
FIGURA 9	Riqueza observada (Sobs) e ICE Parque Araucária.....	74
FIGURA 10	Curva (média \pm IC) de suficiência amostral da regeneração natural do Parque Araucária.....	74
FIGURA 11	Classes de altura das principais espécies da regeneração natural por grupo ecológico no Parque Araucária. Classe I: 10-50 cm de altura; Classe II: 50,5-100 cm de altura; Classe III: 100,5 cm de altura e 4,8 cm DAP. Pioneiras e Secundárias iniciais.....	76
FIGURA 12	Classes de altura das principais espécies da regeneração natural por grupo ecológico no Parque Araucária. Classe I: 10-50 cm de altura; Classe II: 50,5-100 cm de altura; Classe III: 100,5 cm de altura e 4,8 cm DAP. Secundárias tardias e clímax.....	77

CAPITULO 4

FIGURA 1	Localização geográfica da barragem Urugua-í Misiones, Argentina.	87
----------	--	----

FIGURA 2	A: Localização da área de estudo no arranjo da barragem Urugua-í. B: As três áreas de estudo.....	88
FIGURA 3	Curvas de suficiência amostral (média ± IC) nas três áreas.....	93
FIGURA 4	Diagrama de abundâncias de Whittaker da regeneração natural nas três áreas.....	95
FIGURA 5	Riqueza observada de espécies na regeneração natural nas três áreas.....	95
FIGURA 6	Estimador de riqueza de espécies na regeneração natural, ICE (estimador de cobertura baseado na incidência) nas três áreas.....	96
FIGURA 7	Comparação de riqueza de espécies no estágio de regeneração natural dentre as três áreas estudadas mediante o procedimento JACKKNIFE 1.....	102
FIGURA 8	Comparação da diversidade de espécies no estágio de regeneração natural nas áreas de estudo segundo o procedimento de Magurran (1988).....	102
FIGURA 9	Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos nas três áreas.....	103
FIGURA 10	Número de indivíduos por hectare das principais espécies arbóreas adultas nas três áreas estudadas.....	104

CAPITULO 5

FIGURA 1	Localização geográfica do Parque Araucária, San Pedro Misiones, Argentina.....	116
FIGURA 2	Curva (média ± IC) de suficiência amostral nos Parques Araucária e Parque Cruce Caballero.....	120
FIGURA 3	Comparação dos estimadores de riqueza (média ± 1 DP) para Árvores adultas nos Parques Araucária e Cruce Caballero.....	121
FIGURA 4	Estimadores não-paramétricos em número crescente de amostras...	122
FIGURA 5	Comparações das áreas de estudo Parque Araucária e Parque Cruce Caballero pelo procedimento Jackknife 1.....	123
FIGURA 6	Curvas de diversidade de espécies (H') no Parque Araucária.....	124
FIGURA 7	Comparação da diversidade das áreas de estudo Parque Araucária e Parque Cruce Caballero segundo o procedimento de Magurran(1988).....	124
FIGURA 8	Comparação dos estimadores de riqueza (média ± DP) da regeneração natural no parque Araucária; incêndio 2007 e incêndio 1999.....	125
FIGURA 9	Estimadores não-paramétricos em número crescente de amostras no Parque Araucária nas áreas de estudo no incêndio 2007 e incêndio 1999.....	126
FIGURA 10	Comparações das áreas de estudo Incendio 2007 e Incendio 1999 pelo procedimento Jackknife 1.....	127

ANEXOS

CAPÍTULO 1	Quatro fotos superiores: Durante e após o distúrbio por fogo no Parque Provincial Araucária. Quatro fotos inferiores: Levantamento de dados e grau de recuperação da área.
------------	--

- CAPÍTULO 2 Quatro fotos superiores: dimensão do impacto da mineração de basalto. Quatro fotos inferiores: Processo de regeneração natural ao longo de dois anos.
- CAPÍTULO 3 Duas fotos superiores: *Peltophorum dubium* (esquerda) e *Araucaria angustifolia* caída (direita) no Parque Provincial Cruce Caballero. Seis fotos inferiores: Levantamento de dados e estado de recuperação dez anos após incêndio no Parque Provincial Araucária
- CAPÍTULO 4 Quatro fotos superiores: Vistas aéreas no tempo da construção da barragem Urugua-í. Quatro fotos inferiores: diferentes momentos do levantamento de dados vinte anos após a conclusão da obra.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1	Lista de espécies, por levantamento, com seus respectivos grupos ecológicos (GE).....	18
TABELA 2	Número de indivíduos por hectare (DA) por classe de altura e por levantamento.....	20
TABELA 3	Valores de regeneração natural por grupo ecológico e por levantamento.....	20
TABELA 4	Valores de densidade absoluta e densidade relativa por levantamento e por grupo ecológico.....	25
TABELA 5	Lista dos parâmetros estatísticos gerados pelo teste “t” de Student para as espécies de maior densidade absoluta dos três levantamentos.....	26

CAPÍTULO 2

TABELA 1	Relação de espécies de árvores adultas e regeneração natural nos dois levantamentos.....	41
TABELA 2	Valores de riqueza e diversidade de espécies nos levantamentos ano 2008 e ano 2009 e floresta circundante à área de estudo.....	43
TABELA 3	Valores de densidade absoluta total e por classe de altura e a densidade relativa total. Ano 2008.....	44
TABELA 4	Valores de densidade absoluta total e por classe de altura e a densidade relativa total. Ano 2009.....	44
TABELA 5	Porcentuais de regeneração natural por grupo ecológico. Ano 2008.	45
TABELA 6	Porcentuais de regeneração natural por grupo ecológico. Ano 2009.	45
TABELA 7	Valores de densidade absoluta total (ind./ha), por classe de altura e por substrato. Ano 2008.....	46
TABELA 8	Valores de densidade absoluta total, por classe de altura e substrato. Ano 2009.....	47
TABELA 9	Número de indivíduos e densidade absoluta e relativa das espécies dos grupos ecológicos das pioneiras e secundárias iniciais, das principais espécies em estado adulto na área circundante.....	50
TABELA 10	Número de indivíduos e densidade absoluta e relativa dos grupos ecológicos das espécies secundárias tardias e clímax, dos indivíduos Adultos área circundante.....	51

CAPÍTULO 3

TABELA 1	Lista de espécies por grupo ecológico (GE). Árvores adultas e regeneração Parque Araucária.....	66
TABELA 2	Número de indivíduos por hectare (DA) e seus relativos (DR) por grupo ecológico. Árvores adultas no Parque Araucária.....	67
TABELA 3	Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies pioneiras no Parque Araucária.....	72
TABELA 4	Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies secundárias iniciais Parque Araucária.....	73
TABELA 5	Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies secundárias tardias Parque Araucária.....	73

TABELA 6	Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies clímax Parque Araucária.....	73
TABELA 7	Classes de altura e valores de regeneração natural total por grupo ecológico Parque Araucária.....	75
TABELA 8	Número de indivíduos, densidade absoluta (DA) e densidade relativa (DR) das principais espécies da regeneração natural por grupo ecológico Parque Araucária.....	78
 CAPITULO 4		
TABELA 1	Lista de espécies em estágio de regeneração natural e estágio adulto por grupo ecológico (GE).....	90
TABELA 2	Densidades absoluta e relativa das principais espécies na regeneração natural nas três situações estudadas.....	93
TABELA 3	Valores de regeneração em porcentagem de espécies pioneiras observadas nas estradas.....	95
TABELA 4	Valores de regeneração de espécies secundárias iniciais observadas nas estradas.....	96
TABELA 5	Valores de regeneração de espécies secundárias tardias observadas nas estradas.....	96
TABELA 6	Valores de regeneração de espécies climax observadas nas estradas.....	96
TABELA 7	Valores de regeneração de espécies pioneiras observadas entre estradas.....	97
TABELA 8	Valores de regeneração de espécies secundárias iniciais observadas entre estradas.....	97
TABELA 9	Valores de regeneração de espécies secundárias tardias observadas entre estradas.....	97
TABELA 10	Valores de regeneração de espécies climax observadas entre estradas.....	98
TABELA 11	Valores de regeneração de espécies pioneiras observadas nas bordas de estradas.....	98
TABELA 12	Valores de regeneração de espécies secundárias iniciais observadas nas bordas de estradas.....	99
TABELA 13	Valores de regeneração de espécies secundárias tardias observadas nas bordas de estradas.....	99
TABELA 14	Valores de regeneração de espécies clímax observadas nas bordas de estradas.....	100

RESUMO

A perda de superfície da floresta estacional missioneira tem deixado uma paisagem altamente fragmentada. Os fragmentos remanescentes são a única fonte de sementes e de plântulas para a regeneração natural e para o estabelecimento de projetos de restauração. A floresta tem a capacidade de se recuperar de perturbações de diversas maneiras e escalas mediante mecanismos de sucessão secundária, cujo processo terá forte influência do histórico de perturbação. Utilizando dados de três áreas florestais que sofreram impactos antrópicos no passado e na atualidade, avaliou-se a natureza da regeneração das espécies arbóreas classificadas nos grupos ecológicos, pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax. Foram usadas técnicas da fitossociologia tradicional e de rarefação por unidades amostrais (estimadores não-paramétricos de riqueza) para fazer comparações entre locais. A diversidade de espécies foi calculada com o índice de Shannon. Foram instaladas parcelas retangulares de 10 x 20 m para árvores adultas e de 1 x 20 e 1 x 10 m para a regeneração. O critério de inclusão usado para regeneração foi ≥ 10 cm de altura até $< 4,8$ cm de DAP e para árvores adultas $DAP \geq 4,8$ cm. Numa área de antiga pedreira no Parque Natural Saltos Küppers foi avaliada a evolução da regeneração um e dois anos sucessivos após a mineração ter sido encerrada. Registrou-se o predomínio de pioneiras e uma forte diminuição da densidade no segundo ano. Numa área de obra da barragem Urugua-í, cuja construção foi concluída há 20 anos, avaliou-se a regeneração nas antigas estradas, em suas bordas e nas áreas entre estradas. A menor riqueza e diversidade foram registradas nas estradas devido à compactação do solo. As bordas apresentaram os maiores diâmetros e as áreas entre estradas maior diversidade. As espécies predominantes foram as secundárias iniciais e as secundárias tardias. As pioneiras têm escassa participação, transcorridos 20 anos da sucessão. Em uma outra situação, avaliou-se numa área impactada pelo fogo no Parque Provincial Araucária, após 10 anos de um incêndio superficial e numa segunda área após 4, 16 e 28 meses de um incêndio similar ao anterior. Na primeira situação, o predomínio foi das espécies secundárias iniciais e das pioneiras. Na segunda situação, o predomínio absoluto foi das pioneiras com altas densidades iniciais que diminuíram aos 28 meses após o incêndio. No último capítulo, foram comparadas a riqueza e a diversidade de espécies da regeneração dentro do Parque Araucária e das árvores adultas de sucessão secundária e floresta estabelecida. Conclui-se que a floresta estacional missioneira apresenta alta capacidade regenerativa e que o processo de sucessão secundária responde ao modelo de facilitação, onde o grupo das pioneiras são as primeiras a ocupar o espaço para dar lugar às secundárias iniciais e secundárias tardias. Por último, as espécies clímax fazem a sua aparição e ganham espaço, dadas as condições ambientais melhoradas pelos grupos anteriores. Observações de longo prazo em parcelas permanentes são necessárias para confirmar os resultados e as conclusões apresentadas neste trabalho.

Palavras-chave: Sucessão secundária, regeneração natural, grupos ecológicos, riqueza de espécies, estimadores não-paramétricos.

ABSTRACT

Regenerative capability of Misiones Argentine Forest against human impacts.

The loss of seasonal forest of Misiones original area owing to the human pressure carried forest fragments being the last source of seed and seedlings for natural regeneration and forest restoration projects. The forest has high potential for regeneration into different ways. After abandonment of crops or intense logging or mining, the forest regenerate with secondary succession processes. Classifications species in ecological groups promote the evaluation of succession evolution in different sites with disturbance historical distinctive. Using dates from three forest areas into conservation units that suffered human impact in the last an in the present, it was investigate tree regeneration scenery in ecological groups using both traditional phytosociological analyses and plot based rarefaction methods (richness non parametric estimators) to compare sites. Species diversity was calculated with Shannon index. Data were collected with inclusion criteria of between 10 cm height and lower than 4.8 cm (DBH) for regeneration and ≥ 4.8 cm (DBH) for adult trees in plots of 1 x 10 m and 1 x 20 m. It was analyzed the evolution of regeneration two years after mining were closed. Pioneer species were dominant at first year and a strong density fall at second year. The structure and tree regeneration composition on a human disturbed area caused by the Urugua-i dam building on Misiones, it was surveyed phytosociological samples on a closed area since 20 years. All individuals of arboreal species were sampled on three compartments: roads, road sides and between roads. Considering the regeneration by ecological groups we have predominance of early secondary and late secondary species with similar values of richness on roads and road sides. On between roads compartment predominate early secondary and climax species, and richness and diversity values were the highest. On all compartments pioneer species were substituted by last mentioned species and they don't show recruitment indeed. In another site analyzed at Araucaria Park burnt 10 year ago and another site in those park after 4, 16 and 28 months after superficial fire. At first situation early secondary and pioneer species predominate. At second situation, pioneer species predominate with high densities at first survey and low down 28 months after fire. At the last chapter regeneration species richness and diversity were compared in araucaria Park and adult trees from those Park with secondary forest and Cruce Caballero Park with mature forest. We conclude that seasonal forest of Misiones have high regenerative capability and that secondary succession process response to facilitation model, where pioneer species are the first to occupy place and after early secondary and late secondary species became more frequent. Finally climax species appear and win places owing to better environmental conditions prepared by last ecological groups. It is necessary long time studies in permanent plots to confirm our results and conclusions.

Keywords: Secondary succession, natural regeneration, ecological groups, species richness, non parametric estimators.

INTRODUÇÃO GERAL

Existe um consenso histórico no âmbito das ciências florestais que só com o entendimento de suas características ecológicas é que as florestas podem ser manejadas com sucesso e de forma sustentável (KIMMINS, 2004; BAZZAZ, 1991; GÓMEZ-POMPA e BURLEY, 1991).

As florestas tropicais e subtropicais têm inestimável valor para toda a população mundial, porém, o interesse econômico imediato, explorando-a e derrubando-a, mobiliza-se com outras motivações, nenhuma, no entanto, em harmonia com o interesse comum da população, tampouco com a qualidade de vida que ela espera. Como resultado disso, os recursos estão sendo sobre-explorados em vez de serem manejados (GÓMEZ-POMPA e BURLEY, 1991).

O conhecimento que se tem hoje dos componentes e do funcionamento das florestas tropicais e subtropicais é bem maior do que o que se tinha décadas atrás, porém o ritmo de destruição e fragmentação também é bem maior e com tendência ao crescimento. Por outro lado, o grau de conhecimento sobre os seus componentes e a ecologia dos mesmos também é maior, mesmo que ainda limitado (CHAZDOM e DENSLOW, 2002).

As florestas do Sul do Brasil, nordeste da Argentina e leste do Paraguai formam um conjunto muito heterogêneo e diversificado, com Florestas Estacionais, Mistras com *Araucaria angustifolia*, Campos com Florestas, Florestas Densas da costa atlântica e múltiplos ecótonos entre elas. Segundo Oliveira Filho e Fontes (2000), a flora arbórea do Sul e Sudeste do Brasil, leste de Paraguai e nordeste de Argentina devem ser consideradas como Floresta Atlântica *lato sensu* e sua definição inclui florestas de todas as fisionomias ocorrendo ao leste do corredor seco formado pela caatinga no Nordeste do Brasil até o Chaco paraguaio e argentino. Fisionomias vegetais, tais como Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Pântanos, Manguezais, Restinga, Lagos e Campos de Altitude, são encontradas na região (LEDRU *et al.*, 2007). Segundo a classificação da vegetação da América do Sul de Cabrera e Willink (1980), a floresta que ocorre em Misiones pertence à Floresta Paranaense, incluída na Floresta Atlântica *lato sensu*, segundo Oliveira Filho e Fontes (2000).

A floresta paranaense de Misiones é caracterizada predominantemente por florestas estacionais, com um ecótono ao nordeste entre a floresta estacional e a floresta com araucária do Brasil (RÍOS *et al.*, 2010). Esse ecótono é evidenciado pela presença de *Araucaria angustifolia* e de outras espécies, como *Podocarpus lambertii*, que foram coletadas por Arturo Burkart no século XX, além de numerosas epífitas típicas da floresta com araucária do Brasil (KERSTEN e RÍOS, 2006).

A floresta com araucária, classificada como Floresta Ombrófila Mista por Veloso *et al.* (1991), é única no mundo, dado seu histórico de formação e o conjunto de espécies que a constitui. Os ecótonos gerados pelo encontro com outras formações florestais também influenciam na sua heterogeneidade espacial e riqueza de espécies. Assim, a oeste se interpenetra com a floresta estacional e com os campos gerais, formando ilhas de floresta no meio de um mar herbáceo. Ao norte limita com florestas estacionais. Ao leste recebe a influência da floresta atlântica *stricto sensu* da Serra do Mar. Ao sul recebe e se mistura com a floresta estacional e com os campos sulinos. Tanto no centro de distribuição como nas bordas, a floresta com araucária é muito diversificada (HOENE, 1930, AUBREVILLE, 1949, RAMBO, 1956; KLEIN, 1960, 1984, LONGHI, 1997; SOUZA, 2007, SONEGO *et al.*, 2007). Muitas vezes autorizadas tinham alertado sobre o risco de desaparecimento das florestas com araucária no Brasil e ainda falavam dos imensos problemas sociais e econômicos que isso acarretaria na região (HOENE, 1930; AUBREVILLE, 1949, 1959; RAMBO, 1956; BASTOS, 1961; MACHADO e ANDRADE, 1968; KLEIN, 1968; CARNEIRO, 1968, dentre outros), sem serem ouvidos.

A República Argentina tem cobertura de florestas estacionais ao noroeste (Tucumán, Salta) e ao nordeste (Misiones). A floresta com araucária se encontra na região nordeste de Misiones, formando um ecótono com as formações estacionais, como estudado por Klein (1960) e Longhi (1997). A composição de espécies é muito influenciada pelo conjunto das estacionais, tendo escassos representantes do centro de distribuição da floresta com araucária (RÍOS *et al.*, 2008). Assim, Leite e Klein (1990) mencionam que no ecótono da floresta com araucária e as estacionais, o pinheiro forma o estrato emergente de uma floresta de folhosas dominada por *Aspidosperma polyneuron*, *Parapiptadenia rigida*, *Apuleia leiocarpa*. Ríos *et al.* (2008), ao estudar uma floresta com araucária em Misiones, registraram o pinheiro compartilhando os primeiros lugares em porcentual de importância com *Cabralea canjerana*, *Ocotea lancifolia*, *Apuleia leiocarpa* e *Ocotea dyospirifolia* e não encontraram espécies típicas da floresta com araucária do seu centro de distribuição, como *Ocotea porosa*, *Mimosa scabrella*, *Sloanea monosperma*, *Capsicodendron dinisii*, tampouco *Podocarpus lambertii*.

A província de Misiones tinha originalmente dois milhões de hectares de floresta muito diversificada comparada a outras formações da Argentina, com 326 espécies arbóreas conhecidas, o que equivale a 54% das espécies do país (GARTLAND e BOHREN, 2008). Segundo Freire *et al.* (2006), a província tem a sua flora, como conjunto, incompletamente conhecida e foi estudada nos aspectos fitogeográficos por Martinez-Crovetto (1963), Cabrera (1976), Cabrera e Willink (1980); na sua florística por Revilla e Tressens (1996), Tressens *et al.* (2008), Eibl *et al.* (1999), Fontana (1998), Biganzoli e Múlgura de Romero (2004) e Freire *et al.* (2006); na fitossociologia por López Cristobal *et al.* (1996), Placci e Giorgis (1993), Ríos

et al. (1999) e Ríos *et al.* (2008); na regeneração natural por Gotz (1987), Mariot (1987), Eibl *et al.* (1993), Montagnini *et al.* (1995), Eibl *et al.* (1996), Ríos *et al.* (1999), Bulfe *et al.* (2005), Campanello (2004), Pinazo *et al.* (2009) e na dinâmica por Gauto (1997).

Até o fim do século XX, Misiones conservou 1,2 milhões de hectares principalmente devido à condição periférica da província em relação aos grandes centros urbanos do país. Em menor grau, o relevo montanhoso na coluna vertebral da província, onde hoje existe a maior parte da floresta, dificultou o estabelecimento da população. Já no século XXI a situação mudou rapidamente. O que facilitou, num certo momento, o avanço na acumulação de conhecimentos (como mencionado antes), também facilitou o acesso a áreas antes inacessíveis. O assentamento da população praticante da agricultura migratória, motivada pelo incremento de estradas asfaltadas e linhas de transporte de passageiros, fez com que a fronteira agrícola avançasse, deixando para trás áreas profundamente alteradas, com solos degradados, nascentes de água secas ou contaminadas e áreas de pastoreio extensivas. Os impactos ao ambiente causados pelo homem, na maior parte da província de Misiones, significam impactos diretos sobre as florestas, seus componentes e seus benefícios atuais e potenciais que essa pode brindar à população.

Na área da ecologia florestal os impactos humanos na floresta podem ser de diversas intensidades, abrangência e permanência no tempo. Os distúrbios antrópicos podem ser causados pela agricultura, exploração florestal, monocultivo florestal com exóticas, mineração, fogo, abertura de estradas, instalações urbanas, redes elétricas ou gasodutos, construções de barragens, entre outras. Não só as áreas sob distúrbio antrópico estão aumentando, mas também a complexidade dos mesmos.

A capacidade de a floresta estacional e a floresta com araucária reagir aos impactos dos distúrbios (resiliência) é pouco conhecida e é dependente de inúmeros fatores como o histórico de exploração, relevo, solo, frequência e intensidade dos distúrbios. Algumas espécies de mamíferos foram redescobertos em fragmentos de Floresta Atlântica no estado de São Paulo como o mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus*) quando era considerado quase extinto (VALLADARES-PADUA e CULLEN, 1994). Dirzo e Sussman (2002) afirmam que talvez tenhamos subestimado a capacidade de muitas populações de fauna e flora de permanecerem e resistirem em uma matriz fragmentada. Brooks *et al.* (1999), estudando as aves em perigo de extinção da Mata Atlântica encontraram que com a perda de floresta primária, muitas espécies têm a capacidade de se adaptar a florestas secundárias.

Para conhecer a capacidade regenerativa da floresta deve-se estudar a dinâmica da sucessão secundária decorrente de distúrbios de diferentes naturezas. Esse conhecimento é de fundamental importância para o desenho de propostas de restauração florestal. Os estudos sobre dinâmica de sucessão buscam descobrir os mecanismos próprios da natureza para restabelecer a cobertura florestal de uma área que sofreu um distúrbio, por meio da regeneração

natural das espécies arbóreas, principalmente por essa ser a base estrutural da futura floresta (EWEL e BIGELOW, 1996).

A restauração florestal visa facilitar o recobrimento florestal de uma área impactada com a maior rapidez possível. Para conseguir os resultados eficientemente, os engenheiros da restauração devem conhecer os mecanismos naturais da floresta, o que reduz os custos de instalação de projetos e potencializa os benefícios em um menor intervalo de tempo após a implantação.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a capacidade de recuperação da estrutura da comunidade arbórea com a análise da regeneração natural por grupos ecológicos e dos estágios sucessionais em três áreas cobertas com florestas estacionais e com araucária que sofreram impacto antrópico na província de Misiones, Argentina. O trabalho foi organizado na forma de capítulos, visando não só viabilizar a publicação em breve, mas principalmente facilitar a sua leitura e compreensão. A apresentação foi organizada em uma sequência lógica que obedece a cronologia dos impactos.

No primeiro capítulo avalia-se e caracteriza-se a regeneração natural no Parque Provincial Araucária numa área impactada por fogo no ano de 2007 (Figura 1), com um enfoque detalhado da fitossociologia da regeneração, diferenciando grupos ecológicos, visando conhecer a dinâmica da ocupação do espaço pelas diferentes espécies e a diversidade arbórea com o passar do tempo.



FIGURA 1: Imagens do incêndio no Parque Provincial Araucária, San Pedro, Misiones, Argentina.

No segundo capítulo aborda-se o estudo da estrutura e estágio sucessionais da vegetação arbórea do Parque Natural Municipal Saltos Küppers em uma área impactada por mineração durante nove anos, até o ano de 2007 (Figura 2). Nesta área analisa-se o impacto desta atividade e a evolução da regeneração natural ao longo de dois anos após o encerramento da mineração. A área é uma unidade de conservação que estava sendo ilicitamente explorada. Atualmente a área recuperou a sua categoria de proteção.



FIGURA 2: Vista aérea e detalhe do local de extração de basalto no Parque Natural Saltos Küppers, Eldorado, Misiones, Argentina.

No terceiro capítulo analisa-se, também no Parque Provincial Araucária, o estágio atual da estrutura e regeneração natural das espécies arbóreas transcorridos 10 anos após um incêndio florestal que eliminou todos os indivíduos arbóreos menores que 4,8 cm de DAP (diâmetro à altura do peito), no ano 1999 (Figura 3).



FIGURA 3: Área em recuperação dez anos após incêndio no Parque Provincial Araucária, San Pedro Misiones, Argentina.

No quarto capítulo descreve-se o estado atual da regeneração natural da floresta estacional em antigas estradas usadas por caminhões de transporte de material na construção da barragem Urugua-í (Figura 4). As estradas foram fechadas há 20 anos e a área está sob proteção, o que facilitou a análise da evolução neste período.



FIGURA 4: Vista aérea geral e da obra civil durante a construção da barragem de Urugua-í, Misiones, Argentina.

No último capítulo abordou-se e avaliou-se o comportamento dos estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies, em três diferentes tamanhos de amostra para árvores adultas e regeneração natural, em uma floresta com araucária nos Parques Araucária e Cruce Caballero de Misiones, como contribuição teórica para futuros estudos na região.

Os objetivos específicos desta pesquisa incluem:

- a) Conhecer as espécies que constituem a regeneração natural, discriminando por grupos ecológicos em três situações de distúrbio antrópico;
- b) Identificar o processo de sucessão secundária após distúrbio por fogo e por retirada dos horizontes superiores do solo;
- c) Analisar o estado de sucessão secundária 10 e 20 anos após situações de distúrbio antrópico;
- d) Testar o comportamento de estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies em diferentes tamanhos de amostra.

Justificativa

As atividades antrópicas regidas para suprir as necessidades atuais exercem uma pressão cada vez maior sobre os ecossistemas florestais. As florestas primárias têm desaparecido pela exploração excessiva e as florestas secundárias estão sendo cada vez mais substituídas pela agricultura e pastagem.

Os benefícios fornecidos pelas florestas são de conhecimento público e serão necessários ainda mais no futuro, dada a crescente população humana e a má distribuição da riqueza. A restauração de áreas degradadas, bem como o manejo de florestas secundárias, terá cada vez maior importância, para o fornecimento além da madeira, de produtos não-madeiráveis, tão ou mais importantes, como a água e as plantas medicinais.

Hipótese geral

A floresta missioneira tem alta capacidade de regeneração após distúrbios antrópicos e os grupos ecológicos predominantes nas primeiras etapas são os das pioneiras e das secundárias iniciais.

CAPÍTULO 1

DINÂMICA DA REGENERAÇÃO APÓS DISTÚRPIO POR FOGO EM UMA FLORESTA COM ARAUCÁRIA EM MISIONES, ARGENTINA

RESUMO

Este trabalho objetiva descrever a evolução da estrutura e composição da regeneração natural em uma área do Parque Araucária atingido por um incêndio superficial no ano 2007. Foram utilizados métodos fitossociológicos e estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies. Os dados são apresentados com o critério de inclusão de diâmetro máximo de 4,8 cm e discriminado em três classes de altura. Foram amostradas 33 parcelas permanentes de 1 x 20 m instaladas de forma sistemática. Foram efetuados três levantamentos: aos quatro, 16 e 28 meses após o incêndio. Foram registradas 31 espécies arbóreas aos quatro meses; 38 espécies aos 16 meses e 45 espécies aos 28 meses. As densidades absolutas (DA) foram diminuindo ao longo do processo sucessional. Aos quatro meses registrou-se 41.128 ind./ha, aos 16 meses 28.742 ind./ha e aos 28 meses 17.969 ind./ha. Fazendo a análise por grupo ecológico, tem-se aos quatro meses um predomínio das espécies pioneiras e secundárias iniciais somando 93,85% da regeneração natural total (RNT). Aos 16 meses esse predomínio continuou, porém com menor percentagem (88,46% da RNT). Aos 28 meses o predomínio registrado foi de 84,81%. Considerando as espécies mais importantes por grupo ecológico, tem-se nas pioneiras *Solanum granuloso-leprosum*, dominando aos quatro e 16 meses. Aos 28 meses *Solanum granuloso-leprosum* cede em importância e *Myrsine umbellata*, *Baccharis dracunculifolia*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Myrsine lorentziana* e *Schinus terebinthifolius* ganham espaço. As secundárias iniciais são representadas por valores baixos, tendo *Ocotea puberula* e *Matayba elaeagnoides* as mais expressivas nos dois primeiros levantamentos e *Matayba elaeagnoides* no terceiro. No grupo das secundárias tardias, *Casearia silvestris* é a mais representativa aos quatro meses. *Araucaria angustifolia* faz a sua aparição aos 16 meses e se torna predominante aos 28 meses. *Annona emarginata* e *Handroanthus albus* acompanham com indivíduos recrutados na maior parte por rebrota. No grupo das espécies de clima *Erythroxylum deciduum* predomina junto a *Strychnos brasiliensis*. O procedimento JACKKNIFE apresentou diferenças significativas na riqueza nos três levantamentos, incrementando-se do primeiro ao último. Conclui-se que a floresta com araucária do parque tem alto poder de regeneração e que a troca de espécies é notável entre grupos ecológicos e dentro deles com o avanço do processo de colonização.

Palavras-chave: Incêndios florestais, sucessão secundária, regeneração natural, grupos ecológicos.

INTRODUÇÃO

A intensificação das pesquisas sobre dinâmica das florestas tropicais nas últimas décadas foi motivada pela rápida perda de grandes superfícies cobertas com essas formações florestais em todo mundo e pelo reconhecimento de seu grande valor. O entendimento da estrutura e funcionamento da organização das comunidades, a especiação, os atributos demográficos e a interrelação com o meio físico permitem a interpretação daquela dinâmica, e pode-se ter perspectiva do futuro da floresta (BAZZAZ, 1991).

Segundo Richards (1952), entende-se por regeneração natural da floresta o complexo e contínuo processo de reconstituição e reorganização da estrutura e composição da comunidade, sendo determinada pelo recrutamento, crescimento e sobrevivência ao longo das diferentes fases de vida de seus indivíduos. O nicho de regeneração de uma espécie é caracterizado pelo modo de regeneração, que, segundo Veblen (1992), refere-se à escala espacial na qual a regeneração se manifesta em relação a um distúrbio, e geralmente pode ser inferido pela estrutura de idades e os padrões de população das árvores adultas. São três os modos propostos: a) Após grandes distúrbios, onde o estabelecimento da regeneração se dá em um curto período de tempo e segue a devastação de adultos por uma perturbação de grande superfície; b) Após clareira, o estabelecimento é dado com baixas intensidades de luz, nas quais as espécies se beneficiam ao se estabelecer; c) modo contínuo de regeneração, as espécies atingem maturidade em ausência de clareiras. Finol Urdaneta (1971) alertou sobre a importância de considerar a regeneração natural nos estudos referentes à estrutura da floresta para uma interpretação mais abrangente.

Aubreville (1938) afirma que a variabilidade espacial nas espécies arbóreas dominantes da floresta se deve a falhas de algumas espécies para se regenerar embaixo de sua própria sombra. Hoje já se tem o conhecimento necessário para uma explicação fundamentada sobre a estrutura da vegetação. Como resultado disso, algumas espécies vão desaparecer da floresta em um dado local, mas estarão presentes em outros locais onde as clareiras o permitam. Richards (1952) nomeou esta teoria como regeneração em ciclos ou em mosaicos.

Segundo Burslem e Swaine (2002), os pesquisadores que trabalham com regeneração têm enfatizado a importância dos distúrbios por manter ativa a dinâmica da floresta. Essa dinâmica refere-se ao estado das mudanças no tempo e a composição da comunidade que se está regenerando em determinado local. A regeneração inclui recrutamento, sobrevivência e crescimento de um número grande de espécies que podem diferir nos seus modos de vida e nos papéis que exercem na comunidade (BAZZAZ, 1991). Gómez-Pompa e Vázquez-Yanes (1981)

salientam que o conhecimento da sucessão florestal nos ecossistemas tropicais tem grande importância para entender os ciclos de vida das espécies envolvidas no processo de regeneração natural.

As florestas com araucária, conhecidas tecnicamente como Floresta Ombrófila Mista, pela classificação de Veloso *et al.* (1991), são de grande importância do ponto de vista biológico, cultural e social no Sul do Brasil. Na Argentina ela encontra-se formando um ecótono com as florestas estacionais. No Brasil já atingiu 200.000 km², ocupando área geográfica semelhante aos estados mais populosos como São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Na Argentina, ela está localizada em Misiones, uma província periférica, com baixo grau de desenvolvimento econômico e em infra-estrutura.

No Brasil, a Floresta Ombrófila Mista recebeu a atenção de pesquisadores sobre as características particulares da regeneração natural de *Araucaria angustifolia* (LABORIAU e MATOS FILHO, 1948; AUBREVILLE, 1949; KLEIN, 1960; LONGHI, 1980; CARVALHO, 1994; SOAREZ, 1980; HUECK, 1978; FUPEF 1978; MELLO FILHO *et al.*, (1981), que se mostra escassa e insuficiente para renovar os exemplares adultos na atualidade como mostrado por Mahus e Backes (2002) no Rio Grande do Sul.

Em Misiones, os primeiros trabalhos realizados na avaliação da regeneração natural da floresta tinham como objetivos principais determinar as perspectivas das espécies de interesse comercial (GOTZ, 1987; MARIOT, 1987; EIBL *et al.*, 1996; WOODWARD, 1995; MONTAGNINI *et al.*, 1998). Outros autores focaram em aspectos gerais da regeneração (EIBL *et al.*, 1993; RÍOS *et al.*, 1999), na dinâmica (CAMPANELLO, 2004; BULFE *et al.*, 2003) e especificamente na regeneração de *Araucaria angustifolia* (RÍOS, 2006).

Ragonese e Catiglione (1946) trabalharam na primeira descrição da distribuição da floresta com araucária em Misiones, como também com o inventário fitossociológico. Cozzo (1960, 1980) aprimorou o mapa de distribuição dos fragmentos no país. Martinez-Crovetto (1963) realizou o primeiro mapa fitogeográfico da província. Cabrera e Willink (1980), em análise biogeográfica da América Latina, indicaram as florestas com araucária na província Paranaense como domínio Amazônico. Os resultados de Ríos (2006), em um estudo da regeneração natural de *Araucaria angustifolia* no Parque Cruce Caballero, mostraram 18 ind./ha, considerando regeneração até os 4,8 cm de DAP, o que coloca Misiones na mesma situação que preocupa pesquisadores do Brasil.

Ogden (1985), trabalhando com florestas mistas da Nova Zelândia, encontrou similar situação à mencionada antes. A frequência de mudas e pequenas árvores de coníferas que dominam o dossel era muito pequena, considerada insuficiente. As espécies de coníferas

dominantes que mostravam esta característica eram *Agathis australis*, *Podocarpus totara*, *Libocedrus bidwillii*, *Dacrydium cupressinum*. Assim, Ogdem (1985) desenvolveu um modelo para explicar as mudanças estruturais das florestas mistas de Nova Zelândia. Este foi chamado de Modelo Lozeng e explica a dinâmica populacional em relação ao regime de distúrbio e relações competitivas entre coníferas e angiospermas. O modelo identifica infrequentes níveis de distúrbio na paisagem (por exemplo, o fogo), grandes longevidades de coníferas em relação às angiospermas e declínio das oportunidades de recrutamento para coníferas na ausência de distúrbios. Burns (1993) indica a espécie *Araucaria araucana* no modelo. Enright *et al.* (1999) indica *Araucaria laubenfelsii* de Nova Caledônia e *Araucaria hunsteinii* de Nova Guiné, ajustando-se ao modelo. Souza (2007) indica *Araucaria angustifolia* no mesmo modelo.

O fogo é um fenômeno natural modelador de ambientes e que está atuando desde o início da formação dos ecossistemas terrestres, sendo um dos distúrbios naturais mais frequentes, especialmente nas florestas decíduais e semi-decíduais da Terra. Porém, em habitats não dependentes do fogo, como as florestas tropicais, onde o distúrbio por fogo se dá esporadicamente em épocas de estiagem marcadas, esses sofrem grandes modificações e perda de espécies.

Alguns autores consideram *Araucaria angustifolia* como espécie dependente do fogo, dadas algumas características como a espessura da casca, e a inflamabilidade das folhas (SOAREZ, 1980), porém essa espécie não suporta nenhuma intensidade de fogo quando tem menos de 10 cm de DAP (MIRANDA *et al.*, 2007; WEBER *et al.*, 2007). Considerando que a araucária na comunidade atual é muito nova, não passando de 2.500 anos (BEHLING, 2007), sendo o clima atual muito úmido e sem estação seca, não se pode afirmar que seja dependente do fogo para o estabelecimento da regeneração, e sim dependente de distúrbios em geral, que incluiria o fogo como um deles.

Nas florestas com araucária no Brasil e na Argentina o fogo é utilizado pelo homem antes dos colonizadores. Existem indícios de queimadas no sub-bosque da floresta há mais de 2.000 anos (BEHLING, 2007). Alguns autores discutem a possibilidade de o homem ter participado na expansão da floresta com araucária (BITENCOURT e KRASPENHAR, 2006; IRIARTE e BEHLING, 2007). O fogo pode ter contribuído na definição dos limites e servido como barreira para a expansão da Floresta Ombrófila Mista, pois plântulas e indivíduos jovens da araucária são muito sensíveis às queimadas (AUBREVILLE, 1949; KLEIN, 1960).

É indiscutível o grande impacto do fogo na floresta com araucária, porém, até hoje não existem estudos sobre a capacidade de as espécies restabelecerem a estrutura e diversidade da

floresta e quanto tempo leva para atingir o estado avançado de sucessão (MIRANDA *et al.*, 2007; WEBER *et al.*, 2007).

Queimadas seguidas de vários anos de cultivos e queimadas muito recorrentes podem exaurir não apenas os nutrientes do solo e sua capacidade produtiva, mas também a sua capacidade de regeneração, devido à eliminação do banco de sementes e perda de micrositios para o seu estabelecimento (WHITMORE, 1983; GÓMEZ-POMPA e VÁZQUEZ-YANES, 1981).

O objetivo deste trabalho é contribuir com o conhecimento da sucessão natural, avaliando a evolução da regeneração natural das espécies arbóreas em três levantamentos sucessivos logo após distúrbio por fogo, na floresta com araucária do Parque Provincial Araucária em Misiones, Argentina. A grande relevância deste trabalho reside em constituir numa referência para futuros estudos de sucessão natural após distúrbios por fogo, como os registrados em Misiones.

A hipótese testada é que nos primeiros vinte e oito meses após o incêndio, as principais espécies são dos grupos ecológicos das pioneiras e secundárias iniciais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo localiza-se no Parque Provincial Araucária, administrado pelo Ministério de Ecologia e Recursos Renováveis no município e Departamento de San Pedro, província de Misiones (26°38'S e 54° 06'W). A superfície total da área é de 92 hectares e tem características de parque urbano devidas à proximidade com a cidade de San Pedro (Figura 1). O clima da área é subtropical quente e úmido, sem estação seca, denominado do tipo Cfb, de acordo com a classificação do Köppen. Segundo Rau (2005), a média anual de precipitação em San Pedro é de 2.360 mm. As precipitações apresentam um padrão bimodal com dois picos: um em janeiro e fevereiro e o segundo em outubro. A média anual de temperatura é de 19 °C. O mês mais frio é julho e o mais quente é janeiro ou fevereiro. A área tem relativamente poucas variações em temperaturas de verão e inverno.

Segundo Bertolini (2000) a topografia do parque é ondulada com a maior altitude ao norte, com 570 m.s.n.m., e a mínima ao oeste, com 525 m.s.n.m.

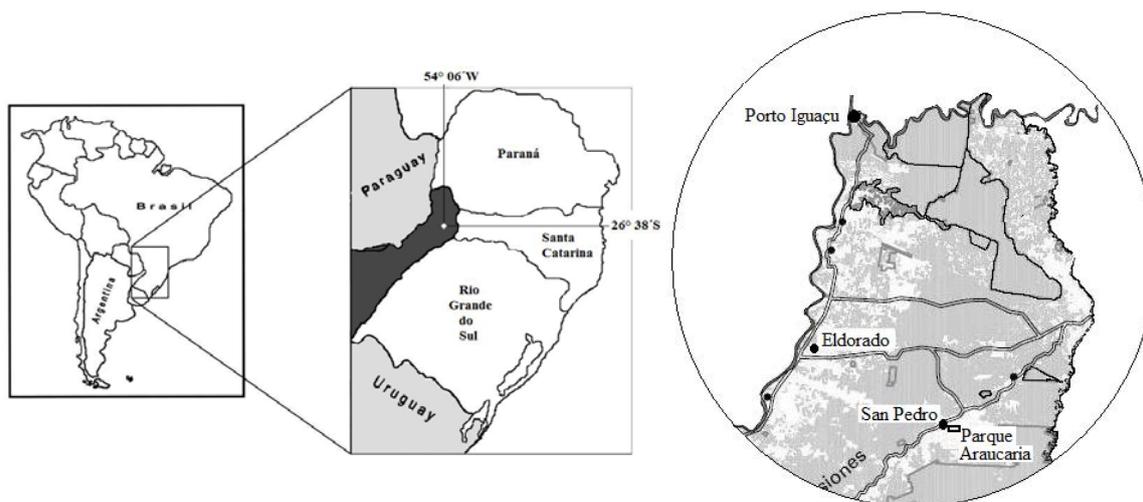


FIGURA 1: Localização geográfica do Parque Provincial Araucária, San Pedro, Misiones, Argentina.

As áreas estão sobre o planalto de Misiones, parte da Serra Geral formada pelo derrame de lavas basálticas no Mesozóico. A espessura máxima desta litologia, sobre o arenito Botucatu adjacente, é de 1100 metros na província de Misiones.

O solo da área é do tipo Latossolo Vermelho, segundo a classificação da EMBRAPA (1999), e se caracteriza por ser argiloso, profundo, muito evoluído, permeável e ácido. A vegetação natural da região é classificada como Floresta Semidecidual e Mista de araucária e,

segundo Cabrera e Willink (1980), está incluída na província fitogeográfica paranaense, distrito do pinho. Segundo a classificação de Veloso *et al.* (1991), a vegetação do parque seria de transição entre a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Mista.

Neste trabalho foi avaliada a regeneração natural das árvores empregando o método das parcelas múltiplas (MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974), de acordo com metodologia proposta por Finol (1971). As parcelas foram 33 unidades de 20 m² (1 x 20 m), alocadas de maneira sistemática na área de estudo. Os dados foram registrados em três classes de altura: Classe I de 10 a 50 cm; Classe II de 50,1 até 1 m; e a classe III de mais de um metro até 4,8 cm de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP). Como regeneração foram considerados todos os indivíduos menores que 4,8 cm de DAP. Os parâmetros analisados foram: densidade, frequência e o índice de regeneração natural.

Estimativa da densidade por classe de tamanho de planta

$$DA_{ij} = n_{ij}/A$$

$$DR_{ij} = \left[\frac{FA_{ij}}{\sum_{i=1}^p FA_{ij}} \right] * 100$$

Em que:

DA_{ij} = densidade absoluta da i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho de regeneração natural;

n_{ij} = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho de regeneração natural;

A = área amostrada, em hectare;

DR_{ij} = densidade relativa da i-ésima espécie na j-ésima classe de tamanho de regeneração natural;

i = 1, 2, ..., i-ésima espécie amostrada;

j = 1, 2, 3 ... j-ésima classe de altura.

Estimativa da frequência por classe de tamanho de planta

$$FA_{ij} = [u_{ij}/ut] * 100$$

$$FR_{ij} = \left[\frac{FA_{ij}}{\sum_{i=1}^p FA_{ij}} \right] * 100$$

Em que:

FA_{ij} = frequência absoluta da i -ésima espécie, dada em percentagem, na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural;

u_{ij} = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie esta presente na j -ésima classe de tamanho da regeneração natural;

u_t = número total de unidades amostrais;

FR_{ij} = frequência relativa da i -ésima espécie, em percentagem, na j -ésima classe de tamanho da regeneração natural;

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada;

$j = 1, 2, 3 \dots$ j -ésima classe de altura.

Estimativa da regeneração natural

$$RNC_{ij} = \frac{DR_{ij} + FR_{ij}}{2}$$

Em que:

RNC_{ij} = estimativa da regeneração natural da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de planta em percentagem;

DR_{ij} = densidade relativa para a i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural

FR_{ij} = frequência relativa da i -ésima espécie, em percentagem, na j -ésima classe de regeneração natural;

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada;

$j = 1, 2, 3 \dots$ j -ésima classe de tamanho.

Seguindo a metodologia usada por Volpato (1994), foi feita a estimativa da regeneração natural total por espécie, ou seja, a soma dos índices de regeneração natural por classe de tamanho, obtendo-se um índice por espécie, conforme segue

$$RNT_i = \frac{\sum_{j=1}^3 RNC_{ij}}{3}$$

Em que:

RNT_i = estimativa da regeneração natural total da i -ésima espécie;

RNC_{ij} = estimativa da regeneração natural da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de planta;

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada;

$j = 1, 2, 3 \dots$ j -ésima classe de tamanho.

A soma dos índices de regeneração natural total (RNT) de todas as espécies equivale a 100. Assim, cada valor individual, quer seja por classe de tamanho, quer seja por espécie, foi expresso em percentagem (HIGUCHI, 2003).

A suficiência amostral foi avaliada segundo a curva média de acumulação de espécies, usando para tal fim a re-amostragem (100 vezes), de forma que o ingresso das parcelas seja aleatorizado. Para tal foi usado o aplicativo computacional StimateS 7.5 (COLWELL, 2005).

Riqueza de espécies

A riqueza de espécies foi estimada mediante o uso de estimadores não-paramétricos ACE (*Abundance coverage estimator*) ou estimador de cobertura baseado na abundância e ICE (*Incidence coverage estimator*) ou estimador de cobertura baseado na incidência, calculados com o aplicativo computacional EstimateS 7.5 (COLWELL, 2005), e estimam a riqueza de espécies que podem ser registradas pelas técnicas utilizadas, na área amostrada e não a riqueza total incluindo as áreas não amostradas de um parque por exemplo. ACE e ICE foram desenvolvidos por Chao e Lee (1992), baseando-se no conceito estatístico de “cobertura de amostra” (sample coverage). O primeiro modelo, ACE, trabalha com a abundância das espécies raras (com poucos indivíduos), enquanto que o segundo, ICE, requer o número de espécies infrequentes (que ocorrem em poucas unidades amostrais). Entretanto, estes métodos permitem ao usuário determinar os limites para que uma espécie seja considerada rara ou infrequente. Em geral, são consideradas raras aquelas espécie com abundância entre 1 e 10 indivíduos, e infrequentes espécies com incidência entre 1 e 10 amostras (CHAZDON *et al.*, 1998).

Estimador ICE:

$$S_{ICE} = S_{freq} + \frac{S_{infr}}{C_{ICE}} + \frac{Q_1}{C_{ICE}} \gamma_{ICE}^2$$
$$\gamma_{ICE}^2 = \max \left\{ \frac{S_{infr}}{C_{ICE}} \frac{m_{infr}}{m_{infr} - 1} \frac{\sum_{t=1}^{10} t(t-1)Q_t}{(N_{infr})^2} - 1, 0 \right\}$$

Em que:

S_{freq} = número de espécies comuns (encontradas em > 10 parcelas);

S_{infr} = número de espécies infrequentes (encontradas em ≤ 10 parcelas);

Q_1 = número de espécies únicas;

$C_{ICE} = 1 - Q_1 / N_{infr}$;

$N_{\text{infr.}}$: número total de espécies infreqüentes

m_{infr} = número de amostras com espécies infreqüentes

γ_{ICE}^2 = coeficiente de variação de Q_i para as espécies infreqüentes

Estimador ACE:

$$S_{\text{ACE}} = S_{\text{abund}} + \frac{S_{\text{rara}}}{C_{\text{ACE}}} + \frac{F_1}{C_{\text{ACE}}} \gamma_{\text{ACE}}^2$$

Em que:

S_{abund} = Número de espécies abundantes (> 10 indivíduos)

S_{rara} = Número de espécies raras (≤ 10 indivíduos)

N_{rara} = número total de indivíduos nas espécies raras.

F_i = número de espécies com i individuais (F_1 = número de singletons).

$C_{\text{ACE}} = 1 - F_1/N_{\text{rara}}$

γ_{ACE}^2 = coeficiente de variação de F_i para as espécies raras

$$\gamma_{\text{ACE}}^2 = \max \left\{ \frac{S_{\text{rara}}}{C_{\text{ACE}}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{(N_{\text{rara}})(N_{\text{rara}} - 1)} - 1,0 \right\}$$

A diferença de riqueza de espécies nos três levantamentos foi avaliada por meio do procedimento JACKKNIFE 1, proposto por Heltshe e Forrester, 1983 e Colwell e Coddington, 1995, usado por Marco e Paglia (2009) e Marco e Resende (2004) e Karr *et al.* (1990) para comparar riqueza de espécies de aves neotropicais.

$$S_{\text{Jackknife 1}} = S_{\text{obs}} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right)$$

Em que:

S_{obs} = riqueza observada

Q_1 = número de espécies encontradas apenas em uma parcela

m = número de unidades amostrais

As comparações de diversidade de espécies nos levantamentos foram avaliadas por meio de teste “t” de Hutchenson conforme Magurran (1988).

Grupos ecológicos

As espécies foram distribuídas ou enquadradas em grupos ecológicos seguindo a classificação de Budowski (1965), e como usado por Vaccaro *et al.* (1999), Paula *et al.* (2004) e Petrere *et al.* (2004). Os grupos são:

Pioneiras (P): espécies claramente dependentes de muita luminosidade que se desenvolvem em clareiras grandes, nas bordas da floresta ou em locais abertos. Não ocorrem no sub-bosque. São espécies de pequeno porte e curta longevidade. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea.

Secundárias iniciais (SI): São espécies que requerem grandes clareiras para se regenerar, ou borda de florestas e locais abertos. São árvores de grande porte e longevidade de média a longa. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea ou epígeo armazenadora de reservas.

Secundárias tardias (ST): Suas sementes podem germinar na sombra do dossel, mas precisam luz para o desenvolvimento inicial logo após ter exaurido as reservas da semente. Desenvolvem-se em clareiras pequenas, bordas de floresta acompanhando as pioneiras. São árvores de grande porte e de longa vida. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea.

Clímax ou de floresta madura (CL): são espécies que se desenvolvem exclusivamente no sub-bosque e que podem ter sombreamento em todas as fases da vida. São geralmente pequenas árvores de sub-bosque, ou de grande porte que podem atingir o dossel. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea (raro).

Modelo conceitual do processo de sucessão secundária

É usado o modelo proposto por Guariguata e Ostertag (2001), os quais descrevem o processo como conformado por colonização inicial, desenvolvimento inicial da floresta, desenvolvimento tardio e floresta madura. Com o intuito de analisar estatisticamente as variações ocorridas na densidade das espécies durante os três levantamentos, utilizou-se o teste “t” de Student para amostras emparelhadas.

RESULTADOS

A composição florística da área de estudo apresenta 53 espécies na regeneração, sendo que 26 estão presentes nos três períodos de levantamento. Assim, 31 espécies foram registradas no primeiro levantamento (quatro meses após o incêndio), 38 no segundo (16 meses após o incêndio) e 45 no último (28 meses após o incêndio) (Tabela 1).

Tabela 1: Lista de espécies, por levantamento, com seus respectivos grupos ecológicos (GE).

Família	Nome científico	Árvore	Regeneração			GE
			4	16	28	
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	x	x	x	x	P
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer			x	x	ST
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> DC.		x			P
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek			x	x	CL
	<i>Ilex dumosa</i> Reissek				x	CL
	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.- Hil.	x	x	x	x	CL
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	x		x	x	ST
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	x			x	P
	<i>Baccharis</i> sp.				x	P
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	x	x	x		SI
	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	x	x	x	x	ST
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> L. Gottschling e J.E.Mill.	x		x		SI
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	x		x		ST
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		x	x	x	P
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.		x	x	x	CL
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	x	x	x	x	P
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm.&Downs			x		P
	<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burkart			x	x	SI
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.		x			SI
	<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	x		x	x	P
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	x		x		SI
	<i>Lonchocarpus leucanthus</i> Burkart	x				SI
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	x	x	x	x	P
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	x				SI
	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees.) Kosterm.				x	ST
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	x	x	x	x	ST
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez				x	ST
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez		x	x		SI
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	x	x	x	x	SI
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	x	x	x	x	SI
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.		x	x	x	CS
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. E Arn.)Hassl.	x				SI
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	x	x	x	x	SI
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	x				ST
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	x	x	x	x	SI
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don ex Steud.				x	SI
Myrsinaceae	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez)Arechav.		x	x	x	P
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	x	x	x	P
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.				x	CL
	<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Nied.				x	CL
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.				x	P
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	x	x	x	x	ST
Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Benth. E Hook.ex M.Arg.			x	x	CS
	<i>Randia ferox</i> (Cham.&Schltdl.)DC.				x	CS
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	x	x	x	x	P
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.	x	x	x	x	SI
Salicaceae	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler				x	P

	<i>Casearia decandra</i> Jacq.		x	x	x	CS
	<i>Casearia silvestris</i> Sw.	x	x	x	x	ST
	<i>Xylosma</i> sp.				x	ST
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.Hil., A.Juss.e Cambess) Radlk.		x	x	x	SI
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	x	x	x	x	SI
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	x				ST
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk	x	x	x	x	SI
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (H.e A.) Radlk.	x				CL
Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp.				x	P
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	x	x	x	x	P
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook e Arn.		x			ST
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.		x	x	x	CS
Verbenaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke		x	x	x	SI

4: quatro meses após incêndio; 16: 16 meses após incêndio; 28: 28 meses após incêndio. GE: grupo ecológico; P: pioneiras; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; CL: Clímax dossel; CS: Clímax sub-bosque.

A curva média de suficiência amostral (curva de rarefação por amostras), com seus respectivos intervalos de confiança, é mostrada na figura 2, onde se observa uma curva suavizada, sem atingir uma estabilidade marcada, mas com suficiência amostral garantida segundo o critério de Cain (1938) citado por Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974), já que com um incremento de 10 % da área amostral evidencia-se um aumento menor a 5% no número de espécies.

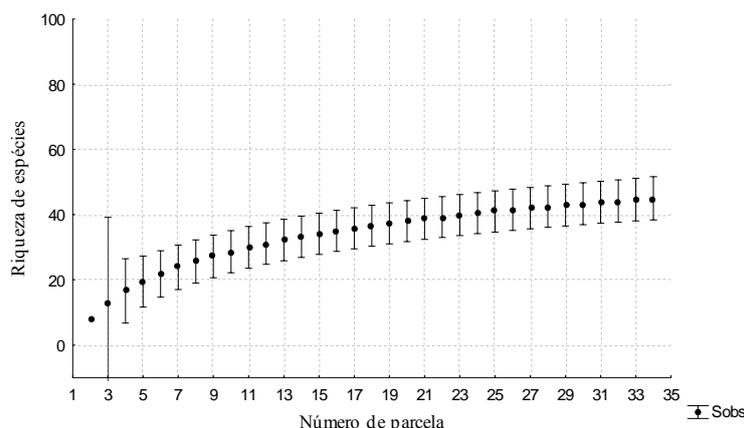


FIGURA 2: Curva de suficiência amostral (média \pm IC) da regeneração natural para 28 meses.

Comparando o número de indivíduos por hectare (DA) nos três levantamentos, têm-se valores muito expressivos no primeiro, com 41.128 ind./ha, diminuindo nos levantamentos posteriores (Tabela 2) até 17.969 ind./ha no último levantamento. Considerando as classes de altura, é muito evidente o predomínio de indivíduos pequenos (classe I) no primeiro levantamento. Já no segundo e terceiro percebe-se predomínio da classe III de altura.

TABELA 2: Número de indivíduos por hectare (DA) por classe de altura e por levantamento.

Levantamento	DA I	DA II	DA III	Total
1° (4 meses)	17885,7	13300,0	9942,0	41128,6
2° (16 meses)	3285,7	6871,4	18585,7	28742,9
3° (28 meses)	1712,1	2984,8	13272,7	17969,7

Classe I: 10 - 50 cm de altura; Classe II: 50,1 - 100 cm de altura; Classe III: 100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP; DA I: densidade absoluta classe I de altura, DA II: densidade absoluta classe II de altura e DA III: densidade absoluta classe III de altura.

Considerando em detalhe o primeiro levantamento (Tabela 3) e observando os valores de regeneração natural (%) por grupo ecológico, evidencia-se o predomínio absoluto das espécies pioneiras, com 77,34%. A classe III de altura é a mais numerosa. O grupo das secundárias iniciais participa com 16,51% e tem maior frequência na primeira classe de altura. Já as espécies do grupo das secundárias tardias e de floresta madura têm pouca participação e não estão presentes na classe III de altura.

TABELA 3: Valores de regeneração natural em percentagem por grupo ecológico e por levantamento.

Grupos ecológicos	RN I	RN II	RN III	RNT%
Quatro meses				
Pioneiras	65,89	72,06	94,07	77,34
Secundárias iniciais	25,06	18,38	6,10	16,51
Secundárias tardias	3,33	5,00	0,00	2,78
Clímax	5,73	4,72	0,00	3,49
16 meses				
Pioneiras	60,26	64,58	74,92	66,59
Secundárias iniciais	24,98	22,39	18,23	21,87
Secundárias tardias	7,97	3,14	2,78	4,63
Clímax	6,95	9,91	4,17	7,01
28 meses				
Pioneiras	47,98	41,06	58,78	49,27
Secundárias iniciais	36,64	42,36	27,62	35,54
Secundárias tardias	13,12	8,44	3,92	8,50
Clímax	2,51	8,19	9,69	6,80

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

No segundo levantamento continua o predomínio das pioneiras, mas as secundárias iniciais aumentam sua participação percentual na regeneração. As secundárias tardias e as espécies de floresta madura apresentam indivíduos nas três classes de altura e incrementam quase o dobro, no caso das secundárias tardias, e ao dobro, no caso das espécies clímax (Tabela 3). No terceiro levantamento, as secundárias iniciais quase igualam as pioneiras, que continuam a ter o maior valor total. As secundárias tardias continuam a aumentar sua participação e as espécies clímax mantiveram-se estáveis no percentual geral, apesar de ter aumentado seus percentuais por classe de altura. Isso foi ocasionado pelo grande aumento das secundárias iniciais (Tabela 3).

Ao fazer comparação por grupo ecológico nos três levantamentos (Figura 3), tem-se as pioneiras em diminuição paulatina do grupo ecológico das pioneiras do primeiro ao último levantamento (28 meses após incêndio).

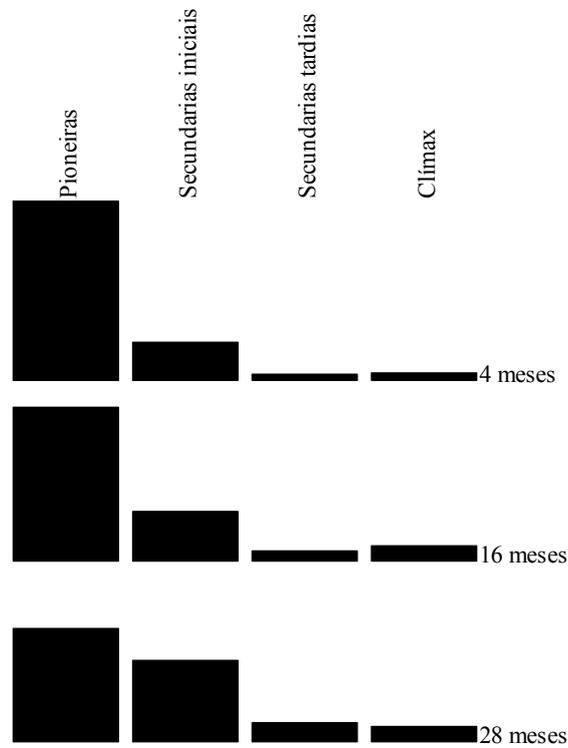


FIGURA 3: Valores de regeneração natural em porcentagem por levantamento e por grupo ecológico.

As espécies pertencentes ao grupo das secundárias iniciais apresentam uma tendência contrária às pioneiras, pois aumentam os valores de regeneração natural do primeiro ao último levantamento. Considerando o grupo ecológico das secundárias tardias, nota-se um incremento do primeiro ao último levantamento. As espécies clímax apresentam valores muito baixos nos três levantamentos. A principal espécie pioneira dominante nos três levantamentos é *Solanum granuloso-leprosum* (Figura 4).

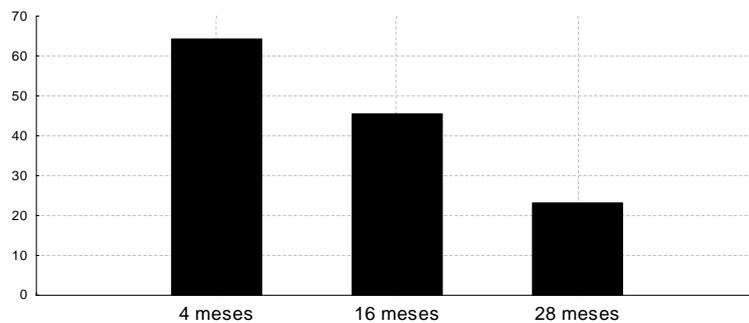


FIGURA 4: Valores de regeneração natural, em porcentagem, por levantamento da principal espécie: *Solanum granuloso-leprosum*.

Considerando os valores de regeneração natural por grupo ecológico e por levantamento, das principais espécies pioneiras, sem considerar *Solanum granuloso-leprosum*, aos quatro meses são *Zanthoxylum rhoifolium*, *Schinus terebinthifolius*, *Myrsine umbellata*, *Trema micrantha* e *Sapium glandulosum*, dados em ordem decrescente de valores de regeneração. No segundo levantamento continua *Solanum granuloso-leprosum* em primeiro lugar, mas, *Myrsine umbellata* passa para o segundo lugar. *Trema micrantha* e *Sapium glandulosum* perdem seus lugares para *Myrsine lorentziana*. Já no terceiro levantamento *Solanum granuloso-leprosum* continua a dominar, *Myrsine umbellata* manteve sua posição e entra no terceiro posto *Baccharis dracunculifolia* (Figura 5).

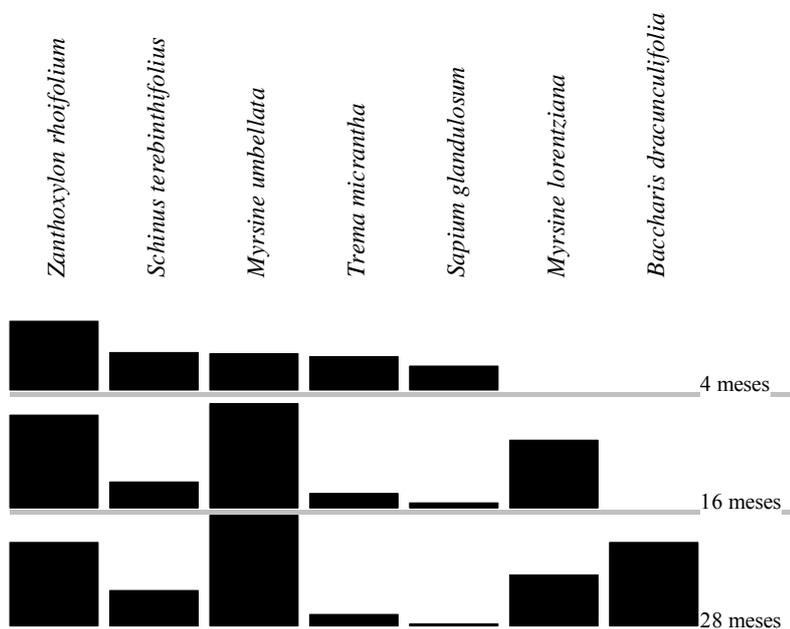


FIGURA 5: Comparações dos valores de regeneração natural das espécies acompanhantes de *Solanum granuloso-leprosum*. Pioneiras.

Considerando as secundárias iniciais, tem-se que no primeiro levantamento as oito principais espécies são *Ocotea puberula*, *Matayba elaeagnoides*, *Cedrela fissilis*, *Allophylus edulis*, *Luehea divaricata*, *Ocotea pulchella*, *Jacaranda micrantha* e *Vitex megapotamica* (Figura 6). Já no segundo, as três primeiras se repetem nos primeiros lugares, *Ocotea pulchella* passa para o quarto lugar. No terceiro levantamento, *Matayba elaeagnoides* passa para a liderança e duplica seu valor referente aos levantamentos anteriores. *Ocotea puberula* passa para segundo lugar, com similar valor aos levantamentos anteriores. *Cedrela fissilis* e *Luehea divaricata* saem dos primeiros lugares.

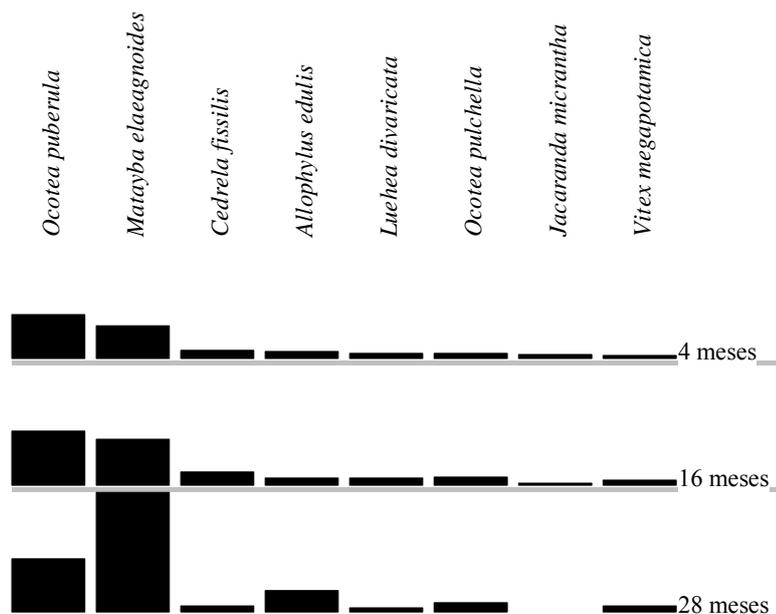


FIGURA 6: Comparações dos valores de regeneração natural por levantamento das principais espécies. Secundárias iniciais.

O grupo das secundárias tardias (Figura 7) é inexpressivo no primeiro levantamento, então apenas quatro espécies são consideradas: *Casearia silvestris*, *Handroanthus albus*, *Prunus myrtifolia* e *Nectandra lanceolata*, em ordem decrescente de regeneração. Já no segundo levantamento, *Casearia silvestris* está na frente, e ingressa *Araucaria angustifolia* e *Annona emarginata*. *Araucaria angustifolia* está presente apenas na primeira classe de altura.

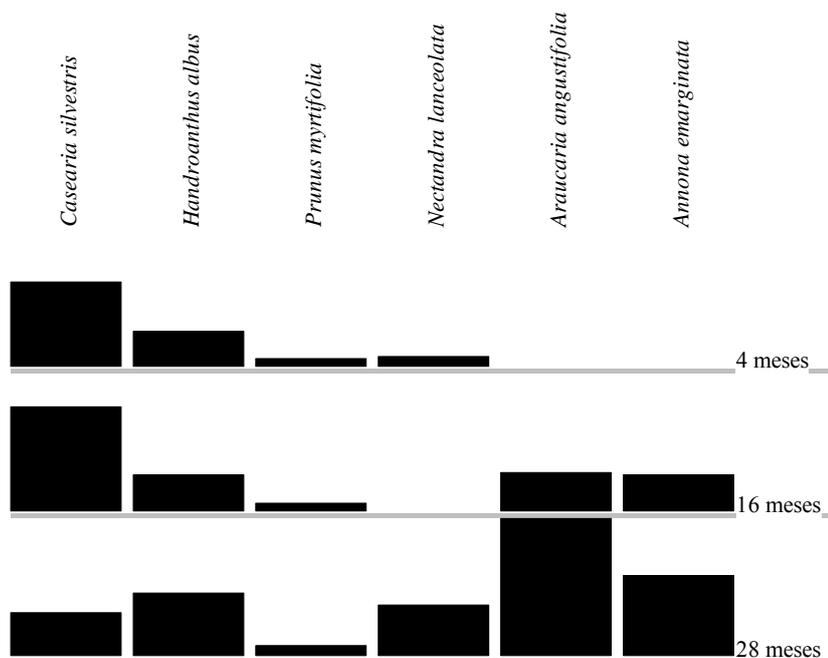


FIGURA 7: Comparações dos valores de regeneração natural em percentagem das principais espécies. Secundárias tardias.

No grupo ecológico das espécies clímax (Figura 8), as principais espécies são *Erythroxylum deciduum*, *Symplocos uniflora*, *Strychnos brasiliensis*, *Ilex paraguariensis*, *Casearia decandra*, no primeiro levantamento. Já no segundo levantamento posicionaram-se *Coussarea contracta* e *Ilex brevicuspis* e no terceiro *Casearia decandra* aumenta a sua participação e *Symplocos uniflora* desaparece do registro dada a morte dos exemplares que provinham de rebrota.

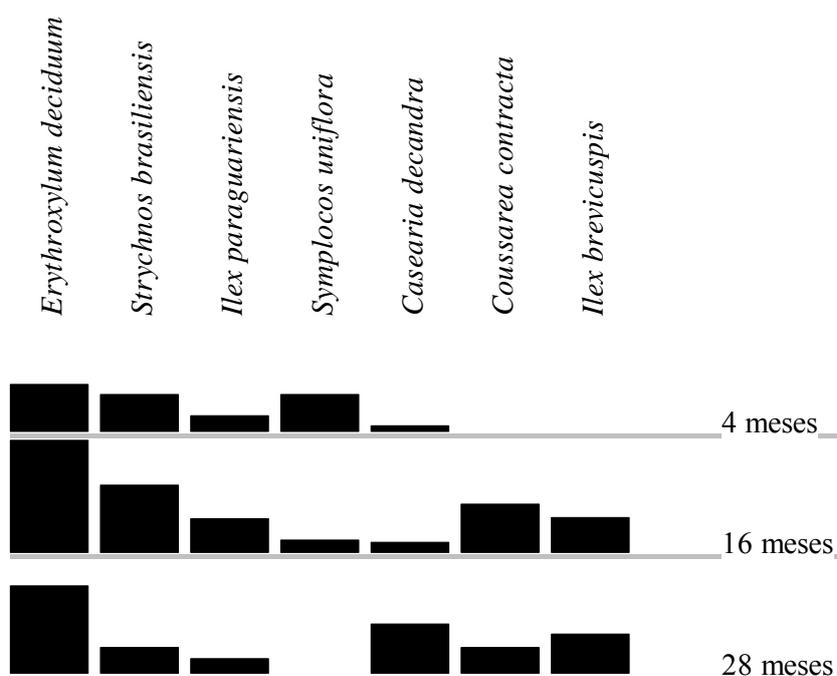


FIGURA 8: Comparações dos valores de regeneração natural das principais espécies. Clímax.

Na tabela 4 podem-se visualizar as densidades absolutas e relativas das principais espécies por grupo ecológico. Assim, *Solanum granuloso-leprosum* apresenta os máximos valores, porém com tendência decrescente nos levantamentos sucessivos. *Cedrela fissilis*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Myrsine umbellata* e *Erythroxylum deciduum* mostraram acréscimo das densidades. Já *Matayba elaeagnoides*, *Schinus terebinthifolius*, *Trema micrantha*, *Casearia silvestris* e *Strychnos brasiliensis* apresentaram decréscimo das densidades absolutas (Tabela 4). A análise estatística das densidades absolutas nos três levantamentos, considerando as principais espécies segundo os valores de regeneração natural, pode ser visualizado na tabela 5. Comparando o primeiro e o segundo levantamento, nota-se que dez das doze espécies têm diferenças significativas nas densidades absolutas.

TABELA 4: Valores de densidade absoluta e densidade relativa por levantamento e por grupo ecológico.

Espécie	Levantamentos					
	4 meses		16 meses		28 meses	
	DA	DR	DA	DR	DA	DR
Pioneiras						
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	34442	83,75	21542	74,95	3929	39,29
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	585	1,42	871	3,03	320	3,20
<i>Schinus terebinthifolius</i>	200	0,49	171	0,60	143	1,43
<i>Myrsine umbellata</i>	557	1,35	1100	3,83	438	4,38
<i>Trema micrantha</i>	285	0,69	128	0,45	33	0,34
<i>Sapium glandulosum</i>	200	0,49	42	0,15	25	0,25
<i>Myrsine lorentziana</i>	0	0,00	542	1,89	514	5,14
<i>Machaerium stipitatum</i>	100	0,24	100	0,35	33	0,34
Secundárias iniciais						
<i>Ocotea puberula</i>	942	2,29	928	3,23	801	8,01
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1300	3,16	642	2,24	1155	11,55
<i>Cedrela fissilis</i>	128	0,31	257	0,89	118	1,18
<i>Allophylus edulis</i>	228	0,56	157	0,55	278	2,78
<i>Luehea divaricata</i>	157	0,38	200	0,70	134	1,35
<i>Ocotea pulchella</i>	71	0,17	85	0,30	109	1,10
<i>Cupania vernalis</i>	128	0,31	14	0,05	101	1,01
<i>Albizia hasslerii</i>	0	0,00	57	0,20	59	0,59
Secundárias tardias						
<i>Casearia silvestris</i>	528	1,29	300	1,04	75	0,76
<i>Handroanthus Albus</i>	128	0,31	71	0,25	50	0,51
<i>Prunus myrtifolia</i>	14	0,03	14	0,05	50	0,51
<i>Nectandra lanceolata</i>	14	0,03	0	0,00	33	0,34
<i>Araucaria angustifolia</i>	0	0,00	85	0,30	75	0,76
<i>Annona emarginata</i>	0	0,00	100	0,35	67	0,67
<i>Celtis iguanaea</i>	0	0,00	14	0,05	0	0,00
<i>Xylosma sp.</i>	0	0,00	0	0,00	16	0,17
Clímax						
<i>Erythroxylum deciduum</i>	214	0,52	200	0,70	160	1,60
<i>Symplocos uniflora</i>	128	0,31	128	0,45	25	0,25
<i>Strychnos brasiliensis</i>	271	0,66	128	0,45	33	0,34
<i>Ilex paraguariensis</i>	128	0,31	85	0,30	50	0,51
<i>Casearia decandra</i>	28	0,07	14	0,05	143	1,43
<i>Myrtaceae</i>	28	0,07	0	0,00	0	0,00
<i>Coussarea contracta</i>	0	0,00	185	0,65	25	0,25
<i>Ilex brevicuspis</i>	0	0,00	128	0,45	101	1,01
<i>Ilex dumosa</i>	0	0,00	0	0,00	42	0,42

DA: densidade absoluta (N° ind./ha); DR: densidade relativa.

Comparando as densidades absolutas do primeiro versus a do terceiro levantamento, observa-se uma marcada diferença na tendência de crescimento das densidades. Assim, das dez espécies com diferença significativa, sete apresentam acréscimo nas suas densidades: *Ocotea puberula*, *Matayba elaeagnoides*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Myrsine umbellata*, *Trema micrantha*, *Allophylus edulis*, *Erythroxylum deciduum*. Já *Solanum granuloso leprosum*, *Casearia silvestris* e *Strychnos brasiliensis* apresentam decréscimo das densidades.

Comparando o segundo levantamento com o terceiro (Tabela 5), nota-se que as espécies *Cedrela fissilis* e *Myrsine umbellata* não apresentaram diferenças significativas. Das dez com diferenças significativas seis apresentam acréscimo das densidades: *Ocotea puberula*,

Matayba elaeagnoides, *Schinus terebinthifolius*, *Trema micrantha*, *Allophylus edulis* e *Erythroxylum deciduum*. As espécies com decréscimo das densidades são *Solanum granuloso-leprosum*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Casearia silvestris* e *Strychnos brasiliensis*.

TABELA 5: Lista dos parâmetros estatísticos gerados pelo teste “t” de Student para as espécies de maior densidade absoluta dos três levantamentos.

Espécie	4/16			4/28			16/28		
	(d)	t	SE	(d)	t	SE	(d)	t	SE
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	19,62	2,79	si	50,3	3,03	si	29,9	3,58	si
<i>Cedrela fissilis</i>	-0,02	-4,01	si	0,00	0,00	ns	0,00	0,00	ns
<i>Ocotea puberula</i>	0,05	0,77	ns	-0,93	-13,4	si	-0,90	-14,26	si
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,80	7,14	si	-2,09	-7,14	si	-2,68	-5,65	si
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,05	5,27	si	-0,03	-1,81	ns	-0,09	-14,53	si
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	-0,25	-4,75	si	-0,30	-10,30	si	0,18	4,85	si
<i>Myrsine umbellata</i>	-1,45	-2,17	si	-0,66	-6,00	si	1,12	1,36	ns
<i>Trema micrantha</i>	0,25	10,28	si	-0,21	-21,2	si	-0,34	-16,73	si
<i>Casearia silvestris</i>	0,37	2,94	si	0,75	7,14	si	0,43	5,86	si
<i>Allophylus edulis</i>	0,05	1,90	ns	-0,48	-10,9	si	-0,56	-7,15	si
<i>Erythroxylum deciduum</i>	-0,05	-2,65	si	-0,12	-7,65	si	-0,06	-3,44	si
<i>Strychnos brasiliensis</i>	0,31	3,60	si	0,60	6,12	si	0,12	21,92	si

(d): média das diferenças; t: valor calculado; Significancia Estatística (SE); si: significativo; ns: não significativo.

A comparação gráfica nas densidades e dado pelo diagrama de Whittaker na figura 9.

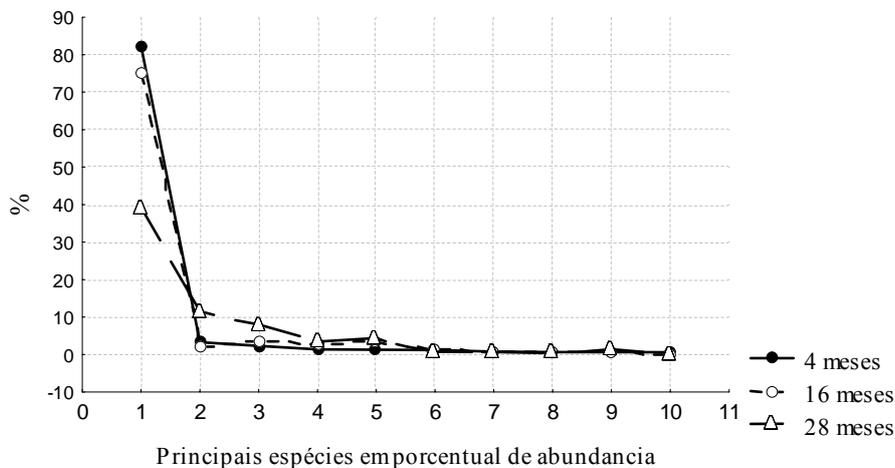


FIGURA 9: Diagrama de abundâncias de Whittaker nos três levantamentos.

Os resultados apresentados pelos estimadores de riqueza de espécies indicam uma riqueza de espécies maior à observada como era previsível (CHAZDON *et al.*, 1998) tendo o estimador não-paramétrico ICE como o menos dependente do esforço amostral e com uma maior tendência à estabilização, indicando 56 espécies na área e o estimador ACE como muito dependente ao esforço amostral e de comportamento parecido a riqueza observada (Figura 10). É oportuno lembrar que este estimador foi usado com os dados do último levantamento (28 meses após o incêndio). Ao comparar as riquezas nos três levantamentos apreciam-se diferenças nos três levantamentos (Figura 10).

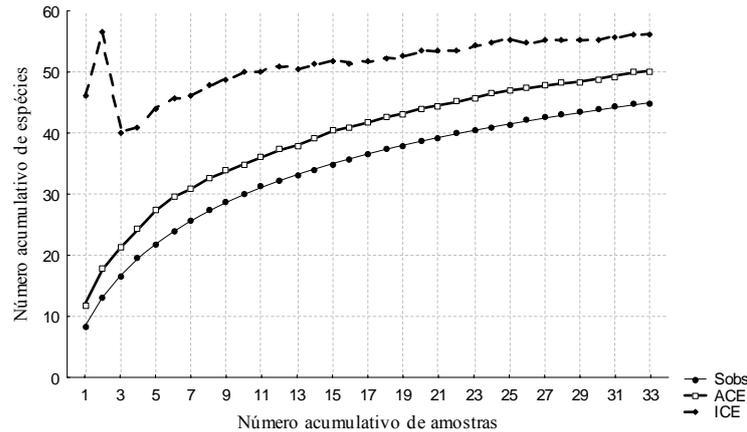


FIGURA 10: Riqueza de espécies (média) do terceiro levantamento 28 meses após o incêndio. Sendo Sobs: Riqueza observada; ICE: estimador de cobertura baseado na incidência. ACE: estimador de cobertura baseado na abundância.

A comparação da riqueza de espécies para avaliar a existência de diferenças significativas entre os três levantamentos foi feita com o procedimento JACKKNIFE 1 como proposto por Heltshe e Forrester (1983) e Colwell e Coddington (1994) e os resultados mostram-se na figura 11. Levando em consideração que os valores médios ficam fora da cobertura dos intervalos de confiança nos três levantamentos, podemos afirmar que a riqueza de espécies dentre eles são estatisticamente significativas.

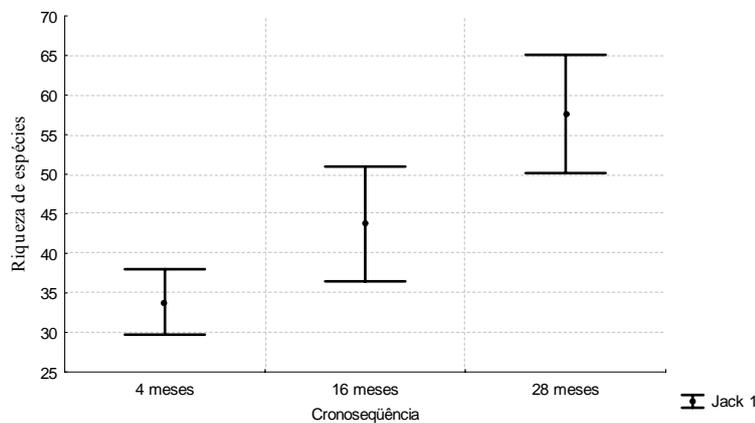


FIGURA 11: Comparação da riqueza de espécies nos três levantamentos mediante o procedimento JACKKNIFE 1.

Os valores do índice de diversidade de Shannon aos quatro meses foi de 0,90, aos 16 meses foi de 1,30 e aos 28 meses de 2,48. Ao fazer as comparações mediante o uso de teste “t” de Hutchenson, os três levantamentos mostraram-se estatisticamente diferentes ao 0,05 de probabilidade.

DISCUSSÃO

Considerando os resultados apresentados, pode-se afirmar que o processo de regeneração natural logo após um distúrbio por fogo na floresta estudada é muito intenso e com uma dinâmica de fácil interpretação, considerando as espécies por grupos ecológicos.

A grande capacidade das espécies de iniciar o processo de sucessão florestal logo após o distúrbio, como em quatro meses, é um evento motivador para o planejamento de programas de restauração e conservação.

Ecologia de plântulas

O processo de fragmentação da floresta, com o conseqüente incremento de áreas propícias para o início da sucessão secundária, são os causadores da diminuição da diversidade arbórea em regiões tropicais e subtropicais (BENITEZ-MALVIDO e MARTINEZ-RAMOS, 2003). Nos fragmentos também é importante o efeito de borda, que afeta a composição de plântulas, favorecendo aquelas espécies demandantes de alta incidência de luminosidade, ou seja, as que passarão a dominar essas áreas (SIZER e TANNER, 1999).

Nas áreas perturbadas, o início do processo de sucessão secundária está caracterizado pelas espécies pioneiras e secundárias iniciais. Assim, na área de estudo, devido à grande área e a baixa intensidade do distúrbio, o estabelecimento rápido das espécies pioneiras e secundárias iniciais foi favorecido. As espécies secundárias tardias e clímax têm escassa participação e algumas delas têm rebrotado das raízes remanescentes logo após o incêndio. Segundo Kennard *et al.*, (2002), a mortalidade de plântulas é muito maior que a mortalidade das rebrotas logo depois do distúrbio por fogo de baixa intensidade. Aos quatro meses após o fogo, a área estava coberta por uma espécie arbustiva (*Phytolacca thersiflora*) e outras de menor incidência fazendo a cobertura inicial da área queimada, e que deram cobertura à maior parte da área, com exceção da área ocupada pela samambaia (*Pteridium aquilinum*).

Uma característica notável e registrada no presente estudo é a dominância de poucas espécies pioneiras e secundárias iniciais, situação registrada por Ríos *et al.* (1999), ao comparar a estrutura de uma floresta madura e uma floresta secundária em Misiones, Argentina. Benitez-Malvido e Martinez-Ramos (2003), na Amazônia, comprovaram similar comportamento nas primeiras etapas da sucessão.

Em termos de densidade, registrou-se uma alta e expressiva quantidade no primeiro levantamento, o que foi diminuindo no segundo até o terceiro levantamento. A alta mortalidade é um processo normal nos primeiros estágios da sucessão e registrada por numerosos autores (SALDARRIAGA e UHL, 1991; WALSCHBURGER e HILDEBRAND, 1991). Essa alta

mortalidade pode ser causada pela alta competição pelo espaço, por elevada herbivoria, por condições extremas de micro sítio, ou por efeitos mecânicos, como a queda de galhos secos e de árvores mortas durante o incêndio. A expressiva presença de lianas a partir do segundo levantamento pode inibir o estabelecimento das plântulas ou causar quebras por efeitos mecânicos. Os efeitos de propagação rápida de lianas em áreas perturbadas são bem documentados em áreas tropicais e subtropicais (CAMPANELLO, 2004; ENGEL *et al.*, 1998; PINARD *et al.*, 1999). Assim, Engel *et al.* (1998) mencionam que em florestas muito perturbadas a abundância alta de lianas poderia ser um fator inibidor do normal desenvolvimento da sucessão secundária, por afetar a regeneração natural de árvores tanto pelo sombreamento quanto pelo efeito mecânico. Bittencourt e Viana (2000) encontraram grande diferença na regeneração numa floresta secundária dominada por lianas, com o controle dessas a regeneração foi de mais de 2000 ind./ha e sem controle foi de 580 ind./ha. Campanello *et al.* (2007), estudando a estrutura e o funcionamento da floresta semidecidual de Misiones, registraram que as lianas têm um efeito negativo no crescimento de algumas espécies de árvores como também ao nível de ecossistema, como nos ciclos de nutrientes e da água. Carnevale e Montagnini (2002) estudaram a regeneração em pastagens degradadas e salientam que um dos principais fatores inibidores do estabelecimento de plântulas são as lianas.

Plântulas e grupos ecológicos

Fazendo a consideração das plântulas segundo o grupo ecológico a que pertencem, e considerando-as separadamente nos três levantamentos, o grupo das pioneiras predomina até os 16 meses após o incêndio, e de forma geral, esse grupo diminui sua participação até os 28 meses após distúrbio. Isso responde à própria natureza das espécies pioneiras, que são de rápido crescimento, e, então, de grande competitividade entre elas e com o grupo das secundárias iniciais, que são as que irão substituí-las durante o transcurso da sucessão (SCHORN e GALVÃO, 2006). O rápido crescimento das pioneiras fica evidenciado no predomínio da classe III de altura, quatro meses após o incêndio. Assim, Gómez-Pompa e Vázquez-Yanes (1981) reportaram para 18 meses de sucessão secundária crescimentos em altura de até três metros no México. No grupo das secundárias iniciais, observa-se rápido aumento nos percentuais de regeneração de quatro meses a até 28 meses após fogo. A tendência decrescente nos percentuais de regeneração do grupo nas três classes de altura nos dois primeiros levantamentos evidencia o rápido estabelecimento, quer por semente ou por rebrota de raízes. Aos 28 meses o grupo já atinge 35,54% da regeneração total da área.

O grupo das secundárias tardias tem inexpressiva participação no primeiro levantamento, mas com aumento até os 28 meses com 8,5% da regeneração natural total. A

maior parte dessa porcentagem responde ao ingresso da *Araucaria angustifolia* com a germinação de sementes logo depois do distúrbio e possivelmente devido à maior disponibilidade de árvores pequenas para a circulação e descanso das aves dispersoras (ZANINI e GANADE, 2005; DUARTE *et al.*, 2006; ASSUNÇÃO, 2006). Pereira e Ganade (2008) afirmam que a *Araucaria angustifolia* tem alta capacidade de colonizar áreas perturbadas, porém, o sucesso depende do grau de predação que tenha a suportar em cada local. Iob e Vieira (2008) encontraram baixas taxas de predação nas áreas abertas, o que indicaria que essas são áreas seguras para as sementes de araucária. Por outra parte, Cozzo (1962) encontrou correlação positiva entre o crescimento vertical e o peso da semente, o que pode ser interpretado como de alta significância ecológica do tamanho da semente como suporte ao estabelecimento das plântulas em condições de sombreamento. A escassa regeneração da araucária é um evento conhecido e comum em toda a área de distribuição da espécie na atualidade (NARVAES *et al.*, 2005).

No grupo das espécies clímax com tendência similar às secundárias tardias, mostra-se um aumento da regeneração natural do primeiro ao último levantamento, mas com tendência contrária referente ao comportamento nas classes de altura II e III. Nas secundárias tardias essas classes são pouco expressivas e nas espécies de floresta madura são as mais expressivas. Essa diferença deve-se ao recrutamento de plântulas por semente, no caso das secundárias tardias, e ao recrutamento por rebrota das espécies, nas florestas maduras.

Analisando em detalhe as principais espécies por grupo ecológico, nas pioneiras *Solanum granuloso-leprosum* predomina a ocupação do espaço. No primeiro levantamento atinge 34.442 ind./ha e 83,75% da densidade relativa. No segundo levantamento seu domínio diminui pela alta competição com as secundárias iniciais como *Ocotea puberula* e *Matayba elaeagnoides*. Essa tendência continua até os 28 meses, onde *Solanum granuloso-leprosum* apresenta 3.929 ind./ha, pouco mais de 10% do registrado no primeiro levantamento, compartilhando espaço com *Matayba elaeagnoides* e *Ocotea puberula*.

As espécies pioneiras que acompanham *Solanum granuloso-leprosum* são *Zanthoxylum rhoifolium*, *Myrsine umbellata* e *Myrsine lorentziana*, que iniciaram sua participação notável a partir dos 16 meses. *Schinus terebinthifolius* aumentou apenas sua densidade relativa no terceiro levantamento. O grupo das secundárias iniciais acompanha as pioneiras em ocupar rapidamente a área queimada e são, também, suas grandes competidoras. Assim, aos quatro e 16 meses elas atingem em torno de 10% da regeneração natural nas classes de altura I e II, mas aos 28 meses elas ganham o espaço às pioneiras e atingem mais de 20% nessas classes. *Matayba elaeagnoides*, com a maior densidade no primeiro e último levantamento é

acompanhada por *Ocotea puberula*, que se manteve constante nas densidades, sendo as espécies com maiores densidades relativas. Logo após *Allophylus edulis* e *Cedrela fissilis*.

Espera-se que nos próximos meses *Solanum granulos-leprosum* fique mais suprimida ainda, embora Deschamps e Ochoa (1987), estudando uma cronosequência de florestas secundárias em Misiones, registraram essa espécie até os 15 anos da sucessão. Na área de estudo e ante a tendência evidenciada pelo avanço das pioneiras *Myrsine umbellata*, *Baccharis dracunculifolia*, e das secundárias iniciais *Ocotea puberula* e *Matayba elaeagnoides*, acredita-se que a espécie pode desaparecer em poucos anos. Werneck e Franceschinelli (2004) têm registrado alta mortalidade de pioneiras tanto pela curta longevidade como pelas mudanças dos microambientes.

As espécies do grupo das secundárias tardias, como *Casearia silvestris* e *Handroanthus albus*, são predominantes no primeiro levantamento dentro do grupo. *Prunus myrtifolia* e *Nectandra lanceolata* têm inexpressiva participação. Nos seguintes levantamentos essas duas espécies predominantes têm tendência a diminuir e *Prunus myrtifolia* e *Nectandra lanceolata* apresentam incremento de densidades até o último levantamento. *Araucaria angustifolia* e *Annona emarginata* surgem no segundo levantamento e com similar tendência a diminuir um pouco no terceiro. A densidade registrada por *Araucaria angustifolia* é a maior registrada, se comparada a estudo de regeneração natural do Parque Cruce Caballero, em uma área sem distúrbio onde foram registrados 18 ind./ha (RÍOS, 2006). No segundo levantamento, a espécie registrou 75 ind./ha, o que poderia considerar-se como uma estabilidade, se comparada com *Solanum granuloso-leprosum*, que em 28 meses perdeu 90% dos indivíduos.

O grupo de espécies clímax está caracterizado por *Erythroxylum deciduum*, *Symplocos uniflora* e *Strychnos brasiliensis* no primeiro levantamento. Já no segundo, *Erythroxylum deciduum* continua a dominar e incrementando o valor de regeneração natural na classe II.

Referente às densidades, *Erythroxylum deciduum* mostra tendência a diminuir nos três levantamentos. O mesmo acontece com *Strychnos brasiliensis*. *Casearia decandra* mostra um grande incremento no terceiro levantamento.

Tanto o grupo das secundárias tardias, como o das clímax, não vão ter possibilidades próximas de ganhar mais espaço, pois as pioneiras continuam a se desenvolver, porém com troca de espécies dentro do grupo e com previsão de ficar aproximadamente 10 anos no local. As secundárias iniciais apresentam tendência a se fortalecer e até ganhar todos os espaços das pioneiras, o que levará uns 40 ou 50 anos. Quando as secundárias iniciais dominam o dossel e começam a sofrer distúrbios naturais ou antrópicos leves, as secundárias tardias e as espécies de floresta madura atingem o dossel. Isso pode levar 100 anos ou mais. Holz e Placci (2003) afirmam que a floresta semidecidual pode atingir a estrutura da floresta madura em 20 ou 30

anos. Lanly (1982) e Brown e Lugo (1990) afirmam que a floresta secundária se torna similar à floresta madura em 60 ou 80 anos nos trópicos e subtropicais. Nogueira *et al.* (2007) registraram na região amazônica que em dez anos de sucessão após fogo, só 16% da biomassa foi recuperada. Finegan (1992) registrou na América Central a recuperação da área basal da floresta madura em 30 anos, com um histórico de uso anterior de baixo impacto. Terborgh (1995), estudando os estágios sucessionais em terras inundáveis da Amazônia, visualizou que seriam precisos 300 anos para atingir a diversidade e abundância de todas as espécies da vida silvestre da floresta madura. Essa disparidade nos registros tem a ver não só com as diferenças nas formações florestais e no histórico de uso anterior, como também depende de que indicador de maturidade foi usado. Assim, Corlett (1995) exemplifica dizendo que se for considerado o índice de área foliar, a floresta secundária em cinco anos atinge o nível da floresta madura. Para restaurar a biomassa da floresta madura pode levar até 200 anos, e para atingir todas as características dela pode levar 500 anos. Peña Claros (2003) informa que a evolução da sucessão secundária na Amazônia boliviana depende do histórico da área e apresenta evolução diferente segundo os estratos de altura.

A riqueza de espécies da regeneração após 28 meses de sucessão pode ser considerada alta, com 45 espécies e com a estimativa de encontrar 56 se a amostra fosse ampliada. Os fatores atuantes nessa alta riqueza podem ser a presença de numerosos fragmentos de floresta no local e a baixa intensidade do fogo (superficial), que não eliminou integralmente o banco de sementes e permitiu a rebrota de raízes e de bases de fuste remanescentes. Como mencionam Medeiros e Miranda (2008), longos intervalos de tempo dentre distúrbios por fogo são precisos para manter a diversidade de espécies. Foi evidenciada a presença de fauna silvestre no local como *Mazama* spp., o que indicaria a circulação permanente de dispersores de sementes. Em aves tem dados publicados de Krauzuck e Baldo (2004) sobre a grande influência desses animais na alta riqueza de espécies. Parrota *et al.* (1997) e Rumiz (2001) salientam a importância dos morcegos na dispersão de sementes pequenas e em locais abertos e dos mamíferos terrestres na dispersão de sementes medianas e grandes.

CONCLUSÕES

A floresta do Parque Provincial Araucária, atingido por distúrbio por fogo superficial, regenera-se rápido e com o processo de sucessão natural de acordo com o modelo de facilitação, onde as espécies do grupo ecológico das pioneiras têm o absoluto predomínio nas densidades quatro meses após o evento, diminuindo até os 28 meses para compartilhar o espaço com as secundárias iniciais o que induz a aceitar a hipótese de trabalho.

Aos 16 meses, *Solanum granuloso-leprosum* continua dominando o espaço, acompanhado de *Myrsine umbellata* e *Zanthoxylum rhoifolium*. Aos 28 meses *Solanum granuloso-leprosum* é acompanhada na ocupação do espaço por duas espécies do grupo das secundárias iniciais, *Matayba elaeagnoides* e *Ocotea puberula*.

A alta densidade inicial de *Solanum granuloso-leprosum* cai 90% até os 28 meses de iniciado o processo de sucessão e *Matayba elaeagnoides* e *Ocotea puberula* ocuparam os espaços deixados pela espécie anterior. *Matayba elaeagnoides* e *Ocotea puberula* serão as espécies que substituirão completamente *Solanum granuloso-leprosum* em poucos anos, acompanhadas das pioneiras *Myrsine umbellata* e *Myrsine lorentziana*.

As espécies dos grupos ecológicos das secundárias tardias e clímax têm inexpressiva participação nos primeiros estágios sucessionais, sendo que nenhuma delas supera 2% das densidades relativas totais.

Araucaria angustifolia fez sua aparição aos 16 meses com 85 ind./ha e aos 28 meses diminuiu para 75 ind./ha. Ainda é necessário maior tempo de observações para falar do estabelecimento ótimo dessa espécie após distúrbio por fogo.

É de se esperar que, se não houver outro distúrbio por fogo no mesmo local, a espécie poderá se manter embaixo das copas das pioneiras e secundárias iniciais para logo ganhar altura e se estabelecer no dossel.

O aumento de riqueza de espécies no transcurso da sucessão foi comprovado e a tendência é de crescimento.

Maior tempo de observação do processo de sucessão secundária após distúrbio por fogo é necessário nas florestas com araucária da província de Misiones.

CAPITULO 2

REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA ÁREA DE MINERAÇÃO DE BASALTO NA REGIÃO DA FLORESTA DE MISIONES, ARGENTINA

RESUMO

O presente trabalho objetivou descrever o processo de colonização da regeneração em uma área do Parque Saltos Küppers afetada por mineração de basalto durante nove anos, até 2007, assim como a natureza das árvores adultas da área circundante. Foram utilizados métodos fitossociológicos e estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies para as comparações. Para o estrato de regeneração, os dados são apresentados com o critério de inclusão de 10 cm de altura até 4,8 cm de DAP e discriminados em três classes de tamanho. Foram consideradas árvores adultas todos aqueles indivíduos maiores a 4,8 cm de DAP. Para a regeneração foram instaladas de forma sistemática 70 parcelas de 1 x 10 m e para as árvores adultas foram instaladas sete parcelas de 10 x 20 m na área circundante à área impactada. Foram efetuados dois levantamentos sucessivos, um ano após o fechamento (2008) e dois anos após (2009). As densidades absolutas diminuíram do primeiro para o segundo levantamento, de 5371 ind./ha para 3014 ind./ha. Considerando por grupos ecológicos, as pioneiras dominaram a regeneração nos dois levantamentos, atingindo 85,86% e 80,64%, respectivamente. As principais espécies em ambos os levantamentos foram *Trema micrantha*, *Cecropia pachystachya* e *Baccharis dracunculifolia*. Na primeira medição, *Trema micrantha* predomina em todos os substratos. Já no segundo, *Trema micrantha* dominou no substrato raso e solto e *Baccharis dracunculifolia* no muito raso. A riqueza de espécies não foi estatisticamente diferente nos dois levantamentos, apenas a diversidade (H'). Nas árvores adultas da área circundante dominam as secundárias iniciais e as clímax, como *Lonchocarpus leucanthus*, *Trichilia catigua* e *Cupania vernalis*. Considerando o alto grau de impacto e de degradação registrado na área de estudo, o processo de colonização está se desenvolvendo adequadamente segundo o modelo de facilitação, porém com menor velocidade, com as espécies pioneiras dominando o espaço disponível.

Palavras-chave: Sucessão secundária, pedreira, grupos ecológicos, riqueza de espécies

INTRODUÇÃO

A floresta de Misiones está sofrendo um processo de degradação acelerado pela sobreexploração de madeira, implantação de cultivos agrícolas e florestais, pelo avanço de áreas de pastagens e pela mineração a céu aberto para extração de basalto. Todos esses processos resultam na multiplicação de paisagens descaracterizadas e na fragmentação da floresta em diversos estágios de degradação e de sucessão.

Esses fragmentos, além de pequenos, sofrem pressão permanente por colheita de recursos e pelo ingresso de gado, o que leva à perda de biodiversidade (TURNER e CORLETT, 1996; HOLZ e PLACCI, 2005; BENITEZ-MALVIDO e MARTINEZ-RAMOS, 2003, CAMPOS e SOUZA, 2003).

O desenvolvimento e a expansão de populações humanas causaram a perda de áreas florestais e uma grande mudança no uso do solo com fins agrícolas, provocando distúrbios em grande escala, com elevada intensidade e longa permanência. Esses produzem a eliminação quase total do ecossistema original e diminuem severamente a capacidade de regeneração natural das florestas (PARROTA e KNOWLES, 1999).

Segundo Reis *et al.* (2006), a mineração pode ser considerada como uma das atividades mais impactantes ao solo, embora não afete extensões tão grandes como a agricultura, pela remoção ou perda do horizonte superficial do solo, a matéria orgânica, o que causa sérios problemas físicos, químicos e biológicos ao substrato remanescente. Assim, Citadini-Zanette (1999) descreve a metodologia usada no passado recente na exploração de carvão no Sul do Brasil, onde o solo e a vegetação eram depositados na base das grandes pilhas de estéreis da mineração. Knapik e Maranhão (2007) mencionam sobre os impactos do minério de areia no Brasil e algumas medidas de correção. Essas atividades têm grandes implicâncias nas sociedades onde se desenvolvem, pois criam ilusões de grande desenvolvimento, mas que quase nunca é concretizado.

Na identificação dos impactos ambientais deve-se levar em conta que quase todas as minerações baseiam-se em trabalhos que envolvem a movimentação de terra e escavações. Como consequência dessas atividades estão o desflorestamento, a alteração do solo, a instabilização de encostas, as alterações dos corpos de água e de níveis do lençol freático, a erosão e o assoreamento, dentre outras. Segundo Fernandez-Vitora (2009), a indústria de mineração apresenta como ações impactantes: alteração da cobertura vegetal, alteração de horizontes de solo, alteração hidrológica e de drenagens, escavações superficiais e subterrâneas, detonações e furos, emissões de poeira e fragmentos de rocha.

A construção de grandes obras civis em Misiones está causando a perda de biodiversidade, dado o incremento de sua área de abrangência, como a expansão de estradas e barragens (CHEBEZ e HILGERT, 2005). Essas obras precisam de grandes quantidades de materiais de preenchimento, como pedra e cascalho. Assim, a exploração e abandono posterior de inúmeras minas a céu aberto em Misiones têm grande impacto nos recursos florestais, edafológicos e hídricos, além de deixarem inutilizadas para quaisquer usos grandes superfícies de terreno.

A recuperação dessas áreas só é possível pela adoção de técnicas baseadas no conhecimento do processo de sucessão, que inicia-se com a regeneração de árvores e ervas. A regeneração natural é o primeiro passo e o início do processo complexo de sucessão florestal, que é definido como mudanças temporais que a estrutura e as funções do ecossistema apresentam após uma perturbação (WHITE e PICKETT, 1985; BAZZAZ, 1991). Vários modelos de recuperação de áreas degradadas têm sido formulados, e a eficácia deles é condicionada por fatores como a intensidade da degradação, o clima e as condições do solo, como também da presença de remanescentes florestais nos arredores (RODRÍGUES *et al.*, 2004; KAGEYAMA e GANDARA, 2000). Reis *et al.* (2007) apóiam e salientam a importância de técnicas nucleadoras para facilitar o processo de sucessão natural em áreas degradadas. Essas técnicas garantem um aumento da biodiversidade e resiliência da área, mantendo a estabilidade dinâmica. Entre as técnicas de nucleação destacam-se a transposição de solo, poleiros artificiais, chuva de sementes e plantio de mudas em ilhas de alta diversidade. Porém, esses conhecimentos estão em fase inicial, muitos projetos ainda priorizam ou baseiam-se na revegetação artificial (SILVA e REIS, 2000).

Vários países estão aplicando essas técnicas com diversos níveis de sucesso, com destaque para o Brasil (PARROTA e KNOWLES, 1999; NAPPO *et al.*, 2000; BACHARA *et al.*, 2007; GONCALVES *et al.*, 2005; LEITE *et al.*, 1994), Colômbia, (BARRERA *et al.* 2004), México, (MARTINEZ-RAMOS e GARCIA-ORTH 2007), África do Sul (LIMPITLAW *et al.*, 2005), Índia (SINGH *et al.*, 2002), Namíbia (BURKE, 2008) e Inglaterra (BRADSHAW, 1997).

Muitos modelos de recuperação têm sido formulados e a eficácia de cada um deles responde a fatores como a intensidade da degradação, o histórico de uso, as condições do solo e a proximidade de vegetação remanescente. A eficácia dos modelos também depende do grau de aplicabilidade que tenham na prática ou no campo, se forem muito teóricos não terão o grau de sucesso esperado (SOUZA e BATISTA, 2004).

A necessidade de entenderem como a comunidade florestal regenera-se após distúrbios antrópicos e como é o comportamento das espécies no processo sucessional dessas áreas é fundamental para a formulação dos projetos de restauração (STARR, 2009, FINEGAN e DELGADO, 2000) e projetos de manejo florestal (GUARIGUATA, 1998). Segundo Whitmore (1989), a sucessão florestal deve ser entendida como uma substituição de grupos ecológicos, pois durante a sucessão, as diferentes espécies desempenham funções distintas no desenvolvimento da comunidade. Segundo Griffith (1988), citado por Moreira (2004), os programas de recuperação ambiental podem ser definidos como um conjunto de ações idealizadas e executadas interdisciplinarmente entre as diferentes áreas do conhecimento, que visa proporcionar o restabelecimento de condições de equilíbrio e de sustentabilidade existentes anteriormente em um sistema natural. Segundo Ruiz-Jaén e Aide (2005), o sucesso de um projeto de restauração pode ser avaliado com medidas de estrutura da vegetação, de diversidade de espécies e de processos sucessionais.

Rodrigues e Gandolfi (1998) salientam que para o sucesso de futuros projetos de exploração numa dada área, no momento do planejamento já se deveriam ter em consideração as ações necessárias para a sua recuperação uma vez concluída a exploração. Cada sítio em cada região deveria ter seu próprio conjunto de estratégias de manejo baseados na ecologia da regeneração natural que demonstre ser a alternativa mais econômica nos projetos de restauração (VIERIA e SCARIOT, 2006).

O objetivo do presente trabalho é caracterizar a florística e a estrutura da vegetação inicial promovida pela regeneração natural em uma área originalmente ocupada por floresta estacional de Misiones, degradada pela exploração mineral, mediante análise do processo de sucessão florestal com o uso técnicas da fitossociologia tradicional e de estimadores não-paramétricos de riqueza.

A hipótese de trabalho é que o processo inicial de colonização após exploração mineral é comandado por espécies pioneiras e secundárias iniciais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido numa área de três hectares afetada por mineração de basalto no Parque Natural Saltos Küppers (26°23'S e 54°40'W de Greenwich) em Eldorado, Misiones, Argentina (Figura 1). A altitude é de 174 m s.n.m. e o clima é subtropical do tipo Cfa, segundo a classificação climática de Köppen. As precipitações anuais oscilam entre 1700 a 2400 mm distribuídas regularmente no ano (EIBL *et al.*, 1993). Os solos da área de estudo são do tipo Neossolo Litólico, segundo o sistema brasileiro de classificação (EMBRAPA, 1999) e da unidade cartográfica UC-6B na classificação de C.A.R.T.A. (1963).

A vegetação da área, segundo Cabrera e Willink (1980), pertence à denominada Selva Paranaense, caracterizada pela alta riqueza de espécies arbóreas, com 365 espécies, representando mais de 50% da riqueza do país (GARTLAND e BOHREN, 2008).

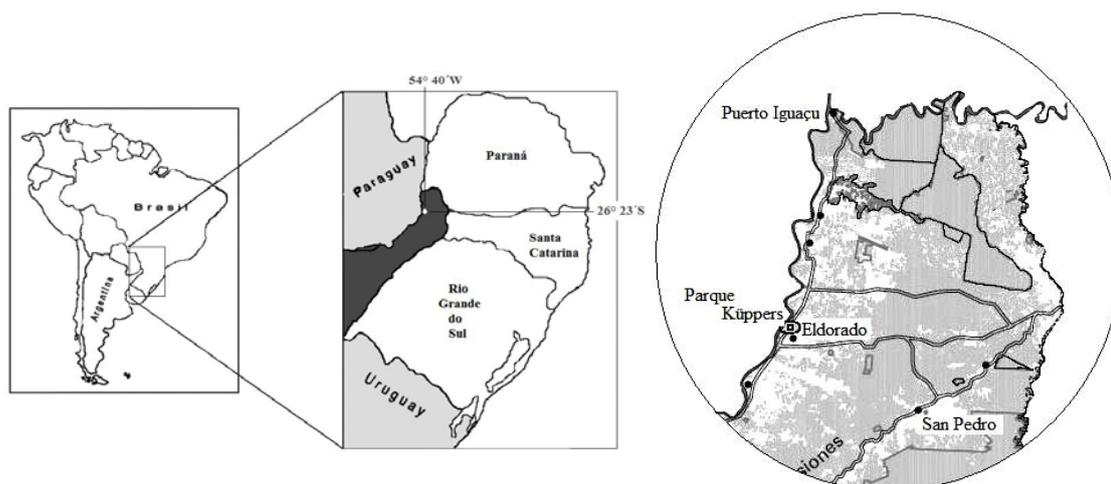


FIGURA 1: Localização geográfica do Parque Natural Municipal Saltos Küppers, Eldorado Misiones, Argentina.

Análise da vegetação

A área estudada tem três hectares e foi submetida à extração de basalto destinado às ruas e estradas da cidade de Eldorado, com um volume extraído de 80.000 toneladas (RÍOS e GOYTIA, 2009), onde a floresta foi derrubada e as camadas superficiais de solo removidas, segundo o processo descrito por Citadini-Zanette (1999) nos seus estudos em Santa Catarina.

A regeneração natural estabelecida na área impactada foi amostrada em 70 parcelas de 10 m², totalizando 700 m². Foi considerada regeneração todos os indivíduos arbóreos com menos de 4,8 cm de DAP, registrados em três classes de tamanho (altura): Classe I de 10 a 50

cm, Classe II de 50,1 até 1 metro e a classe III de mais de um metro de altura até 4,8 cm de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP). Foram feitas duas medições sucessivas, a primeira delas um ano após o encerramento das atividades na área, no ano 2008, e a segunda, um ano após. As árvores adultas da floresta circundante foram avaliadas em sete parcelas de 10 x 20 m.

As espécies foram enquadradas em grupos ecológicos, seguindo a classificação de Budowski (1965), como usado por Vaccaro *et al.* (1999), Paula *et al.* (2004) e Petrere *et al.* (2004), com o suporte de bibliografia especializada, como López e Little (1987) e Lorenzi (2000). Os grupos são:

Pioneiras (P): espécies claramente dependentes de muita luminosidade que se desenvolvem em clareiras grandes, nas bordas da floresta ou em locais abertos. Não ocorrem no sub-bosque. São espécies de pequeno porte e curta longevidade. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea.

Secundárias iniciais (SI): São espécies que requerem grandes clareiras para se regenerar, ou borda de florestas e locais abertos. São árvores de grande porte e longevidade de média a longa. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea ou epígeo armazenadora de reservas.

Secundárias tardias (ST): Suas sementes podem germinar na sombra do dossel, mas precisam luz para o desenvolvimento inicial logo após ter exaurido as reservas da semente. Desenvolvem-se em clareiras pequenas, bordas de floresta acompanhando as pioneiras. São árvores de grande porte e de longa vida. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea.

Clímax ou de floresta madura (CL): são espécies que se desenvolvem exclusivamente no sub-bosque e que podem ter sombreamento em todas as fases da vida. São geralmente pequenas árvores de sub-bosque, ou de grande porte que podem atingir o dossel. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea (raro).

Neste estudo foi usado como modelo conceitual proposto por Guariguata e Ostertag (2001), que descrevem como o processo de sucessão secundária segue colonização inicial, desenvolvimento inicial da floresta, desenvolvimento tardio e floresta madura.

As espécies foram identificadas com auxílio de bibliografia especializada e consulta a especialistas em taxonomia vegetal do Instituto de Botânica do Nordeste (IBONE) de Corrientes, Argentina. O material botânico foi depositado no herbário da Escola de Florestas da Universidade Federal do Paraná e duplicatas no herbário da Universidade Nacional de Misiones, por solicitação do Ministério de Ecologia de Misiones. As espécies foram classificadas de acordo com o sistema de classificação APG III (2009).

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados de acordo com Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974). Foram consideradas somente a densidade e frequência, absoluta e relativa, para as árvores adultas da floresta circundante, com o propósito de avaliar o seu estágio sucessional e sua contribuição na regeneração da área de estudo. Para a regeneração natural foi usada ainda a metodologia desenvolvida por Finol Urdaneta (1971), modificada por Volpato (1994). A riqueza de espécies foi calculada com o uso dos estimadores não-paramétricos JACKKNIFE 1 e ICE (Estimador de cobertura baseado na incidência). Sendo que JACKKNIFE 1 foi desenvolvido originalmente para estimativa do tamanho populacional baseado em marcação e recaptura de animais (BURNHAM e OVERTON, 1978). O método estima a riqueza total somando a riqueza observada (o número de espécies coletado) a um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras e do número de amostras. Requer o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (*uniques*). O estimador ICE é baseado no conceito estatístico de cobertura de amostra (*sample coverage*) e requer o número de espécies infreqüentes (que ocorrem em poucas unidades amostrais). ICE permite ao usuário determinar os limites para que uma espécie seja considerada infreqüente. Em geral são aquelas com incidências entre 1 e 10 amostras. ICE foi usado por Chazdon *et al.* (1998), Sonogo *et al.* (2007), Benítez-Malvido e Martínez-Ramos (2003) e Alves e Metzger (2006). A riqueza de espécies entre os dois levantamentos sucessivos foi comparado pelo procedimento JACKKNIFE 1, como proposto por Heltshe e Forrester (1983) e usado por Ferreira *et al.* (2008), Marco e Resende (2004) e Meyer *et al.* (2004). A diversidade de espécies foi calculada mediante uso do índice Shannon (H') e comparadas pelo teste “t” de Student de Hutchenson de acordo com Magurran (1988). A suficiência amostral foi avaliada com base na curva de rarefação baseada em amostras e com base a 100 aleatorizações, utilizando os programas EstimateS 7.5 (Colwell, 2005) e Statistica.

Com o propósito de avaliar de maneira expedita a influência da profundidade do substrato na regeneração da área impactada, as parcelas foram estratificadas em substrato muito raso e compactado, com menos de 2 cm de profundidade, e raso e solto, com profundidade de 2 cm até 2 m de profundidade, que é produto do material de descarte e dos horizontes de solo retirados para a extração de basalto. Em ambas as situações, para melhor entendimento desses ambientes, verificou-se a velocidade de infiltração da água. O de infiltração foi feito com o procedimento proposto por Longhi e Galvão (1978) e constitui-se na colocação de recipientes graduados com capacidade de 300 ml, cheias de água, em cilindros de 30 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro cravadas no solo, com a finalidade de verificar a quantidade de água infiltrada por unidade de tempo.

RESULTADOS

As espécies registradas na área de estudo perturbada pela mineração e da área circundante são 17 na regeneração natural e 45 na forma de árvores adultas. A relação das espécies encontra-se na tabela 1. Na tabela 2 são apresentados os valores de número de indivíduos registrados em 70 parcelas para a regeneração natural e sete parcelas para árvores adultas da floresta circundante.

TABELA 1: Relação de espécies de árvores adultas e regeneração natural nos dois levantamentos.

Família	Nome científico	Árvores	Regeneração	GE
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus praecox</i> Griseb.	X		CL
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> DC.	X		P
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X		CL
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.		x	P
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	X	x	SI
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling e J.E.Mill.	X		SI
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	X		SI
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X		CL
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		x	P
Cardiopteridaceae	<i>Citronella</i> sp.	X		CL
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.		x	SI
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	X		SI
	<i>Croton urucurana</i> Baill.		x	P
	<i>Manihot flabilifolia</i> Pohl.	X		P
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	X		CS
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	X		P
	<i>Gleditsia amorphoides</i> (Griseb.) Taub.	X		SI
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X		CL
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit		x	P
	<i>Lonchocarpus leucanthus</i> Burkart	X		SI
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	X		ST
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	X	x	P
	<i>Machaerium paraguayense</i> Hassl.	X		SI
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	X		CL
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	X	x	SI
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		x	SI
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng) Mez	X		ST
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng) Mart.	X		CS
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. et Arn.) Hassl.	X	x	SI
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth		x	SI
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	X		SI
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	X		CS
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	X		CS
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don ex Steud.	X		SI
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	X		CS
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	X		ST
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	X		CL
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	X		CL
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	X		CL
	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	X		CL
	<i>Psidium guajava</i> L.		x	SI
Phytolaccaceae	<i>Seguiera paraguayensis</i> Morong	X		CL
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	X		CS
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	X		ST

Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.		x	P
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X		ST
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	X		ST
Salicaceae	<i>Casearia silvestris</i> Sw.	X		ST
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.Hil., Cambess. e A. Juss.) Radlk.	X		SI
	<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk	X		SI
	<i>Cupania vernalis</i> Camb.	X	x	SI
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	X		CL
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. e Arn.) Radlk.	X		CL
Solanaceae	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal		x	P
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	X	x	P
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz et Pav.) Juss.		x	P

Onde: X ou x: representam espécies presentes como árvore adulta ou regeneração; GE: grupo ecológico; P: pioneiras; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; CL: clímax exigente em luz e CS: clímax sub-bosque.

Nas figuras 2 e 3 encontram-se as curvas de rarefação de espécies para os dois períodos de levantamentos. Verifica-se que a estabilidade da curva não foi atingida, e sim a suficiencia amostral segundo o critério proposto por Cain (1938) citado por Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974). O número de indivíduos amostrados da regeneração natural cai de 374 indivíduos para 184 na segunda medição, sendo que a riqueza manteve-se quase constante. As famílias caem de 12 para 10 (Tabela 2). Os valores de diversidade, dados pelo índice de Shannon para os dois levantamentos, apresentam-se diferentes. No ano 2008, a diversidade foi de 0,81, e no ano 2009, de 1,27. A diferença de valores é justificada pelo menor número de indivíduos encontrados no segundo levantamento. O índice de Shannon considera a riqueza e o número de indivíduos de cada uma das espécies.

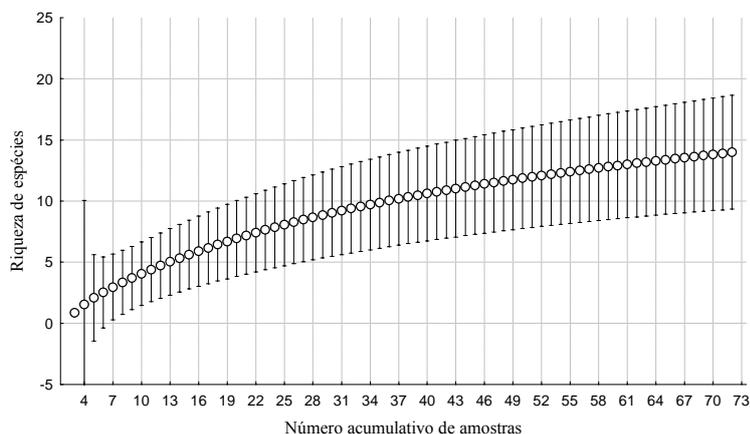


FIGURA 2: Curva de rarefação por amostras (média \pm IC) das espécies da regeneração natural. Primeiro levantamento. Ano 2008. As barras verticais indicam os intervalos de confiança a partir da média.

A floresta circundante avaliada com apenas 1400 m², apresenta 266 indivíduos amostrados, 44 espécies e 23 famílias, o que resultou em um índice de Shannon de 3,17.

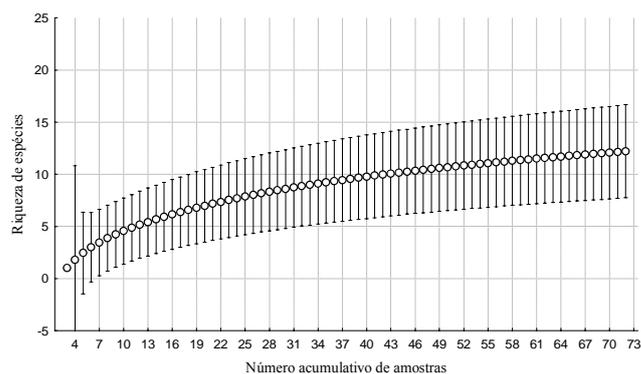


FIGURA 3: Curva de rarefação por amostras (média \pm IC) das espécies da regeneração natural. Segundo levantamento. Ano 2009. As barras verticais indicam os intervalos de confiança a partir da média.

TABELA 2: Valores de riqueza e diversidade de espécies nos levantamentos ano 2008 e ano 2009 e floresta circundante à área de estudo.

Parâmetros	Regeneração		Floresta circundante
	Ano 2008	Ano 2009	
Número de indivíduos	374	184	266
Número de espécies	14	13	44
Número de famílias	12	10	23
Índice de Shannon (H')	0,81	1,27	3,17

Em ambos os levantamentos, as espécies com maiores valores de densidade relativa, foram *Trema micrantha* e *Baccharis dracunculifolia*. No primeiro ano (Tabela 3), *Trema micrantha* representou sozinha 82,71% da densidade relativa (DR), seguida de *Baccharis dracunculifolia*, com 7,71 %, somando ambas 90,42% da DR. Já no seguinte (Tabela 4), *Trema micrantha* diminuiu a sua densidade para 64,93% e *Baccharis dracunculifolia* aumentou a sua participação para 17,06% da DR e juntas representaram 81,99% da densidade relativa total (Tabela 4). No primeiro levantamento (2008), a densidade absoluta total foi de 5371,43 ind./ha, sendo que *Trema micrantha* apresenta 4442,86 ind./ha e *Baccharis dracunculifolia* 414,29 indivíduos/hectare. As tendências nas densidade pode-se apreciar na figura 4.

Nas Tabelas 5 e 6 encontram-se os valores de regeneração natural por grupo ecológico. Verifica-se que um ano após o fechamento da pedreira as pioneiras representam o 85,86% da regeneração natural da área, como era de se esperar, dada as condições de alta luminosidade e grande amplitude de variações de temperatura e umidade. Os valores de regeneração natural incluem a densidade e a frequência relativa das espécies, ou seja, a quantidade de indivíduos e a distribuição espacial das espécies sobre a área.

TABELA 3: Valores de densidade absoluta total e por classe de altura e a densidade relativa total. Ano 2008.

Espécies	Classe I	Classe II	Classe III	DA	DR
<i>Trema micrantha</i>	1142,86	1128,57	2171,43	4442,86	82,71
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	328,57	57,14	28,57	414,29	7,71
<i>Cecropia pachystachya</i>	28,57	28,57	57,14	114,29	2,13
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	85,71	14,29	14,29	114,29	2,13
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	14,29	0,00	42,86	57,14	1,06
<i>Machaerium stipitatum</i>	14,29	28,57	0,00	42,86	0,80
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,00	28,57	14,29	42,86	0,80
<i>Hovenia dulcis</i>	14,29	14,29	0,00	28,57	0,53
<i>Croton urucurana</i>	28,57	0,00	0,00	28,57	0,53
<i>Carica papaya</i>	0,00	28,57	0,00	28,57	0,53
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,00	14,29	0,00	14,29	0,27
<i>Psidium guajava</i>	14,29	0,00	0,00	14,29	0,27
<i>Piper sp</i>	0,00	0,00	14,29	14,29	0,27
<i>Cupania vernalis</i>	0,00	0,00	14,29	14,29	0,27
Total	1671,43	1342,86	2357,14	5371,43	100,00

Classe I: 10 - 50 cm de altura; Classe II: 50,1 - 100 cm de altura; Classe III: 100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP; DA: densidade absoluta e DR: densidade relativa.

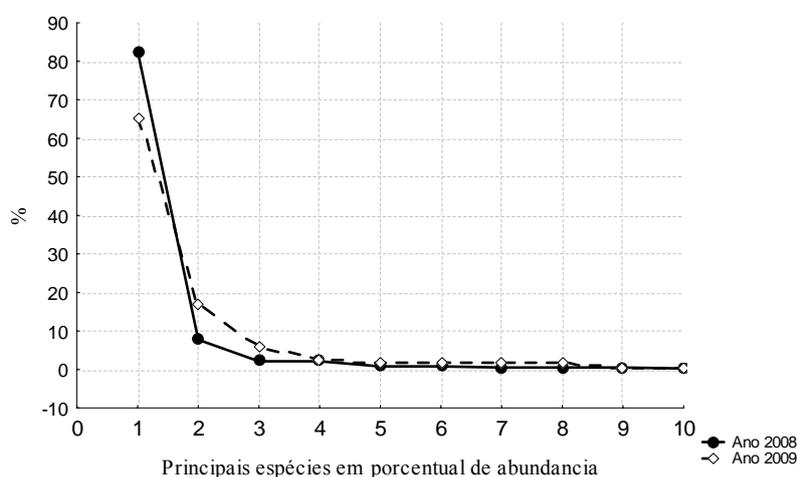


FIGURA 4: Diagrama de abundâncias de Whittaker nos dois levantamentos.

TABELA 4: Valores de densidade absoluta total e por classe de altura e a densidade relativa total. Ano 2009.

Espécies	Classe I	Classe II	Classe III	DA	DR
<i>Trema micrantha</i>	100,00	357,14	1500,00	1957,14	64,93
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	142,86	214,29	157,14	514,29	17,06
<i>Parapiptadenia rigida</i>	57,14	42,86	71,43	171,43	5,69
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0,00	28,57	42,86	71,43	2,37
<i>Aloysia virgata</i>	14,29	28,57	14,29	57,14	1,90
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,00	0,00	57,14	57,14	1,90
<i>Cecropia pachystachya</i>	14,29	14,29	28,57	57,14	1,90
<i>Psidium guajava</i>	14,29	28,57	14,29	57,14	1,90
<i>Leucaena leucocephala</i>	14,29	0,00	0,00	14,29	0,47
<i>Jacaranda micrantha</i>	0,00	14,29	0,00	14,29	0,47
<i>Machaerium stipitatum</i>	14,29	0,00	0,00	14,29	0,47
<i>Hovenia dulcis</i>	0,00	0,00	14,29	14,29	0,47
<i>Peltophorum dubium</i>	14,29	0,00	0,00	14,29	0,47
Total	385,71	728,57	1900,00	3014,29	100,00

Classe I: 10 - 50 cm de altura; Classe II: 50,1 - 100 cm de altura; Classe III: 100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP; DA: densidade absoluta e DR: densidade relativa.

TABELA 5: Porcentuais de regeneração natural por grupo ecológico. Ano 2008.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %	GE
<i>Trema micrantha</i>	63,13	74,37	78,82	72,11	P
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	13,78	6,54	2,33	7,55	P
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	10,46	2,00	2,03	4,83	SI
<i>Cecropia pachystachya</i>	3,49	2,53	4,66	3,56	P
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	1,74	0,00	6,08	2,61	SI
<i>Machaerium stipitatum</i>	1,74	4,01	0,00	1,92	SI
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,00	2,53	2,03	1,52	SI
<i>Carica papaya</i>	0,00	4,01	0,00	1,34	SI
<i>Hovenia dulcis</i>	1,74	2,00	0,00	1,25	P
<i>Croton urucurana</i>	2,17	0,00	0,00	0,72	P
<i>Piper</i> sp.	0,00	0,00	2,03	0,68	SI
<i>Cupania vernalis</i>	0,00	0,00	2,03	0,68	SI
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,00	2,00	0,00	0,67	P
<i>Psidium guajava</i>	1,74	0,00	0,00	0,58	SI

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes, GE: grupo ecológico

TABELA 6: Porcentuais de regeneração natural por grupo ecológico. Ano 2009.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %	GE
<i>Trema micrantha</i>	29,6	45,48	64,47	46,53	P
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	31,02	29,22	12,14	24,12	P
<i>Parapiptadenia rigida</i>	15,74	7,78	5,88	9,80	SI
<i>Psidium guajava</i>	3,93	5,19	1,38	3,50	SI
<i>Cecropia pachystachya</i>	3,93	2,59	3,75	3,43	P
<i>Alloysia virgata</i>	3,93	3,57	1,38	2,96	P
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0,00	3,57	4,13	2,57	SI
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,00	0,00	5,50	1,83	P
<i>Leucaena leucocephala</i>	3,93	0,00	0,00	1,31	P
<i>Machaerium stipitatum</i>	3,93	0,00	0,00	1,31	SI
<i>Peltophorum dubium</i>	3,93	0,00	0,00	1,31	SI
<i>Jacaranda micrantha</i>	0,00	2,59	0,00	0,86	SI
<i>Hovenia dulcis</i>	0,00	0,00	1,38	0,46	P

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 5 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes, GE: grupo ecológico.

No ano 2008, as espécies predominantes foram *Trema micrantha*, *Cecropia pachystachya*, *Baccharis dracunculifolia*, *Solanum granuloso-leprosum* e *Croton urucurana*. Uma espécie exótica também apresenta indivíduos, *Hovenia dulcis*. Após dois anos do fechamento da pedreira, as mesmas espécies atingem 76,37% da regeneração natural total (RNT), sendo *Trema micrantha* responsável por 46,53% da regeneração e *Baccharis dracunculifolia* 24,12%. *Cecropia pachystachya* diminui sua percentagem de 7,55% para 3,43% na segunda medição. *Solanum granuloso-leprosum* aumenta de forma inexpressiva sua percentagem. *Alloysia virgata* faz sua aparição com 2,96%, com maiores valores nas primeiras classes de tamanho, o que indica seu estabelecimento crescente na área. Uma segunda espécie exótica é detectada na área, *Leucaena leucocephala*, suplantando a percentagem de regeneração de *Hovenia dulcis*, o que evidencia a sua característica de espécie invasora

agressiva. Os valores de regeneração natural (RN) do grupo ecológico das secundárias iniciais, atingem 14,14% da RNT um ano após o fechamento da pedreira e aumentam para 19,35% dois anos após. As espécies predominantes são *Bastardiopsis densiflora* (4,83%), *Heliocarpus popayanensis* (2,61%), *Machaerium stipitatum* (1,92%), *Parapiptadenia rigida* (1,52%) e *Carica papaya* (1,34%), sendo esta espécie exótica junto com *Psidium guajava* (0,54%), dominam no primeiro levantamento. Já no segundo levantamento dominam *Parapiptadenia rigida* (9,80%), *Psidium guajava* (3,50%), *Bastardiopsis densiflora* (2,57%), *Machaerium stipitatum* (1,31%) e *Peltophorum dubium* (1,31%). São essas espécies as que apresentam a tendência de dominar a área nos próximos anos, porém, dois anos é pouco tempo para fazer previsões muito acuradas como afirmado por Campanello (2004). Espécies como *Heliocarpus popayanensis* e *Cupania vernalis* não foram registradas no segundo levantamento. A mesma situação acontece com *Carica papaya*, o que seria um indicador das condições ambientais extremas do local. Situação já apontada por Rodrigues *et al.* (2004); Reis *et al.*, (2006); Parrota e Knowles (1999) e Leite *et al.* (1994) para áreas de mineração abandonadas.

Com o intuito de diferenciar a capacidade de colonização de áreas com diferentes profundidades de substrato, tem-se nas tabelas 7 e 8 os valores de densidade absoluta (DA) por classe de tamanho e densidade absoluta total (DA) e a densidade relativa total (DR).

TABELA 7: Valores de densidade absoluta total (ind./ha), por classe de altura e por substrato. Ano 2008.

Espécies	Classe I	Classe II	Classe III	DA	DR
Substrato raso e solto					
<i>Trema micrantha</i>	2029,41	2117,65	4382,35	8529,41	82,39
<i>Cecropia pachystachya</i>	676,47	117,65	58,82	852,94	8,24
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	58,82	58,82	117,65	235,29	2,27
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	147,06	29,41	29,41	205,88	1,99
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	29,41	0,00	88,24	117,65	1,14
<i>Psidium guajava</i>	29,41	58,82	0,00	88,24	0,85
<i>Hovenia dulcis</i>	0,00	58,82	29,41	88,24	0,85
<i>Parapiptadenia rigida</i>	58,82	0,00	0,00	58,82	0,57
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,00	58,82	0,00	58,82	0,57
<i>Carica papaya</i>	0,00	29,41	0,00	29,41	0,28
<i>Cupania vernalis</i>	29,41	0,00	0,00	29,41	0,28
<i>Piper sp.</i>	0,00	29,41	0,00	29,41	0,28
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0,00	0,00	29,41	29,41	0,28
Total	3058,82	2558,82	4735,29	10352,94	100,00
Substrato muito raso e compactado					
<i>Trema micrantha</i>	305,56	194,44	83,33	583,33	87,50
<i>Piper sp.</i>	27,78	0,00	0,00	27,78	4,17
<i>Croton urucurana</i>	0,00	0,00	27,78	27,78	4,17
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	27,78	0,00	0,00	27,78	4,17
Total	361,11	194,44	111,11	666,67	100,00

Classe I: 10 - 50 cm de altura; Classe II: 50,1 - 100 cm de altura; Classe III: 100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP; DA: densidade absoluta e DR: densidade relativa.

TABELA 8: Valores de densidade absoluta total (ind./ha), por classe de altura e substrato. Ano 2009.

Espécies	Classe I	Classe II	Classe III	DA	DR
Substrato raso e solto					
<i>Trema micrantha</i>	125,00	275,00	550,00	950,00	46,34
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	75,00	150,00	150,00	375,00	18,29
<i>Parapiptadenia rigida</i>	75,00	75,00	100,00	250,00	12,20
<i>Cecropia pachystachya</i>	25,00	0,00	75,00	100,00	4,88
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0,00	25,00	75,00	100,00	4,88
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,00	0,00	75,00	75,00	3,66
<i>Psidium guajava</i>	0,00	50,00	25,00	75,00	3,66
<i>Aloysia virgata</i>	25,00	0,00	25,00	50,00	2,44
<i>Leucaena leucocephala</i>	25,00	0,00	0,00	25,00	1,22
<i>Jacaranda micrantha</i>	0,00	25,00	0,00	25,00	1,22
<i>Machaerium stipitatum</i>	25,00	0,00	0	25,00	1,22
Total	375,00	600,00	1075,00	2050,00	100,00
Substrato muito raso e compactado					
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	166,67	266,67	133,33	566,67	47,22
<i>Trema micrantha</i>	133,33	66,67	166,67	366,67	30,56
<i>Aloysia virgata</i>	0,00	66,67	0,00	66,67	5,56
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,00	33,33	0,00	33,33	2,78
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,00	33,33	0,00	33,33	2,78
<i>Hovenia dulcis</i>	0,00	0,00	33,33	33,33	2,78
<i>Psidium guajava</i>	33,33	0,00	0,00	33,33	2,78
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,00	0,00	33,33	33,33	2,78
<i>Peltophorum dubium</i>	33,33	0,00	0,00	33,33	2,78
Total	366,67	466,67	366,67	1200,00	100,00

Classe I: 10 - 50 cm de altura; Classe II: 50,1 - 100 cm de altura; Classe III: 100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP; DA: densidade absoluta e DR: densidade relativa.

No substrato muito raso, a infiltração de 1000 ml de água foi, em média, de 1 hora 20 minutos e 24 segundos. No substrato raso e solto, a média de infiltração de 1000 ml de água foi de apenas 6 minutos. Para efeito comparativo, foi considerado como área testemunha, sem histórico de impacto antrópico importante anterior, um remanescente próximo, onde a infiltração de 1000 ml de água foi de 14 minutos e 24 segundos.

Em 2008 no substrato raso e solto, um ano após o fechamento da mineração, as espécies predominantes foram *Trema micrantha* (82,39%), *Cecropia pachystachya* (8,24%), *Baccharis dracunculifolia* (2,27%), *Bastardiopsis densiflora* (1,99%) e *Solanum granuloso-leprosum* (1,14% de densidade relativa). A densidade absoluta total é de 10.352 ind./ha, sendo a classe III de tamanho a de maior valor, com 4.735 ind./ha (Tabela 7).

Já no substrato muito raso um ano após o encerramento das atividades de mineração, *Trema micrantha*, com 87,50% da densidade relativa, acompanhada com valores inexpressivos por *Piper* sp., *Croton urucurana* e *Bastardiopsis densiflora*, com 4,17% da densidade relativa. A densidade absoluta total foi de 666 ind./ha, atingindo só 6,43% da densidade registrada no substrato raso e solto (Tabela 7).

Em 2009 no substrato raso e solto (Tabela 8), as principais espécies, com base na densidade relativa, são *Trema micrantha* (46,34%), *Baccharis dracunculifolia* (18,29%),

Parapiptadenia rigida (12,20%), *Cecropia pachystachya* (4,88%) e *Bastardiopsis densiflora* (4,88%). A densidade absoluta total é de 2.050 ind./ha e, considerando as classes de tamanho, os valores são crescentes da primeira classe (375 ind./ha) até a terceira classe (1.075 ind./ha). No substrato muito raso as principais espécies em densidade relativa são *Baccharis dracunculifolia* (47,22%), *Trema micrantha* (30,56%) e *Aloysia virgata* (5,56%). A densidade absoluta total nesse substrato é de 1.200 ind/ha e nas diferentes classes de tamanho, o maior valor total está na classe II e não tem diferença entre as classes I e III.

Dois anos após o fechamento da pedra, o substrato muito raso apresenta cinco espécies a mais que no primeiro levantamento e quase o dobro dos valores de densidade absoluta.

Nas figuras 5 e 6 encontram-se a riqueza observada e a calculada pelo estimador não-paramétrico ICE para os dois levantamentos. Assim, no ano 2008, a riqueza observada (Sobs) de espécies foi de $14 \pm 2,33$, ICE apresentou o valor de $19,09 \pm 0,02$. Segundo Chazdon *et al.* (1998), Magurran (2004) e Colwell e Coddington (1995), a riqueza observada sempre subestima o verdadeiro valor da riqueza e ICE é o que melhor se comporta na estimativa, por ser independente do esforço amostral (Figura 6). No segundo levantamento, a riqueza observada (Sobs) foi de $12,21 \pm 2,24$, ICE $16,21 \pm 2,26$.

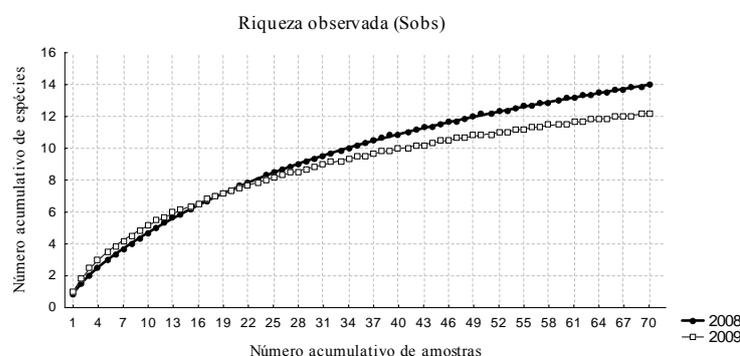


FIGURA 5: Riqueza observada de espécies nos levantamentos 2008 e 2009.

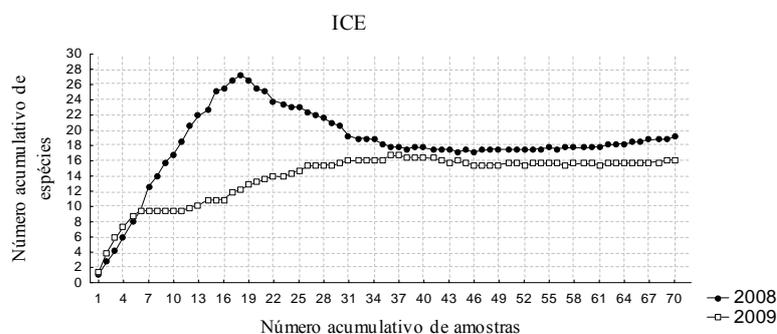


FIGURA 6: Riqueza estimada pelo estimador não-paramétrico de riqueza de espécies ICE nos levantamentos 2008 e 2009.

Ao fazer a comparação da riqueza estimada de espécies entre os dois levantamentos pelo procedimento JACKKNIFE 1, como proposto por Heltshe e Forrester (1983), e utilizado por De Marco e Resende (2004), tem-se que não existe diferença significativa entre ambos os levantamentos, dado que o intervalo de confiança do levantamento em 2009 atinge o valor médio do levantamento em 2008 (Figura 7).

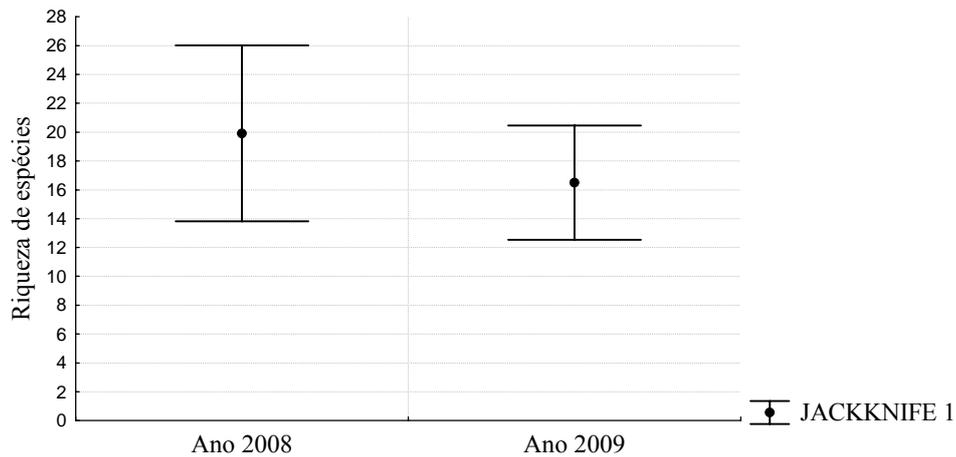


FIGURA 7: Comparação da riqueza de espécies em duas medições sucessivas, anos 2008 e 2009 pelo procedimento JACKKNIFE 1.

Na figura 8 apresenta-se a diversidade de espécies (H') nos levantamentos de 2008 e 2009, comparados os levantamentos encontrou-se diferença significativa (teste t, $p < 0,05$) conforme Magurran (1988), com 0,81 no primeiro levantamento e 1,27 no segundo, e pelo teste “t” de Hutchenson ($gl=465$; $t= 4,08$).

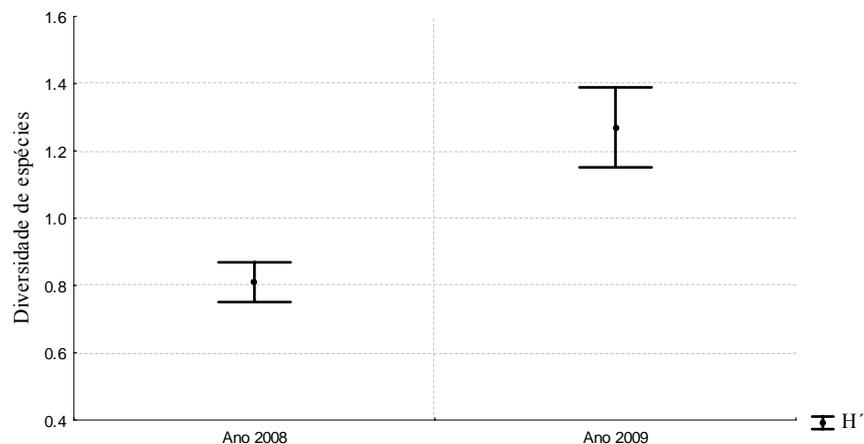


FIGURA 8: Comparação da diversidade de espécies nos levantamentos ano 2008 e ano 2009, conforme Magurran (1988).

A floresta circundante da jazida estudada é a fonte de propágulos das espécies que já iniciaram a colonização da área e as que irão se estabelecer. Essa é uma floresta secundária em estágio intermediário de desenvolvimento, a julgar pela distribuição diamétrica das espécies arbóreas e pelas densidades registradas. Assim, analisando as densidades absolutas e relativas e discriminando por grupo ecológico, tem-se que o grupo das pioneiras apresenta apenas cinco espécies e somam 9,4 % da densidade relativa. A espécie predominante é *Machaerium stipitatum*, com 82 ind./ha. No grupo das secundárias iniciais encontrou-se 14 espécies que representam o 45,86% da densidade relativa. As espécies predominantes são *Lonchocarpus leucanthus* (19,55%), *Cupania vernalis* (7,14%), *Parapiptadenia rigida* (4,51%) e *Allophylus edulis* (4,14%). A soma dos grupos ecológicos totalizam 55,26%, o que indica que essas espécies são as dominantes no ambiente (Tabela 9).

TABELA 9: Número de indivíduos e densidade absoluta e relativa das espécies dos grupos ecológicos das pioneiras e secundárias iniciais, das principais espécies em estado adulto na área circundante.

Especies	N	DA	DR	GE
<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	52	305.88	19.55	SI
<i>Cupania vernalis</i>	19	111.76	7.14	SI
<i>Machaerium stipitatum</i>	14	82.35	5.26	P
<i>Parapiptadenia rigida</i>	12	70.59	4.51	SI
<i>Allophylus edulis</i>	11	64.71	4.14	SI
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	6	35.29	2.26	P
<i>Machaerium paraguariensis</i>	6	35.29	2.26	SI
<i>Alchornea triplinervia</i>	5	29.41	1.88	SI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4	23.53	1.50	SI
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	3	17.65	1.13	SI
<i>Cordia americana</i>	3	17.65	1.13	SI
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	11.76	0.75	P
<i>Luehea divaricata</i>	2	11.76	0.75	SI
<i>Cordia trichotoma</i>	2	11.76	0.75	SI
<i>Bauhinia forficata</i>	2	11.76	0.75	P

N: número de indivíduos amostrados; DA: número de indivíduos/hectare, DR: densidade relativa; GE: grupo ecológico; P: pioneira; SI: secundária inicial,

O grupo das secundárias tardias, com sete espécies, somam 11,65% da densidade relativa. As principais espécies são *Ruprechtia laxiflora* (5,64%), *Campomanesia xanthocarpa* (2,26%), *Nectandra megapotamica* (1,50%), *Balfourodendron riedelianum* (1,13%) (Tabela 10). O grupo das espécies de floresta madura (clímax de sombra e clímax exigentes em luz) somam 33,08% da densidade relativa e as principais espécies são *Trichilia catigua* (8,27%), *Sorocea bonplandii* (4,89%), *Campomanesia guazumifolia* (4,14%), *Chrysophyllum marginatum* (2,63%) e *Chrysophyllum gonocarpum* (1,88%). Esses grupos somam 44,73% da densidade relativa total.

TABELA 10: Número de indivíduos e densidade absoluta e relativa das espécies dos grupos ecológicos das espécies secundárias tardias e clímax, das principais espécies em estado adulto na área circundante.

Espécies	N	DA	DR	GE
<i>Trichilia catigua</i>	22	129.41	8.27	CS
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	15	88.24	5.64	ST
<i>Soroceae bonplandii</i>	13	76.47	4.89	CS
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	11	64.71	4.14	CL
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	7	41.18	2.63	CL
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	6	35.29	2.26	ST
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	5	29.41	1.88	CL
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4	23.53	1.50	CL
<i>Trichilia elegans</i>	4	23.53	1.50	CS
<i>Nectandra megapotamica</i>	4	23.53	1.50	ST
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	4	23.53	1.50	CS
<i>Achatocarpus praecox</i>	4	23.53	1.50	CL
<i>Hexachlamys edulis</i>	3	17.65	1.13	CL
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	3	17.65	1.13	ST
<i>Citronella sp</i>	3	17.65	1.13	CL

N: número de indivíduos amostrados; DA: número de indivíduos/hectare, DR: densidade relativa; GE: grupo ecológico; ST: secundária tardia; CS: clímax de sombra, CL: clímax exigente em luz.

Na figura 9 encontra-se a distribuição diamétrica de todas as espécies amostradas na floresta secundária circundante à pedreira estudada. A distribuição apresenta uma marcada forma de “j” invertido até a classe de 63,2 cm. As figuras 10 e 11 mostram a distribuição diamétrica das espécies arbóreas discriminadas nos seus grupos ecológicos, onde as pioneiras estão juntas com as secundárias iniciais e as secundárias tardias juntas com as espécies da floresta madura. As duas distribuições apresentam também formato de “j” invertido.

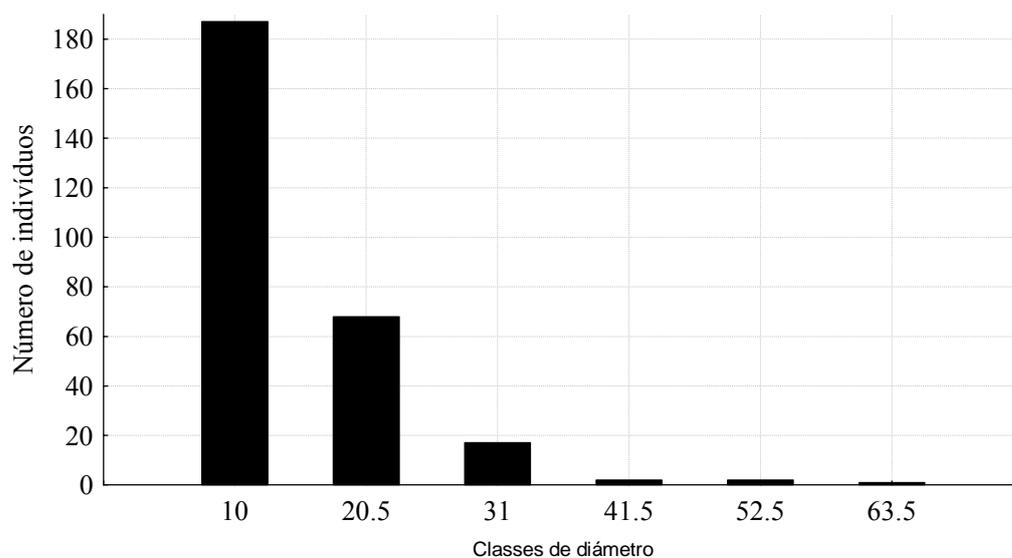


FIGURA 9: Distribuição diamétrica das árvores adultas da floresta circundante à área perturbada. Todos os grupos ecológicos.

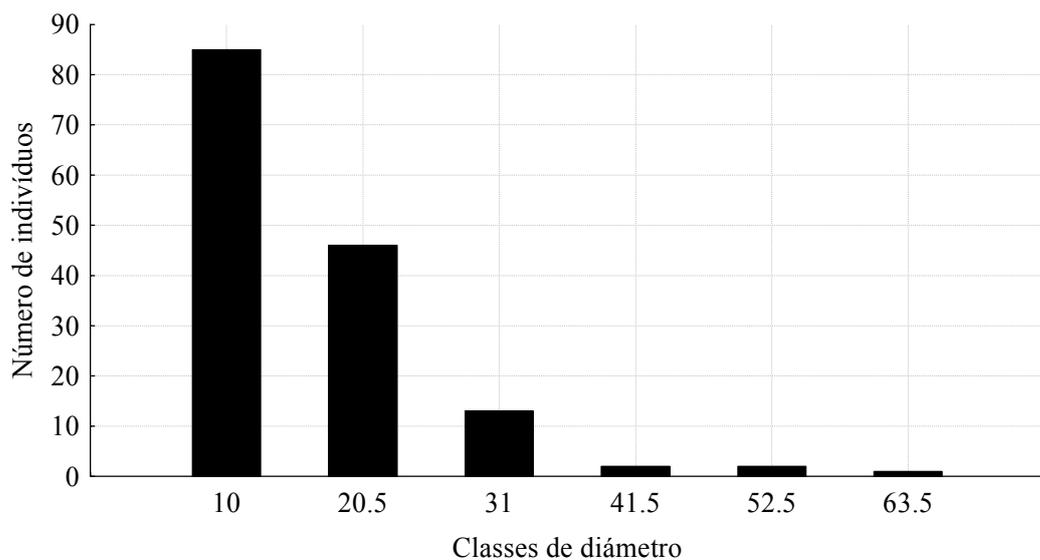


FIGURA 10: Distribuição diamétrica das árvores adultas. Pioneiras e secundárias iniciais.

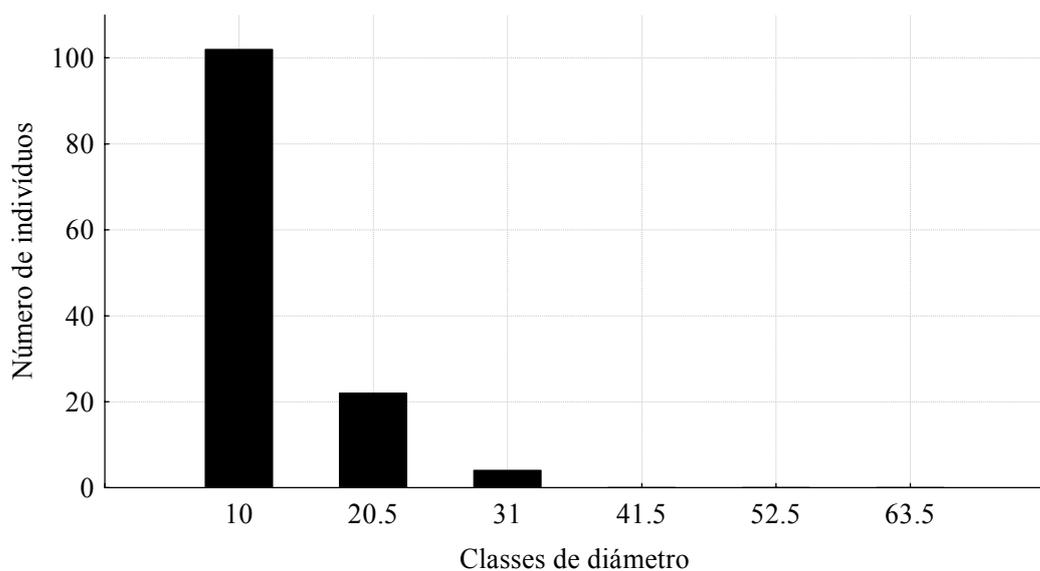


FIGURA 11: Distribuição diamétrica das árvores adultas. Secundárias tardias e clímax.

DISCUSSÃO

O intervalo de tempo analisado permite caracterizar o processo inicial de colonização de uma área degradada pela atividade de mineração. A constituição florística e as características fitossociológicas das mesmas nos dois levantamentos logo após o fechamento da área minerada indicam uma forte tendência de avanço da sucessão secundária como descrita por Guariguata e Ostertag (2001), Corlett (1995) e Gomez-Pompa e Vazquez Yanes (1981) e onde as espécies pioneiras são as grandes protagonistas com os maiores valores de densidade e de percentuais de regeneração natural total. São acompanhadas pelas espécies do grupo ecológico das secundárias iniciais, com modestos valores de densidade e regeneração (MARANGON *et al.*, 2007). As espécies que dominam na área em processo de colonização são *Trema micrantha*, *Baccharis dracunculifolia*, *Cecropia pachystachya* e *Aloysia virgata*, no grupo ecológico das pioneiras, e *Bastardiopsis densiflora*, *Parapiptadenia rigida*, *Psidium guajava*, *Machaerium stipitatum*, *Carica papaya* e *Heliocarpus popayanensis*, no grupo das secundárias iniciais. As espécies pioneiras e secundárias iniciais apresentam alto grau de adaptação a condições extremas do ambiente como foi comprovado por Taylor *et al.*, (1995) em Porto Rico numa área florestal que sofreu o impacto da irradiação radiativa de césio durante três meses, 23 anos após as pioneiras e secundárias iniciais estão colonizando a área, com escassa velocidade, porém recuperando-se de um evento que tinha matado até as sementes.

Em várias regiões do Brasil foi reportada a dominância na colonização de área degradadas por parte de *Trema micrantha* (RODRIGUES *et al.*, 2004) e na Argentina (CAMPANELLO, 2004), com uma grande capacidade de acumulação de matéria seca e produção de folhas, o que favorece o grande crescimento em altura e confere uma capacidade de exploração de níveis altos de luminosidade (RODRIGUES *et al.*, 2004). Segundo Silveira *et al.* (2003), *Trema micrantha* é uma espécie pioneira extensamente distribuída no Neotrópico e cresce numa ampla variedade de ambientes, desde florestas estacionais até tropicais. É uma espécie de grande produção de frutos anuais, drupas recobertas por um mesocarpo carnoso de cor laranja que são dispersas por aves, como estratégia de sobrevivência dada sua curta longevidade.

Na primeira medição, um ano após o fechamento da pedreira, *Trema micrantha* mostrou ser absoluta em termos de densidade relativa, com mais de 82% desse valor, seguida de *Baccharis dracunculifolia*. No segundo levantamento, *Baccharis dracunculifolia* incrementa sua participação competindo e ganhando o espaço de *Trema micrantha*, assim,

Kammesheidt (1998) encontrou uma situação similar em área queimadas no Paraguai, onde *Trema micrantha* foi substituída por *Cecropia pachystachya* e outras espécies com o avanço da sucessão. Licks (2007) registrou o comportamento de *Trema micrantha* numa área degradada em recuperação como sendo inibidora de outras espécies. As grandes amplitudes térmicas induzem a alta germinação de *Trema micrantha*, como foi reportado por Vazquez-Yanes e Orozco Segovia (1992). Deschamps e Ochoa (1987), numa área de um ano de regeneração natural com um histórico de uso do solo não degradante, onde a floresta foi eliminada com a queima da vegetação e sem uso posterior da área, não registraram a presença de *Trema micrantha* e a espécie *Baccharis dracunculifolia* foi registrada com um inexpressivo valor de cobertura, 0,44%.

O predomínio de *Trema micrantha* na classe III de tamanho já no primeiro ano confirma a afirmação do alto crescimento em altura da espécie. A grande redução da densidade no segundo ano ratifica que a espécie não apresenta bom recrutamento na sua própria sombra, permitindo o avanço e estabelecimento das outras espécies pioneiras e das secundárias iniciais. *Baccharis dracunculifolia* incrementa sua densidade até o segundo ano. *Cecropia pachystachya* perde participação e espaço para *Parapiptadenia rigida*, *Bastardiopsis densiflora*, *Aloysia virgata* e *Solanum granuloso-leprosum*.

No porcentual de regeneração (RNT), *Trema micrantha* domina no primeiro levantamento quase exclusivamente e no segundo domina junto com *Baccharis dracunculifolia*. Se esta tendência continuar, nos próximos anos *Trema micrantha* desaparecerá na sombra de *Baccharis dracunculifolia*, em princípio, e por *Parapiptadenia rigida* e *Psidium guajava*, depois.

As espécies pioneiras estão atuando como facilitadoras para o estabelecimento das secundárias iniciais, com *Parapiptadenia rigida*, *Bastardiopsis densiflora*, *Psidium guajava* e *Machaerium stipitatum* em concordância com o modelo proposto por Connel e Slatyer (1977). É como salienta Rodrigues *et al.* (2004), a tendência deve ser confirmada com estudos de longa duração.

Considerando a análise em dois substratos diferentes dentro da área de estudo, um raso e solto e outro muito raso, pode-se afirmar que as condições do mesmo são determinantes ao estabelecimento das espécies (CAPERS *et al.*, 2005). Assim, no substrato raso e solto, que é produto do material de descarte e das camadas de solo retiradas e jogadas fora durante as operações de extração de basalto, as densidades são maiores, atingindo 10.352 ind./ha. A espécie *Trema micrantha* apresenta sua máxima expressão de densidade com 8.529 ind./ha. As espécies acompanhantes são *Cecropia pachystachya*, com 852 ind./ha, *Baccharis*

dracunculifolia, com 235 ind./ha, e *Bastardiopsis densiflora*, com 205 ind./ha. Já no substrato raso, *Trema micrantha* apresenta uma densidade de 583 ind./ha e a única espécie acompanhante que ocorre também no outro substrato é *Bastardiopsis densiflora*, com apenas 27 ind./ha. Somam-se outras duas espécies nesse substrato que são *Piper* sp. e *Croton urucurana*, essa última sem participação no substrato mais profundo.

As grandes exigências e extremas condições ambientais tanto de temperatura, insolação, umidade etc. atuam como filtro e impedimento ao estabelecimento das espécies. Assim, no substrato raso e solto a velocidade de infiltração foi de só 6 minutos para um litro de água em no substrato muito raso foi de 1 hora 20 minutos e 24 segundos. Isso explicaria em parte a grande diferença de densidades de *Trema micrantha* nos dois substratos e a alta mortalidade verificada ao comparar com o segundo levantamento como se menciona a seguir.

No segundo levantamento e com o mesmo critério de análise nos dois substratos tem-se que no raso e solto *Trema micrantha* lidera as densidades relativas, com 46,34% ou 950 ind./ha, seguida de *Baccharis dracunculifolia*, com 18,29 % de densidade relativa e 375 ind./ha, seguida por *Parapiptadenia rigida*, com 12,20% da densidade relativa e 250 ind./ha, *Cecropia pachystachya* e *Bastardiopsis densiflora*, com 100 ind./ha cada uma. O substrato muito raso mostra aumento no número de espécies referente ao levantamento anterior e *Baccharis dracunculifolia* desponta com a maior densidade relativa, com 47,22% e com 566 ind./ha, e *Trema micrantha* em segundo lugar, com 30,56% da densidade relativa, e 366 ind./ha. Segue *Aloysia virgata* com o dobro da densidade relativa e quase com a mesma densidade absoluta nos dois levantamentos. *Cecropia pachystachya* apresenta só 33% da densidade absoluta que apresenta no substrato raso e solto e *Parapiptadenia rigida* só 7,5% da densidade absoluta que apresenta no substrato raso e solto. *Solanum granuloso-leprosum* apresenta-se com 75 ind./ha no substrato raso e solto e com 33 ind./ha no substrato muito raso. A inexpressiva participação da espécie pode estar vinculada à eliminação do banco de sementes, produto da atividade de exploração do basalto ou a outros fatores como reportado por Deschamps e Ochoa (1987). Esses autores reportam grande predomínio de *Solanum granuloso-leprosum* numa floresta de cinco anos com solos degradados e com um percentual de cobertura de 14,04%, seguida de *Baccharis dracunculifolia*, com 12,33%.

Referente à riqueza de espécies e após aplicar os estimadores não-paramétricos de riqueza tem-se que não existe diferença significativa entre os dois levantamentos, com um valor de ICE de 19 para o primeiro levantamento e um ICE de 16 para o segundo. A riqueza observada foi de 14 para o primeiro levantamento e de 12 para o segundo.

Na diversidade foi registrada diferença significativa com um aumento da primeira para a segunda medição de 0,81 para 1,27.

A florística e a estrutura da floresta circundante de uma área degradada são fundamentais como fonte de propágulos (CAPERS *et al.*, 2005, CORLETT, 1995, AIDE *et al.*, 2000; ENGEL e PARROTA, 2001; HOLZ e PLACCI, 2003, RODRIGUES *et al.*, 2004).

Assim, na área de estudo, a floresta circundante caracteriza-se por ter prevalectimento de espécies secundárias iniciais e pioneiras, o que indica que é uma floresta secundária em estágio intermediário de desenvolvimento. As espécies secundárias tardias e clímax apresentam alta riqueza, com 25 espécies, mas ainda com árvores de médio porte, atingindo até a classe de 31 de DAP. As árvores de maior porte encontram-se nas secundárias iniciais com DAP de até 63,2 cm. Estima-se que a idade da floresta é de cerca de 40 anos e levará outros 40 ou 50 anos até que as secundárias iniciais completem seu desenvolvimento para começar a morrer e dar espaço para as secundárias tardias e as espécies clímax.

CONCLUSÕES

Considerando o alto grau de impacto e de degradação expresso na área de estudo, o processo de colonização está se desenvolvendo com as espécies pioneiras ocupando a maior parte do espaço acompanhadas das secundárias iniciais, em conformidade com a hipótese formulada. Os outros grupos ecológicos ainda não tiveram as condições adequadas para o estabelecimento, especialmente de sombreamento. De maneira geral, registrou-se um domínio de *Trema micrantha* nas densidades e nos percentuais de regeneração natural acompanhada de *Baccharis dracunculifolia*, *Cecropia pachystachya* e *Aloysia virgata*. Percebe-se uma tendência de mudança de espécies, onde *Trema micrantha* é dominante um ano após o fechamento da pedreira e decai abruptamente no segundo ano dando lugar a *Baccharis dracunculifolia* e às secundárias iniciais como *Parapiptadenia rigida*, *Psidium guajava* e *Bastardiopsis densiflora*. Considerando separadamente por profundidade de substrato observou-se que onde há substrato raso e solto, *Trema micrantha* domina no primeiro ano mais marcadamente que no substrato muito raso. Já no segundo ano, *Trema micrantha* continua a dominar as densidades mais cedo espaço para *Baccharis dracunculifolia* no substrato muito raso, que tem as condições mais extremas do ambiente.

A riqueza de espécies não teve mudança, mas a diversidade está em aumento. A floresta circundante apresenta ótimas características como fornecedora de propágulos e como suporte da fauna silvestre encarregada da dispersão de sementes da maioria das espécies arbóreas registradas. É necessário continuar as observações, para dispor de pelo menos 10 ou mais anos sucessivos de dados, e verificar as tendências reportadas no presente estudo. É também fundamental a inclusão das outras formas de vida, tanto vegetais como animais nos levantamentos futuros, dado a sua grande importância no processo de sucessão secundária.

CAPITULO 3

AVALIAÇÃO DA VEGETAÇÃO ARBÓREA E DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA FLORESTA COM ARAUCÁRIA, 10 ANOS APÓS DISTÚRBO POR FOGO EM MISIONES, ARGENTINA

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo descrever a estrutura e composição do estrato arbóreo e da regeneração de um área perturbada há 10 anos por fogo no Parque Araucária, Misiones, Argentina. Para obtenção dos dados utilizou-se métodos analíticos de fitossociologia, como porcentual de importância (PI) e porcentual de importância ampliado (PIA), porcentual de regeneração e curvas médias de acumulação de espécies e estimadores não-paramétricos de riqueza. Foram amostradas 50 parcelas de 10 x 20 metros para árvores adultas (critério de inclusão DAP igual ou superior a 4,8 cm) e 50 parcelas de 1 x 20 metros para regeneração (indivíduos entre 10 cm de altura e DAP inferior a 4,8 cm). Foram identificadas 45 espécies de árvores adultas e 47 espécies na regeneração. No Parque Araucária, após 10 anos do incêndio, o predomínio é das pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Considerando a regeneração natural do Parque Araucária verifica-se um predomínio dos grupos ecológicos das pioneiras e das secundárias iniciais com 37,23% e 44,07%, respectivamente. As principais espécies regenerantes são nas pioneiras *Myrsine umbellata* e *Myrsine lorentziana*; nas secundárias iniciais *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia*, e nas secundárias tardias *Araucaria angustifolia*. *Myrsine umbellata* atingiu uma densidade absoluta de 5570 ind./ha, *Ocotea puberula* 3190 ind./ha e *Araucaria angustifolia* 1440 ind./ha. Conclui-se que a área estudada encontra-se em processo de sucessão, tendo atingido em 10 anos similar densidade que a floresta madura, porém somente 50% da área basal e 74,44% da riqueza total estimada. Resta continuar as medições periódicas para avaliar a evolução da *Araucaria angustifolia* e das demais espécies em seu conjunto.

Palavras-chave: Incêndios florestais, grupos ecológicos, riqueza de espécies, estimadores não-paramétricos.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, ecólogos e biólogos da conservação têm reconhecido que muitas formas de distúrbio nas florestas são importantes componentes dos sistemas naturais e que os distúrbios causados pelo homem são cada vez mais intensos, extensos e com complexidade crescente.

Esses distúrbios dão lugar às florestas secundárias, que vão aumentar nas próximas décadas, devido à pressão provocada pela agricultura, pecuária, indústria e as altas taxas de urbanização nos países tropicais e subtropicais.

Segundo Guariguata e Ostertag (2001), a sucessão nas florestas secundárias tem sido extensivamente descrita, mas, o entendimento de como as florestas recobrem as áreas perturbadas é ainda um tema de estudo e pesquisa. Esses autores definem sucessão secundária como a vegetação lenhosa que recobre um local em substituição a pastagens, agricultura, ou outras atividades humanas, como plantios florestais com espécies exóticas de rápido crescimento.

Nas florestas tropicais e sub-tropicais de América, na primeira década do processo sucessional, logo após o abandono da área, a vegetação que predomina é herbácea e arbustiva, eventualmente sombreados por espécies pioneiras arbóreas, em particular dos gêneros *Cecropia*, *Solanum*, *Trema*, *Manihot*, dentre outros. Este processo pode levar séculos para alcançar semelhante conjunto de espécies, mas não a riqueza que havia originalmente (LIEBSCH *et al.* 2008). Para isso, necessitará de mais tempo ainda. Durante os primeiros estágios de sucessão, os fatores que dirigem a colonização são muito importantes, tais como fonte de sementes, grau de fragmentação, histórico e intensidade de distúrbio anterior etc. Segundo Guariguata e Pinard (1998), em alguns países neotropicais as leis florestais exigem o plantio de árvores nas áreas sob exploração, mas, são raras a aplicação da lei na atualidade e também não demonstraram ser vantajosas nos escassos exemplos existentes. Guariguata (2000) salienta que no manejo de florestas para a produção madeireira não é suficiente manipular o ingresso de luz para o crescimento de indivíduos aproveitáveis, também deve-se levar em consideração o modo de regeneração das espécies.

A florestas da província de Misiones são de natureza estacional, pois grande parte das espécies perdem as folhas numa época do ano, no inverno. As famílias predominantes são Lauraceae, Fabaceae, Sapindaceae, Meliaceae, dentre outras.

As florestas com araucária são o principal tipo florestal do planalto do Sul do Brasil e é caracterizada pela presença de espécies arbóreas fitogeograficamente relacionadas a flora austral-antártica. Inúmeros autores têm publicado sobre a composição florística da vegetação

do planalto, entre eles pode-se mencionar a Hueck (1978), Klein (1984) e Rambo (1953 e 1956). A distribuição da floresta com araucária está entre 24° e 30°S, principalmente em elevações entre 500 e 1400 m.s.n.m. e na forma de disjunções entre 18° e 24°S entre 1400 e 1800 m.s.n.m.. O clima do planalto é definido como temperado quente e úmido, sem períodos de estiagem. As chuvas atingem os 2000 mm ao ano e a média anual de temperatura é de 14,5°C (BEHLING e PILLAR, 2007).

A espécie característica dessa floresta e que confere uma fisionomia particular é *Araucaria angustifolia*, uma árvore gigante, fuste reto e cilíndrico, que pode atingir entre 25 e 40 metros de altura. São escassos os trabalhos publicados sobre a regeneração natural da espécie, e sua posição na escala sucessional é motivo de discussão.

Klein (1960) a catalogou como espécie pioneira, embora outros autores a considerem como não-pioneira. A dinâmica da floresta com araucária já foi abordada por vários estudos paleoecológicos na última década. Os dados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul têm demonstrado que extensas áreas de campo existiam no planalto no período glacial. A floresta com araucária iniciou sua expansão a partir dos ambientes próximos dos grandes rios há 3210 anos cal. AP. Segundo Behling (2007), a marcada expansão da floresta com araucária iniciou-se no planalto, substituindo os campos há 930 anos cal. AP no estado de Santa Catarina, 1100 anos cal AP no estado do Rio Grande do Sul, 1400 anos cal AP no estado de Paraná e, conforme Gessert (2010), há 1860 anos cal AP em Misiones, Argentina.

Durante o início do Holoceno tardio (4320 - 1100 anos cal AP) a floresta com araucária se expandiu na região formando uma rede de florestas de galeria acompanhando os rios. Segundo Iriarte e Behling (2007), foram suficientes só 100 anos para ganhar a maior parte do espaço dos campos.

A província de Misiones está imersa na transição de florestas estacionais e florestas com araucária, então *Araucaria angustifolia*, *Ocotea pulchella*, *Ilex paraguariensis* e outros componentes típicos da floresta com araucária se misturam com *Apuleia leiocarpa*, *Parapiptadenia rigida*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Myrocarpus frondosus*, componentes da floresta estacional. Outros componentes típicos da floresta com araucária estão ausentes na vegetação atual em Misiones como *Drymis brasiliensis*, *Podocarpus lambertii*, *Ocotea porosa* (RÍOS *et al.*, 2010).

Segundo a classificação fitogeográfica feita por Martinez-Crovetto (1963), na região nordeste da província encontra-se o distrito planaltense com a presença da floresta com araucária formando um ecótono com as florestas estacionais. Segundo os dados palinológicos de Misiones, a floresta com araucária ou Floresta Ombrófila Mista (VELOSO *et al.*, 1991), hoje exclusiva do Brasil, já teria passado por Misiones (GESSERT, 2010).

A superfície original que ocupava a floresta com araucária era de 200.000 ha de ecótonos (COZZO, 1960) e hoje se estimam em não mais de 2.500 ha (RÍOS, 2006).

Souza (2007) inclui a espécie *Araucaria angustifolia* no modelo de estrutura populacional para as florestas mistas proposto por Ogden (1985). O modelo estabelece que as espécies de coníferas que compartilham o ambiente com latifoliadas têm alta dependência a distúrbios para poder se regenerar. No estado adulto, os indivíduos permanecem no estrato superior e ante a ausência de distúrbios, ela não se regenera.

São numerosos os autores que reportam a ausência de regeneração e a dominância de adultos dos estratos superiores (KLEIN, 1960; HUECK, 1978; AUBREVILLE, 1949, 1959; MUÑOZ, 1993; BURKART, 1993; RÍOS, 2000 e LINGNER *et al.*, 2007).

Existem numerosos estudos reportando sobre a estrutura da floresta com araucária no Brasil, mas, são raros os trabalhos sobre regeneração de araucária e das espécies acompanhantes. São mais escassos ainda trabalhos que relacionam o estrato das árvores adultas com o da regeneração. A metodologia desenvolvida por Finol Urdaneta (1971) considera ambos os estratos, conseguindo uma melhor imagem da floresta e fornece mais ferramentas para a interpretação do estado da mesma.

São escassos os trabalhos que aplicam essa metodologia, principalmente pela dificuldade no reconhecimento das espécies em estadio de plântula. Na Venezuela foi aplicado por Ramos e Plonczak (2007) na Floresta Ombrofila Mista por Lingner *et al.* (2007), em Misiones por Ríos *et al.* (1999). A aplicação só da estrutura horizontal fornece uma perspectiva parcial da floresta, pois não contempla a distribuição das espécies arbóreas adultas nos diversos estratos verticais e tampouco da regeneração, que são o futuro da floresta.

O desenvolvimento de pesquisas que visem gerar informações sobre as estruturas combinadas (horizontal e vertical) é considerado de grande valor, dado que as árvores são a base da comunidade para todas as formas de vida. Além da estrutura, a comunidade é caracterizada pela riqueza de espécies que apresenta. A riqueza é dada pelo número de espécies que constituem em um valor facilmente comparável com outras comunidades.

Em florestas da América do Sul, a percentagem de espécies raras pode ir de 20 a 50% dos registros. Em Misiones, Gartland e Bohren (2008) afirmam que 2/3 das espécies arbóreas de Misiones são raras. Conforme Ríos (2006), na floresta com araucária de Cruce Caballero, as espécies raras no compartimento de solo Latossolo Vermelho somaram 38%.

O objetivo do presente trabalho é analisar a estrutura horizontal e vertical de uma floresta com araucária em Misiones e conhecer seu estado sucessional após 10 anos de um distúrbio por fogo. A hipótese testada é que transcorridos dez anos de ocorrido o incêndio as espécies predominantes pertencem aos grupos das pioneiras e as secundárias iniciais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo localiza-se no Parque Provincial Araucária, administrado pelo Ministério de Ecologia e Recursos Renováveis, no município e departamento de San Pedro, província de Misiones (26°38'S e 54° 06'W) (Figura 1). A superfície total da área é de 92 ha e tem características de parque urbano, devido à sua localização próxima ao centro urbano de San Pedro. O clima da área é subtropical quente e úmido, sem estação seca, definido como Cfb, de acordo com a classificação climática de Köppen (1936). Segundo Rau (2005), a média anual de precipitação em San Pedro é de 2360 mm. As precipitações apresentam um padrão bimodal com dois picos: um em janeiro e fevereiro e o segundo em outubro. A média anual de temperatura é de 19 °C. O mês mais frio é julho e o mais quente é normalmente janeiro ou fevereiro. A área tem relativamente poucas variações em temperaturas de verão e inverno.

Segundo Bertolini (2000), o relevo do parque é ondulado, com a maior altitude ao norte, com 570 m.s.n.m., e a menor ao oeste, com 525 m.s.n.m.

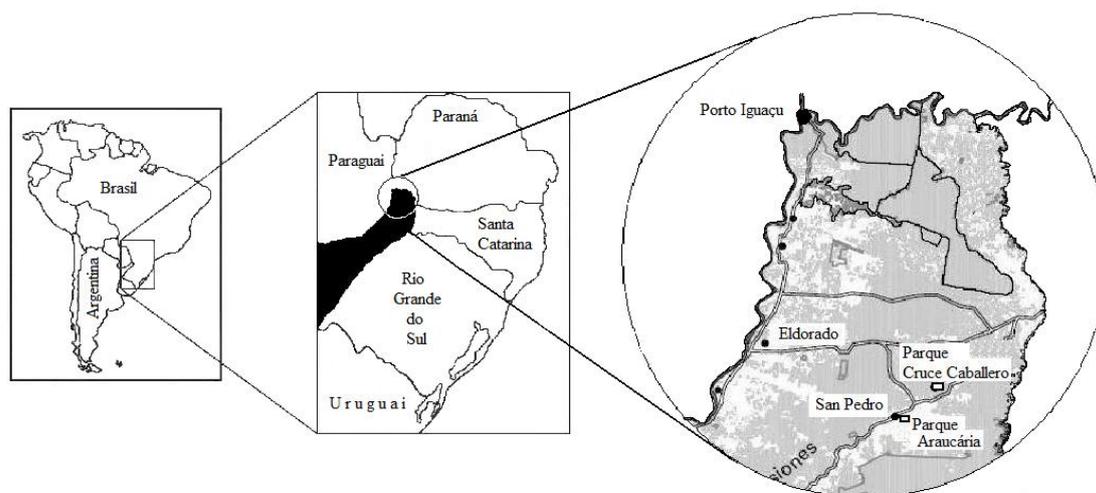


FIGURA 1: Localização geográfica do Parque Provincial Araucária, San Pedro, Misiones, Argentina.

A geologia da área está sobre o planalto de Misiones, que é parte da formação Serra Geral. O solo da área é do tipo Latossolo Vermelho, segundo a classificação da EMBRAPA (1999), e se caracteriza por ser argiloso, profundo, muito evoluído, permeável e ácido. A vegetação natural da região é classificada como Floresta Semidecidual Mista de Araucária e, segundo Cabrera e Willink (1980), está incluída na província fitogeográfica paranaense, distrito do pinho. Segundo a classificação de Veloso *et al.* (1991), o parque possui uma vegetação de transição entre a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Mista.

A área está em estado de regeneração há 24 anos, com uma alta frequência de incêndios intencionais, em diferentes locais do parque. Segundo Bertolini (2000), são registrados pelo menos dois incêndios por ano, sendo que em anos de estiagem, podem ocorrer até quatro incêndios.

Procedimento amostral

O trabalho foi realizado em uma área do Parque Provincial Araucária que sofreu o impacto de um incêndio intencional e que atingiu uma superfície de 15 hectares no centro sul da área protegida. Os dados foram coletados com uma amostragem de 50 parcelas de 10 x 20 m, considerando os indivíduos arbóreos com DAP (diâmetro à altura do peito) igual ou superior a 4,8 cm dentro da área do incêndio. Os indivíduos mortos não foram considerados. Para indivíduos com fuste múltiplo, foi medido o DAP de cada um deles e considerados como indivíduos independentes. A regeneração natural foi registrada como sendo todos os indivíduos com altura a partir de 10 cm até o DAP inferior a 4,8 cm. Diferente dos exemplares adultos, a regeneração foi registrada em parcelas retangulares de 1 x 20 m, totalizando 50 unidades.

As espécies foram enquadradas em grupos ecológicos, seguindo a classificação de Budowski (1965), como usado por Vaccaro *et al* (1999), Paula *et al.* (2004) e Petrere *et al.* (2004). Os grupos são:

Pioneiras (P): espécies claramente dependentes de muita luminosidade que se desenvolvem em clareiras grandes, nas bordas da floresta ou em locais abertos. Não ocorrem no sub-bosque. São espécies de pequeno porte e curta longevidade. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea.

Secundárias iniciais (SI): São espécies que requerem grandes clareiras para se regenerar, ou borda de florestas e locais abertos. São árvores de grande porte e longevidade de média a longa. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea ou epígeo armazenadora de reservas.

Secundárias tardias (ST): Suas sementes podem germinar na sombra do dossel, mas precisam luz para o desenvolvimento inicial logo após ter exaurido as reservas da semente. Desenvolvem-se em clareiras pequenas, bordas de floresta acompanhando as pioneiras. São árvores de grande porte e de longa vida. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea.

Clímax ou de floresta madura (CL): são espécies que se desenvolvem exclusivamente no sub-bosque e que podem ter sombreamento em todas as fases da vida. São geralmente

pequenas árvores de sub-bosque, ou de grande porte que podem atingir o dossel. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea (raro).

Descrição e análise de dados

As espécies foram identificadas com auxílio de bibliografia especializada e mediante consulta a especialistas em taxonomia vegetal do Instituto de Botânica do Nordeste (IBONE) de Corrientes, Argentina. O material botânico foi depositado no herbário da Universidade Federal do Paraná e duplicatas no herbário da Universidade Nacional de Misiones, por solicitação do Ministério de Ecologia de Misiones.

A composição florística foi definida com base na identificação das espécies amostradas. Para as árvores adultas foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa e valor de importância, segundo Mueller-Dombois e Elleberg (1974), e valor de importância ampliado, segundo Finol Urdaneta (1971). Esse último índice e a soma do valor de importância com os valores de regeneração natural e posição sociológica em percentagem é que é conhecido como parâmetro de estrutura vertical. Para a regeneração foram utilizados os percentuais de regeneração natural (RN) por classe de altura e seu percentual total seguindo o procedimento proposto por Volpato (1994). O programa EstimateS (Colwell, 2005) foi usado para calcular a curva média de suficiência amostral (rarefação por amostras) para as árvores adultas e para a regeneração com os seus respectivos intervalos de confiança a 95% de probabilidade e com uma aleatorização de 100 vezes para evitar efeitos negativos decorrentes da ordem de entrada das parcelas na análise. O mesmo programa foi usado para calcular os estimadores não-paramétricos ICE na comparação de riqueza de espécies JACKKNIFE 1. Sendo JACKKNIFE 1 desenvolvido originalmente para estimativa do tamanho populacional baseado em marcação e recaptura de animais (BURNHAM e OVERTON, 1978). O método estima a riqueza total somando a riqueza observada (o número de espécies coletado) a um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras e do número de amostras. Requer o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (*uniques*). O estimador ICE é baseado no conceito estatístico de cobertura de amostra (*sample coverage*) e requer o número de espécies infrequentes (que ocorrem em poucas unidades amostrais). ICE permite ao usuário determinar os limites para que uma espécie seja considerada infrequente. Em geral são aquelas com incidências entre 1 e 10 amostras. ICE foi usado por Chazdon *et al.* (1998), Sonogo *et al.* (2007), Benítez-Malvido e Martínez-Ramos (2003) e Alves e Metzger (2004). A riqueza de espécies entre os dois levantamentos sucessivos foi comparado pelo procedimento JACKKNIFE 1, como proposto

por Heltshe e Forrester (1983) e usado por Ferreira *et al.* (2008), Marco e Resende (2004) e Meyer *et al.* (2004). O índice de diversidade de Shannon foi calculado pelo software StimateS 7.5 e o programa Statistica usado para o cálculo dos intervalos de confiança e para a construção dos gráficos. O programa Fitopac (SHEPHERD, 1988) foi usado para gerar tabelas fitossociológicas de árvores adultas.

RESULTADOS

Foi amostrado um total de 587 indivíduos adultos distribuídos em 44 espécies, 23 famílias e 39 gêneros. Na regeneração foram amostrados um total de 1975 indivíduos menores que 4,8 cm de DAP, que resultaram em 47 espécies, 25 famílias e 39 gêneros (TABELA 1).

TABELA 1: Lista de espécies por grupo ecológico (GE). Árvores adultas e regeneração Parque Araucária.

Família	Nome científico	Adultos	Regeneração	GE
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	X	x	P
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> Schlttdl.	X	x	ST
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	X	x	CL
	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.- Hil.	X		CL
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	X	x	ST
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	X	x	P
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	X		SI
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	X	x	SI
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X		CL
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	X	x	ST
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	X		P
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	X	x	CL
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	X	x	P
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	X		CS
Fabaceae	<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burkart	X		SI
	<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	X	x	P
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	X	x	SI
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	X	x	P
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.		x	SI
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	X	x	SI
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X	x	SI
Lauraceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees.) Kosterm.		x	SI
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees et Mart. Ex Nees	X	x	ST
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng) Mez	X	x	ST
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	X	x	SI
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	X	x	SI
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	X	x	SI
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng) Mart.	X	x	CS
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravena		x	SI
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	X		SI
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	X	x	ST
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X	x	SI
	<i>Melia azedarach</i> L.	X		P
Myrsinaceae	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez.) Arechav.	X	x	P
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X	x	P
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.		x	CL
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.		x	CL
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X	x	ST
Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	X	x	CS
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engler) Engler	X		ST
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.	X	x	SI
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X	x	P
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos.	X	x	CS
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.		x	CS
	<i>Casearia silvestris</i> Sw.	X	x	ST
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St-Hil., A.Juss.e Cambess) Radlk.	X	x	SI

	<i>Allophylus guaraniticus</i> (A.St.-Hil.) Radlk		x	ST
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess		x	SI
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.		x	ST
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk	X	x	SI
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook.e Arn.) Radlk.		x	CL
Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp.	X	x	P
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	X	x	P
Symplocaceae	<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.		x	CS
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.		x	CS
Verbenaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	X	x	SI

A: Presente como árvore adulta. R: Presente na regeneração natural. GE: grupo ecológico; P: pioneiras; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; CL: clímax exigente em luz e CS: clímax sub-bosque.

A curva média de suficiencia amostral (Figura 2) não apresenta estabilização com 50 parcelas amostradas, o que indicaria o ingresso de novas espécies com o aumento do esforço de amostragem, mais segundo o criterio proposto por Cain (1938) citado por Mueller-Dombois e Elleberg (1974) a amostragem pode ser considerada suficiente.

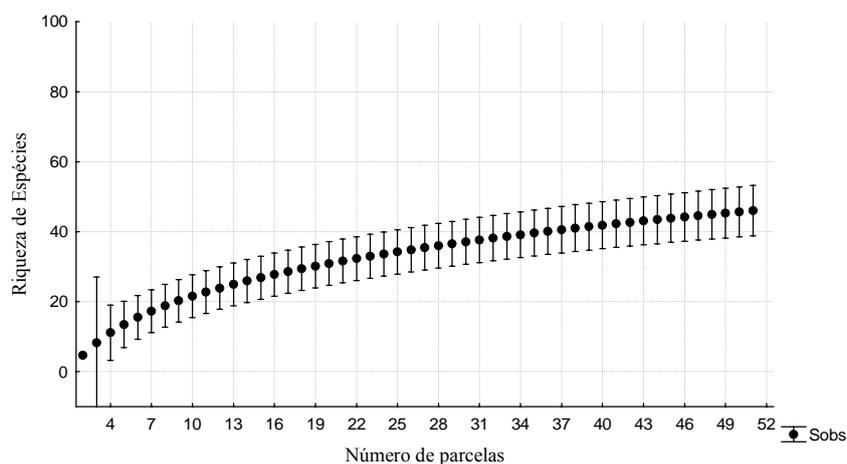


FIGURA 2: Curva (média \pm IC) de suficiência amostral das espécies das árvores adultas do Parque Araucária.

A densidade total das árvores adultas com DAP \geq 4,8 cm no Parque Araucária após passados 10 anos do incêndio é de 597 ind./ha e a área basal de 14,98 m²/ha.

Fazendo a consideração da densidade por grupo ecológico, registra-se um claro predomínio de pioneiras, com 52,72% da DR; seguidas das secundárias iniciais, com 27,28%; das secundárias tardias, com 16,38%; e, por último, as espécies clímax, com 3,57% (Tabela 2).

TABELA 2: Número de indivíduos por hectare (DA) e seus relativos (DR) por grupo ecológico. Árvores adultas no Parque Araucária.

Grupo ecológico	DA	DR
Pioneiras	315,29	52,72
Secundárias iniciais	163,26	27,28
Secundárias tardias	97,96	16,38
Clímax	21,42	3,57

DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa

A distribuição diamétrica do total dos indivíduos segue um padrão diferente a de um “j” invertido, com o 86,20% das frequências na classe de diâmetro 1 e 6,47% na classe 2 (Figura 3). Ao fazer a distribuição diamétrica por grupo ecológico tem-se que as pioneiras apresentam predomínio na primeira classe, com 97,09%, e 2,58% na segunda classe de diâmetro. As secundárias iniciais já apresentam uma forma de “j” invertido, algo irregular com as classes 3 e 4, pouco representativas (Figura 4).

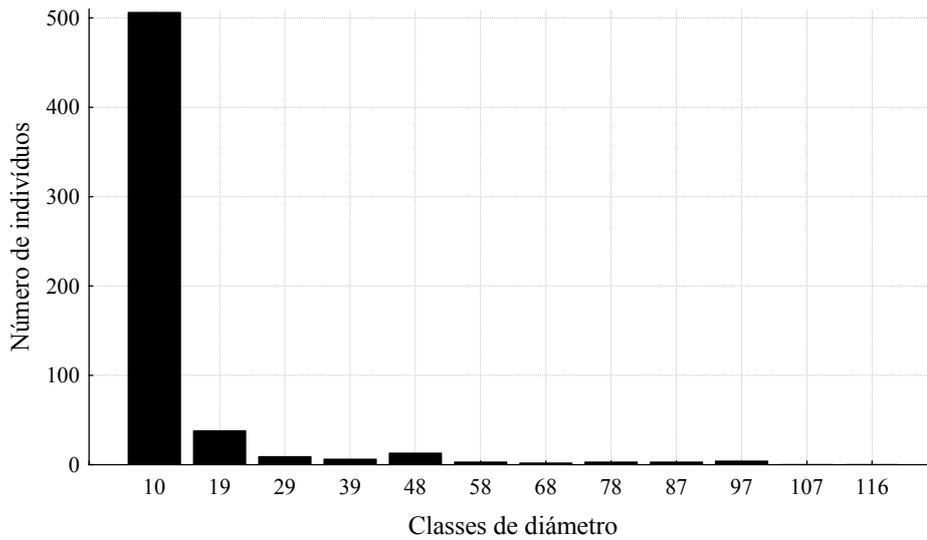


FIGURA 3: Distribuição diamétrica da totalidade dos indivíduos arbóreos do Parque Araucária.

No grupo das secundárias tardias repete-se o predomínio da classe 1 mais com frequências irregulares nas classes 5 e 8 até 10. As espécies da floresta madura apresentam predomínio de frequências na classe 1 porém, comparativamente muito menores que os grupos anteriores e com uma classe 2 de DAP inexpressiva (Figura 4).

Considerando os diâmetros máximo, médio e mínimo do grupo das pioneiras, temos que os diâmetros médios não superam os 10 cm, considerando as dez principais espécies (Figura 5). Já nos máximos, só uma espécie ultrapassou 30 cm, *Solanum granuloso-leprosum*, ao passo que *Myrsine umbellata*, *Ateleia glazioviana* e *Zanthoxylum rhoifolium* ficaram entre 15 e 20 cm de DAP.

No grupo das secundárias iniciais, o DAP médio tem distribuição irregular nas dez principais espécies, sendo o maior valor atingido por *Ocotea diospyrifolia* que, junto a *Ocotea puberula*, *Matayba elaeagnoides* e *Cedrela fissilis*, são as maiores árvores da floresta estudada, sem considerar *Araucaria angustifolia* (Figura 6). *Apuleia leiocarpa* também apresenta um indivíduo considerável e *Luehea divaricata* e *Hellieta apiculata* são as demais espécies com maiores diâmetros.

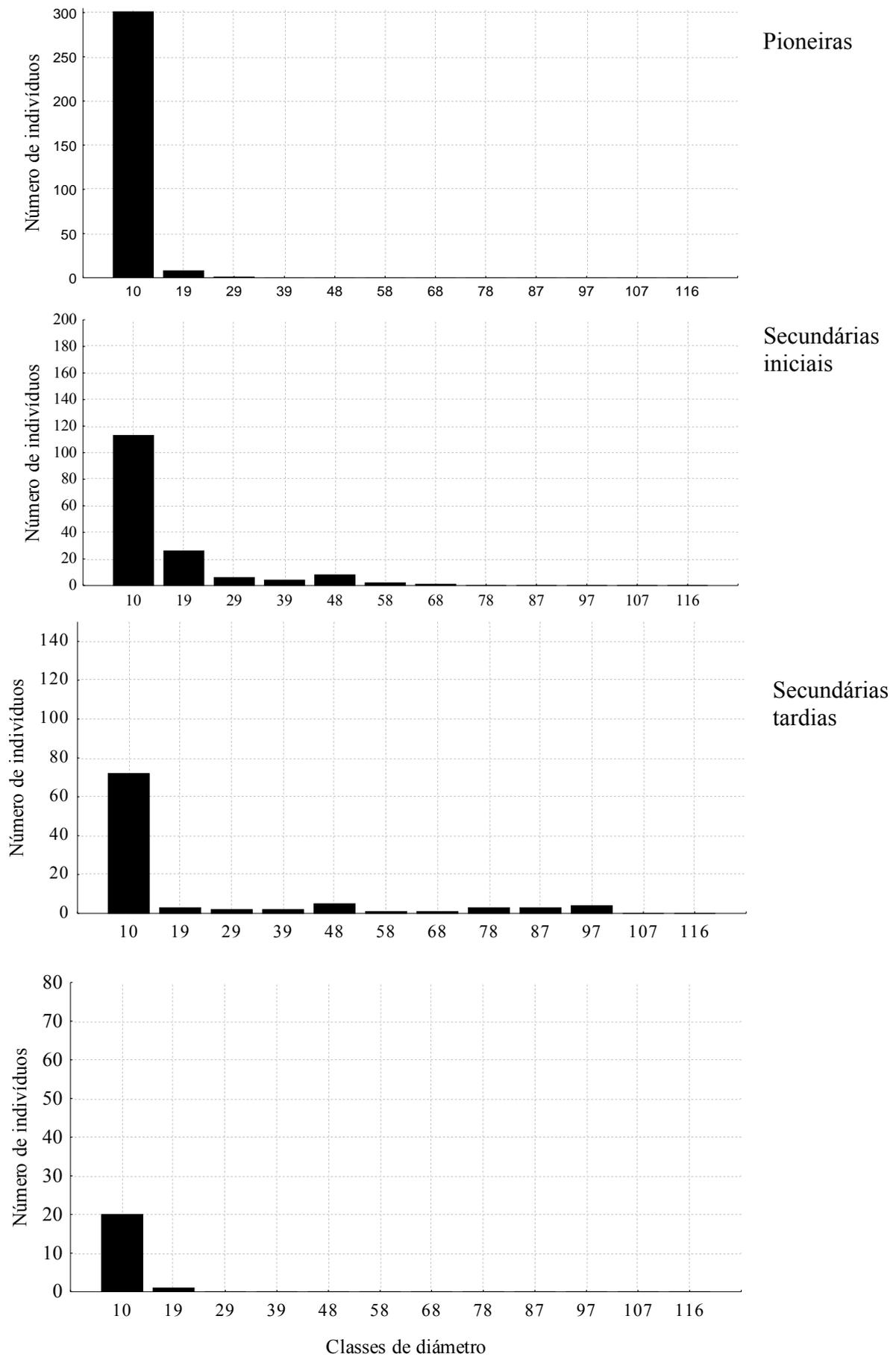


FIGURA 4: Distribuição diamétrica de árvores adultas por grupo ecológico no Parque Araucária.

No grupo das secundárias tardias, *Araucaria angustifolia* encontra-se tanto com O maior DAP médio como com maiores DAP mínimos e máximos. E a espécie com os indivíduos de maior porte da área estudada, atingindo até 100 cm de DAP. As outras espécies do grupo não superam os 20 cm de DAP médio e só *Nectandra lanceolata* atinge mais de 30 cm (Figura 7).

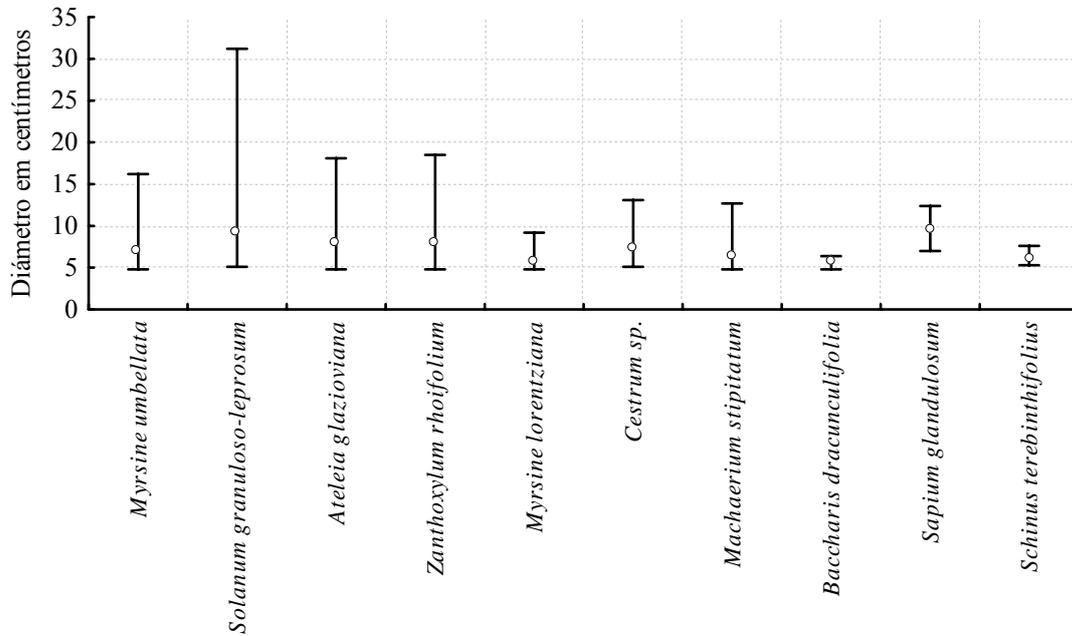


FIGURA 5: Diâmetro médio, mínimo e máximo do grupo das pioneiras no Parque Araucária.

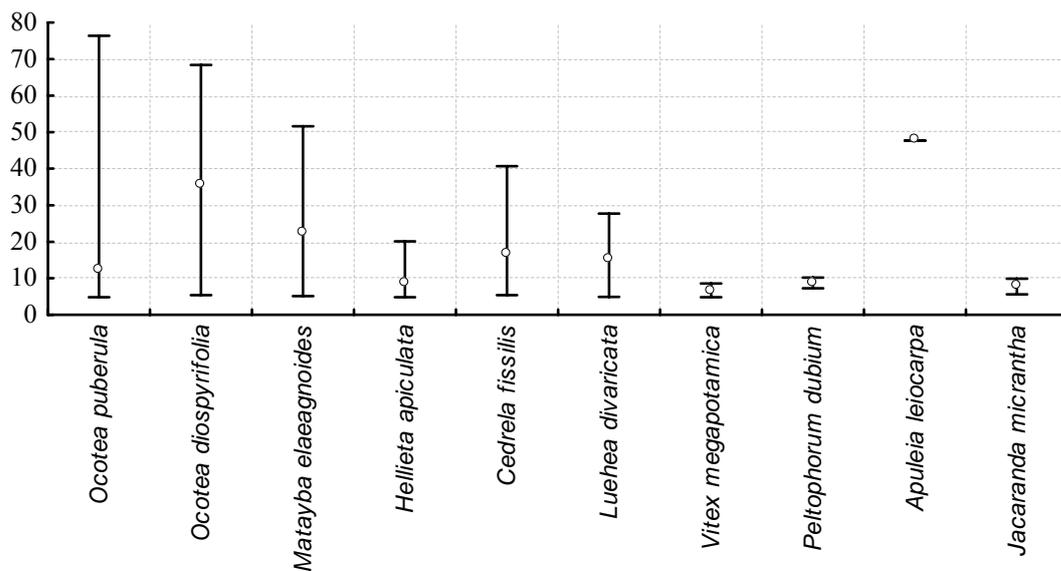


FIGURA 6: Diâmetro médio, mínimo e máximo do grupo das secundárias iniciais no Parque Araucária.

O grupo das espécies clímax é caracterizado por árvores pequenas, com média máxima de 16 cm de DAP, obtida por *Erythroxylum deciduum* (Figura 8). As demais não ultrapassam 10 cm de DAP médio. *Ilex paraguariensis* e *Coussarea contracta* são as únicas que apresentam DAP máximo pouco superior a 12 cm.

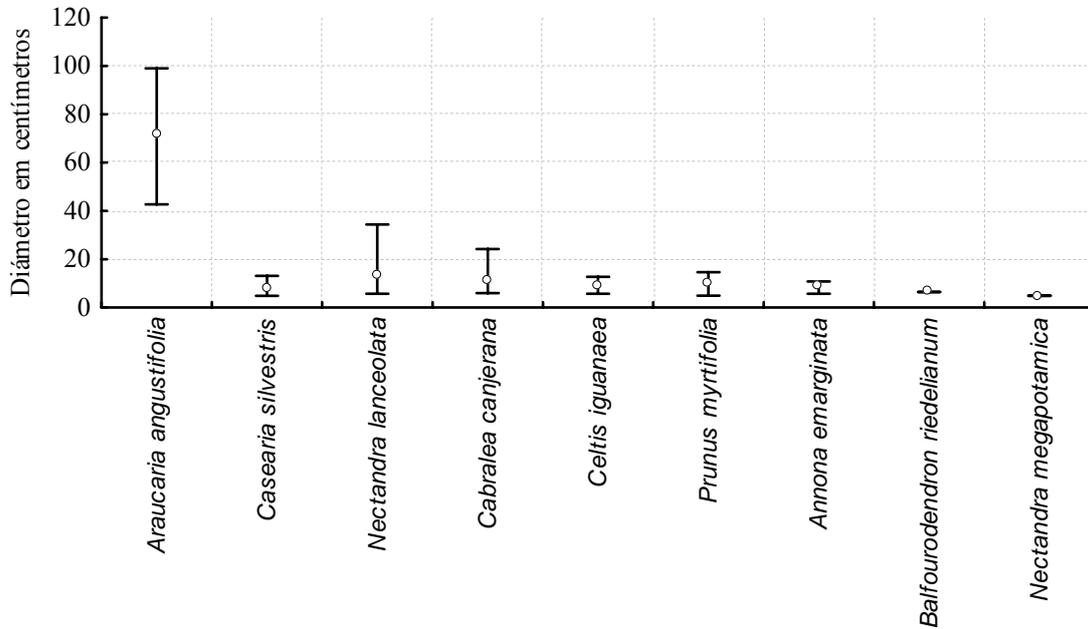


FIGURA 7: Diâmetro médio, mínimo e máximo, grupo ecológico secundárias tardias no Parque Araucária.

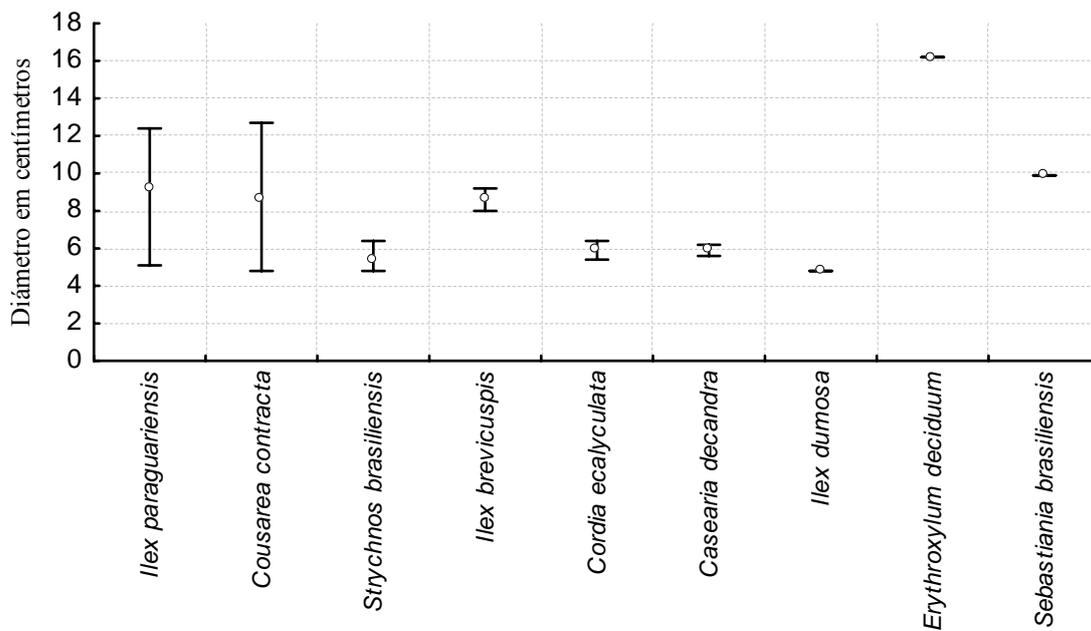


FIGURA 8: Diâmetro médio, mínimo e máximo, grupo de espécies clímax no Parque Araucária.

Ao considerar os valores estruturais por grupo ecológico (Tabela 3), tem-se que as pioneiras apresentam três espécies dominantes no grupo e elas são *Myrsine umbellata*, *Ateleia glazioviana* e *Solanum granuloso-leprosum*. Ao considerar o percentual de importância (PI). *Solanum granuloso-leprosum* fica em segundo lugar do ranking, logo após *Myrsine umbellata*. Porém, quando-se considera o percentual de importância ampliado (PIA) *Ateleia glazioviana* passa para o posto de segundo lugar. Isso acontece em razão de *Solanum granuloso-leprosum* não estar regenerando satisfatoriamente para manter uma população crescente. Já *Ateleia glazioviana* está se regenerando três vezes mais eficientemente. Seguem em importância *Myrsine lorentziana* e *Zanthoxylum rhoifolium* (Tabela 3).

TABELA 3: Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies pioneiras no Parque Araucária.

Espécie	DR	DoR	FR	VI	PI	Ps rel	RN %	VIA	PIA
<i>Myrsine umbellata</i>	15,70	2,56	10,00	28,3	9,43	17,40	23,22	68,92	13,86
<i>Ateleia glazioviana</i>	12,46	2,84	6,69	21,99	7,33	13,89	2,60	38,48	7,74
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	10,41	3,18	9,21	22,79	7,60	10,80	0,73	34,32	6,90
<i>Myrsine lorentziana</i>	4,44	0,44	4,60	9,48	3,16	5,07	4,18	18,73	3,77
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3,58	0,86	5,86	10,30	3,43	3,74	3,14	17,18	3,45
<i>Cestrum</i> sp.	1,88	0,33	2,51	4,72	1,57	2,15	0,94	7,81	1,57
<i>Machaerium stipitatum</i>	1,19	0,17	1,67	3,04	1,01	1,19	0,47	4,70	0,95
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0,85	0,08	1,26	2,19	0,73	0,98	1,45	4,62	0,93
<i>Schinus therebintifolius</i>	0,85	0,10	0,84	1,79	0,60	0,98	0,41	3,18	0,64
<i>Sapium glandulosum</i>	0,51	0,15	1,26	1,92	0,64	0,59	0,09	2,60	0,52
<i>Melia azedarach</i>	0,68	0,14	0,42	1,24	0,41	0,78	0,00	2,02	0,41
<i>Trema micrantha</i>	0,17	0,04	0,42	0,63	0,21	0,20	0,00	0,83	0,17

Onde: DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; FR: frequência relativa; VI: valor de importância; PI: percentual de importância; Ps rel.: posição sociológica relativa; RN%: regeneração natural em percentagem; VIA: valor de importância ampliado e PIA: percentual de importância ampliado.

Ao considerar as secundárias iniciais (Tabela 4), verifica-se que duas espécies predominam em importância (PI): *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia*. Ao considerar o PIA, continuam a dominar essas espécies, seguidas de *Matayba elaeagnoides*, *Hellieta apiculata* e *Cedrela fissilis*. No grupo das secundárias tardias (Tabela 5), o predomínio do PI é de *Araucaria angustifolia*, com 20,43% do total na área de estudo. Ao observar o PIA, continua predominando essa espécie, mas com menor valor relativo. Isso acontece por ter baixos valores de posição sociológica relativa dado que não apresenta indivíduos de idades intermediárias, o que leva as espécies acompanhantes, como *Casearia silvestris* e *Nectandra lanceolata*, a manterem quase estáveis seus valores.

TABELA 4: Valores estruturais dos indivíduos arbóreas do grupo das espécies secundárias iniciais no Parque Araucária.

Espécie	DR	DoR	FR	VI	PI	Ps %	RN	VIA	PIA
<i>Ocotea puberula</i>	16,55	12,23	10,90	39,67	13,22	16,96	14,56	71,19	14,32
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	2,22	11,98	3,77	17,96	5,99	1,30	9,51	28,77	5,79
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1,19	2,89	2,51	6,59	2,20	1,01	6,04	13,64	2,74
<i>Hellieta apiculata</i>	2,39	0,74	2,51	5,64	1,88	2,20	1,42	9,26	1,86
<i>Cedrela fissilis</i>	1,19	1,48	2,51	5,19	1,73	1,19	2,80	9,18	1,85
<i>Peltophorum dubium</i>	0,51	0,13	1,26	1,89	0,63	0,59	2,66	5,14	1,03
<i>Ocotea pulchella</i>	0,34	0,6	0,84	1,24	0,41	0,39	2,19	3,82	0,77
<i>Vitex megapotamica</i>	0,85	0,12	1,26	2,23	0,74	0,98	0,52	3,73	0,75
<i>Luehea divaricata</i>	0,85	0,85	1,26	2,96	0,99	0,43	0,00	3,39	0,68
<i>Allophylus edulis</i>	0,17	0,03	0,42	0,62	0,21	0,20	1,89	2,71	0,54
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,17	0,01	0,42	0,60	0,20	0,20	1,37	2,17	0,44
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,17	1,19	0,42	1,78	0,59	0,02	0,31	2,11	0,42
<i>Jacaranda micrantha</i>	0,34	0,07	0,84	1,25	0,42	0,39	0,17	1,81	0,36
<i>Gochnatia polymorpha</i>	0,17	0,18	0,42	0,77	0,26	0,20	0,00	0,97	0,19
<i>Albizia hasslerii</i>	0,17	0,01	0,42	0,60	0,20	0,20	0,00	0,80	0,16

Onde: DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; FR: frequência relativa; VI: valor de importância; PI: porcentual de importância; Ps rel.: posição sociológica relativa; RN%: regeneração natural em percentagem; VIA: valor de importância ampliado e PIA: porcentual de importância ampliado.

No grupo das espécies clímax (Tabela 6), tem-se *Ilex paraguariensis* como destaque, mas como a espécie não está se regenerando perde o posto e cai para o terceiro lugar ao considerar o PIA. As primeiras posições são atingidas por *Strychnos brasiliensis* e *Coussarea contracta*.

TABELA 5: Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies secundárias tardias no Parque Araucária.

Espécie	DR	DoR	FR	IVI	PI	Ps rel	RN	VIA	PIA
<i>Araucaria angustifolia</i>	3,07	51,95	6,28	61,3	20,43	0,32	3,76	65,38	13,15
<i>Casearia silvestris</i>	6,31	1,17	3,77	11,25	3,75	6,66	1,98	19,89	4,00
<i>Nectandra lanceolata</i>	2,39	1,75	3,35	7,49	2,50	1,77	1,92	11,18	2,25
<i>Cabralea canjerana</i>	1,88	0,8	3,35	6,03	2,01	1,19	0,77	7,99	1,61
<i>Celtis iguanaea</i>	1,71	0,47	0,84	3,02	1,01	1,95	1,32	6,29	1,27
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,34	0,12	0,84	1,3	0,43	0,20	0,39	1,89	0,38
<i>Rollinia emarginata</i>	0,34	0,08	0,84	1,26	0,42	0,39	0,36	2,01	0,40
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0,17	0,02	0,42	0,61	0,20	0,20	0	0,81	0,16
<i>Nectandra megapotamica</i>	0,17	0,01	0,42	0,6	0,20	0,20	0,09	0,89	0,18

Onde: DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; FR: frequência relativa; VI: valor de importância; PI: porcentual de importância; Ps rel.: posição sociológica relativa; RN%: regeneração natural em percentagem; VIA: valor de importância ampliado e PIA: porcentual de importância ampliado.

TABELA 6: Valores estruturais dos indivíduos arbóreos do grupo das espécies clímax no Parque Araucária.

Espécie	DR	DoR	FR	IVI	PI	Ps %	RN	VIA	PIA
<i>Strychnos brasiliensis</i>	0,68	0,06	0,84	1,58	0,53	0,41	1,98	3,97	0,80
<i>Coussarea contracta</i>	0,68	0,17	0,84	1,69	0,56	0,78	1,29	3,76	0,76
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,51	0,15	1,26	1,91	0,64	0,40	0,00	2,31	0,46
<i>Casearia decandra</i>	0,34	0,04	0,42	0,80	0,27	0,00	1,36	2,16	0,43
<i>Ilex brevicuspis</i>	0,34	0,08	0,42	0,84	0,28	0,39	0,75	1,98	0,40
<i>Erythroxylum deciduum</i>	0,17	0,14	0,42	0,73	0,24	0,20	0,58	1,51	0,30
<i>Cordia ecalyculata</i>	0,34	0,04	0,42	0,80	0,27	0,39	0,00	1,19	0,24
<i>Ilex dumosa</i>	0,34	0,02	0,42	0,78	0,26	0,39	0,00	1,17	0,24
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,17	0,05	0,42	0,64	0,21	0,20	0,00	0,84	0,17

Onde: DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; FR: frequência relativa; VI: valor de importância; PI: porcentual de importância; Ps rel.: posição sociológica relativa; RN%: regeneração natural em percentagem; VIA: valor de importância ampliado e PIA: porcentual de importância ampliado.

Na figura 9 apresentam-se a riqueza observada e estimada por ICE que considerando as espécies que ocorrem em 10 ou menos parcelas na amostragem.

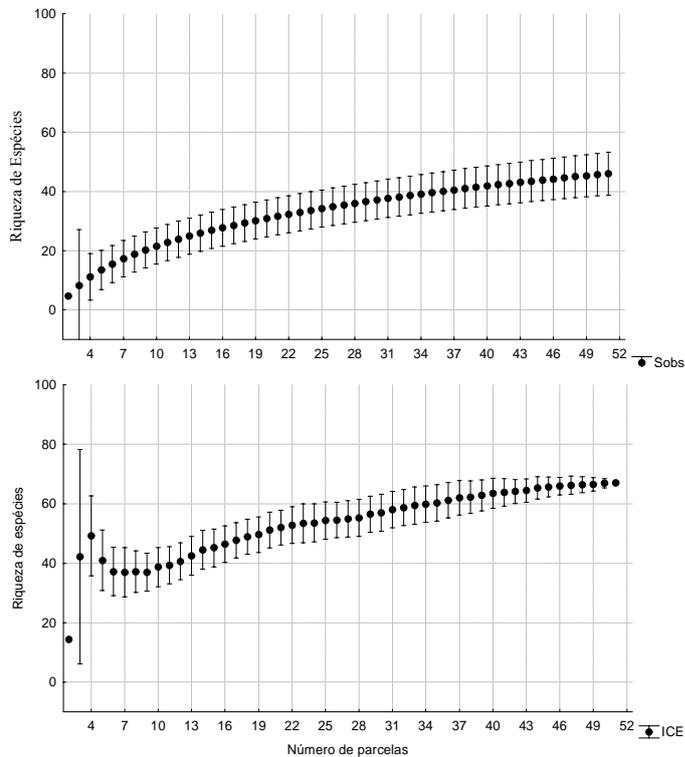


FIGURA 9: Riqueza observada (Sobs) e ICE Parque Araucária.

Na regeneração, que contempla os indivíduos de no máximo 4,8 cm de DAP, o cálculo da curva média de acumulação de espécies não mostrou sinal de estabilidade com 50 unidade amostrais, o que indica que a riqueza pode aumentar com o incremento do esforço amostral (Figura 10).

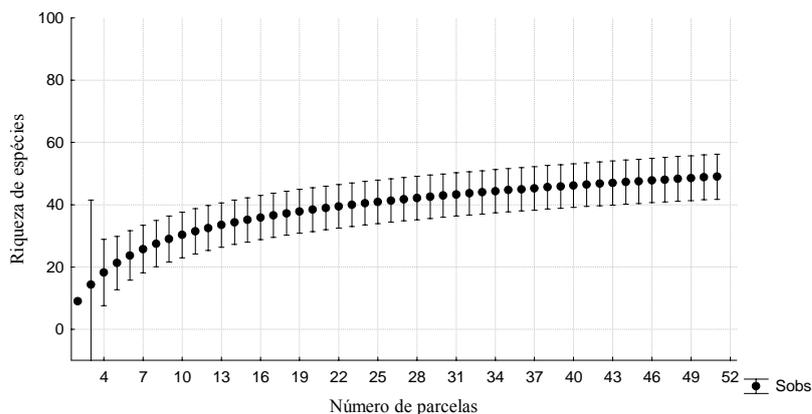


FIGURA 10: Curva (média \pm IC) de suficiência amostral da regeneração natural do Parque Araucária.

Fazendo uma primeira avaliação e considerando a regeneração por grupo ecológico (Tabela 7), verifica-se o predomínio das espécies secundárias iniciais, com 44,07% do

porcentual de regeneração total. As pioneiras seguem às anteriores, com 37,23%, logo após as secundárias tardias, com 11,65%, e por último as espécies de floresta madura, com 7,05%. É notável, considerando as classes de altura dentro de cada grupo ecológico, como nas pioneiras a classe III de altura predomina, já nas secundárias iniciais as duas primeiras classes são quase equivalentes e superam a classe III. Nas secundárias tardias verifica-se um claro predomínio da classe I e nas espécies de floresta madura as classes II e III são maiores.

TABELA 7: Classes de altura e valores de regeneração natural total por grupo ecológico no Parque Araucária.

Grupos ecológicos	Classe I	Classe II	Classe III	RNT
Pioneiras	30,36	38,62	42,72	37,23
Secundárias iniciais	46,83	46,66	38,72	44,07
Secundárias tardias	19,02	6,83	9,08	11,65
Clímax	3,79	7,89	9,48	7,05

Classe I: 10-50 cm de altura de altura; Classe II: 50,5-100 cm de altura; Classe III: 100,5 cm de altura-4,8 cm DAP; RNT: regeneração natural total em percentagem.

Considerando as seis principais espécies por grupo ecológico e referente aos percentuais de regeneração natural (Figura 11 e Figura 12), tem-se entre as pioneiras o predomínio de *Myrsine umbellata* nas três classes de altura. Seguida de *Myrsine lorentziana*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Ateleia glazioviana*, *Baccharis dracunculifolia* e *Solanum granuloso-leprosum*. No grupo das secundárias iniciais predominam *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia*, acompanhadas de *Matayba elaeagnoides*, *Cedrela fissilis*, *Peltophorum dubium* e *Ocotea pulchella*. No grupo ecológico das secundárias tardias, o predomínio de *Araucaria angustifolia* deu-se principalmente na classe I de altura, sendo inexpressivas nas duas classes seguintes. *Casearia silvestris*, *Nectandra lanceolata*, *Celtis iguanaea*, *Diatenopteryx sorbifolia* e *Cabrarea canjerana* são espécies que também se destacam neste grupo. No grupo das espécies de floresta madura, além de ser o grupo com os percentuais menos expressivos, não apresentam uma espécie predominante. Assim *Strychnos brasiliensis*, *Casearia decandra*, *Coussarea contracta*, *Ilex brevicuspis*, *Erythroxylum deciduum* e *Symplocos celastrinea* dividem os percentuais.

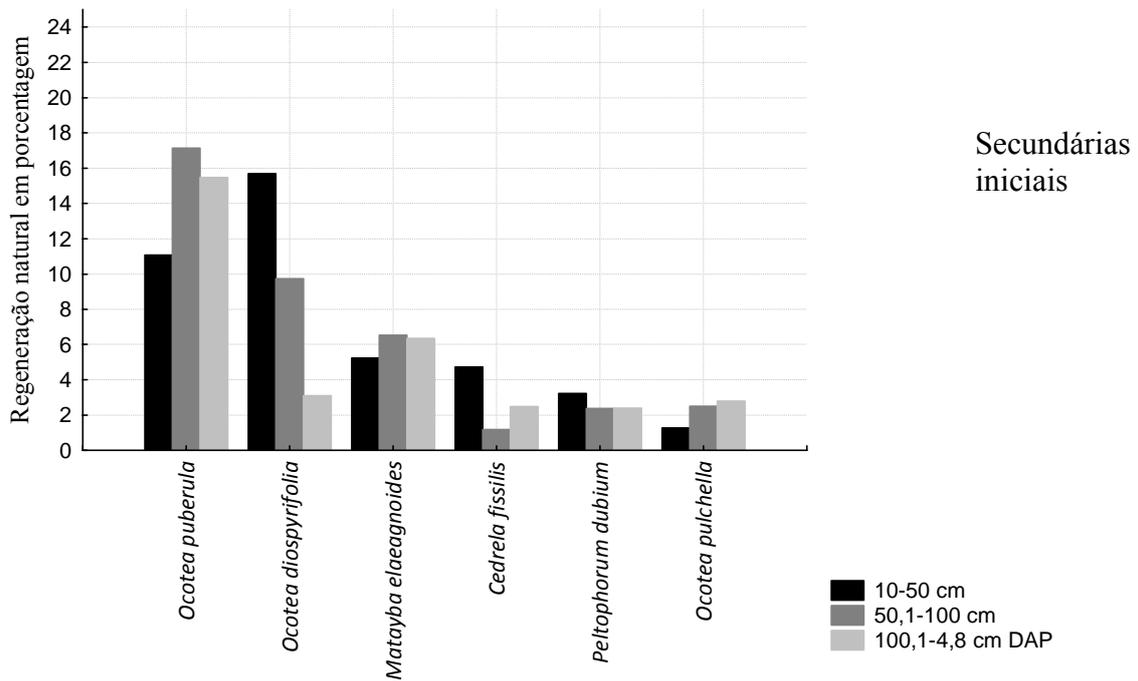
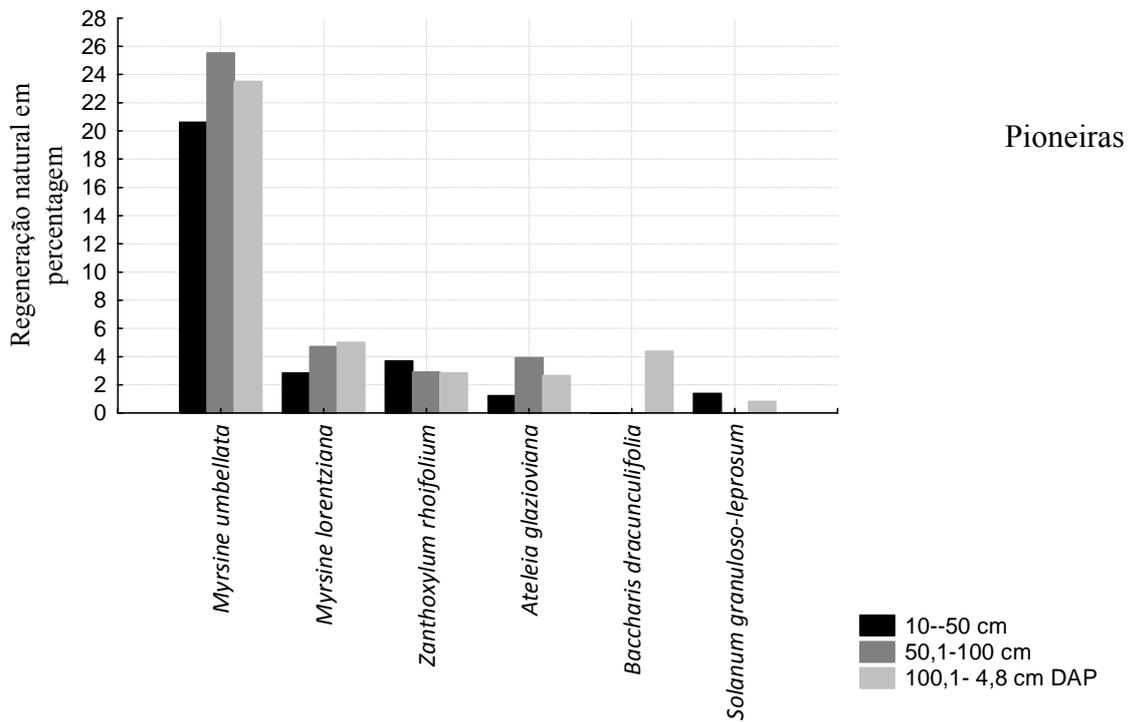


FIGURA 11: Classes de altura das principais espécies da regeneração natural por grupo ecológico no Parque Araucária. Classe I: 10-50 cm de altura; Classe II: 50,5-100 cm de altura; Classe III: 100,5 cm de altura e 4,8 cm DAP. Pioneiras e Secundárias iniciais.

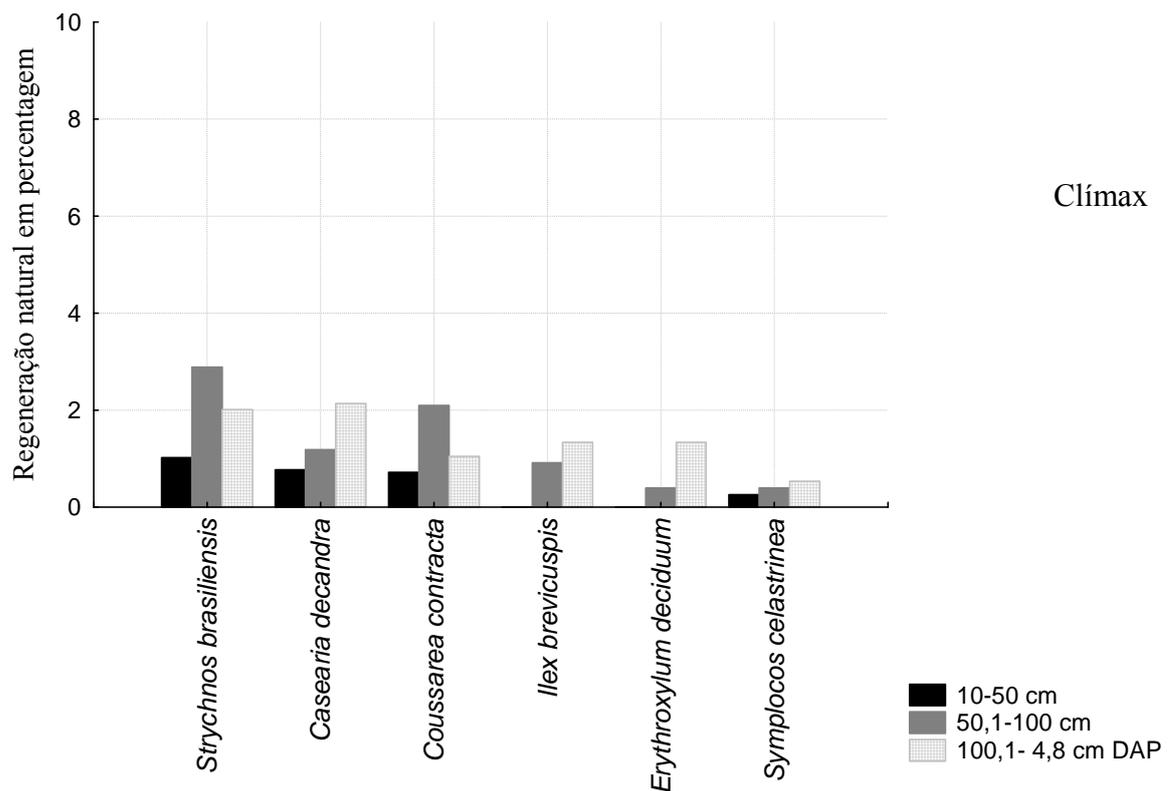
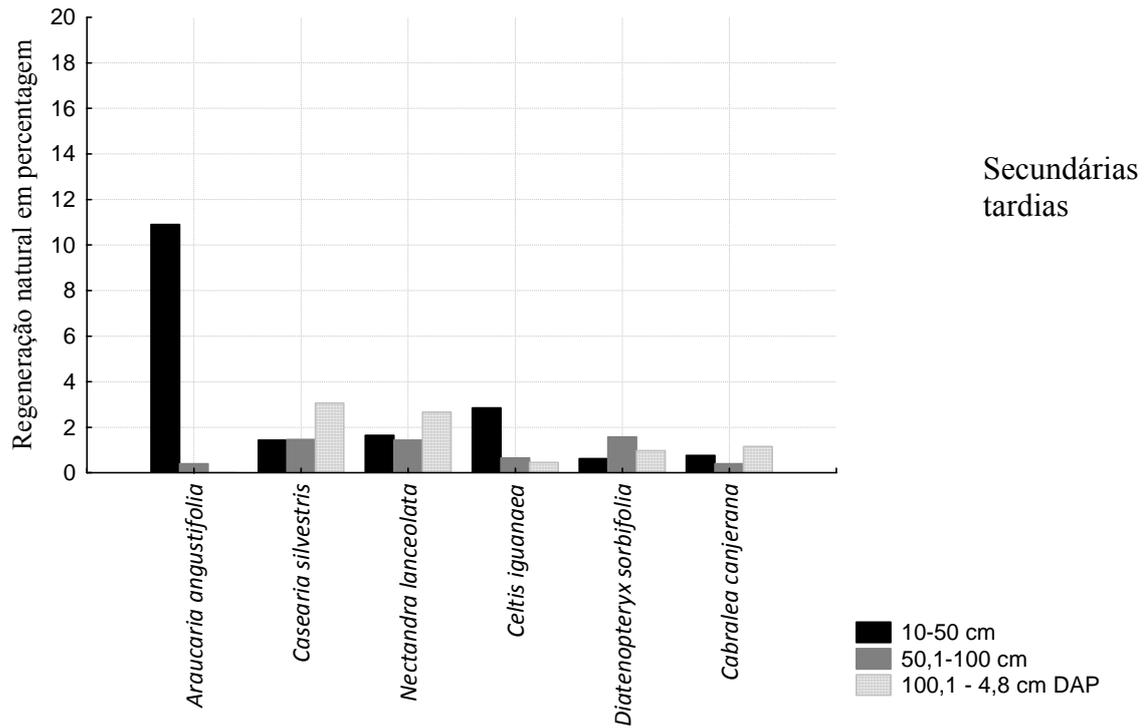


FIGURA 12: Classes de altura das principais espécies da regeneração natural por grupo ecológico no Parque Araucária. Classe I: 10-50 cm de altura; Classe II: 50,5-100 cm de altura; Classe III: 100,5 cm de altura e 4,8 cm DAP. Secundárias tardias e clímax.

Na tabela 8, encontram-se o número de indivíduos registrados, as densidades absolutas (DA) e as densidades relativas (DR) das principais espécies. Assim, as pioneiras têm *Myrsine umbellata* como a mais numerosa, com maiores DA, e somam 28,20% dos 37,42% de densidade relativa (DR) do grupo. No grupo das secundárias iniciais *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia* somam 29,01% dos 38,68% da densidade relativa do grupo. *Matayba elaeagnoides* e *Cedrela fissilis* tem boa participação na densidade relativa, com 4,15% e 2,28%, respectivamente.

TABELA 8: Número de indivíduos, densidade absoluta (DA) e densidade relativa (DR) das principais espécies da regeneração natural por grupo ecológico no Parque Araucária.

Especies	Número de indivíduos	DA	DR
Pioneiras			
<i>Myrsine umbellata</i>	557	5570	28,20
<i>Myrsine lorentziana</i>	73	730	3,70
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	36	360	1,82
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	33	330	1,67
<i>Ateleia glazioviana</i>	30	300	1,52
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	10	100	0,51
Soma		7390	37,42
Secundárias iniciais			
<i>Ocotea puberula</i>	319	3190	16,15
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	254	2540	12,86
<i>Matayba elaeagnoides</i>	82	820	4,15
<i>Cedrela fissilis</i>	45	450	2,28
<i>Peltophorum dubium</i>	36	360	1,82
<i>Ocotea pulchella</i>	28	280	1,42
Soma		7640	38,68
Secundárias tardias			
<i>Araucaria angustifolia</i>	144	1440	7,29
<i>Celtis iguanaea</i>	55	550	2,78
<i>Casearia silvestris</i>	24	240	1,22
<i>Nectandra lanceolata</i>	23	230	1,16
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	13	130	0,66
<i>Cabralea canjerana</i>	9	90	0,46
Soma		2680	13,57
Clímax			
<i>Strychnos brasiliensis</i>	23	230	1,16
<i>Coussarea contracta</i>	14	140	0,71
<i>Casearia decandra</i>	14	140	0,71
<i>Ilex brevicuspis</i>	8	80	0,41
<i>Erythroxylum deciduum</i>	6	60	0,30
<i>Symplocos celastrinea</i>	4	40	0,20
Soma		690	3,49

DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa

No grupo das secundárias tardias, *Araucaria angustifolia* é a espécie predominante, com 144 indivíduos amostrados, o que representa 1440 ind./ha e 7,29% de DR. Seguem em importância de DR *Celtis iguanaea*, *Casearia silvestris*, *Nectandra lanceolata*. Essas seis espécies atingem 13,57% do DR total. No grupo das espécies de floresta madura, *Strychnos brasiliensis* desta-se em primeiro lugar de DR, com 1,16%, seguida de *Coussarea contracta*, *Casearia decandra*, *Ilex brevicuspis*, *Erythroxylum deciduum* e *Symplocos celastrinea*.

DISCUSSÃO

Os resultados indicam claramente que a área estudada está em um estágio inicial de sucessão, com predomínio de espécies dos grupos ecológicos das pioneiras e secundárias iniciais, apresentando as primeiras mais de 50% das densidades relativas. A estrutura diamétrica total é caracterizada por pequenos diâmetros, até 25 cm de DAP. É importante salientar que durante o incêndio de 1999 na área, morreram todos os indivíduos de menos de 5 cm de DAP, então a maioria das espécies de todos os grupos ecológicos apresentam predomínio de frequências na primeira classe de DAP (até 15 cm), só as secundárias iniciais tem a segunda classe com maior número de indivíduos.

Ao considerar os diâmetros das principais espécies por grupo ecológico, destaca-se *Solanum granuloso-leprosum*, uma pioneira que atinge até 30 cm de DAP e é de rápido crescimento e de vida curta, então é de se esperar que esses indivíduos de grande diâmetro já estejam morrendo no presente momento da sucessão (10 anos). *Myrsine umbellata*, *Ateleia glazioviana* e *Zanthoxylum rhoifolium* são as que apresentaram maiores diâmetros, depois de *Solanum granuloso-leprosum*. *Myrsine umbellata* é uma árvore de pequeno porte, então não vai incrementar os seus diâmetros mais do que registra na atualidade. Já *Ateleia glazioviana* é uma árvore de grande porte, que pode atingir entre 40 e 50 cm de DAP, e espera-se que vá ocupar o dossel da floresta estudada. *Zanthoxylum rhoifolium* tem um tamanho intermediário, mas também atinge o dossel. Então, estima-se que nos próximos 10 anos, *Ateleia glazioviana* e *Zanthoxylum rhoifolium* estarão formando um dossel contínuo e *Myrsine umbellata* ocupando os estratos inferiores junto com *Myrsine lorentziana*, *Sapium glandulosum* e *Schinus terebinthifolius*. Os maiores DAP nas secundárias iniciais foram registrados em *Ocotea puberula*, *Ocotea diospyrifolia*, *Matayba elaeagnoides* e *Apuleia leiocarpa*. Essas são árvores adultas que sobreviveram ao incêndio e, portanto, foram geradas num processo sucessional anterior, similar situação acontece com *Araucaria angustifolia*. Já *Nectandra lanceolata* e *Cabranea canjerana* podem ter se estabelecido logo após o incêndio, dado seus diâmetros intermediários. No caso das espécies de floresta madura, *Erythroxylum deciduum* pode ser remanescente. *Coussarea contracta* é uma árvore pequena de sub-bosque, então não vai superar os DAP atuais e *Ilex paraguariensis* pode ter se originado no atual processo.

Considerando os valores de estrutura horizontal e vertical, conforme foi dito antes, *Myrsine umbellata* e *Araucaria angustifolia* somam 41,13% do valor do porcentual de importância ampliada (PIA). Seguem *Ateleia glazioviana*, *Solanum granuloso-leprosum*, *Ocotea diospyrifolia*, *Myrsine lorentziana* e *Casearia silvestris* com a soma de 27,20% do PIA.

Essas sete espécies atingem 68,5% do PIA da área de estudo, sendo elas dos grupos ecológicos das pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. As espécies clímax somam no total 3,8% do PIA, o que significa não ter influência na estrutura atual da floresta. Deschamps e Ochoa (1987), numa cronosequência de florestas secundárias em Misiones, encontraram uma área com 5 anos de idade em processo sucessional, com predomínio de *Solanum granuloso-leprosum*, *Baccharis dracunculifolia* e *Lonchocarpus leucanthus*. E aos 15 anos de iniciado o processo numa floresta sem araucária (Puerto Iguacú), ainda registraram *Solanum granuloso-leprosum* como a espécie dominante (3300 ind./ha), seguido de *Bastardiopsis densiflora*, *Manihot flavilifolia* e numerosas lianas.

Além de escassos, na província de Misiones, os trabalhos de cronosequência da recuperação das florestas secundárias, costumam comparar sítios com histórico de uso e intensidades de distúrbio muito diferentes, o que dificulta as comparações no geral e com o presente trabalho. Assim, Deschamps e Ochoa (1987) estudaram florestas de um a até 28 anos, Holz e Placci (2003) de 8 a 60 anos, Vera *et al.* (2007) florestas de 30 anos. Fatos como a intensidade de distúrbios, disponibilidade de propágulos, existência de remanescentes florestais perto da área, grau de conservação do solo, são condicionantes fundamentais nos caminhos que vai seguir a recuperação (GRAU, 1997).

Referente à regeneração natural, os dados foram usados no cálculo do valor de importância ampliado e não tem área de comparação ou referência, pois o Parque Cruce Caballero sendo a área referencial em estado de conservação na região não tem um estudo sobre o particular até o presente. Dado que a curva média de acumulação não atingiu estabilidade, aceita-se que aumentado o esforço amostral a riqueza de espécies aumentará. Transcorridos 10 anos do incêndio, as espécies dos grupos das secundárias iniciais e das pioneiras são os que apresentam as maiores percentagens, com 81,30% da regeneração total. Analisando as classes de altura, percebe-se claramente como as pioneiras estão cedendo espaço às secundárias iniciais, pois elas predominam na classe III de altura, sendo que as secundárias iniciais dominam as duas primeiras classes. As secundárias iniciais têm alto recrutamento, com 19,02% na classe I de altura, o que indica que as espécies estão sendo beneficiadas com o sombreamento dos grupos dominantes. Já a classe III está ocupada por espécies que recrutaram por rebrota. As espécies de floresta madura apresentam maior porcentual na classe III de altura, o que também pode estar associado ao recrutamento por rebrota.

Considerando as principais espécies por grupo ecológico, tem-se que *Myrsine umbellata* e a mais importante nas porcentagens e ocupa as três classes de tamanho quase regularmente. Interessante é apreciar como *Solanum granuloso-leprosum* tem uma escassa

participação nas porcentagens, o que indicaria que passados 10 anos da sucessão, essa espécie não está mais recrutando e que seu ciclo no processo está acabando. Talvez requeira 10 anos mais para desaparecer da estrutura da floresta. Deschamps e Ochoa (1987) mencionam que numa floresta secundária de 23 anos *Solanum granuloso-leprosum* fica no 12º posto no ranking de percentuais de cobertura. No grupo das secundárias iniciais, *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia* atingem os maiores percentuais, seguidas por *Matayba elaeagnoides*. São essas espécies as que vão dominar o dossel que vai suprimir as pioneiras. *Ateleia glazioviana* também pode competir com elas na continuidade se o ambiente não tiver restrições de luminosidade. López Cristobal *et al.* (1997) descrevem uma floresta em Misiones citando *Ocotea puberula*, *Ocotea diospyrifolia*, *Prunus myrtifolia* e *Lonchocarpus leucanthus* como as principais espécies, segundo o valor de importância a que somadas atingem 20,34%. Esses autores a enquadram como sendo floresta madura, e, ainda, é tomada como referência por outros autores em trabalhos na mesma área (VERA *et al.*, 2007), o que é difícil de concordar, pois três das quatro espécies mencionadas são do grupo ecológico das secundárias iniciais e uma delas é secundária tardia. Nossos dados indicam que nas próximas décadas *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia* vão ter a maior importância na área e ela ainda vai ser uma floresta em uma fase intermediária de sucessão. No grupo das secundárias tardias, *Araucaria angustifolia* iniciou seu recrutamento na primeira classe de tamanho, embora seja difícil de explicar é porque todas as classes de tamanho não estão ocupadas pelas espécies passados os 10 anos do incêndio. Está comprovado por numerosos autores o grande atraso no recrutamento devido a predadores de sementes, fatores ambientais como estiagem registradas nos últimos 6 anos também podem ter influenciado.

Considerando o número de indivíduos, as densidades absolutas e relativas das principais espécies por grupo ecológico podemos dizer que *Myrsine umbellata*, com 5570 ind./ha, tem 28,2% das densidades relativas e representa a espécie que encabeça o ranking segundo a densidade relativa (DR). Seguem *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia*, com 3190 e 2540 ind./ha, respectivamente. As duas espécies somam mais do que 28 % da densidade relativa. Logo *Araucaria angustifolia* com 1440 ind./ha, com 7,29 % da densidade relativa, é o maior número registrado na regeneração até o momento na província. Ríos (2006) tinha registrado no Parque Cruce Caballero só 18 ind./ha. Se o recrutamento continuar na área de estudo e as classes seguintes sendo ocupadas, então é possível pensar numa restituição da população de adultos na área.

CONCLUSÕES

De acordo com os resultados apresentados pode-se dizer que a vegetação do Parque Araucária na área atingida pelo incêndio no ano de 1999, está na atualidade, na fase inicial de sucessão. As espécies que dominam a área são as esperadas logo após um distúrbio e são do grupo ecológico das pioneiras e das secundárias iniciais pelo que a hipótese de trabalho é aceita. As espécies do grupo ecológico das secundárias tardias são em grande parte remanescentes anteriores ao incêndio, como é o caso de *Araucaria angustifolia*. Percebe-se uma mudança nas espécies no transcurso da sucessão, assim *Solanum granuloso-leprosum* não está mais recrutando e está dando lugar a *Myrsine umbellata* que é a pioneira dominante na atualidade. As secundárias *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia* estão recrutando nas primeiras classes de tamanho, o que indica que em poucos anos vão dominar o dossel e suprimir *Myrsine umbellata*, que vai ficar relegada ao sub-bosque.

Araucaria angustifolia está recrutando muito bem na primeira classe de tamanho da regeneração, atingindo na atualidade os maiores valores já registrados em Misiones, 1440 ind./ha. Caso não se registre distúrbios de grandes magnitudes, como incêndios, a tendência é de restituição da população de idades intermediárias, ausentes hoje no local.

CAPITULO 4

ESTÁGIO SUCESSIONAL DE UMA FLORESTA ESTACIONAL, 20 ANOS APÓS IMPACTO DA CONSTRUÇÃO DA BARRAGEM DA HIDRELÉTRICA URUGUA-Í EM MISIONES, ARGENTINA

RESUMO

O presente trabalho tem por objetivo descrever a estrutura e a composição do estrato arbóreo e da regeneração numa área impactada 20 anos atrás durante a construção da barragem Urugua-í em Misiones. Usaram-se métodos analíticos de fitossociologia para avaliar a regeneração. O critério de inclusão usado para regeneração foi os indivíduos com altura de 10 cm de altura até inferior a 4,8 cm, e para árvores adultas DAP igual ou superior a 4,8 cm. Os dados foram analisados como provenientes de três substratos e em parcelas retangulares de 1 x 20 metros, instaladas 18 parcelas nas estradas abandonadas, 23 parcelas nas bordas de estradas e 20 parcelas nas áreas entre estradas. A riqueza de espécies foi estimada com o uso de estimadores não-paramétricos e a diversidade de espécies por meio do índice de Shannon. A similaridade dentre as três áreas estudadas foi comparada com o índice de Jaccard. Foram registradas 31 espécies de árvores adultas e 58 espécies na regeneração natural. Nas estradas houve o predomínio de *Cordia americana* com 3750 ind./ha e *Parapiptadenia rigida* com 2611 ind./ha. Nas áreas entre estradas, *Inga marginata* é a espécie com maior abundância, com 3525 ind./ha, e *Matayba elaeagnoides*, com 1775 ind/ha. Nas bordas de estrada as duas espécies com maiores densidades são *Myrocarpus frondosus* com 3043 ind./ha e *Parapiptadenia rigida* com 2260 ind./ha. Considerando a regeneração natural em percentagem e por grupo ecológico tem-se nas estradas o predomínio das secundárias iniciais, com 52,45%, seguida das secundárias tardias, clímax e, por último, as pioneiras, com 11,80%. Similar situação e ordem dos grupos ecológicos evidenciou-se nas bordas de estradas. Já na área entre estradas as secundárias iniciais predominam, com 46,16%, seguidas das clímax, com 21,81%, das secundárias tardias, e por último as pioneiras. Considerando as árvores adultas, as espécies que atingem os maiores DAP's foram, nas bordas de estradas, *Bastardiopsis densiflora* e *Cedrela fissilis*. Entre estradas *Bastardiopsis densiflora* e *Parapiptadenia rigida* e nas estradas *Bastardiopsis densiflora* e *Bauhinia forficata*. A área apresenta-se em processo de sucessão secundária em estágio inicial, dado o predomínio das espécies do grupo ecológico das secundárias iniciais e secundárias tardias. As estradas, devido ao alto impacto sofrido, apresentam menor riqueza e diversidade e os menores diâmetros nas árvores adultas. A presença de remanescentes florestais na área tiveram grande papel no desenvolvimento atual da floresta.

Palavras-chave: Impacto de barragens, regeneração, grupos ecológicos, riqueza de espécies, estimadores não paramétricos, diversidade.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento humano no que se referente à expansão de áreas urbanas, áreas de cultivos e pecuária depende diretamente da disponibilidade de recursos naturais. Recursos como a biomassa (madeira, frutas, animais silvestres), água e solo fértil são usados pela população para seu sustento e geram as possibilidades para o crescimento das grandes áreas urbanas.

Segundo Leff (2000), a principal causa de esgotamento de recursos naturais foi, no primeiro momento, a sua exploração intensiva com base nos conhecimentos e na tecnologia desenvolvida nos países de clima temperado. O comprometimento dos recursos naturais e seus efeitos no ambiente global (perda de biodiversidade por desmatamento, erosão etc) são, em grande parte, consequência dos padrões de industrialização, centralização econômica, concentração urbana, uso de fontes não-renováveis de energia e pela própria estrutura de geração e seus impactos.

A localização geográfica do Bioma Mata Atlântica permitiu ou desencadeou seu paulatino desaparecimento como efeito lógico da ocupação do espaço pelos colonizadores europeus. Assim, a superfície de Mata Atlântica original de 1.350.000 km² foi reduzida, em pouco mais de 500 anos, a 94.500 km² (LEIBSCH *et al.*, 2008). Segundo Dean (2000), a maioria das transformações físicas e econômicas dos anos 50 aos 70, chamada de desenvolvimento, estava confinada à região da Mata Atlântica. Conforme Dean (2000), em 1970 a população da região deste bioma se elevava a 40 milhões de pessoas, concentrada nas cidades e o impacto manifestou-se na eliminação das últimas faixas de floresta convertidas em fazendas e pastagens. A partir das décadas de 1940 – 1950, grandes obras, como a construção de estradas e usinas hidrelétricas, impactaram fortemente os remanescentes florestais, especialmente as florestas ciliares. Assim, em 1950 havia 126 usinas hidrelétricas na região do Bioma Mata Atlântica, em 1992 o número era de 269 só na região sudeste do bioma e haviam inundado 17.130 km², e suas linhas de transmissão ocupavam outras 2.800 km².

A maior obra de geração de hidroeletricidade na região é Itaipu, próxima à cidade de Foz do Iguaçu no Brasil, que alagou uma superfície de 1.529 km², um pouco menor que a unidade de conservação Parque Nacional Iguaçu só no lado brasileiro. Segundo McCully (2004), Itaipu foi a maior hidrelétrica do mundo, com capacidade de 14.000 megawatts, até a inauguração da usina chinesa de Três Gargantas, com 18.200 megawatts. Uma outra barragem, exemplo também de alto impacto, é a usina Rosana no rio Paranapanema, que determinou a eliminação de 30 km² de florestas ciliares e de encosta da Reserva Morro do Diabo, no oeste do

estado de São Paulo. Assim, Kageyama (1992) afirma que só no estado de São Paulo 4317 km² de Mata Atlântica foram inundadas por 21 barragens, responsáveis por 88 % da energia gerada no estado. Os impactos ambientais dessas barragens constata-se na submersão de florestas ciliares e várzeas, o que traz como consequência redução de habitats, extinções locais de plantas e animais e severas alterações nos ecossistemas e nas paisagens. A supressão das florestas ciliares geram grande impacto ao alterar o equilíbrio natural nas bacias hidrográficas e na preservação da qualidade da água (ANDRADE *et al.*, 2005, VICENTINI *et al.*, 2008, SOUZA *et al.*, 2003, MORO *et al.*, 2005). Segundo Carvalho *et al.* (2000), as florestas ciliares têm sido submetidas a impactos antrópicos e estão hoje reduzidas a fragmentos esparsos, a maioria profundamente perturbados. A sua devastação tem contribuído para o assoreamento, o aumento da turbidez das águas, o desequilíbrio do regime das cheias e perda de estabilidade das margens (MEYER *et al.*, 2004) e perda de habitat para espécies animais e vegetais (BATTILANI *et al.*, 2005). Na região nordeste da Argentina, na província de Corrientes, onde se localiza a Floresta Estacional Semidecidual, integrante do Bioma Mata Atlântica, foi construída a maior usina do país sobre o rio Paraná e é denominada Yacyretá, que inundou 1.140 km² de florestas ciliares (ARAYA *et al.*, 2005). A única usina de Argentina implantada na província de Misiones é a Urugua-í, sobre o rio de igual nome, e que provocou a eliminação de 80 km² de Floresta Estacional Semidecidual em forma de floresta ciliar e de encosta.

A implantação de florestas ciliares artificiais às margens dos reservatórios das usinas tem sido uma preocupação das empresas ligadas ao setor de geração de energia, com o objeto de minimizar a erosão e os impactos ambientais causados pela criação dos reservatórios (DAVIDE *et al.*, 2005). A implantação ou recomposição de uma floresta requer o emprego de técnicas adequadas que serão definidas em função de uma avaliação detalhada das condições do local para decidir sobre as espécies a usar, técnicas de plantio e manejo (BOTELHO *et al.*, 2005). Após vários anos de experiência em projetos de implantação de florestas ciliares, tem-se comprovado que as espécies nativas estão tendo alta efetividade em comparação com as espécies exóticas na região (FERREIRA *et al.*, 2007, 2009). Na tentativa de gerar técnicas de recuperação adequada várias propostas foram discutidas. Nogueira (1977) propõe a mistura ao acaso de espécies arbóreas, Kageyama (1986) propõe o uso de espécies segundo seus grupos ecológicos e Joly (1987) propõe o conhecimento dos fragmentos vizinhos para considerá-los como modelos dos projetos de plantio com espécies nativas. Escassas experiências têm sido publicadas sobre a restauração das áreas de obra das barragens, como canteiros, estradas periféricas a barragem e áreas de processamento e preparação do concreto e outros materiais segundo o tipo de barragem.

Segundo McCully (2004), as barragens podem classificar-se em três tipos, segundo seu desenho: de preenchimento, de gravidade ou concreto e, por último, a barragem de arco. Para a construção de toda obra, são necessários muitos quilômetros de estradas consolidadas e muito compactadas para permitir a circulação intensa e constante de maquinaria. Toda a área circundante às barragens é utilizada pelos trabalhadores, quer para lazer, descanso, extração de recursos (rocha, lenha, frutas) e de intensa circulação de veículos. Na maioria dos casos, a floresta é retirada para não atrapalhar a circulação, em outros casos alguns fragmentos ficam na área e são muito descaracterizados pelo uso casual (ANEXO).

Segundo Fernandez-Vitora (2009) e Golik *et al.* (1989), durante a construção de uma barragem são numerosos os impactos como: desvio do curso de água, estradas e pistas de acesso, obra civil da barragem, transporte de materiais pesados, movimento de maquinaria pesada, terraplenagem, eliminação da vegetação do futuro lago, detonação de explosivos, exploração de pedreiras etc. Em função do processo acelerado de degradação das florestas, há necessidade de utilização de métodos que avaliem o estado de conservação destas florestas. Um método diagnóstico utilizado para inferir sobre o estado de conservação de florestas nativas é aquele baseado no uso de indicadores, dentre eles a análise estrutural da floresta através da sua composição florística e índices fornecidos pela combinação de parâmetros fitossociológicos (BORGHI *et al.*, 2004). O primeiro passo para o planejamento adequado da restauração dessas áreas é o conhecimento da natureza de recuperação natural que apresenta a vegetação arbórea. Assim, o presente trabalho visa conhecer o estado da regeneração natural em estradas e áreas adjacentes abandonadas há 20 anos, depois de finalizada a obra civil de construção da barragem Urugua-í, com o intuito de gerar informação de base para futuros projetos de restauração em áreas altamente degradadas na província de Misiones, Argentina.

A hipótese testada é que transcorridos vinte anos de iniciado o processo de colonização pela vegetação a riqueza e diversidade de espécies é menor nas estradas à encontradas nas áreas entre estradas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na área de construção da barragem Urugua-í, localizada em 54°33'W e 25°52'S (Figura 1). O clima da região é Cfa, segundo a classificação de Köppen. Os solos da área de estudo são do tipo Neossolo Litólico, segundo o sistema brasileiro de classificação (EMBRAPA, 1999) e da unidade cartográfica UC-6B na classificação de C.A.R.T.A. (1963). Segundo a classificação da vegetação de Cabrera e Willink (1980), a vegetação da área corresponde à Selva Paranaense, que é uma floresta estacional, e que Martínez-Crovetto (1963) a enquadra de Setor Misionero, distrito das lauráceas.

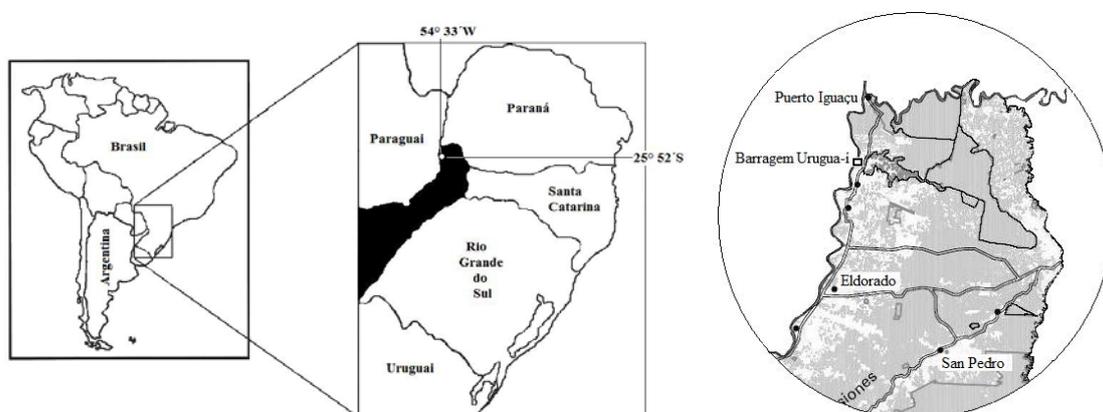


FIGURA 1: Localização geográfica da barragem Urugua-í Misiones, Argentina.

A área foi submetida a impacto antrópico pelo trânsito pesado de máquinas e caminhões basculantes durante cinco anos (GOLIK e ANDRIOLO, 1989; SEGARRA *et al.*, 1989). A obra teve início em junho de 1985 e sua finalização foi em 1989. Essa é a primeira barragem sul-americana construída inteiramente com concreto rolado, com uma altura máxima de 76 metros. A unidade geradora de energia consta de duas turbinas tipo FRANCIS de 60 MW e dois geradores de 70 MVA. A barragem é de porte pequeno, de volume similar a de concreto à barragem Ilha Solteira, no Brasil, com 500.000 m³, muito menor que a barragem de Itaipu, distante 60 km ao norte, que usou 6.000.000 m³ de concreto (GOLIK e ANDRIOLO, 1989).

O estudo está focado nas estradas usadas na época da construção, agora abandonadas, assim como em suas bordas e nas áreas entre as estradas.

Procedimento amostral

O trabalho foi realizado numa área de grande circulação de veículos e de pessoas durante a construção da barragem, por estar localizada perto do muro principal (Figura 2A).

Foi realizado levantamento do componente arbóreo bem como da regeneração natural, ambos em parcelas de 1 x 20 m, sendo 18 alocadas em locais de antigas estradas, 20 entre estradas e 23 nas bordas das estradas (Figura 2B). Foram considerados como regeneração todos os indivíduos arbóreos entre 10 cm de altura e menores de 4,8 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), enquadrados em três classes de altura: Classe I de 10 a 50 cm, Classe II de 50,1 até 1 metro e a classe III de mais de um metro até 4,8 cm de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP). Considerou-se árvore adulta aqueles indivíduos com $DAP \geq 4,8$ cm e maiores a 1,3 m do solo, localizados no interior da parcela ou que tivessem pelo menos a metade da base do tronco dentro da mesma.

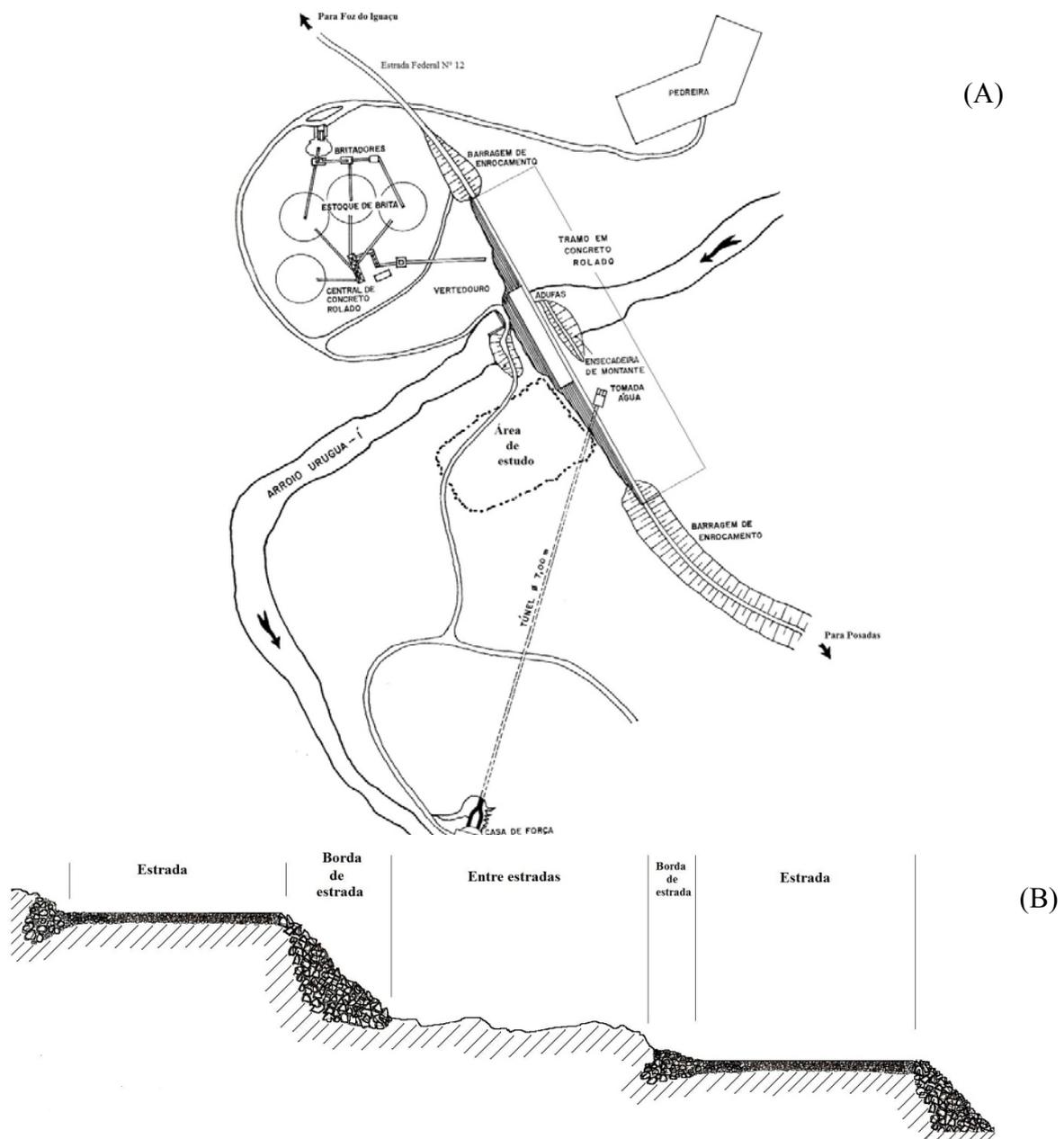


FIGURA 2: A: Localização da área de estudo no arranjo da barragem Urugua-í. B: As três áreas de estudo.

Foram feitas comparações da densidade e valores de regeneração nos estratos denominados: estradas, borda de estradas e entre estradas (Figura 2B). Os indivíduos arbóreos foram classificados em grupos ecológicos para facilitar a interpretação dos estágios sucessionais da área. A classificação escolhida foi a de Budowski (1965), como usada por Vaccaro *et al.* (1999), Paula *et al.* (2004) e Petreire *et al.* (2004). Os grupos são definidos como segue:

Pioneiras (P): espécies claramente dependentes de muita luminosidade que se desenvolvem em clareiras grandes, nas bordas da floresta ou em locais abertos. Não ocorrem no sub-bosque. São espécies de pequeno porte e curta longevidade. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea.

Secundárias iniciais (SI): São espécies que requerem grandes clareiras para se regenerar, ou borda de florestas e locais abertos. São árvores de grande porte e longevidade de média a longa. Plântula geralmente tipo fanerocotiledonar epígeo foliácea ou epígeo armazenadora de reservas.

Secundárias tardias (ST): Suas sementes podem germinar na sombra do dossel, mas precisam luz para o desenvolvimento inicial logo após ter exaurido as reservas da semente. Desenvolvem-se em clareiras pequenas, bordas de floresta acompanhando as pioneiras. São árvores de grande porte e de longa vida. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea.

Clímax ou de floresta madura (CL): são espécies que se desenvolvem exclusivamente no sub-bosque e que podem ter sombreamento em todas as fases da vida. São geralmente pequenas árvores de sub-bosque, ou de grande porte que podem atingir o dossel. Plântula geralmente criptocotiledonar hipógea ou epígea (raro).

Descrição e análise de dados

As espécies foram identificadas com auxílio de bibliografia especializada e consulta a especialistas em taxonomia vegetal do Instituto de Botânica do Nordeste (IBONE) de Corrientes, Argentina. O material botânico foi depositado no herbário da Universidade Federal do Paraná e duplicatas no herbário da Universidade Nacional de Misiones, por solicitação do Ministério de Ecologia de Misiones. As espécies foram classificadas segundo o sistema APG III (2009).

A composição florística foi definida com base na identificação das espécies amostradas nas parcelas retangulares e foram calculados os parâmetros fitossociológicos densidade absoluta e relativa, segundo Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974), para árvores adultas, e

foram incluídos no cálculo a regeneração natural conforme a metodologia de Finol Urdaneta (1971), modificada por Volpato (1994). A similaridade entre áreas (estrada, bordas e entre estradas) foi calculada usando o índice de Jaccard como proposto por Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974).

A riqueza observada (Sobs) foi submetida a 100 reamostragens aleatórias dos dados para obter a curva de rarefação por amostras. A riqueza de espécies foi estimada com o uso dos estimadores não-paramétricos JACKKNIFE 1 e ICE (Estimador de cobertura baseado na incidência). Sendo JACKKNIFE 1 desenvolvido originalmente para estimativa do tamanho populacional baseado em marcação e recaptura de animais (BURNHAM e OVERTON, 1978). O método estima a riqueza total somando a riqueza observada (o número de espécies coletado) a um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras e do número de amostras. Requer o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (*uniques*). O estimador ICE é baseado no conceito estatístico de cobertura de amostra (*sample coverage*) e requer o número de espécies infrequentes (que ocorrem em poucas unidades amostrais). ICE permite ao usuário determinar os limites para que uma espécie seja considerada infrequente. Em geral são aquelas com incidências entre 1 e 10 amostras. ICE foi usado por Chazdon *et al.* (1998), Sonogo *et al.* (2007), Benítez-Malvido e Martínez-Ramos (2003) e Alves e Metzger (2006). Os dados coletados foram transformados em matrizes retangulares do tipo espécie x parcelas, tendo sido construídas matrizes separadas para cada área (estrada, borda de estrada e entre estrada). As comparações da riqueza de espécies nas três áreas foi realizada pelo procedimento JACKKNIFE 1 como proposto por Heltshe e Forrester (1983) e usado por Marco e Resende (2004) e Meyer *et al.* (2004). Os estimadores não-paramétricos foram calculados com o programa StimateS (Colwell, 2005) e os intervalos de confiança foram calculado com o uso do programa Statistica. O índice de Shannon foi usado para o cálculo da diversidade de espécies nas três áreas.

Com o intuito de avaliar o nível de compactação nas três áreas de estudo, o que poderia influenciar o estabelecimento das espécies, foi registrada a velocidade média de infiltração de água no solo.

RESULTADOS

Nas situações estudadas, as árvores adultas apresentam uma composição florística de 32 espécies e 16 famílias e a regeneração 58 espécies e 25 famílias (Tabela 1). Nessa tabela também se pode apreciar a presença das espécies em estado de regeneração e como árvores adultas classificadas em grupos ecológicos.

TABELA 1: Lista de espécies em estágio de regeneração natural e estágio adulto por grupo ecológico (GE).

Família	Nome científico	Estrada	Borda	Entre	GE
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	x	Xx	X	P
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	x	Xx	x	ST
Apocynaceae	<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	x	x		ST
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> DC.		x	Xx	P
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman		x	x	CL
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	x	x		P
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling e J.E. Mill.	Xx	Xx	Xx	SI
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.		x	Xx	CL
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.			x	SI
Cactaceae	<i>Cereus stenogonus</i> K. Schum.			x	ST
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.			x	ST
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	x	Xx		P
Combretaceae	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	Xx			CL
Euphorbiaceae	<i>Manihot flabelifolia</i> Pohl.	x		x	P
Fabaceae	<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burkart			x	SI
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.		x	x	SI
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Xx	Xx	Xx	P
	<i>Gleditsia amorphoides</i> (Griseb.)Taub.			X	SI
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	x	x	x	CL
	<i>Inga marginata</i> Willd.		x	x	SI
	<i>Lonchocarpus leucanthus</i> Burkart	x	x	Xx	SI
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Xx	Xx	Xx	ST
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	x		x	SI
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.)Vogel			x	P
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Xx	x	x	CL
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Xx	Xx	Xx	SI
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	x	Xx	x	SI
	Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees et Mart. Ex Nees		Xx	x
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng) Mez		Xx	Xx	Xx	ST
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez			X	x	SI
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	x	Xx	Xx	SI
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.			x	CS
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. e Arn.)Hassl.	Xx	Xx	Xx	SI
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.		Xx		SI
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.		X		SI
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.			x	ST
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X	Xx	X	SI
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.		x		CS
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	x	x	x	CS
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don ex Steud.	x			SI
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanjouw. e Bôer		x		CS
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	x		Xx	ST
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	x	x		CL
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	x		x	CL

	<i>Psidium guajava</i> L.		Xx	x	SI
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	X			CL
Phytolaccaceae	<i>Seguiera paraguayensis</i> Morong			x	CL
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	x	x	x	ST
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.			x	ST
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Xx	Xx	Xx	ST
	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck			X	ST
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.			x	SI
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		X		P
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess e A.Juss.) Radlk.		x	x	SI
	<i>Allophylus guaranitica</i> (A.St.-Hil.) Radlk.		x	x	CS
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	x	x	x	SI
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	x	x	Xx	ST
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	x	x	Xx	SI
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. e Eichler) Engl.	x		x	CL
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook.e Arn.) Radlk.	x	x	x	CL
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Xx	Xx	Xx	P
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.		x	x	CS
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Xx	Xx	Xx	P

GE: grupo ecológico; P: pioneiras; SI: secundária inicial; ST: secundária tardia; CL: clímax exigente em luz; e CS: clímax tolerante à sombra; "x": espécie presente como regeneração; "X": espécie presente estado adulto.

As espécies mais frequentes na regeneração foram *Cordia americana*, *Parapiptadenia rigida*, *Ruprechtia laxiflora*, *Inga marginata*, *Matayba elaeagnoides*, *Bauhinia forficata*, *Myrcarpus frondosus* e *Tabernaemontana catharinensis*. Considerando as árvores adultas, as mais frequentes foram *Bastardiopsis densiflora*, *Peltophorum dubium*, *Parapiptadenia rigida*, *Ocotea puberula*, *Cordia americana*, *Cecropia pachystachya*, *Aloysia virgata* e *Cedrela fissilis*.

Na figura 3 encontram-se as curvas médias de acumulação de espécies nas três áreas de estudo com seus respectivos intervalos de confiança. Na área entre estradas foi registrada a maior riqueza de espécies e a menor variabilidade dos dados, porém não foi atingida a estabilidade da curva, o que indica a possibilidade de aumento da riqueza se o esforço amostral fosse incrementado.

A curva média acumulada das espécies encontradas nas estradas abandonadas (Figura 3) apresenta-se crescente e os intervalos de confiança são maiores que os encontrados na situação anterior. Já nas bordas de estradas, a curva média de acumulação continua a crescer e não atinge estabilidade com 23 parcelas amostradas.

Na tabela 2 observa-se a comparação de densidades absolutas e relativas das principais espécies nas três áreas de estudo. Nas estradas abandonadas, as dez principais espécies atingem 85,84% da densidade relativa total e uma densidade absoluta de 11.277 ind./ha. Duas espécies tem predomínio na área, *Cordia americana*, com 28,54% da densidade relativa e 3.750 ind./ha, e *Parapiptadenia rigida*, com 19,87% da densidade relativa e 2.611 ind./ha. Na área denominada entre estradas, as dez principais espécies somam 65,36% da densidade relativa e 13.300 ind./ha, o que indica maior variabilidade nas espécies e um maior compartilhamento do ambiente que na

área anterior. *Inga marginata* é a espécie que apresenta a maior densidade, com 17,32% da densidade relativa e 3.525 ind./ha, seguida por *Matayba elaeagnoides*, com 8,72% da densidade relativa e 1.775 ind./ha, *Parapiptadenia rigida*, com 6,14% da densidade relativa e 1.250 ind./ha e *Bauhinia forficata* com 6,02% da densidade relativa e 1.225 ind./ha.

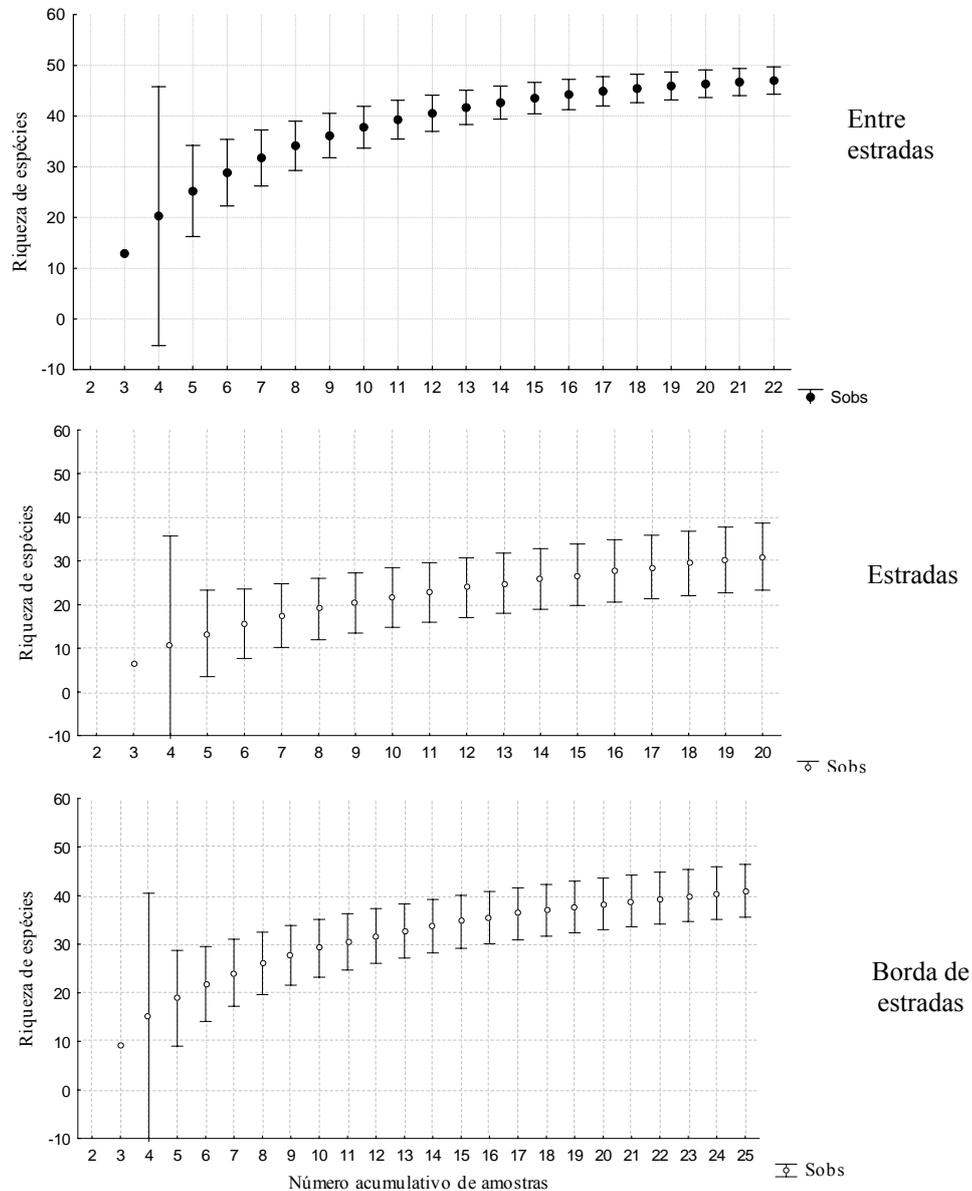


FIGURA 3: Curvas de suficiência amostral (média ± IC) da regeneração natural nas três áreas.

Nas bordas de estrada, as dez principais espécies somam 76,92% da densidade relativa e 13.260 ind./ha. Quatro espécies dominam o ambiente: *Myrcarpus frondosus* com 17,65% da densidade relativa e 3.043 ind./ha, *Parapiptadenia rigida* com 13,11% da densidade relativa e

2.260 ind./ha, *Cordia americana* com 11,60% da densidade relativa e 2.000 ind/ha e *Ruprechtia laxiflora* com 10,34% da densidade relativa e 1.782 ind./ha.

TABELA 2: Densidades absoluta e relativa das principais espécies na regeneração natural nas três situações estudadas.

Espécies	DA	DR total
Estradas		
<i>Cordia americana</i>	3750,00	28,54
<i>Parapiptadenia rigida</i>	2611,11	19,87
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	1027,78	7,82
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	777,78	5,92
<i>Myrcarpus frondosus</i>	694,44	5,29
<i>Aloysia virgata</i>	611,11	4,65
<i>Bauhinia forficata</i>	555,56	4,23
<i>Ocotea puberula</i>	500,00	3,81
<i>Trichilia elegans</i>	444,44	3,38
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	305,56	2,33
Soma	11277,78	85,84
Entre estradas		
<i>Inga marginata</i>	3525	17,32
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1775	8,72
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1250	6,14
<i>Bauhinia forficata</i>	1225	6,02
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	1200	5,90
<i>Nectandra megapotamica</i>	1000	4,91
<i>Myrcarpus frondosus</i>	1000	4,91
<i>Cordia americana</i>	900	4,42
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	725	3,56
<i>Ocotea puberula</i>	700	3,44
Soma	13300	65,36
Borda de estradas		
<i>Myrcarpus frondosus</i>	3043,48	17,65
<i>Parapiptadenia rigida</i>	2260,87	13,11
<i>Cordia americana</i>	2000,00	11,60
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	1782,61	10,34
<i>Nectandra megapotamica</i>	760,87	4,41
<i>Aloysia virgata</i>	739,13	4,29
<i>Bauhinia forficata</i>	717,39	4,16
<i>Trichilia elegans</i>	673,91	3,91
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	652,17	3,78
<i>Matayba elaeagnoides</i>	630,43	3,66
Soma	13260,87	76,92

Na figura 4 apresenta-se o diagrama de Whittaker, onde pode ser observado as densidades relativas das principais espécies nas três áreas e que permite fazer comparações da distribuição das densidades entre as mesmas.

Na figura 5 pode ser apreciada a riqueza observada nas três áreas de estudo. O comportamento do estimador não-paramétrico de riqueza na situação borda de estradas, o estimador ICE, atinge o máximo valor de 49,67 espécies.

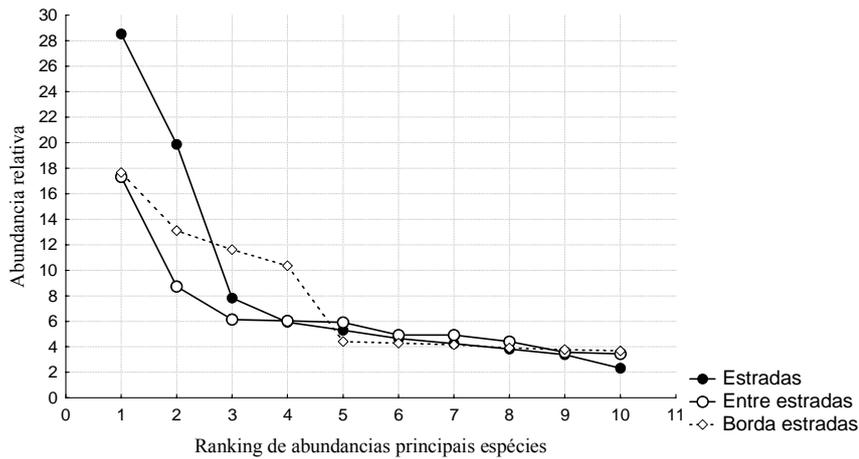


FIGURA 4: Diagrama de abundância de Whittaker da regeneração natural nas três áreas.

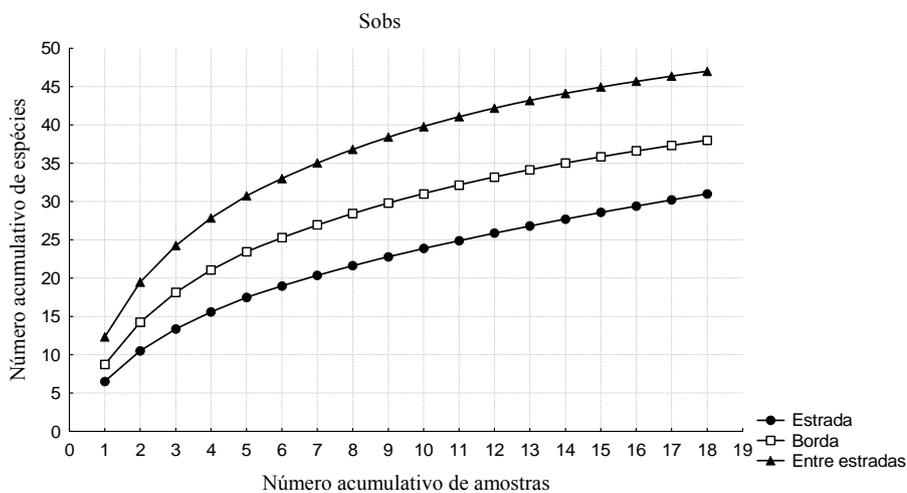


FIGURA 5: Riqueza observada de espécies na regeneração natural nas três áreas.

Na figura 6, que representa a área entre estradas, ICE atinge certa estabilidade na parcela 14 e com valor máximo estimado de 56 espécies. Nas estradas abandonadas onde o estimador cresce, atingindo o valor máximo de 51 espécies.

Considerando os dados por área e por grupo ecológico, tem-se que a regeneração predominante nas estradas é constituída de espécies secundárias iniciais, com 52,45% do percentual de regeneração total. Seguem as secundárias tardias, com 22,34% da regeneração natural total, seguidas pelas espécies clímax, com 13,41%, e, por último, as pioneiras, com 11,80% da regeneração natural total.

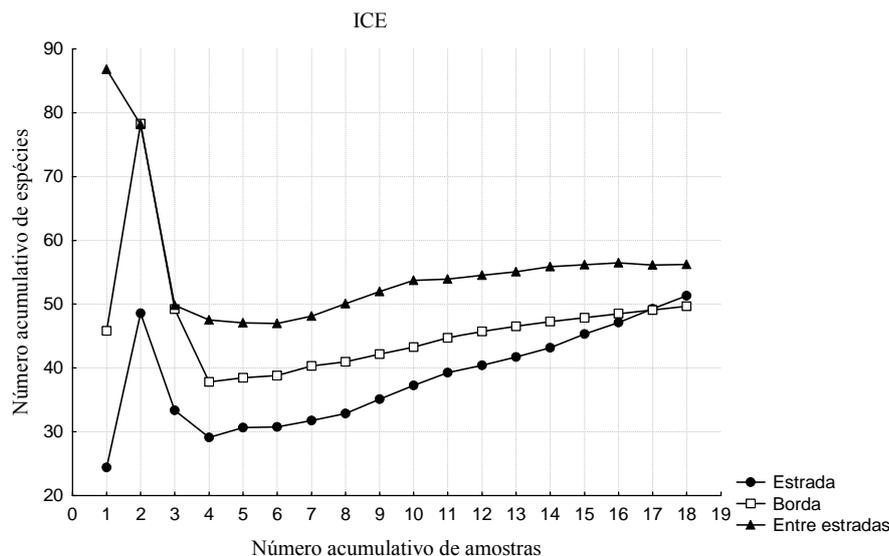


FIGURA 6: Estimador de riqueza de espécies na regeneração natural, ICE (estimador de cobertura baseado na incidência) nas três áreas.

No grupo ecológico das pioneiras nas estradas abandonadas *Bauhinia forficata*, *Aloysia virgata* e *Baccharis dracunculifolia* são as principais espécies na regeneração natural com 5,13%, 3,82% e 1,52%, respectivamente. *Bauhinia forficata* ocorre nas três classes de tamanho e *Aloysia virgata* só na classe III (Tabela 3).

TABELA 3: Valores de regeneração em porcentagem de espécies pioneiras observadas nas estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Bauhinia forficata</i>	10,10	2,45	2,83	5,13
<i>Aloysia virgata</i>	0,00	0,00	11,47	3,82
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	2,10	2,45	0,00	1,52
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,00	0,00	2,12	0,71
<i>Trema micrantha</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
Total	12,21	4,89	18,31	11,80

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

No grupo ecológico das secundárias iniciais nas estradas abandonadas, *Cordia americana* e *Parapiptadenia rigida* são as principais espécies, com 26,07% e 12,64%, respectivamente. *Cordia americana* apresenta maiores valores nas classes II e III e *Parapiptadenia rigida* predomina na classe I (Tabela 4). No grupo ecológico das secundárias tardias, as principais espécies são *Ruprechtia laxiflora* (10,39%) e *Balfourodendron riedelianum* (7%) estão presentes em todas as classes de tamanho (Tabela 5). No grupo das espécies clímax, destacaram-se *Myrocarpus frondosus* (5,37%), *Trichilia elegans* (4,53%) e *Holocalyx balansae* (1,41%) (Tabela 6).

TABELA 4: Valores de regeneração de espécies secundárias iniciais observadas nas estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Cordia americana</i>	12,05	37,85	28,30	26,07
<i>Parapiptadenia rigida</i>	21,49	5,73	10,71	12,64
<i>Ocotea puberula</i>	5,74	0,83	3,29	3,29
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	3,28	2,45	3,29	3,01
<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	1,69	3,28	0,94	1,97
<i>Aspidosperma australe</i>	0,92	2,45	0,94	1,44
<i>Machaerium paraguariensis</i>	0,92	2,45	0,00	1,12
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,92	2,45	0,00	1,12
<i>Peltophorum dubium</i>	0,92	0,00	1,40	0,78
<i>Cupania vernalis</i>	2,10	0,00	0,00	0,70
<i>Maclura tinctoria</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
Total	50,05	57,47	49,82	52,45

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

TABELA 5: Valores de regeneração de espécies secundárias tardias observadas nas estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	5,64	16,40	9,13	10,39
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	8,51	7,34	5,15	7,00
<i>Nectandra megapotamica</i>	7,49	0,00	0,00	2,50
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	0,00	2,45	0,94	1,13
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	0,92	0,00	0,94	0,62
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,00	0,00	1,17	0,39
<i>Annona emarginata</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
Total	22,56	26,18	18,28	22,34

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

TABELA 6: Valores de regeneração de espécies climax observadas nas estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Myrcarpus frondosus</i>	7,69	4,89	3,52	5,37
<i>Trichilia elegans</i>	3,28	6,56	3,75	4,53
<i>Holocalyx balansae</i>	3,28	0,00	0,94	1,41
<i>Terminalia triflora</i>	0,00	0,00	2,55	0,85
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
<i>Eugenia myrcianthes</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
<i>Eugenia involucrata</i>	0,92	0,00	0,00	0,31
Total	15,18	11,45	13,59	13,41

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

Na área entre estradas, e considerando as espécies presentes na regeneração por grupo ecológico, as secundárias iniciais são as principais, com os maiores valores de regeneração natural total (46,16%), seguidas das climax, com 21,81%, das secundárias tardias (18,71%) e, por último, das pioneiras (13,32%).

As principais espécies pioneiras na regeneração natural total são *Bauhinia forficata* (3,92%), *Tabernaemontana catharinensis* (3,24%) e *Manihot flabilifolia* (2,97%) (Tabela 7).

Nas secundárias iniciais são *Inga marginata* (14,57%), *Matayba elaeagnoides* (6,44%), *Cordia americana* (4,91%), *Ocotea puberula* (4,68%) e *Parapiptadenia rigida* (4,08%). *Inga marginata* e *Ocotea puberula* apresentam maiores porcentagens na classe II de tamanho e *Matayba elaeagnoides* e *Parapiptadenia rigida* na classe I de tamanho (Tabela 8). Este grupo apresenta a maior riqueza, com 17 espécies. As secundárias tardias apresentam 12 espécies, similar ao que ocorre com as clímax e o dobro das pioneiras. As principais espécies na regeneração natural são *Nectandra megapotamica* (5,40%), *Balfourodendron riedelianum* (4,23%), *Annona emarginata* (2,64%) e *Lonchocarpus muehlbergianus* (2,06%). *Nectandra megapotamica* e *Lonchocarpus muehlbergianus* apresenta maiores valores na classe III de tamanho. *Balfourodendron riedelianum* apresenta valores similares nas classes II e III e *Annona emarginata* maior valor na classe I (Tabela 9).

TABELA 7: Valores de regeneração de espécies pioneiras observadas entre estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Bauhinia forficata</i>	9,92	0,00	1,84	3,92
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	6,48	2,68	0,55	3,24
<i>Manihot flabilifolia</i>	4,14	1,27	3,48	2,97
<i>Machaerium stipitatum</i>	1,90	2,55	1,11	1,85
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,00	1,27	1,11	0,79
<i>Aloysia virgata</i>	0,00	0,00	1,66	0,55
Total	22,44	7,77	9,75	13,32

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

TABELA 8: Valores de regeneração de espécies secundárias iniciais observadas entre estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Inga marginata</i>	12,74	19,54	11,43	14,57
<i>Matayba elaeagnoides</i>	9,91	6,50	2,91	6,44
<i>Cordia americana</i>	1,07	3,82	9,85	4,91
<i>Ocotea puberula</i>	3,31	5,56	5,16	4,68
<i>Parapiptadenia rigida</i>	6,61	1,27	4,37	4,08
<i>Peltophorum dubium</i>	0,00	5,09	5,87	3,66
<i>Cupania vernalis</i>	1,30	2,55	0,55	1,47
<i>Albizia hasslerii</i>	0,47	1,27	1,46	1,07
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,00	2,55	0,55	1,03
<i>Allophylus edulis</i>	0,00	1,27	1,11	0,79
<i>Psidium guajava</i>	0,47	0,00	1,82	0,76
<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	1,66	0,00	0,55	0,74
<i>Machaerium paraguariensis</i>	0,00	0,00	1,84	0,61
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0,00	0,00	1,64	0,55
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	0,00	0,00	1,11	0,37
<i>Cordia trichotoma</i>	0,71	0,00	0,00	0,24
<i>Hellietta apiculata</i>	0,00	0,00	0,55	0,18
Total	38,25	49,43	50,79	46,16

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

TABELA 9: Valores de regeneração natural de espécies secundárias tardias observadas entre estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Nectandra megapotamica</i>	5,57	3,48	7,14	5,40
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	2,48	5,09	5,10	4,23
<i>Annona emarginata</i>	3,79	3,01	1,11	2,64
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1,42	1,27	3,48	2,06
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	1,66	3,01	0,55	1,74
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	0,00	0,81	1,62	0,81
<i>Prunus myrtifolia</i>	1,42	0,00	0,00	0,47
<i>Celtis iguanaea</i>	1,06	0,00	0,00	0,35
<i>Nectandra lanceolata</i>	0,47	0,00	0,55	0,34
<i>Cabrlea canjerana</i>	0,00	0,00	0,89	0,30
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,00	0,00	0,55	0,18
<i>Cereus</i> sp	0,00	0,00	0,55	0,18
Total	17,88	16,69	21,56	18,71

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

No grupo das climax, as principais espécies registradas na regeneração natural foram *Myrocarpus frondosus* (4,85%), *Trichilia elegans* (3,44%), *Cordia ecalyculata* (3,07%) e *Strychnos brasiliensis* (2,63%). *Myrocarpus frondosus*, *Trichilia elegans* e *Strychnos brasiliensis* com maiores valores de regeneração na classe II de tamanho. *Cordia ecalyculata* apresenta predomínio da classe I (Tabela 10).

TABELA 10: Valores de regeneração de espécies climax observadas entre estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Myrocarpus frondosus</i>	2,25	7,43	4,86	4,85
<i>Trichilia elegans</i>	3,79	3,95	2,57	3,44
<i>Cordia ecalyculata</i>	3,91	2,55	2,75	3,07
<i>Strychnos brasiliensis</i>	1,89	3,61	2,37	2,63
<i>Allophylus guaraniticus</i>	2,37	3,48	1,11	2,32
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1,07	2,55	0,00	1,20
<i>Holocalyx balansae</i>	1,54	0,00	1,11	0,88
<i>Sequiaria brasiliensis</i>	0,47	0,00	2,02	0,83
<i>Eugenia myrcianthes</i>	1,89	0,00	0,55	0,81
<i>Urera baccifera</i>	0,47	1,27	0,55	0,77
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	0,95	1,27	0,00	0,74
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,83	0,00	0,00	0,28
Total	21,43	26,12	17,90	21,81

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

Considerando as bordas de estradas, novamente as secundárias iniciais é o grupo em destaque, com 15 espécies e 38,70% da regeneração natural, seguida das secundárias tardias, com 7 espécies e 27,03% da regeneração natural. As climax, com 11 espécies e 21,59 % da regeneração natural, vem a seguir. Por último, as pioneiras, com 8 espécies e 12,74% da regeneração natural.

As principais espécies encontradas na regeneração natural no grupo das pioneiras foram *Manihot flabelifolia* (4,13%), *Aloysia virgata* (3,18%), *Bauhinia forficata* (2,82%) e *Schinus terebinthifolius* (1,08%). *Aloysia virgata* e *Schinus terebinthifolius* apresentam maiores valores na classe III de tamanho. *Manihot flabelifolia* apresenta maiores valores na classe II de tamanho e *Bauhinia forficata* tem maiores valores na classe I (Tabela 11).

TABELA 11: Valores de regeneração de espécies pioneiras observadas nas bordas de estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Manihot flabelifolia</i>	2,61	6,82	2,97	4,13
<i>Aloysia virgata</i>	0,00	1,45	8,08	3,18
<i>Bauhinia forficata</i>	5,85	1,07	1,53	2,82
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,82	1,07	1,36	1,08
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,00	0,00	1,78	0,59
<i>Trema micrantha</i>	0,00	0,00	1,71	0,57
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0,55	0,00	0,00	0,18
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	0,55	0,00	0,00	0,18
Total	10,38	10,42	17,43	12,74

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

As espécies secundárias iniciais de maiores valores são *Cordia americana* (11,48%), *Parapiptadenia rigida* (9,54%), *Matayba elaeagnoides* (4,30%), *Peltophorum dubium* (3,66%) e *Ocotea puberula* (3,63%). *Cordia americana* e *Parapiptadenia rigida* predominam na classe III de tamanho, *Matayba elaeagnoides* apresenta maior valor na classe I (Tabela 12).

TABELA 12: Valores de regeneração de espécies secundárias iniciais observadas nas bordas de estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Cordia americana</i>	3,98	12,37	18,08	11,48
<i>Parapiptadenia rigida</i>	9,93	6,57	12,11	9,54
<i>Matayba elaeagnoides</i>	5,89	4,29	2,72	4,30
<i>Peltophorum dubium</i>	1,65	3,60	5,72	3,66
<i>Ocotea puberula</i>	3,01	3,98	3,91	3,63
<i>Inga marginata</i>	3,00	1,45	2,30	2,25
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	1,10	0,00	1,19	0,76
<i>Cupania vernalis</i>	2,20	0,00	0,00	0,73
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,00	0,00	1,19	0,40
<i>Luehea divaricata</i>	0,55	0,00	0,59	0,38
<i>Psidium guajava</i>	0,55	0,00	0,59	0,38
<i>Allophylus edulis</i>	0,00	1,07	0,00	0,36
<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	0,95	0,00	0,00	0,32
<i>Cedrela fissilis</i>	0,00	0,00	0,94	0,31
<i>Aspidosperma australe</i>	0,00	0,00	0,59	0,20
Total	32,82	33,33	49,95	38,70

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

As espécies secundárias tardias que apresentaram os maiores valores de regeneração natural foram *Ruprechtia laxiflora* (11,53%), *Nectandra megapotamica* (5,35%), *Balfourodendron riedelianum* (4,97%) e *Lonchocarpus muehlbergianus* (3,13%). *Ruprechtia laxiflora*, *Balfourodendron riedelianum* e *Lonchocarpus muehlbergianus* apresentam maiores valores na classe II de tamanho. *Nectandra megapotamica* na classe I de tamanho (Tabela 13).

TABELA 13: Valores de regeneração de espécies secundárias tardias observadas nas bordas de estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	7,53	18,43	8,61	11,53
<i>Nectandra megapotamica</i>	6,85	5,37	3,84	5,35
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	3,98	5,74	5,20	4,97
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	1,77	4,29	3,32	3,13
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	1,65	1,07	0,00	0,91
<i>Annona emarginata</i>	1,24	1,07	0,00	0,77
<i>Nectandra lanceolata</i>	1,10	0,00	0,00	0,37
Total	24,13	35,99	20,97	27,03

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

No grupo ecológico das espécies clímax, as principais espécies em estágio de regeneração foram *Myrocarpus frondosus* (11,25%), *Trichilia elegans* (4,47%), *Chrysophyllum marginatum* (2,39%) e *Cordia ecalyculata* (0,94%). *Myrocarpus frondosus*, *Trichilia elegans* e *Chrysophyllum marginatum* predominam na classe I de tamanho. *Cordia ecalyculata* predomina na classe III (Tabela 14).

TABELA 14: Valores de regeneração de espécies clímax observadas nas bordas de estradas.

Espécies	RN I	RN II	RN III	RNT %
<i>Myrocarpus frondosus</i>	17,98	10,23	5,55	11,25
<i>Trichilia elegans</i>	6,02	4,67	2,72	4,47
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	3,71	1,07	2,38	2,39
<i>Cordia ecalyculata</i>	0,55	1,07	1,19	0,94
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1,65	0,00	0,00	0,55
<i>Allophylus guaranitica</i>	0,55	1,07	0,00	0,54
<i>Holocalyx balansae</i>	0,55	1,07	0,00	0,54
<i>Urera baccifera</i>	0,00	1,07	0,00	0,36
<i>Trichilia catigua</i>	0,55	0,00	0,00	0,18
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,55	0,00	0,00	0,18
<i>Eugenia involucrata</i>	0,55	0,00	0,00	0,18
Total	32,67	20,27	11,83	21,59

RNI: regeneração natural classe I (10 - 50 cm de altura) de tamanho ; RN II: regeneração natural classe II (50,1 - 100 cm de altura); RN III: regeneração natural classe III (100,1 cm de altura a 4,8 cm DAP) de tamanho e RNT%: regeneração natural total todas as classes.

Ao fazer as comparações da riqueza de espécies entre as três situações estudadas, pelo procedimento JACKKNIFE 1, como proposto por Heltshe e Forrester (1983) e como usado por Marco e Resende (2004) e Meyer *et al.* (2004), verificou-se que nas bordas de estrada e nas estradas abandonadas as riquezas não são significativamente diferentes. Ao comparar qualquer

uma dessas duas situações com a riqueza observada entre estradas, apresentam diferenças significativas (Figura 7).

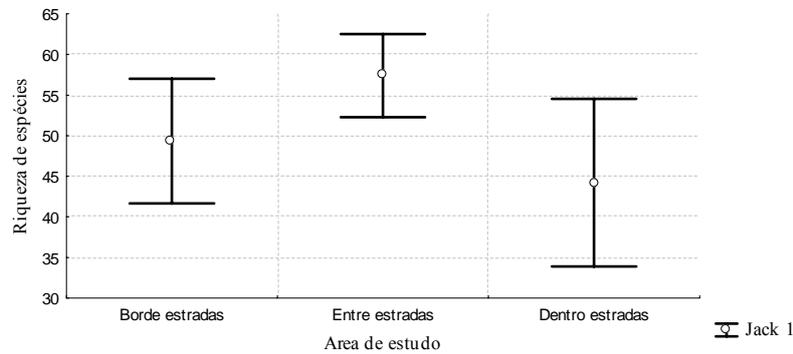


FIGURA 7: Comparação de riqueza de espécies no estágio de regeneração natural dentre as três áreas estudadas mediante o procedimento JACKKNIFE 1.

Considerando os valores do índice de Shannon (H'), na borda de estradas é 2,86; entre estradas 3,08; e estradas 2,41. São estatisticamente diferentes, dado pelo teste “t” de Hutchenson e pelo procedimento proposto por Magurran (1988) (FIGURA 8).

Comparando-se pelo índice de similaridade de JACCARD tem-se que as áreas entre estradas e bordas de estradas apresentam alta similaridade entre si, com um valor de 59,20%. Comparando estradas abandonadas e borda de estradas o valor é 56,52%, e de estradas e entre estradas o índice foi de 46,29%. As áreas são altamente similares no tocante à presença de espécies.

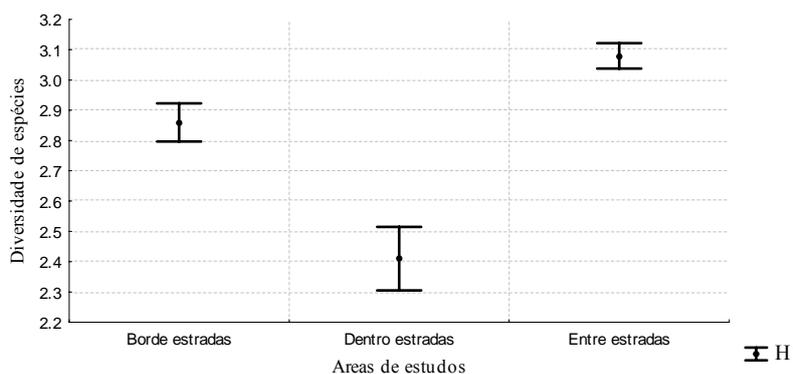


FIGURA 8: Comparação da diversidade de espécies no estágio de regeneração natural nas áreas de estudo segundo o procedimento de Magurran (1988).

Considerando as árvores adultas, com $DAP \geq 4,8$ cm, registrou-se 31 espécies, das quais 7 são pioneiras, 13 secundárias iniciais, 7 secundárias tardias e 4 clímax. Discriminando por área de estudo, da mesma maneira que o usado na regeneração natural, tem-se que nas

estradas foram registradas 13 espécies, sendo 3 pioneiras, 4 secundárias iniciais, 3 secundárias tardias e 3 clímax.

Na área correspondente à borda de estradas foram encontradas 21 espécies sendo 6 pioneiras, 10 secundárias iniciais, 5 secundárias tardias. Não foram registradas espécies clímax. Na área entre estradas registraram-se 21 espécies, sendo 5 pioneiras 10 secundárias tardias, 5 secundárias tardias e uma clímax. Observa-se na distribuição diamétrica das árvores nas três situações uma clara forma de “j” invertido, com os maiores diâmetros atingidos por árvores das bordas de estrada seguida de árvores localizadas entre estradas e, por último, árvores das estradas, que só atingem três classes de DAP (Figura 9). As espécies que atingem os maiores diâmetros nas estradas abandonadas são *Bastardiopsis densiflora* (DAP=17,8 cm), *Bauhinia forficata* (16,2 cm), *Cecropia pachystachya* (14,33 cm), *Parapiptadenia rigida* (13,37 cm) e *Cedrela fissilis* (11,46 cm). Nas bordas de estradas as espécies de maiores DAP são *Bastardiopsis densiflora* com 36,9 cm, *Cedrela fissilis* com 22,9 cm, *Ocotea puberula* (18.7 cm), *Peltophorum dubium* (21,3 cm) e *Cecropia pachystachya* (16,8 cm).

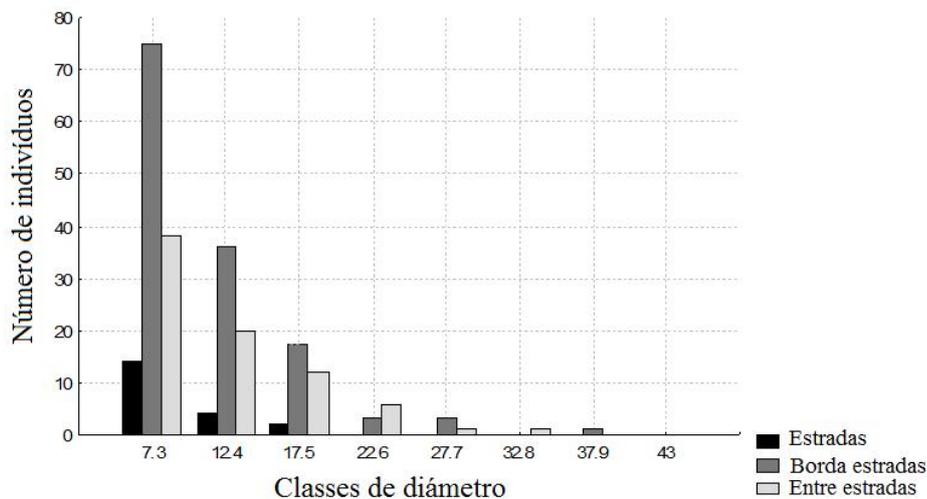


FIGURA 9: Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos nas três áreas.

Entre estradas as espécies que atingem maiores DAP destacam-se *Bastardiopsis densiflora* (28,9 cm), *Parapiptadenia rigida* (21,6 cm), *Nectandra megapotamica* (20,7 cm), *Cedrela fissilis* (17,1 cm) e *Peltophorum dubium* (15,9 cm).

Considerando as densidades absolutas expressas em número de indivíduos por hectare (DA) tem-se nas estradas abandonadas 555 ind./ha e um predomínio de *Aloysia virgata* e *Parapiptadenia rigida* (Figura 9). Nas bordas das estradas abandonadas foram registradas as maiores densidades absolutas com 2.913 ind./ha e as principais espécies são *Peltophorum dubium* e *Parapiptadenia rigida*, seguidas de *Bastardiopsis densiflora*, *Ocotea puberula*,

Cordia americana e *Cecropia pachystachya* (Figura 9). Na área entre estradas, a densidade absoluta é de 1.950 ind./ha e os máximos valores foram atingidos por *Bastardiopsis densiflora*, com mais de 700 ind./ha, seguida de *Nectandra megapotamica* e *Parapiptadenia rigida* (Figura 10). Fazendo a comparação do estrato arbóreo nas três áreas pelo índice de Jaccard tem-se que as estradas abandonadas e a borda de estradas apresentam alta similaridade de espécies com 41,66%. Mesma similaridade foi registrada para estradas abandonadas e áreas entre estradas. Uma maior similaridade foi registrada ao comparar áreas de borda de estradas e áreas dentro estradas com um valor de 50% do índice de Jaccard. A velocidade de infiltração da água nas três áreas tem apresentado, nas estradas abandonadas, o tempo médio para infiltrar 1000 ml de água foi de 13 minutos e 42 segundos. Na área entre estradas, a velocidade média foi de 8 minutos e na borda das estradas abandonadas, a média foi de 4 minutos e 12 segundos.

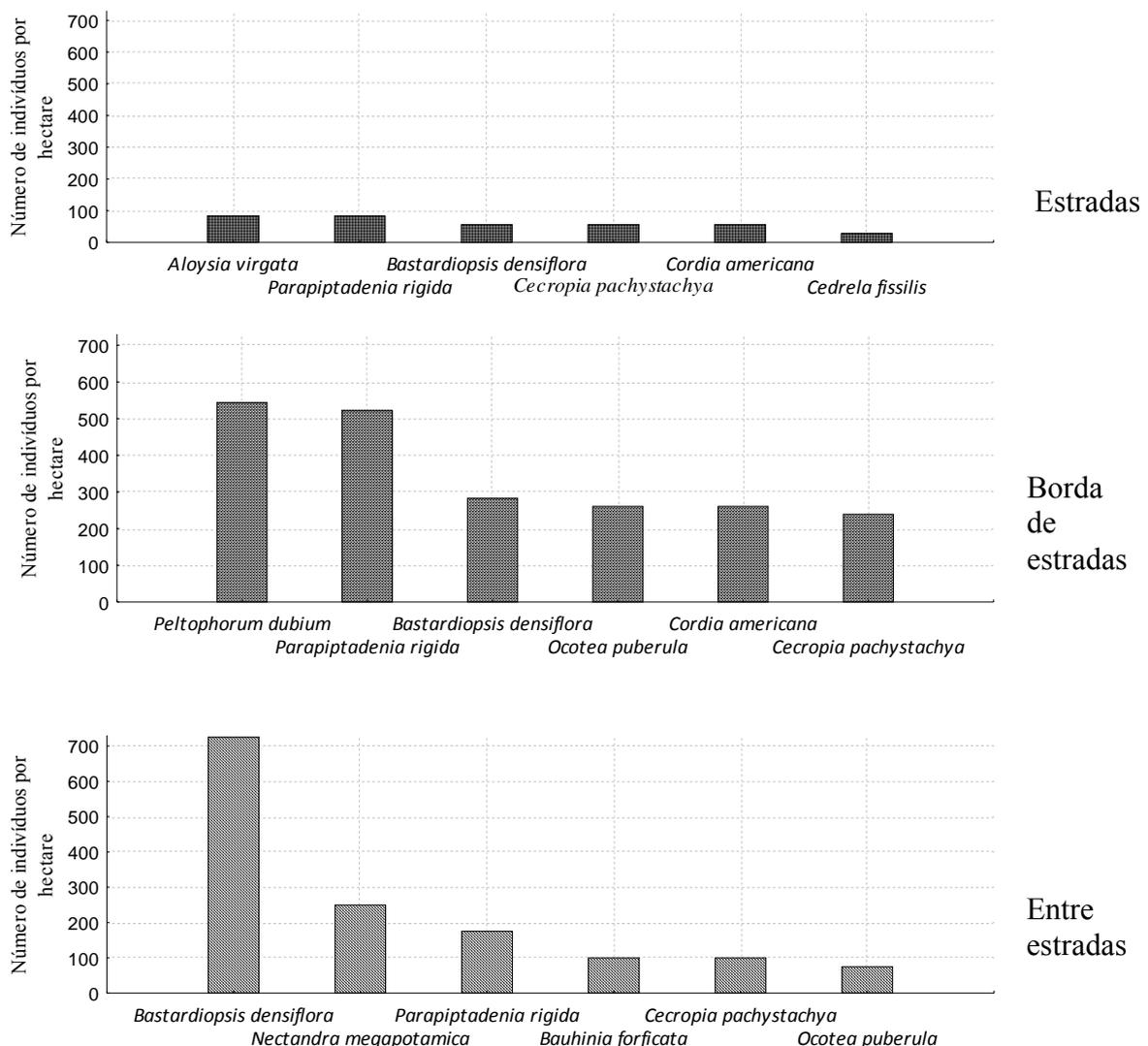


FIGURA 10: Número de indivíduos por hectare das principais espécies arbóreas adultas nas três áreas estudadas.

DISCUSSÃO

A área estudada apresenta-se no estágio de desenvolvimento inicial, segundo a classificação de Guariguata e Ostertag (2001), onde a etapa de colonização já foi superada e as espécies pioneiras têm diminuído sua participação no ambiente para dar lugar às secundárias iniciais. É importante enfatizar que a área estudada apresenta-se em condições especiais dada a largura das estradas, não maior que 6 metros, o que evidencia a alta ingerência do efeito de borda nas três áreas (FONTOURA *et al.*, 2006) e que, segundo Baldisserra e Ganade (2005), tem uma largura de 50 metros para o interior da floresta continua e 5 metros para interior da pastagem.

Dentre as situações estudadas, os locais onde haviam estradas são os que apresentaram as condições mais extremas para o estabelecimento de plântulas, dado seu alto nível de compactação inicial, evidenciado pela baixa velocidade de infiltração de água no solo (13 minutos e 42 segundos para um litro da água). Com alto nível de compactação, em função do intenso uso e circulação de veículos e de pessoas durante os 5 anos de construção da barragem, encontram-se também os locais entre as estradas. As áreas de borda de estradas foram as menos compactadas (Figura 2).

As condições adversas para o estabelecimento de plântulas são evidenciadas pelo predomínio de duas espécies nas áreas de antigas estradas, onde *Cordia americana* e *Parapiptadenia rigida* somam 48,41 % da densidade relativa e as 10 principais espécies somam 85,84%. Ao considerar por grupos ecológicos, nas estradas predominam as secundárias iniciais, seguidas pelas tardias. Vinte anos após a conclusão das atividades de construção da represa tem permitido a evolução da sucessão secundária, com a paulatina substituição das pioneiras, que no momento representam 11,80% da densidade relativa, mas que nos primeiros anos foram as dominantes. Na atualidade destacam-se *Aloysia virgata* e *Bauhinia forficata*, respondendo ao modelo de facilitação de Connel e Statyer (1977) e ao afirmado por Capers *et al.* (2005) que menciona que a disponibilidade de luz condiciona o estabelecimento de algumas plantas exigentes nesse recurso. Na regeneração natural e como indivíduos adultos continuam presentes *Aloysia virgata* e *Bauhinia forficata* e também *Cecropia pachystachya* que já não está se regenerando e os adultos estão senescentes, dado que a longevidade da espécie é inferior a 20 anos (PARROTA e KNOWLES, 1999). Deschamps e Ochoa (1987), estudando a sucessão secundária em uma área com 23 anos de idade, a poucos quilômetros ao sul da presente área, registraram a presença de *Ocotea puberula*, *Nectandra lanceolata*, *Bastardiopsis densiflora* e *Tabernaemontana catharinensis* como as principais espécies. Os indivíduos

adultos com maiores diâmetros são secundárias iniciais e pioneiras. *Bauhinia forficata* e *Cecropia pachystachya* são as pioneiras remanescentes. As secundárias iniciais são *Bastardiopsis densiflora* e *Cedrela fissilis*, que irão dominar a área por 20 ou 30 anos, até compartilhar igualmente com as secundárias tardias e clímax como *Balfourodendron riedelianum*, *Ruprechtia laxiflora*, *Myrocarpus frondosus*, além de *Cordia americana* e *Parapiptadenia rigida*, espécies longevas que podem viver até 150 anos ou mais, seguindo os padrões descritos por Corlett (1995).

Na área entre estradas continuam a dominar os grupos ecológicos das secundárias iniciais, mas compartilhando o ambiente com as espécies clímax que ficaram presentes no banco de plântulas ou que tiveram oportunidade de rebrotar de raízes. O ambiente está sendo compartilhado por um conjunto de espécies, o que fica evidenciado pela soma de 65,36% das densidades relativas das dez principais espécies contra os 85,84% das espécies nas estradas. *Inga marginata* apresenta-se como principal espécie, com 3.525 ind./ha e com síndrome de dispersão zoocórica como a segunda posicionada *Matayba elaeagnoides*. *Inga marginata* tem alta capacidade de estabelecimento nas matas ciliares e de resistência a condições adversas como inundações (SALVADOR, 1986). Das dez principais espécies, quatro são zoocóricas e cinco anemocóricas, o que difere da área das estradas, onde das dez principais, sete são anemocóricas. Esta situação é diferente à reportada por Viera e Gandolfi (2006) e Morellato e Leitão Filho (1992) e poderia ser explicada tendo em conta os predadores de sementes que nas áreas de estradas são mais frequentes, dado que essas são mais facilmente visíveis e encontradas. Dentre as espécies zoocóricas *Inga marginata* é dispersada por mamíferos *Matayba elaeagnoides*, *Tabernaemontana catharinensis*, *Nectandra megapotamica* e *Ocotea puberula* por aves e podem ter sua fonte em áreas mais distantes. Já as anemocóricas como *Parapiptadenia rigida*, *Myrocarpus frondosus*, *Cordia americana* e *Balfourodendron riedelianum* apresentam sementes e frutos relativamente grandes o que não permite colonizar áreas não muito distantes da planta-mãe, o que pressupõe que as sementes provem de árvores remanescentes na área, reforçando a afirmação da importância dos remanescentes para a regeneração natural (RODRIGUES *et al.*, 2004; ARAUJO *et al.*, 2004, BERTONCINI e RODRIGUES, 2008, PINAZO *et al.*, 2009, HOLZ *et al.*, 2009) e que uma fonte limitada de sementes pode afetar seriamente a sucessão secundária (WIJDEVEN e KUZEE, 2000). Como salientam esses mesmos autores, o processo de sucessão secundária declina com o incremento da distância dos fragmentos remanescentes e a distância da fonte de propágulos influi diretamente na quantidade de sementes que chegam a área degradada.

Das árvores adultas das cinco espécies com maiores diâmetros, quatro são secundárias iniciais e uma secundária tardia. Os indivíduos com maiores diâmetros foram encontrados na área denominada de entre estradas, por ter sofrido menor compactação, comprovada pela velocidade média de infiltração de um litro da água no solo de 8 minutos. *Bastardiopsis densiflora* continua a apresentar o maior DAP, com 28,90 cm. O síndrome de dispersão das cinco espécies de maior DAP é anemocórica, com exceção *Nectandra megapotamica*, que tem síndrome zoocórica. *Bastardiopsis densiflora*, com 37,18% da densidade relativa das árvores adultas caracteriza a área, seguida de *Nectandra megapotamica*.

Nas bordas de estradas as secundárias iniciais dominam ainda o ambiente com 38,70% das densidades relativas, mas as secundárias tardias e as clímax atingem maior importância que nas duas situações anteriores. As pioneiras são as menos representadas, com 12,74% das densidades relativas. Os maiores diâmetros foram encontrados nesta condição e também é de *Bastardiopsis densiflora*, cujo maior valor é de 36,90 cm, seguida de *Cedrela fissilis*, *Peltophorum dubium*, *Ocotea puberula* e *Cecropia pachystachya*, espécies que foram beneficiadas pelas condições de sítio, menos compactadas com uma velocidade de infiltração de um litro de água em 4 minutos e 12 segundos e de elevado nível de captação de sementes. Tanto a heterogeneidade de pendentes como de oferta de microsítios para a germinação de semente e estabelecimento de plântulas de espécies anemocóricas, como as quatro que apresentam as maiores densidades relativas, *Myrocarpus frondosus*, *Parapiptadenia rigida*, *Cordia americana* e *Ruprechtia laxiflora*. *Myrocarpus frondosus*, com 3.043 ind./ha, com percentagem decrescentes da classe I até a classe III de tamanho. *Parapiptadenia rigida* tem as sementes dispersadas pelo vento e apresentam nas bordas de estrada 2.260 ind./ha e a maioria desses indivíduos estão na classe III de tamanho. *Cordia americana* com 2.000 ind./ha, tem frutos dispersado pelo vento e também apresenta a maior quantidade de indivíduos na classe III. *Ruprechtia laxiflora* com 1.782 ind./ha apresenta maior percentagem de indivíduos na classe II de tamanho.

As árvores adultas apresentam predomínio do grupo das secundárias iniciais, atingindo o 72,39 % das densidades relativas só nas seis primeiras espécies. As secundárias tardias já apresentam algum representante na área que compartilharão no futuro com as secundárias iniciais. Espécies clímax não estão presentes ainda em estágio adulto, mas já estão presentes na regeneração natural como *Myrocarpus frondosus* e *Ruprechtia laxiflora*. Como salienta Rodrigues *et al.* (2004), é importante estudar durante períodos de tempo longo para dar maior sustentação às conclusões que podem ser tiradas destes dados. Conforme Kennard (2002), as

florestas estacionais apresentam maior potencial para atingir o estado de floresta madura mais rapidamente que as florestas ombrófilas e, portanto, são consideradas mais resilientes.

Referente à riqueza as estradas não são diferentes das bordas e sim das áreas dentre estradas, como também as bordas são diferentes das áreas dentre estradas. É importante levar em consideração que as áreas dentre estradas conservam fragmentos de floresta, então uma percentagem dos indivíduos regenerantes são rebrotas das raízes dos mesmos e também por estar embaixo da chuva de sementes das árvores remanescentes. Já as áreas de estrada e bordas só dependem da chuva de sementes.

Na área de estudo, transcorridos 20 anos, a colonização está sendo comandada pelas secundárias iniciais e as secundárias tardias. As pioneiras têm inexpressiva participação e as clímax estão consolidando seu estabelecimento.

CONCLUSÕES

Transcorridos 20 anos do encerramento das atividades de construção da obra, o avanço da sucessão secundária apresenta um processo de sucessão secundária em estágio inicial de desenvolvimento. O histórico de uso da área, dado pelas atividades próprias da construção da barragem e que demorou cinco anos de processo, foi altamente impactante. A presença de remanescentes florestais na área tem permitido o ingresso permanente de propágulos e propiciou o estabelecimento da regeneração natural.

A maior riqueza e diversidade de espécies foi registrada entre estradas, depois a área na borda de estradas e por último a área de estradas, pelo que a hipótese de trabalho é aceita.

O grupo ecológico das espécies secundárias iniciais predomina nas três áreas estudadas quando considerada a regeneração natural. As secundárias tardias seguem as iniciais nas áreas de borda de estradas e nas estradas. As espécies clímax posicionam-se no segundo lugar, logo depois das secundárias iniciais nas áreas entre estradas, dado a presença de floresta remanescente nesta área.

As árvores adultas de maiores diâmetros foram registradas na borda de estradas e as espécies eram *Bastardiopsis densiflora*, logo *Cedrela fissilis*, *Peltophorum dubium*, *Ocotea puberula* e *Cecropia pachystachya*. Seguem *Bastardiopsis densiflora*, *Parapiptadenia rigida*, *Nectandra megapotamica* e *Cedrela fissilis* nas áreas entre estradas.

A área de estradas é a que apresenta a menor densidade de árvores e os menores diâmetros com um máximo atingido por *Bastardiopsis densiflora*, seguida de *Bauhinia forficata*, *Cecropia pachystachya*, *Parapiptadenia rigida* e *Cedrela fissilis*. Recomenda-se ampliar a área de estudo com outros locais da área de impacto da barragem para dar maior suporte aos resultados alcançados neste trabalho.

CAPITULO 5

ANÁLISE COMPARATIVA DA RIQUEZA E DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS DOS PARQUES PROVINCIAIS ARAUCÁRIA E CRUCE CABALLERO EM MISIONES, ARGENTINA

RESUMO

O presente capítulo objetiva descrever e comparar a riqueza e diversidade da vegetação arbórea de indivíduos adultos nos Parques Provinciais Araucária e Cruce Caballero, como também comparar a riqueza e diversidade da regeneração natural em duas áreas do Parque Araucaria com diferentes estádios de evolução a partir de distúrbios por fogo. Usaram-se estimadores não-paramétricos de riqueza ICE (incidence coverage estimator), CHAO 2 e JACKKNIFE 2. As comparações de riqueza de espécies foram realizadas com o procedimento JACKKNIFE 1°. As comparações de diversidade entre as florestas dos Parques Araucária e Cruce Caballero e entre a regeneração de duas áreas do Parque Araucária foram feitas com a curva de acumulação do índice de diversidade de Shannon. O Parque Cruce Caballero apresenta maiores valores de riqueza segundo todos os estimadores dado que é uma floresta madura e sem histórico de distúrbios antrópicos recentes. O índice de diversidade de Shannon também é maior em Cruce Caballero com $H' = 3,69$ e o Parque Araucária apresenta o valor $H' = 2,89$. Ao comparar três tamanhos de amostra entre as duas áreas, evidencia-se diferenças significativas pelo procedimento JACKKNIFE 1°, que é maior com o máximo tamanho amostral (50 parcelas). O número de indivíduos por hectare é similar no Parque Araucária com 10 anos de sucessão, frente ao Parque Cruce constituído de floresta madura. O estimador ICE tende à estabilização no Parque Araucária na parcela 45 como também o faz o estimador CHAO 2. No Parque Cruce Caballero nenhum estimador tende a estabilização com 50 parcelas. Referente à comparação da regeneração natural nos incêndios de 1999 e 2007 não foi registrado diferenças na riqueza de espécies como também do número de indivíduos por hectare. Os estimadores não-paramétricos mostraram no ano 2007 uma tendência à estabilização do ICE. Já no ano 1999 não se registrou estabilização dada a maior porcentagem de espécies raras. Conclui-se que os estimadores não-paramétricos são uma boa ferramenta para a comparação de comunidades com similar tamanho de amostra.

Palavras-chave: Estimadores não-paramétricos, diversidade, riqueza

INTRODUÇÃO

A biodiversidade está relacionada ao desenvolvimento sustentável através de uma série de usos diretos e indiretos, os quais incluem exploração, recursos genéticos, produtos agrícolas, produtos medicinais, turismo etc. Segundo Lovejoy (1995), o desenvolvimento sustentável está longe de ser definido e mais longe ainda de ser aplicado na atualidade. Existe sim, um conhecimento e consenso de que esse tipo de desenvolvimento auxilia na manutenção dos sistemas ecológicos e a base dos recursos naturais para o futuro.

Segundo Prance (1995), a região Neotropical é muito mais diversa em espécies de plantas que o Paleotrópico, porém, não mais diversa em nível de famílias botânicas. Então, é mais indicado trabalhar em nível de espécies de plantas para estudos comparativos e para os planos de conservação na região. O mesmo autor salienta que no Neotrópico existe um nível alto de endemismos e especializações de habitat de espécies vegetais. Na atualidade, são reconhecidas três formas de quantificação da biodiversidade: através da determinação do número de espécies presentes (riqueza propriamente dita); pela descrição da distribuição das abundâncias das espécies; e, usando índices de abundância proporcional de espécies, o que incluem índices de diversidade (MAGURRAN, 2004).

A riqueza de espécies é uma das mais usadas, e uma das formas de estimá-la é através da curva espécie-área (ou curva de acumulação de espécies), onde o número de espécies observadas é uma função do esforço amostral (MAGURRAN, 2004). Esse esforço amostral pode ser dado em número de parcelas ou em número de indivíduos.

O uso da curva do coletor, como também é denominada-se, na definição do tamanho ótimo de amostra ou para determinação de suficiência amostral, apresenta uma série de limitações (SCHILLING e BATISTA, 2008). A primeira delas está relacionada à arbitrariedade da ordem de entrada das unidades amostrais na construção da curva (COLWELL e CODDINGTON, 1995), possibilitando gerar uma curva diferente para cada ordenação. Coleman *et al.* (1982) propuseram uma forma apropriada de construção da curva mediante a geração aleatória de inúmeras curvas com a mesma série de dados e, então, obter a curva média com seus intervalos de confiança (curva de rarefação por amostras). Ainda, com o uso da curva média, é pouco provável encontrar um patamar que indique a suficiência de amostragem, ainda considerando grandes superfícies na amostra (SCHILLING, 2007; SCHILLING e BATISTA, 2008). Alguns autores sustentam que um patamar de suficiência de amostragem nos trópicos pode ser encontrado entre 1 e 3 hectares (GENTRY, 1988). Condit *et al.* (1996), trabalhando com amostragem de 50 ha em florestas tropicais, não encontraram patamar na curva. A

presença de grande porcentagem de espécies raras nas regiões tropicais e subtropicais, que são as que permanentemente estão ingressando na amostra, impede que o patamar de suficiência de amostragem seja atingido, sendo considerada como uma das grandes causas da ineficiência do uso dessa curva. As curvas usuais de acumulação de espécies apresentam maior curvatura que suas respectivas curvas médias, o que evidencia a falta de aleatoriedade na ocorrência das espécies. A agregação de espécies é uma característica intrínseca das florestas tropicais, o que contraria a premissa de completa aleatoriedade necessária para a utilização da curva média de acumulação para a determinação eficaz da suficiência amostral. A curva de acumulação pode ser utilizada efetivamente na distinção de padrões para comparar diferentes formações numa dada área ou em áreas distantes de uma mesma formação florestal (SONEGO *et al.* (2007). Segundo Gotelli e Colwell (2001), no geral, é preferível construir curvas baseadas em amostras, ao invés de indivíduos, para que sejam considerados os níveis naturais de heterogeneidade da área, especialmente quando existe a tendência à distribuição espacial agrupada.

Segundo Magurran (2004), estimadores de riqueza podem ser expressados de duas formas a partir do número de espécies presentes em determinado número de indivíduos ou a partir do número de espécies numa determinada área (densidade de espécies). Gotelli e Colwell (2001) as denominaram protocolos de amostragem baseados em indivíduos ou em amostras. De acordo com Magurran (2004), os diversos métodos para estimar a riqueza de espécies são geralmente agrupados em três categorias: métodos baseados na extrapolação da relação espécie-área; métodos paramétricos baseados no ajuste de funções que descrevem a distribuição da abundância das espécies; e estimadores não-paramétricos que podem ser baseados em dados de presença ausência ou de abundâncias relativas. Conforme Longino *et al.* (2002), os métodos não-paramétricos são promissores na estimativa da riqueza de espécies e já foram avaliados em vários trabalhos com dados de fauna e vegetação (CHAZDON *et al.*, 1998; COLWELL e CODDINGTON, 1994; WALTHER e MORAND, 1997; BENÍTEZ-MALVIDO e MARTÍNEZ-RAMOS, 2003; ALVES e METZGER, 2006, SMIDT *et al.*, 2007; SONEGO *et al.*, 2007, BARBOSA *et al.*, 2002; CANNING-CLODE *et al.*, 2008).

Os estimadores não-paramétricos, segundo Chazdon *et al.* (1998), consideram no cálculo às espécies pouco freqüentes ou raras e diferem entre eles pela forma como estas espécies são dispostas nas fórmulas. Assim, o estimador desenvolvido por Chao (1984), nomeado CHAO 1, é baseado no número de ocorrências únicas (singletons ou espécies representadas por um indivíduo só) e doubletons (espécies representadas por 2 indivíduos). Outro estimador desenvolvido por Chao (1987), nomeado CHAO 2, é baseado em espécies

uniques (espécies encontradas em uma parcela só) e em duplicatas (espécies achadas apenas em 2 parcelas).

O estimador denominado JACKKNIFE de primeira ordem (JACKKNIFE 1) foi criado por Burnham e Overton (1978, 1979) e Heltshe e Forrester (1983), e também é baseado no número de uniques, mas inclui também o número de parcelas amostradas. O estimador Jackknife 2 é similar a CHAO 2, e é baseado no número de uniques e duplicatas e o número de parcelas amostradas.

Chao e colegas, trabalhando nos estimadores e com o intuito de resolver o problema da sobrestimativa da riqueza causada por espécies muito abundantes ou as muito raras, desenvolveram dois estimadores novos. Um deles com dados de abundância (número de indivíduos) e o outro com dados de incidência (número de amostras). O primeiro, denominado de ACE (abundance coverage estimator), é baseado naquelas espécies que estão em ≤ 10 indivíduos na amostra. O estimador ICE (Incidence coverage estimator) é baseado em espécies presentes em ≤ 10 unidades amostrais.

Numerosos estudos têm testado a precisão destes estimadores, Colwell e Coddington (1995) afirmam que CHAO 2 e JACKKNIFE 2 fornecem predições exatas da riqueza de espécies a partir de pequeno tamanho amostral. Silva e Coddington (1996) observaram que CHAO 1 e CHAO 2 provem maior exatidão que os estimadores JACKKNIFE. Segundo Magurran (2004) os estimadores de riqueza de espécies, dada sua relativa simplicidade e eficiência apresentam grandes oportunidades para o futuro. Chazdon *et al.* (1998) afirmam, a partir de testes feitos em florestas da Costa Rica, que os melhores estimadores de riqueza para a regeneração de árvores tropicais são ICE, JACKKNIFE 2 e CHAO 2. Benítez-Malvido e Martínez-Ramos (2003) testaram esses mesmos estimadores na floresta amazônica, Alves e Metzger (2006) aplicaram o estimador ICE nas florestas de São Paulo, além de testarem a distribuição do índice de Shannon (H') na comparação de áreas de florestas secundárias.

Argentina é um país com alta diversidade de plantas vasculares somando 9690 espécies, sendo 1906 endêmicas do país (ZULOAGA e MORRONE, 1999), dado seu gradiente latitudinal e a grande heterogeneidade ambiental. Em nível de famílias vegetais arbóreas, Gartland e Bohren (2008) indicam que 76,1% estão localizadas na província de Misiones, com 54% das espécies do país. Diversidade arbórea pouco menor é encontrada ao pé dos Andes, no nordeste de Argentina.

A perda de superfícies florestais do país é alta e com tendência a incrementar, conforme Holz e Placci (2005). Os estudos de riqueza, nesse contexto, são muito importantes, visando futuros trabalhos de conservação e restauração. Em Misiones são escassos os estudos sobre

riqueza de espécies e estão concentrados em áreas pontuais, como salientado por Gartland e Bohren (2008). Assim, López Cristobal *et al.* (1996), Ríos *et al.* (1999), Eibl *et al.* (1999), Gauto e Figueiredo Filho. (1999), Tressens e Keller (2008); Fontana (1998); Eskuche (1986); Ragonese e Castiglione (1946); Placci e Giorgis (1993), Ríos (2006); Martinez-Crovetto (1963), dentre outros, são alguns trabalhos sobre listas florísticas e estudos fitossociológicos ou fitogeográficos na província.

Estudos sobre riqueza de espécies na regeneração de arbóreas são ainda mais escassos. Pode-se mencionar Gotz (1987); Mariot (1987); Eibl *et al.* (1996); Woodward (1995); Montagnini *et al.* (1998); Eibl *et al.* (1993); Ríos *et al.* (1999), Campanello (2004); Bulfe *et al.* (2003) e, especificamente na regeneração da *Araucaria angustifolia*, (RÍOS, 2006).

A província de Misiones ainda conserva grandes fragmentos de floresta, o que por um lado reconforta e, por outro, preocupa o fato saber que estão sendo rapidamente eliminados e que avaliações florísticas detalhadas no curto prazo são impraticáveis.

Quando o interesse pelo estudo da floresta vai além do valor comercial atual das espécies, geralmente são encontradas espécies com baixas densidades, que por não ter valor comercial não eram registradas nos inventários convencionais e que podem ser catalogadas como raras. Segundo Kageyama e Gandara (2000), uma espécie é rara quando tem um só indivíduo por hectare, mas na Argentina ainda não foi convenientemente discutido o termo, assim a definição é ambígua ou está relacionada especificamente com o status de conservação das espécies. Gartland e Bohren (2008) qualificaram a 2/3 das espécies de Misiones como sendo raras ou muito raras sem fazer menção ao número de indivíduos por hectare ou outra relação ao nível de raridade.

Rabinowitz *et al.* (1986) identificaram sete padrões de raridade de espécies a partir de combinações de três variáveis: extensão da distribuição geográfica, especificidade de habitat e tamanho populacional. Segundo Maina e Howe (2000), na maioria das comunidades, a maior parte das espécies é pouco frequente ou rara, o que esses autores denominaram de raridade inerente. Apontam que é possível atenuar os efeitos da raridade inerente com o aumento da conectividade entre fragmentos, e pela intervenção ou manejo das espécies para favorecer o recrutamento das espécies raras.

Alguns autores afirmam que o passo anterior à extinção de uma espécie é ela se converter em rara no seu ambiente, o que geralmente acontece em fragmentos florestais de reduzido tamanho (BENÍTEZ-MALVIDO e MARTÍNEZ-RAMOS, 2003). As espécies são suscetíveis à extinção por diferentes causas, e estudando algumas espécies de primatas, sendo uns dos melhores grupos conhecidos até atualidade, não encontrou causas e consequências da

raridade e da extinção no grupo. Indicando que a raridade não responde a causas únicas, como salientado também por Edwards e Westoby (2000).

Nas florestas tropicais e subtropicais são freqüentes as espécies arbóreas com poucos indivíduos por hectare. Assim, Ríos (2006) registrou 31 espécies raras (38,27%) sem discriminar por grupo ecológico e só no compartimento Latossolo Vermelho. Thorington *et al.* (1990) encontrou 44,36% das árvores com um indivíduo por hectare numa floresta do Panamá. Leight (1990) tenta uma explicação para a diversidade de árvores nos trópicos e considera que a raridade é uma boa defesa contra os predadores de sementes.

Conforme Ríos e Galvão (2006), uma espécie pode ser rara num local determinado e comum em um outro, como na floresta de Misiones *Sideroxylon obtusifolium* (Sapotaceae) e *Schaefferia argentinensis* (Celastraceae) são espécies raras na província, mas na região do Chaco são muito comuns e frequentes.

O estado sucessional de uma determinada área florestal também pode influenciar na presença marcante de espécies raras. Assim, na floresta madura as espécies pioneiras ou secundárias iniciais podem ser raras, e numa área de início de sucessão as espécies de floresta madura são raras. A natureza de mosaicos formados por áreas de diferentes idades ou etapas sucessionais induzem às florestas a ter alta percentagem de espécies raras.

O presente trabalho tem como objetivos comparar a riqueza de espécies de indivíduos adultos de duas áreas com diferente estágio sucessional e comparar a riqueza de espécies da regeneração natural de duas áreas dentro do Parque Araucária com históricos diferentes de perturbação. As comparações serão feitas aplicando estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies, por serem de alto rendimento na avaliação de florestas. A primeira hipótese testada é que a riqueza e diversidade de espécies arbóreas adultas do Parque Cruce Caballero é maior que a do Parque Araucária. A segunda hipótese é que dois anos não é tempo suficiente para que a regeneração natural atinja similar riqueza e diversidade de espécies de uma floresta secundária de 10 anos após distúrbio.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Os dados utilizados nesse trabalho são provenientes de duas unidades de conservação da província de Misiones, Argentina, ambas com floresta com araucária. Uma delas o Parque Araucária localizado na cidade de San Pedro e a outra o Parque Cruce Caballero distante 22 km da primeira (Figura 1). O Parque Araucária tem 92 ha e localiza-se em 26°38'S e 54° 06'W. O clima da área é subtropical quente e úmido, sem estação seca, do tipo Cfb, de acordo a classificação do Köppen. Segundo Rau (2005), a média anual de precipitação em San Pedro é de 2360 mm. A média anual de temperatura é de 19 °C. O mês mais frio é julho e o mais quente é usualmente janeiro ou fevereiro. A área tem relativamente poucas variações em temperaturas de verão e inverno. Segundo Bertolini (2000), a topografia do parque é ondulada, com a maior altitude ao norte, com 570 m.s.n.m., e a mínima ao oeste, com 525 m.s.n.m.

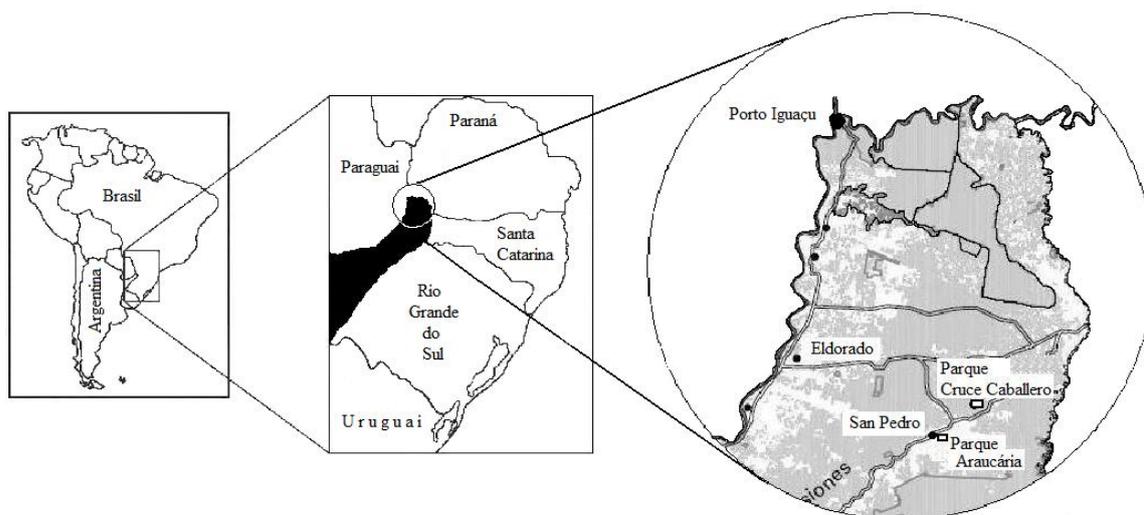


FIGURA 1: Localização geográfica do Parque Provincial Araucária, San Pedro Misiones, Argentina.

O Parque Cruce Caballero localiza-se aos 26° 31'S e 53°59'W, no departamento San Pedro distante 22 km da cidade de San Pedro. A sua superfície é de 522 ha e protege uns dos últimos e mais importantes remanescentes de floresta com araucária de Argentina.

A geologia das áreas está sobre o planalto de Misiones, que é parte da Serra Geral formada pelo derrame de lavas basálticas no Mesozóico. A espessura máxima desta litologia, sobre o arenito Botucatu adjacente, tem 1100 metros na província de Misiones.

O solo das áreas é tipo Latossolo Vermelho, segundo a classificação de EMBRAPA (1999), e caracteriza-se por ser argiloso, profundo, muito evoluído, permeável e ácido.

A vegetação natural da região é classificada como Floresta Semidecidual, Mista de araucária e, segundo Cabrera e Willink (1980), está incluída na província fitogeográfica paranaense, distrito do pinho. Segundo a classificação de Veloso *et al.* (1991), ambos os parques teriam uma vegetação de transição entre a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrofila Mista.

No caso do Parque Araucária, a área já foi habitada por moradores locais até 1989, data de criação da unidade de conservação. A área sofreu exploração de madeira na maior parte de sua superfície, o cultivo de subsistência e a criação de gado. O Parque Cruce Caballero é considerado como um reduto quase original da floresta com araucária na Argentina e não se tem registros de exploração madeireira nem de áreas de roçado a fogo. Os dados nesta área foram tomados em 2005 e serão considerados só os do compartimento Latossolo Vermelho para sua comparação com os do Parque Araucária, que pertence na íntegra a esse tipo de solo.

Amostragem

No Parque Araucária foram instaladas 50 parcelas de maneira sistemática sobre a área atingida por um incêndio superficial em 1999. As parcelas são de 10 x 20 m para árvores de $DAP \geq 4,8$ cm e de 1 x 20 m para a regeneração, sendo considerados todos os indivíduos de $DAP < 4,8$ cm. Na área do incêndio superficial de 2007, distante 200 m da anterior, foram instaladas 33 parcelas de regeneração.

No Parque Cruce Caballero foram instaladas 54 parcelas de 10 x 20 m só para árvores adultas de $DAP \geq 4,8$ cm, também de maneira sistemática sobre o terreno.

Curvas de rarefação

Foram construídas as curvas médias de acumulação (rarefação) geradas pela simulação de 100 aleatorizações do ingresso dos dados com seus intervalos de confiança de 95% de probabilidade. Foram usados os programas StimatS (COLWELL, 2005) e Statistica.

Estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies

A riqueza de espécies foi estimada mediante o uso de estimadores não-paramétricos como CHAO 2, JACKKNIFE 2 e ICE, segundo sugerido por Chazdom *et al.* (1998), com o uso do aplicativo computacional EstimateS 7.5 (Colwell, 2005), que estimam quantas espécies de árvores seria possível achar na área de estudo se todos os indivíduos fossem registrados. Cada estimador tem seus próprios pressupostos e vies, mas, a principal diferença entre eles, é como as espécies raras são consideradas. Espécies *uniques* são aquelas que aparecem apenas

em uma parcela; e *duplicatas* as que aparecem só em duas parcelas. Estes estimadores foram escolhidos dentre os numerosos existentes seguindo as recomendações de Colwell e Coddington (1995). JACKKNIFE 2, é um dos estimadores menos influenciados pelo tamanho amostral, e CHAO 2, é um estimador pouco influenciado pelo grau de agregação espacial das espécies nas amostras, e de Chazdon *et al.* (1998) para ICE, como um estimador com desempenho superior aos propostos até agora.

As fórmulas foram:

Estimador CHAO 2:

$$S_{\text{Chao 2}} = S_{\text{obs}} + \frac{Q_1^2}{2 Q_2}$$

Em que:

S_{obs} = riqueza de espécies observada na amostra;

Q_1 = número de espécies que ocorrem apenas em uma parcela (espécies únicas ou *uniques*);

Q_2 = número de espécies que ocorrem em duas parcelas (*duplicatas*).

Estimador Jackknife 2:

$$S_{\text{Jackknife 2}} = S_{\text{obs}} + \left[\frac{Q_1 (2m-3)}{m} - \frac{Q_2 (m-2)^2}{m (m-1)} \right]$$

Em que:

S_{obs} = riqueza de espécies observada na amostra;

Q_1 = número de espécies encontradas apenas em uma parcela (*uniques*);

Q_2 = número de espécies encontradas em duas parcelas (*duplicatas*).

m = número de unidades amostrais.

Estimador ICE:

$$S_{\text{ICE}} = S_{\text{freq}} + \frac{S_{\text{infr}}}{C_{\text{ICE}}} + \frac{Q_1}{C_{\text{ICE}}} \gamma_{\text{ICE}}^2$$

Em que:

S_{freq} = número de espécies comuns (encontradas em > 10 parcelas);

S_{infr} = número de espécies infrequentes (encontradas em ≤ 10 parcelas);

Q_1 = número de espécies únicas;

$C_{\text{ICE}} = 1 - Q_1 / N_{\text{infr}}$;

$N_{\text{infr.}}$: número de indivíduos infreqüentes

$$V_{ICE}^2 = \max \left\{ \frac{S_{\text{infr}}}{C_{ICE}} \frac{m_{\text{infr}}}{m_{\text{infr}} - 1} \frac{\sum_{t=1}^{t^0} t(t-1)q_t}{(N_{\text{infr}})^2} - 1,0 \right\}$$

Comparações entre áreas

As comparações de riqueza de espécies foram avaliadas como o procedimento JACKKNIFE 1 ou de primeira ordem como proposto por Heltshe e Forrester (1983) e Colwell e Coddington (1995) e usado por Marco e Paglia (2009) e Marco e Resende (2004) e para Karr *et al.* (1990) para comparar a riqueza de espécies de aves neotropicais. As comparações de diversidade entre as florestas dos Parques Araucária e Cruce Caballero e entre a regeneração de duas áreas no Parque Araucária foram feitas com a curva de distribuição do índice de diversidade de Shannon como usado por Alves e Metzger (2006) e pelo teste “t” de Hutchenson de acordo com Magurran (1988).

RESULTADOS

No Parque Araucária foram registradas 45 espécies arbóreas e no Parque Cruce Caballero 76. Na figura 2 encontram-se as curvas médias de suficiência de espécies do Parque Araucária, uma floresta secundária, e do Parque Cruce Caballero, uma floresta com características de madura, que foi usada para comparação.

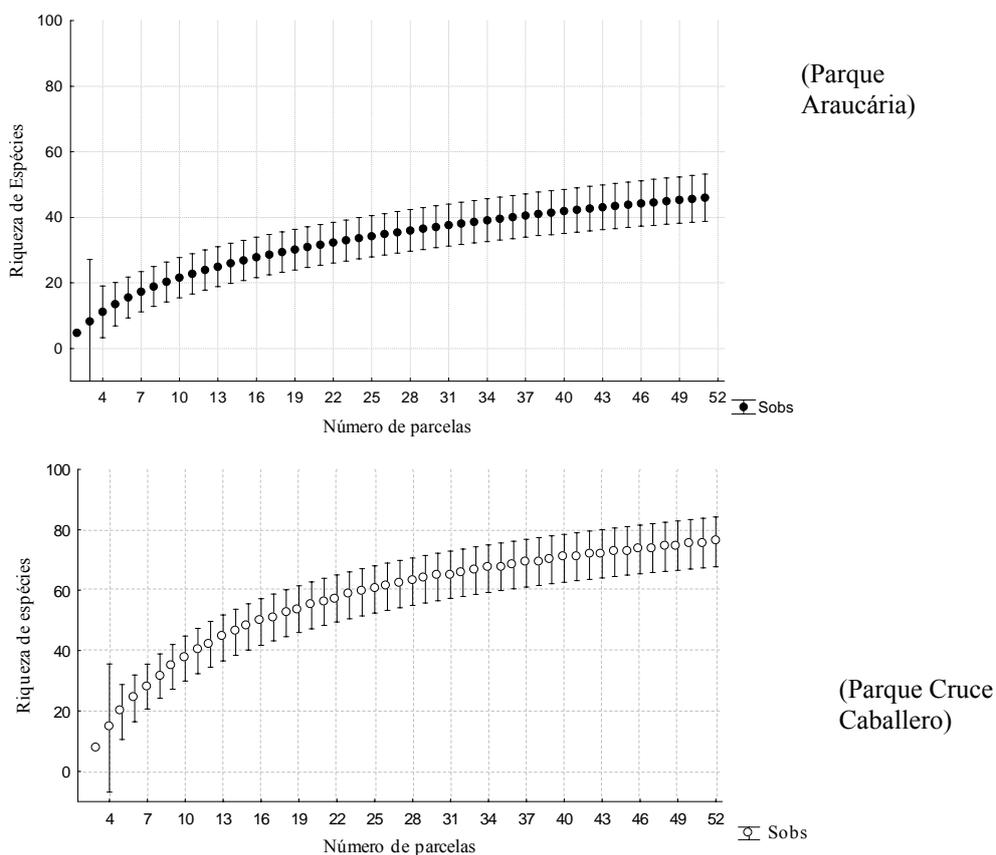


FIGURA 2: Curva (média \pm IC) de suficiência amostral nos Parques Araucária e Parque Cruce Caballero.

A floresta primária apresenta maior riqueza de espécies e erro de amostragem similar ao da floresta secundária. Na Figura 3 encontram-se os valores médios e desvio padrão das duas áreas mediante comparação, onde se verifica como a riqueza observada e a estimada são maiores na floresta do Parque Cruce Caballero. Na Figuras 4 encontram-se os gráficos onde se pode observar o comportamento dos estimadores de riqueza com seus intervalos de confiança nas duas áreas comparadas.

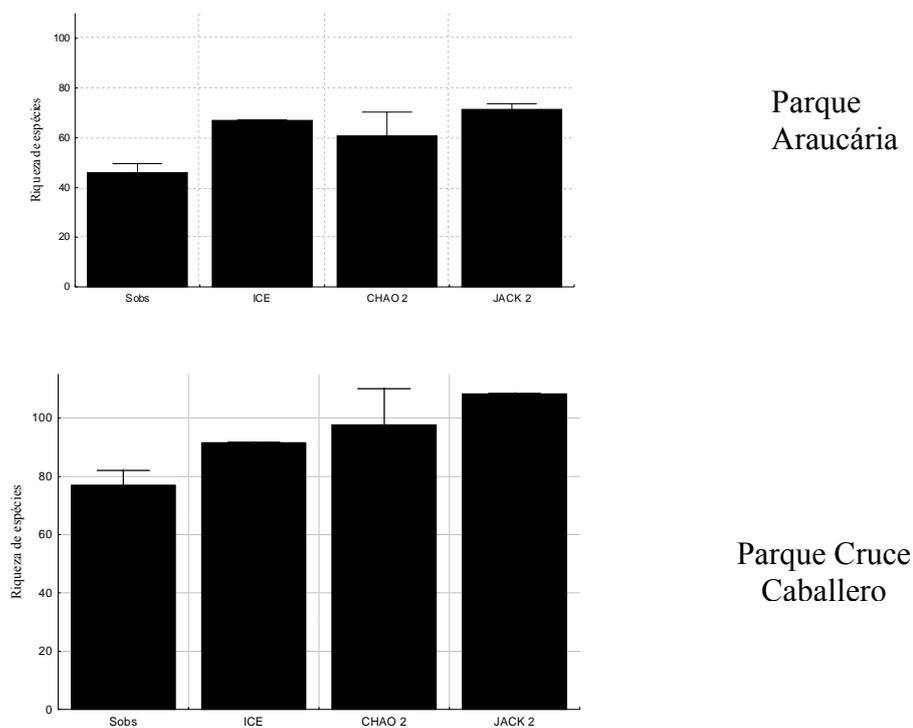
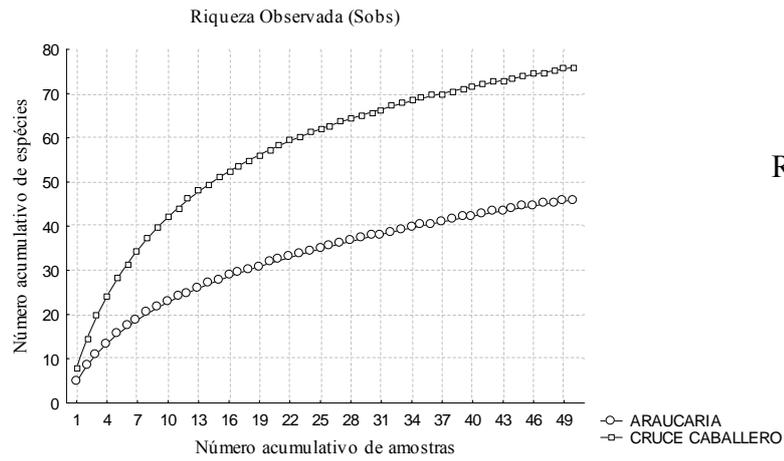
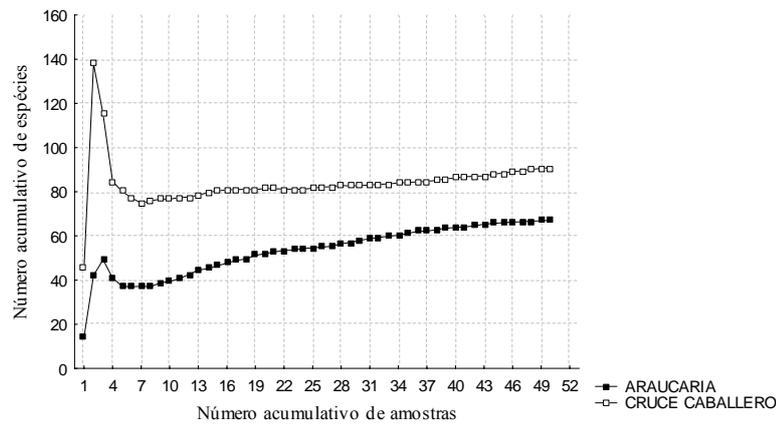


FIGURA 3: Comparação dos estimadores de riqueza (média \pm 1 DP) para árvores adultas nos parques Araucária e Cruce Caballero.

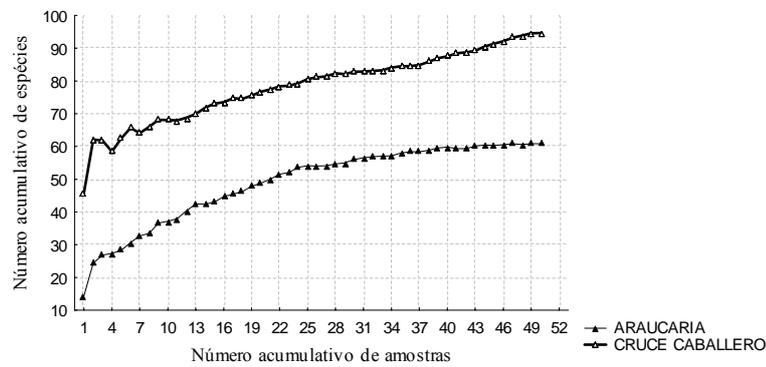
Observa-se, pela figura 4, os estimadores não-paramétricos no Parque Araucária e, no geral, a riqueza observada (Sobs), ICE e JACKKNIFE 2 apresentam estabilização da curva de acumulação de espécies segundo o critério de suficiência proposto por Cain (1938) e citado por Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974). Esse gráfico também apresenta os estimadores da floresta de Cruce Caballero, tem-se curvas crescentes em Sobs, CHAO 2 e JACKKNIFE 2. ICE manteve-se constante a partir da parcela 15, com leve aumento a partir da amostra 40. Na Figura 4 é possível visualizar o comportamento dos três estimadores comparando com a riqueza observada (Sobs) nas duas áreas. Então, observa-se que CHAO 2 atinge a estabilidade a partir da parcela 39, o ICE a estabilidade a partir da parcela 45 e JACKKNIFE 2 a partir da parcela 47 no Parque Araucária. Em resumo, o esforço amostral é suficiente para as duas florestas comparadas com um hectare amostrado.



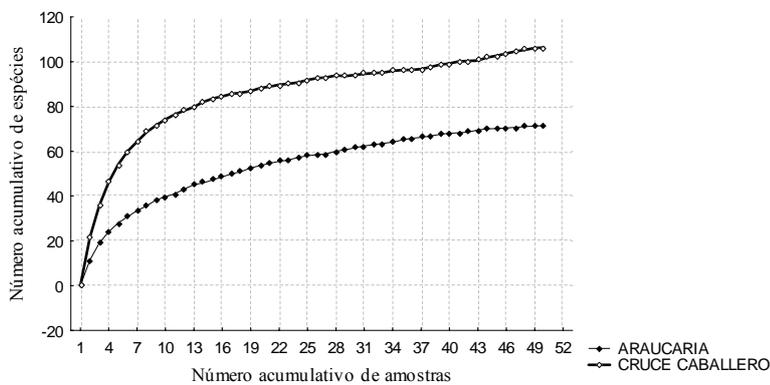
Riqueza observada
(S_{obs})



ICE



CHAO 2



JACKKNIFE 2

FIGURA 4: Estimadores não-paramétricos em número crescente de amostras.

Quando se compara a riqueza das duas florestas mediante o procedimento JACKKNIFE 1 (Figura 5), observa-se que o comportamento dos valores do estimador JACKKNIFE 1 permite afirmar que as áreas têm diferenças estatisticamente significativas em relação à riqueza de espécies.

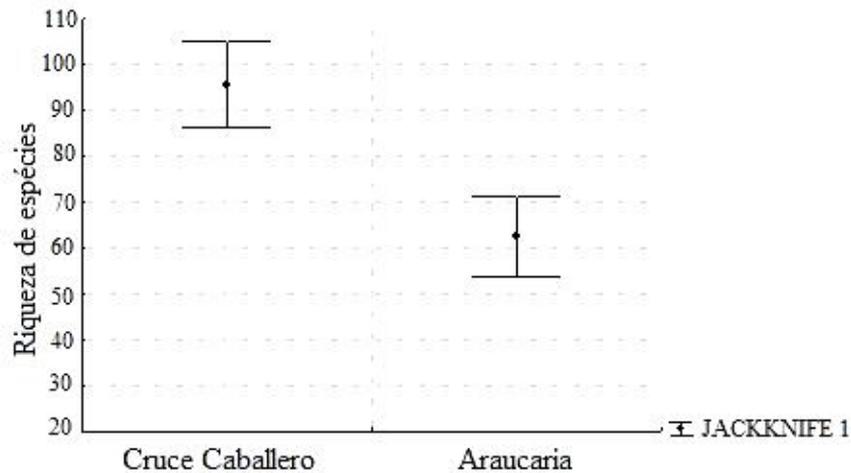


FIGURA 5: Comparações das áreas de estudo Parque Araucária e Parque Cruce Caballero pelo procedimento JACKKNIFE 1.

Ao comparar as distribuições da diversidade dada pelo índice de Shannon (Figura 6), tem-se que a curvatura da diversidade é muito maior no início, com poucas amostras, e vai atenuando com o aumento das amostras. Isso ocorre porque o índice de Shannon depende da riqueza de espécies e da densidade delas, então com o máximo número de amostras a densidade influi em menor grau com o ingresso de uma nova espécie. Assim, na floresta secundária tem-se menor riqueza de espécies e são poucas as que contem as maiores densidades. Já na floresta primária, além de ter menores intervalos de confiança, o valor final que atinge o índice de Shannon é maior que na floresta secundária.

Verifica-se que no Parque Araucária o índice de Shannon atinge quase a estabilidade na amostra número 28 e no caso do Parque Cruce Caballero o mesmo índice dá indícios de estabilidade na parcela 40 em diante. Fazendo a comparação pelo teste de “t” de Hutchenson foi registrada diferenças significativas com $p < 0,05$. Na figura 7 aprecia-se a comparação do Índice de Shannon para as duas áreas mediante o uso do procedimento proposto por Magurran (1988).

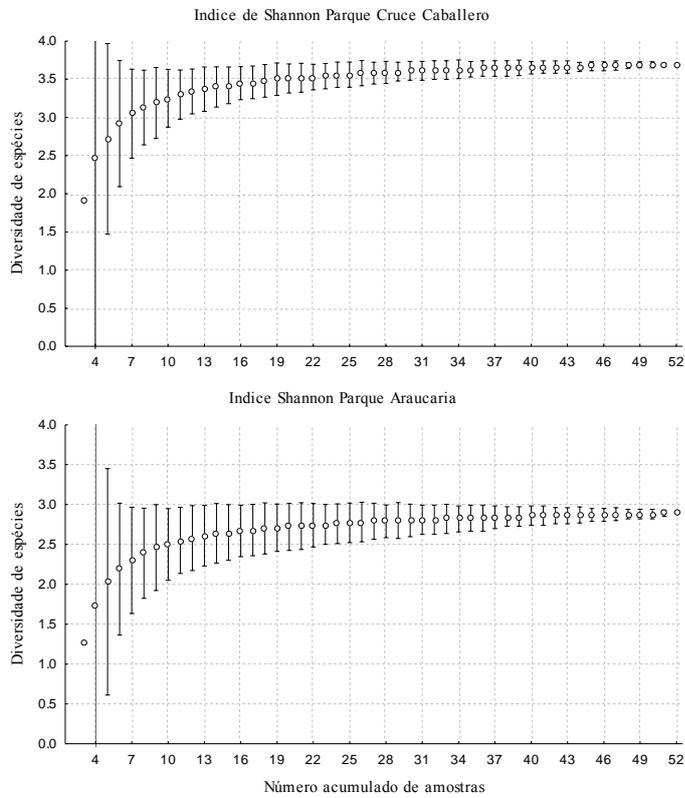


FIGURA 6: Curvas de diversidade de espécies (H') nos Parque Araucária e Cruce Caballero.

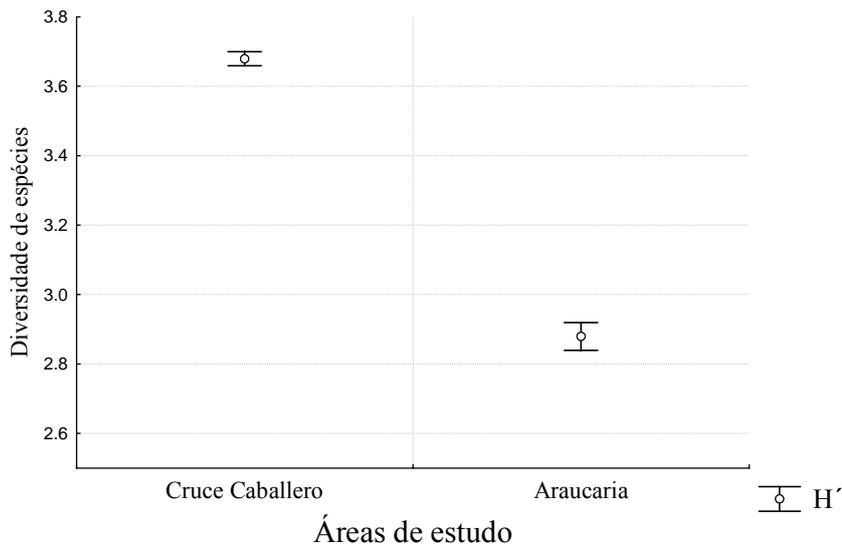


FIGURA 7: Comparação da diversidade das áreas de estudo Parque Araucária e Parque Cruce Caballero segundo o procedimento de Magurran (1988).

Regeneração natural

Comparando a regeneração das duas áreas queimadas no Parque Araucária tem-se que o incêndio de 2007 atinge em 28 meses similar riqueza observada de espécies (Sobs) quando comparada a regeneração da floresta cujo último incêndio ocorreu há 10 anos (em 1999) (Figura 8). Os estimadores de riqueza não superestimam tanto os valores no incêndio de 1999 como no incêndio de 2007. Assim, tem-se que JACKKNIFE 2, em 2007, atinge 64 espécies em média, já no incêndio de 1999, esse mesmo estimador atinge 60. Os desvios padrão no incêndio 1999 são maiores devido à presença de espécies raras como reportado por Chazdon *et al.* (1998) e Colwell e Coddington (1995). Na Figura 9 tem-se o comportamento dos estimadores não-paramétricos. A curva da riqueza estimada (Sobs) e JACKKNIFE 2 não atingem estabilidade. Já ICE e CHAO 2 apresentam indícios de estabilidade a partir da parcela 29. Na área do incêndio 1999, Sobs e JACKKNIFE 2 não atingem estabilidade com 33 parcelas no total avaliadas. Já o ICE e CHAO 2 apresentam forte tendência à estabilização. ICE especialmente a partir da parcela 10 apresenta poucas variações. No caso de CHAO 2, varia a partir da parcela 20, mas de forma menos marcada que o ICE.

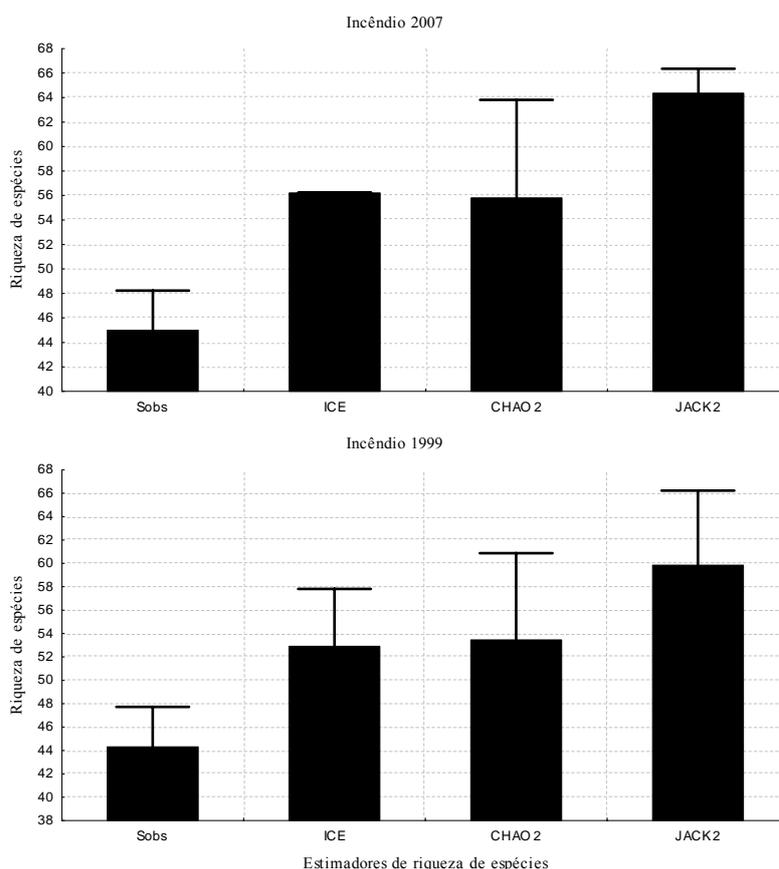


FIGURA 8: Comparação dos estimadores de riqueza (média \pm DP) da regeneração natural no parque Araucária; incêndio 2007 e incêndio 1999.

Na figura 9 verificam-se em primeiro lugar, como na floresta queimada em 2007, que os estimadores ICE, CHAO 2 e JACKKNIFE 2 atingem estabilidade. A riqueza observada

(Sobs) apresenta tendência à estabilização. Também na Figura 9, na floresta incendiada em 1999, todos os estimadores estabilizam, o que estaria indicando que com 11 ou 15 parcelas pode se prever o número de espécies esperada na área.

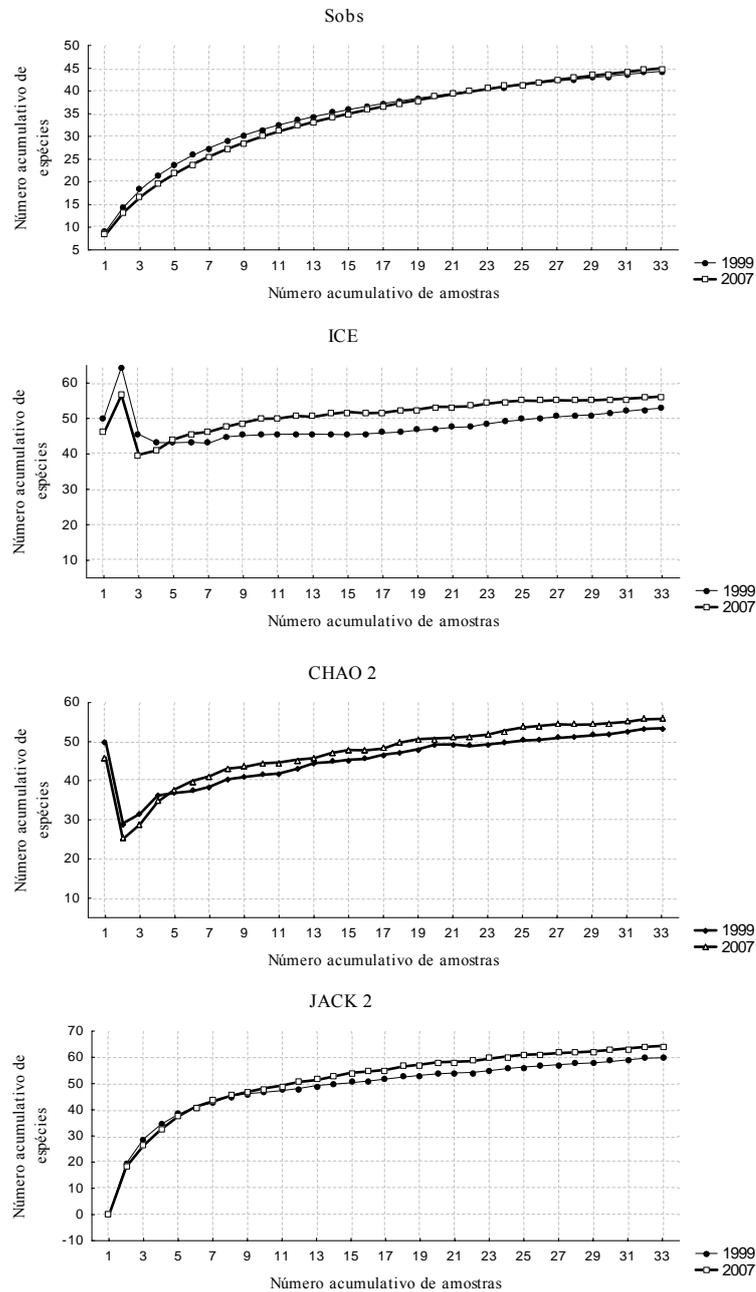


FIGURA 9: Estimadores não-paramétricos em número crescente de amostras no Parque Araucária nas áreas de estudo no incêndio 2007 e incêndio 1999.

Na figura 10, fazendo a comparação das duas situações verifica-se que não existe diferença significativa entre elas, dados pelo procedimento JACKKNIFE 1 (HELTSCHE e FORRESTER, 1983). Pode-se afirmar que a regeneração da floresta secundária de 2007 atingiu a riqueza da regeneração da de 10 anos após incêndio.

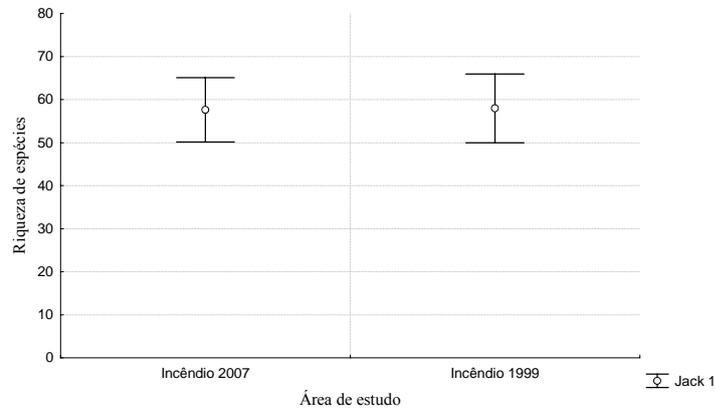


FIGURA 10: Comparações das áreas de estudo Incêndio 2007 e Incêndio 1999 pelo procedimento JACKKNIFE 1.

Comparando a distribuição do índice de Shannon, nas duas áreas tem-se que no incêndio 1999 atingiu o valor de $H' = 2,59$ e no incêndio 2007 atingiu $H' = 2,49$ e comparando a diversidade mediante o teste “t” de Hutchenson registrou-se que não existe diferença significativa para $p < 0,05$ nas áreas estudadas.

DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que as florestas comparadas nos parques Araucária e Cruce Caballero são bem diferentes quanto à riqueza de espécies. Porém a floresta secundária do Parque Araucária já atingiu algumas características da floresta primária do Parque Cruce Caballero, como o número de indivíduos em um hectare, por exemplo.

O comportamento dos estimadores de riqueza nas áreas estudadas é similar ao encontrado por Chazdon *et al.* (1998), estudando e comparando três áreas de floresta primária e duas áreas de floresta secundária na Costa Rica e ao encontrado por Benítez-Malvido e Martínez-Ramos (2003), ao estudar e comparar fragmentos de diferentes tamanhos com a floresta contínua (madura), e como encontrado por Sonego *et al.* (2007), em uma floresta com araucária do Rio Grande do Sul.

Nas nossas comparações, os estimadores apresentam estabilização com o máximo número de amostras. Para a floresta primária encontrou-se tendência a aumento, como mencionado por Chazdon *et al.* (1998), o que possivelmente se deve ao ingresso constante de novas espécies raras.

Similar situação reportaram Benítez-Malvido e Martínez-Ramos (2003) na Amazônia, usando os mesmos estimadores.

Como mencionado por Holz e Placci (2003), uma floresta secundária atinge algumas características da floresta primária com 20 ou 30 anos. Assim, no presente estudo encontrou-se que o número de indivíduos é atingido em 10 anos, mas a riqueza de espécies está longe de ser atingida. Corlett (1995) menciona que dependendo do critério de comparação e dos parâmetros comparados, uma floresta secundária pode atingir características de floresta primária em 50 ou em 150 anos. Assim, Saldarriaga e Uhl (1991) afirmam que as florestas secundárias de Rio Negro, Amazonas, atingem as características de estrutura e densidade da floresta primária em 150 anos. Walschburger e Hildebrand (1991), estudando uma cronosequência de florestas secundárias e comparando-as com a floresta em estágio avançado, encontraram que em 24 anos a floresta secundária atinge valores similares de produção primária, taxas de decomposição e características químicas do solo comparadas à avançada.

No presente estudo encontrou-se diferenças significativas na riqueza de espécies e na diversidade entre a floresta secundária com $H' = 2,89$ e a floresta primária com $H' = 3,69$.

Considerando os resultados das comparações da regeneração natural nas áreas de incêndio do ano 2007 e do ano 1999 no Parque Araucária, pode-se afirmar que em 28 meses a riqueza de espécies já atinge os valores da regeneração de uma floresta incendiada a 10 anos.

Claro que nas áreas comparadas os históricos de perturbações anteriores podem ser diferentes e não são conhecidos por não terem registros de incêndios anteriores, porém não se descarta a possibilidade de eles terem ocorrido.

Em 28 meses, a floresta do incêndio 2007 quase atinge os valores daquela que um evento similar aconteceu há 10 anos. Um acompanhamento nos próximos anos é importante para verificar se as diferenças serão mantidas, como está na atualidade. Por enquanto, os valores da densidade são promissores, dado também que não se sabe se os valores de densidade na área em que o incêndio ocorreu há 10 anos são os próprios de uma área com histórico similar à área de 2007.

Considerando os estimadores não-paramétricos, tem-se que o comportamento comparativo deles é similar aos encontrados por Chazdon *et al.* (1998) na Costa Rica, que afirmam, para uma área de floresta secundária jovem, os estimadores tendem a se estabilizar como no caso do incêndio de 2007 e na área de maiores idades (incêndio 1999) os estimadores tendem a crescer devido ao número de novas espécies raras que ingressam permanentemente na amostra. Alves e Metzger (2006) encontraram o estimador ICE como muito estável na estimação da riqueza de espécies na regeneração natural das florestas de São Paulo e Schilling (2007) usou os estimadores CHAO 2 e JACKKNIFE 2 e BOOTSTRAP, porém esse último é desautorizado por Chazdon *et al.* (1998), por ser muito dependente do esforço amostral e praticamente não apresenta melhores vantagens que a riqueza observada (Sobs).

Do ponto de vista da riqueza de espécies, não encontramos diferenças significativas nas duas áreas com diferentes tamanhos de amostra.

O índice de Shannon apresentou maiores valores para ao incêndio 1999, dado que essa área apresenta maior densidade absoluta que na área de 2007.

CONCLUSÕES

Os resultados das comparações sugerem que a floresta secundária do Parque Araucária, dez anos após o último incêndio, atinge valores similares de densidade de uma floresta primária pouco alterada, porém está longe de atingir a mesma riqueza de espécies e de diversidade. A primeira hipótese de trabalho é aceita. Na regeneração encontrou-se que, 28 meses após um incêndio essa atinge similares valores de densidade, riqueza e diversidade de espécies que uma área em que o último incêndio ocorreu há 10 anos. A segunda hipótese é rejeitada. Esses resultados são muito promissórios para o manejo florestal e projetos de conservação.

Os estimadores não-paramétricos usados, ICE, CHAO 2 e JACKKNIFE 2, são de grande utilidade nas comparações entre comunidades com similar esforço amostral e têm comportamento similar as florestas da Costa Rica e das florestas da Amazônia. Esses estimadores têm cada vez mais aceitação na comunidade científica, dadas suas múltiplas faces, que podem ser aproveitadas para o melhor conhecimento das áreas florestais remanescentes.

O estimador ICE teve o melhor comportamento por ser independente do tamanho amostral na determinação da riqueza de espécies de um local. A distribuição do índice de diversidade de Shannon mostrou grande utilidade nas comparações em áreas de similar esforço amostral. Esse índice é muito dependente do esforço amostral, então, o seu uso deve ser cuidadoso e não é possível comparar duas comunidades com esforço amostral diferente. É possível afirmar que o uso dos estimadores não-paramétrico de riqueza de espécies tem grande futuro nas avaliações ecológicas rápidas tão necessárias para a planificação do manejo das áreas florestais voltadas a atividades de conservação e uso sustentável. É muito importante que a discussão sobre a melhor forma de avaliar as florestas seja feita com base em estudos padronizados, que tenham usado na tomada de dados ferramentas que permitem a comparação dos resultados.

CONCLUSÕES GERAIS

As áreas estudadas apresentam alta capacidade regenerativa considerando os fortes impactos a que foram submetidas e as espécies são pertencentes aos grupos ecológicos das pioneiras e das secundárias iniciais, pelo que é aceita a hipótese geral de trabalho. Nas áreas onde foi avaliado o processo de sucessão secundária logo após a interrupção do impacto, como na pedreira fechada no Parque Natural Saltos Küppers, registrou-se o predomínio do grupo ecológico das pioneiras ocupando a maior parte do espaço, sem condições adequadas para que representantes dos demais grupos ecológicos se estabelecessem. As principais espécies neste local foram *Trema micrantha*, *Baccharis dracunculifolia*, *Cecropia pachystachya* e *Aloysia virgata*. Registrou-se a tendência para mudança de espécies, onde, *Trema micrantha* é dominante após um ano do fechamento da pedreira e decai abruptamente no segundo ano, dando lugar a *Baccharis dracunculifolia* e às secundárias iniciais *Parapiptadenia rigida*, *Psidium guajava* e *Bastardiopsis densiflora*. Na floresta de araucária do Parque Provincial Araucária, na área atingida por um incêndio superficial, apresenta absoluto predomínio das pioneiras quatro meses após o incêndio, diminuindo até os 28 meses. *Solanum granuloso-leprosum* é a principal espécie pioneira e a sua densidade decai até 90% aos 28 meses. *Matayba elaeagnoides* e *Ocotea puberula* foram as espécies que a substituíram, acompanhadas de *Myrsine umbellata* e *Myrsine parvula*. *Araucaria angustifolia* fez sua aparição aos 16 meses, com 85 ind./ha, mas serão precisos mais tempo de observações para poder afirmar ou descrever o processo de seu estabelencimento definitivo na área.

Numa área próxima à anterior, onde avaliou-se a recuperação da floresta dez anos após um incêndio superficial, registrou-se predomínio das pioneiras e secundárias iniciais, porém com espécies mais longevas. Assim, *Solanum granuloso-leprosum* não está mais recrutando e está dando o seu lugar a *Myrsine umbellata*. *Ocotea puberula* e *Ocotea diospyrifolia* estão recrutando nas primeiras classes de tamanho da regeneração, o que indica que em poucos anos vão dominar o dossel e suprimir *Myrsine umbellata*. *Araucaria angustifolia*, dez anos após o incêndio, está recrutando muito bem na primeira classe de tamanho, com 1440 ind./ha. É preciso mais tempo de observação para identificar os agentes atuantes como obstáculos na regeneração da espécies para poder implementar ações retificadoras.

Vinte anos após o distúrbio, a floresta estacional de Misiones apresenta ainda um estágio inicial de sucessão secundária devido aos fortes impactos sofridos como na área de obra da construção da barragem Urugua-í. O grupo ecológico das secundárias iniciais predominam nos três compartimentos estudados no estágio de regeneração natural. As secundárias tardias

seguem às iniciais nas áreas de estradas, dada a presença de floresta remanescente nesta área. Transcorridos vinte anos do encerramento das atividades de construção da obra, o avanço da sucessão secundária responde ao modelo de facilitação e onde as espécies pioneiras já foram substituídas pelas do grupo ecológico das secundárias iniciais e as secundárias tardias.

O uso de estimadores não-paramétricos mostraram ser de grande utilidade nas comparações entre comunidades. O estimador ICE teve o melhor comportamento ao ser independente do esforço amostral nas comparações de árvore adultas e regeneração natural. O uso destes estimadores de riqueza resultam promissórios nas avaliações ecológicas necessárias para a planificação de áreas florestais voltadas a atividades de conservação e uso sustentável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration ecology**, v.8, n.4, p. 328-338. Dec. 2000.

ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em área de floresta secundária na reserva florestal do Morro Grande Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v.6, n.2. 2006.

ANDRADE, J.; SANQUETTA, C.R.; UGAYA, C. Identificação de áreas prioritárias para recuperação de mata ciliar na UHE Salto Caxias. **Espaço energia**, n.3, out. 2005.

APG III. 2009

ARAUJO, M.; LONGHI, S.J.; BARROS, P.L.C. de; BRENA, A.D. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Florestas Estacionais Decidual riparia Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, n.66, p.128-141, dez. 2004.

ARAYA, P.R.; AGONTINHO, A.A.; BECHARA, J.A. The influence of dam construction on a population of *Leporinus obtusidens* (Valencientes, 1847) (Pisces, Anostomidae) in the Yacyreta Reservoir (Argentina). **Fisheries Research**, n.74, p.198-209, 2005.

ASSUNÇÃO, L.G. 2006. Poleiros secos como modelo de nucleação em projetos de restauração de áreas degradadas. 27 p. Monografia, Universidade Regional Blumenau. Ciências biológicas. Blumenau, 2006.

AUBREVILLE, A. 1938. **La forêt coloniale**: les forêts de L'Afrique occidentale française d'Académie des Sciences Coloniale IX Paris.

AUBREVILLE, A. A Floresta de pinho do Brasil. In: **ANAIS CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA FLORESTAL**. 2 (2), pp. 21-36. 1949.

AUBREVILLE, A. As Florestas do Brasil. Estudo fitogeográfico e florestal. In: **ANAIS CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA FLORESTAL**, 11 (1), pp.201-232. 1959.

BACHARA, F.; CAMPOS FILHO, E.M; BARRETTO, K.D.; GABRIEL, V.A.; ANTUNES, A.Z.; REIS, A. Unidades demonstrativas de Restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre v.5, supl. 1, p. 9-11, jul. 2007.

BALDISSERRA, R.; GANADE, G. Predação de sementes ao longo de uma borda de floresta ombrófila mista e pastagem. **Acta bot. Bras.**, v.19, n.1, p. 161-165. 2005.

BARBOSA, M., V.; FONSECA, C.R.; HAMMOND, P.M.; STORK, N.E. Diversidade e similaridade entre habitats com base na fauna de coleóptera de serapilheira de uma floresta de terra firme da Amazônia Central. Monografia tercer milenio, v. 2, pp. 69-83. Espanha Julho. 2002.

BARRERA, J.I; CAMARGO, G.; MONTOYA, S. **Diseños para restauración ecológica de la cantera Soratama, localidad de Usaqué, Bogotá**, Colombia. Pontífica Universidad Javeriana. 2004.

BASTOS, A., M. O drama da floresta de pinheiro brasileiro. Anuário brasileiro de Economía Florestal. Rio de Janeiro, v.13, n.13. 1961.

- BATTILANI, L.J.; SCREMIN-DIAS, E.; TEIXEIRA SOUZA, A.L. Fitossociologia de um trecho de mata ciliar do rio da prata, Jardim, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, n.3, p. 597-608, 2005.
- BAZZAZ, F.A. 1996. **Regeneration of tropical forest**. Physiological response of pioneer and secondary species. Chapter 4 in: Rain Forest regeneration and management. MAB Unesco. Ed. Gómez Pompa, Whitmores and Haddley.
- BEHLING, H. Late Quaternary vegetation, fire and climate dynamics of Serra do Aracatuba in the Atlantic coastal mountains of Paraná State, Southern, Brazil. **Veget. Hist. Archaeobot.**, v.16, p. 77-85. 2007.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of moder Araucaria forest and grassland ecosystems. **Phil. Trans. R. Soc. B.**, v.362, p. 243-251. 2007.
- BENITEZ-MALVIDO, J.; MARTINEZ-RAMOS, M. Impacto of Forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation biology**, v.17, n.2, p. 389-400. April. 2003.
- BERTOLINI, M.P. Plan de Manejo Parque Provincial Araucaria, San Pedro Misiones. Ministerio de Ecología Misiones. 2000.
- BERTONCINI, A.P.; RODRIGUES, R, R. Forest restoration in an indigenous land considering a Forest remnant influence (Avaí, São Paulo State Brazil). **Forest Ecology and Management**, 255, p. 513-521. 2008.
- BIGANZOLI, F.; MULGURA DE ROMERO, M.E. Inventario florístico Del Parque Provincial Teyú Cuaré y alrededores (Misiones, Argentina). **Darwiniana**, v.42, n. 1-4, p. 1-24, 2004.
- BITENCOURT, A.L.V.; KRASPENHAR, P.M. Possible prehistoric anthropogenic effect on Araucaria angustifolia (Bertol.) O. Kuntze expansion during the Late Holocene. **Revista Brasileira de paleontologia**, n.1, p.15-26, 2006.
- BITTENCOURT, D. A.; VIANA, V.M. Dinâmica de “capoeiras baixas” na restauração de um fragemento florestal. **Scientia forestalis** n.57, p.69-85. 2000.
- BORGHI, W.A.; MARTINS, S.S.; DEL QUIQUI, E.M.; NANNI, M.R. Caracterização e avaliação da mata ciliar à montante da hidrelétrica de Rosana na estação ecológica do Caiuá, Diamante do Norte, PR. **Cadernos de Biodiversidade** v.4, n.2, dez. 2004.
- BOTELHO, S.A.; DAVIDE, C.A.; ROCHA FARIA, J.M. **Desenvolvimento de seis espécies florestais nativas em dois sítios, na região sul de Minas Gerais**. Projeto Mata Ciliar. 2005.
- BRADSHAW, A. Restoration of mined lands – using natural processes. **Ecological engineering**, v.8, p. 255- 269, 1997.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, v.2, p. 211-222, 1999.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, p. 1-32, 1990.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain Forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, p. 40-42, 1965.
- BULFE, N.; RIVERO, L.; EIBL, B.; MAC DONAGH, P.; TOMA, T. Efectos del arrastre de maderas en cosecha selectiva, sobre la regeneración natural de um bosque neotropical en

- Misiones, Argentina. In: ANAIS JORNADAS TÉCNICAS FORESTALES Y AMBIENTALES 10. 2003. Eldorado, INTA, FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES.
- BULFE, N.M.L.; VERA, N.E.; MAIOCCO, D.C. Efectos de la limpieza del sotobosque en fajas sobre al regeneración natural en un bosque degradado de Misiones, Argentina. **YVYRARETA**, n. 13. p. 24-30, 2005.
- BURKART, R. **Plan de Manejo para la Producción Sustentable de Semillas de Forestales Nativas y la conservación de Recursos Genéticos**. Informe final. Parque Provincial Cruce Caballero. Consejo Federal Inversiones (CFI). Gobierno de Misiones. 1993.
- BURKE, A. The effect of topsoil treatment on the recovery of rocky and outcrop plant communities in Namibia. **Journal of Arid Environment**, v.72, p. 1531-1536, 2008.
- BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. Estimation of the size of a closed population when captured probabilities vary among animals. **Biometrika**, v.65, P. 927-936, 1978.
- BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. **Ecology**, v.60, p. 927-936. 1979.
- BURNS, R.B. Fire – induced dynamics of *Araucaria araucana* *Nothofagus antactica* Forest in the southern Andes. **Journal of Biogeography**, v.20, p.669-685, 1993.
- BURSLEM; D.F.R.; SWAINE, M.D. **Forest dynamics and regeneration**. CHAZDON,R.; WHITMORE,T.C. (Eds.)Fundations of tropical Forest biology. classic papers with commentaries. The University of Chicago Press. 2002.
- C.A.R.T.A. Compañía Argentina de Relevamientos Topográficos y Aerofotogramétricos. **Mapa Edafológico de la Provincia de Misiones**. Hoja 2754-22-3 y Hoja 2754-22-1 Esc.1:50.000. 1963.
- CABRERA, A. **Regiones fitogeográficas argentinas**. Enciclopédia Argentina de Agricultura y jardinería. Buenos Aires, Ed. ACME, S.A.C.I. 1976.
- CABRERA, A., WILLINK, A. **Fitogeografía de América del Sur**. Washington D.C. OEA. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Depto Asuntos Científicos. 1980.
- CAMPANELLO, P. **Diversidad, crecimiento y fisiología de árboles en la Selva Misionera: efectos de los cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema producidos por la invasión de lianas y bambúseas**. 2004. Tesis Universidad Nacional de Buenos Aires. Fac. Cs. Ex. Y Naturales, 2004.
- CAMPANELLO, P.I; GATTI, M.G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduos Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v.252, p. 108-117. 2007.
- CAMPOS, J.B.; SOUZA, M., C. de. Potential for natural Forest regeneration from seed bank in na upper Parana River floodplain in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.46,n.4, p. 625-639. 2003.
- CANNING-CLODE, J.; VALDIVIA, N.; MOLIS, M.; THOMSON, J.C.; WAHL, M. Estimation of regional richness in Maine benthic communities: quantifying the error. **Limnol. Oceanogr.: Methods**, v.6,p. 580-590. 2008.
- CAPERS, R.S.; CHAZDON, R.L.; BRENES, A.R.; VILCHEZ ALVARADO, B. Successional dynamics of Woody seedling communities in wet tropical secondary forests. **Journal of Ecology**, v.93, p. 1071-1084, 2005.

- CARNEIRO, J.G. Estabelecimento de reservas de araucária. Congresso Florestal Brasileiro. Curitiba, PR. **Anais**, outubro 1968. Pp.119.
- CARNEVALE, N.J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary Forest with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, 163, p. 217-227, 2002.
- CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA FILHO, A.T. de; VILELA ABREU, E.; CURI, N. Florística e estrutura da vegetação arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do reservatório da usina hidrelétrica Dona Rita (Itambé do Mato Dentro, MG). **Acta Botânica Brasileira**, 14, n.1, p. 37-55, 2000.
- CARVALHO, P.E. **Essências Florestais brasileiras**. EMBRAPA. 1994.
- CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, v.43, p. 783-791, 1987.
- CHAO, A. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v.11, p. 265-270, 1984.
- CHAO, A.; LEE, S.M. Estimating the number of classes via sample coverage. **J. Am. Stat. Assoc.** v.87, p. 210-217, 1992.
- CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; DENSLOW, J.S.; GUARIGUATA, M.R. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain Forest of northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F.B.; COMISKEY, J.A. Forest biodiversity research, monitoring and modeling. Conceptual background and old world case studies. UNESCO, MAB. 1998.
- CHAZDON, R.L.; DENSLOW, J.S. **Floristic composition and species richness**. In: Foundations of Tropical forest biology. Classic Papers with commentaries. Edited by Robin Chazdon and T.C. Whitmore. The University of Chicago Press. 2002.
- CHEBEZ, J.C.; HILGERT, N. **Breve história da conservação da floresta do Paraná**. Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e perspectivas. Capítulo 14. Carlos Galindo Leal e Ibsen Gusmão Câmara Editores. SOS Mata Atlântica. 2005.
- CITADINI-ZANETTE, V. Diagnóstico ambiental da região carbonífera no Sul de Santa Catarina: recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão. **Revista de Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v.5, n.2, p. 51-62, 1999.
- COLEMAN, B.D.; MARES, M.A.; WILLING, M.R.; HSIEH, Y.H. Randomness, area and species richness. **Ecology**, v.63, p. 1121-1133. 1982.
- COLWELL, R.K. **EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 7.5, 2005. <http://viceroy.ebb.uconn.edu/estimates>.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. In: HAWSWORTH, D.,L., CHAPMAN e HALL. **Biodiversity: Measurement and estimation**. 1995.
- CONDIT, R.; HUBBEL, S.P.; LAFRANKIE, J.V. SUKUMAR, R.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R.B.; ASHTON, P.S. Species-area and specie-individual relationships for tropical trees: a comparison of tree 50 ha plot. **Journal of Ecology**, London v.84, 1996.
- CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v.982, p.1119-1144. 1977.

- CORLETT, R.T. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, v.19, n.2, p. 159-172, 1995.
- COZZO, D. Distribución fitogeográfica en la Argentina de *Araucaria araucana* y *Araucaria angustifolia*. In: IUFRO. Problemas do Gênero Araucária. Curitiba, PR, 1980.
- COZZO, D. Repetition of an experiment to find the relationship between size and weight of seed of *Araucaria angustifolia* and its germinative capacity and the height of seedlings. **Revista Forestal Argentina**, v.6, p. 99-106, 1962.
- COZZO, D. Ubicación y riqueza de los bosques espontâneos de pino Paraná (*Araucaria angustifolia*) existentes en la Argentina. **Revista Forestal Argentina**, Tomo IV. n.2, 1960.
- DAVIDE, A.C.; ALVARENGA BOTELHO, S.; ROCHA FARIA, J.M; SCHMIDT PRADO, N.J. **Comportamento de espécies florestais de mata ciliar em área de depleção do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos**. Itutinga, MG. 2005.
- DEAN, W. **A ferro e fogo**. A história e a devastação da mata atlântica brasileira. Companhia das letras. 2000.
- DESCHAMPS, J.R.; OCHOA FERREIRA, M. **Estudios sobre las comunidades postclimáticas de Misiones**. I: Los campos abandonados o “capueras”. In: JORNADAS TÉCNICAS DE BOSQUES NATIVOS DEGRADADOS. 1987. Facultad Ciencias Forestales. Eldorado, Misiones, Argentina, p. 36-61.
- DIRZO, R.; SUSSMAN, R.W. **Human impact and species extinction**. Foundations of tropical Forest biology: classic papers. 2002.
- DUARTE, L.S.; DOS-SANTOS, M.M.; HARTZ, M.S.; DEPATTA PILLAR, V. Role of nurse plant in araucária Forest expansion over grassland in South Brazil. **Austral Ecology**, v.31, p. 520-528, 2006.
- EDWARD, W.; WESTOBY, M. Families with highest proportions of rare species are not consistent between floras. v.27, n.3, p. 733-740, 2000.
- EIBL, B.; GAUTO, O.; MAIOCCO, D.; KELLER, H.; BOHREN, A. **Diversidad florística del rango arbóreo Del establecimiento San Jorge de Pérez Companc S.A. Dpto Iguazú, Misiones**. Convenio Facultad Ciencias Forestales-Pérez Companc S.A. 1999. 53p.
- EIBL, B.; MONTAGNINI, F.; SZCZIPANSKI, L.; WOODWARD, C.; RÍOS, R.C. Evolución de la regeneración natural en dos sistemas de aprovechamiento y bosque nativo no perturbado en la Provincia de Misiones. República Argentina. **YVYRARETA**, n. 7. p.63-78. 1996.
- EIBL, B.; SZCZIPANSKI, L.; RÍOS, R.C.; VERA, N. Regeneración de especies forestales nativas de la selva misionera. JORNADAS TÉCNICAS: ECOSISTEMAS FORESTALES NATIVOS. Uso, manejo y conservación. P.100-122. 1993.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasilia 1999.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J.A. Na evaluation of direct seedling for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management** v.152, p. 169-181, 2001.
- ENGEL, V.; BATISTA FONSECA, R.; EVANGELISTA DE OLIVEIRA, R. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Serie Técnica IPEF**, v.12, n.32, p. 43-64, 1998.
- ENRIGHT, N.J.; OGDEN, J.; RIGG, L.S. Dynamics of Forest with Araucariaceae in the western Pacific. **Journal of Vegetation Science**, v.10, p. 793-804, 1999.

- ESKUCHE, U.G. Relación sobre la XVII excursión fitogeográfica internacional por la Argentina septentrional (1983). In: ESKUCHE, U.; LANDOLT, E. (Eds) **Contribuciones al conocimiento de flora y vegetación Del norte de la Argentina**. Veröff. Geobot. Inst. Zürich, 91, p. 12-117, 1986.
- EWEL, J.J.; BIGELOW, S.W. Plant life-forms and tropical ecosystem functioning. In: Biodiversity and Ecosystem processes in tropical Forest. **Ecological studies** v.122. 1996.
- FELFILI, J.M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery Forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.91, p. 235-245, 1997.
- FERNANDEZ-VITORA, V. Guía metodológica para la evaluación Del impacto ambiental. 2009.
- FERREIRA, H., S.; CARVALHO, M.A.; CALAÇA, A.M.; DIAS DA SILVA, K.; BATISTA, J.D.; AMARAL, I.B.; CARVALHO, J.O. Comparação de diversidade de musgos (Bryophyta) em áreas de floresta Amazonica de transição sob efeito periodico de fogo. Curso de Campo 2008. Fazenda Tanguro MT. Univ. Fed. Goiás, Pos graduação em Ecologia e evolução. 2008.
- FERREIRA, W., C.; BOTELHO, S.A. A.; DAVIDE, A.C.; ROCHA FARIA, J.M. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na usina hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*, Viçosa MG.v.31, n.1, p. 177-185, 2007.
- FERREIRA, W.,C.; BOTELHO, S.A., A.; DAVIDE, A.C.; ROCHA FARIA, J.M. Estabelecimento de mata ciliar às margens do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos, MG. *Ciência Florestal*, v.19, n.1, p. 69-81, jan.mar, 2009.
- FINEGAN, B. The management potential of neotropical secondary lowland rainforest. **Forest Ecology and Management**, v.47, p. 295-321, 1992.
- FINEGAN, B.; DELGADO, D. Structural and floristic heterogeneity in a 30 year-old costarican rain Forest restored on pasture through natural secondary succession. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p. 380-393, 2000.
- FINOL URDANETA, H. Nuevos parâmetros a considerarse em el analisis estructural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, v. 21. 1971
- FONTANA, J.L. Analisis sistemático-ecológico de la flora Del sur de Misiones. **Candollea**, v.53, p. 211-301, 1998.
- FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across na edge between Araucaria Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n.1, p. 79-91, jan.mar., 2006.
- FREIRE, S.E.; URTUBEY, E.; SANCHO, G.; BAYON, N.; KATIAS, L.; GUTIERREZ,G.; GIULIANO, D.A.; SAENZ, A.A.; IHARLEGUI, L.; DELUCCHI, G. Inventario de la biodiversidad vegetal de la Provincia de Misiones: Asteraceae. **Darwiniana**, v. 44, n. 2, p. 375-452, 2006.
- FUPEF. 1978. **Inventário florestal do pinheiro do Sul do Brasil**. IBDF. Curitiba: IBDF, 1978.
- GARTLAND, M.; BOHREN, A. Consideraciones sobre la biodiversidad forestal a nivel de especies arbóreas, en la selva paranaense de Misiones, Argentina. **YVYRARETA**, n.15, p.39-49, 2008.
- GAUTO, O. Análise da dinâmica e impactos da exploração sobre o estoque remanescente (por especies e por grupo de especies similares) de uma floresta estacional semidecidual em

- Misiones, Argentina. 1997, p.133. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil, 1997.
- GAUTO, O.; FIGUEIREDO FILHO, A. Impacto de la explotación maderera sobre la riqueza y diversidad florística de la selva misionera. **Yvyrareta**, n 9. p.51-58. 1999.
- GENTRY, A.H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**. St. Louis v.75, p. 1-34, 1988.
- GESSERT, S. **Paläoökologische studien zur umweltgeschichte der letzten 2000 jahre im Parque provincial Cruce Caballero in nordost – Argentinien**. Göttingen universität. D, 2010.
- GOLIK, M.A.; ANDRIOLO, F.R. Urugua-í (C.C.R.) – Controle de qualidade do concreto lançado no tramo principal da barragem. 1989. XVIII SEMINARIO NACIONAL DE GRANDES BARRAGENS. Foz do Iguaçu. **Anais**, v. 1. 1989.
- GÓMEZ POMPA, A.; BURLEY . **The management of natural tropical forest**. Rain Forest Management. MAB Unesco. Ed. Gómez Pompa A., Whitmores and Hadley. 1991.
- GOMEZ-POMPA, A.; VAZQUEZ-YANES, C. Successional studies of a rain forest in México. In: **Forest Succession: Concepts and applications**. SPRINGER-VERLAG Berlin. D.C. West, H.H. SHUGART e B. D. BOTKIN Eds. 1981, p.246-266.
- GONÇALVES, R.M.G.; GIANNOTTI, E.; SILVA, A.A.; GIANNOTTI, J.D.G. Aplicação de modelo de revegetação em área degradadas, visando à restauração ecológica da microbacia do córrego da fazenda Itaquí no município de Santa Gertrudes, SP. **Revista Instituto Florestal São Paulo**, v.17, n.1, p.73-95, 2005.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, p. 379-391, 2001.
- GOTZ, I. **Estructura de la masa de un bosque nativo de Misiones, espesura, área basimétrica y volúmenes**. In: JORNADAS TÉCNICAS BOSQUES NATIVOS DEGRADADOS, 4, 1987. Eldorado, Misiones. Anais, p. 46-61. 1987.
- GRAU, H.R.; ARTURI, A.D.; ACEÑALOZA, P.G. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forest. **Forest Ecology and Management** v.95, p. 161-171, 1997.
- GUARIGUATA, M.R. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Serie técnica. Informe técnico N° 304. **Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales**. n. 14, 1998.
- GUARIGUATA, M.R. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forest: management implications. **Ecological Applications**, v.10, n.1, p. 145-154, 2000.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary Forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, p.185-206, 2001.
- GUARIGUATA, M.R.; PINARD, M.A. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. **Forest Ecology and Management**, v.112, p.87-99, 1998.
- HELTSHE, J.F.; FORRESTER, N.E. Estimating species richness using the JACKKNIFE procedure. **Biometrics**, v.39, n.1, p.1-11, 1983.

- HIGUCHI, P. **Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana secundária, em Viçosa, MG.** 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal de Viçosa. 2003.
- HOENE, F.C. **Araucalândia**, S. Paulo. 1930.
- HOLZ, S.; PLACCI, G. Dinámica de regeneración em bosques secundários subtropicales. In: JORNADAS TÉCNICAS FORESTALES Y AMBIENTALES. 2003. Montecarlo: INTA Unam.
- HOLZ, S.; PLACCI, G. **Raizes sócio econômicas da perda da biodiversidade em Misiones.** Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e perspectivas. Capítulo 19. Carlos Galindo Leal e Ibsen Gusmão Câmara Editores. SOS Mata Atlântica. 2005.
- HOLZ, S.; PLACCI, G.; QUINTANA, R.Q. Effects of history of use on secondary Forest regeneration in the upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1629-1642, 2009.
- HUECK, K. **Los bosques de Sudamérica.** Ecología, composición e importância econômica. GTZ, 1978.
- IOB, G.; VIEIRA, E.M. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and large mammals. **Plant Ecology**, v.198, p.185-196., 2008.
- IRIARTE, J.; BEHLING, H. The expansion of araucaria forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itarare Tradition. **Environmental Archaeology**, v. 12, n. 2, p. 115-127, 2007.
- IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RIBEIRO RODRIGUEZ, R. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. **Forest Ecology and Management**, v.184, p. 239-250, 2003.
- JOLY, A.B. **Projeto de recomposição da mata ciliar do rio Jacaré Pepira mirim no município de Brotas**, SP, Campinas. 1987.
- KAGEYAMA, P. Y. Estudo do mecanismo de produção das espécies de mata natural. In: KAGEYAMA, P. Estudos para implantação de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passa Cinco, visando a utilização para abastecimento público: relatório de pesquisa. Piracicaba: DAEE/ESLALO/FEALO. P.235, 1986.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares.. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** EDUSP: São Paulo, p. 249-269, 2000.
- KAGEYAMA, P.Y. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. **Série Técnica IPEF**, v.8, n.25, p.1-43, set. 1992.
- KAMMESHEIDT, L. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist Forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. **Plant Ecology**, v.139, p.155-165, 1998.
- KARR, J.R. ROBINSON, S.K.; BLAKE, J.G.; BIERREGAARD, R.O. Bird's of four neotropical forests. In:GENTRY, A.H. **Four Neotropical Rainforests.** Yale University Press. p. 237-269, 1990.

- KENNARD, D.K. Secondary Forest succession in a tropical dry Forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v.18: p. 53-66, 2002.
- KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry Forest. **Forest Ecology and Management**, v.162, p. 197- 208, 2002.
- KERSTEN, A. R.; RIOS, R. C. 2006. Lista preliminar das epifitas vasculares de duas áreas protegidas em Misiones, Argentina. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA 57°, 2006, Gramado, RS. Anais 57° Congresso Nacional de Botânica. Sociedade de Botânica do Brasil. 2006.
- KIMMINS, J.P. **Forest Ecology**: A foundation for sustainable management. University of British Columbia, Canada. 2004.
- KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v.36, p. 5-54, 1984.
- KLEIN, R.M. Necessidade da pesquisa das florestas nativas para uma exploração racional e manejo eficiente das mesmas. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO. 1968 Curitiba, PR. **Anais**, Curitiba, PR: UFPR, 1968.
- KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, Anais Botânicos do H.B.R. n.12, p. 17-44, 1960.
- KNAPIK, P.; MARANHO, L.T. Avaliação da regeneração em área de mineração, região de inundação do Rio Iguaçu, Araucária, PR. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v.5, supl.1, p. 507-509, 2007.
- KRAUCZUK, E.R.; BALDO, J.D. Contribuição para o conhecimento da avifauna de um fragmento de floresta com araucária em Misiones, Argentina. **Atualidades Ornitológicas**, v. 119, p. 6. Maio Junho. 2004.
- KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. New York Harper and Row, Publishers,. Cambridge. 1999. ISBN 0-06-043784-7.
- LABORIAU, G.L.; MATTOS FILHO, A. Notas preliminares sobre a Região da Araucária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA FLORESTAL 1. 1948 **Anais**. p. 215. 1948.
- LEDRU, M. P.; SALATINO, M. F.; CECCANTINI, G. Regional assessment of the impact of climatic change on the distribution of a tropical conifer in the lowlands of South America. **Diversity and Distributions**, v.13, p. 761-771, 2007.
- LEFF, E. Ecología, Capital e Cultura. Racionalidade ambiental, democracia participativa e desenvolvimento sustentável. **Coleção sociedade e ambiente**, 5. Edifurb, Universidade Regional de Blumenau, 2000, p. 373.
- LEIGH, JR. **Introducción: Por qué hay tantos tipos de árboles tropicales?** In: Ecología de um bosque tropical. Ciclos estacionales y cambios a largo plazo. Egbert Leigh, Stanley Rand y Donald Windsor Editores. Smithsonian Tropical Research Institute. 1990.
- LEITÃO FILHO, H.F.; MORELLATO, P.C. **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**: Reserva Santa Genebra. Campinas, Brasil. Ed. Unicamp, 1995.
- LEITE, L.L.; MARTINS, C.R.; HARIDSAN, M. 1994. Efeito da descompactação e adubação do solo na revegetação espontânea de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília, In: SIMPOSIO SUL-AMERICANO 1 e SIMPOSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS 2. Foz do Iguaçu, PR. Anais I Simpósio Sul-americano e II

Simpósio Nacional sobre recuperação de áreas degradadas. Foz do Iguaçu, PR. 1994. p.527-534.

LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: IBGE. Geografia do Brasil; região sul. Rio de Janeiro: IBGE, v.2. p. 113-150, 1990.

LICKS, P.C. **Efeito da cobertura vegetal no processo erosivo e na regeneração natural da vegetação em área de empréstimo de solo**. Dissertação (Mestrado engenharia florestal). Universidade Passo Fundo, RS, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance?. Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological conservation**, v.141, p. 1717-1725, 2008.

LIMPITLAW, M.A.; LODEWIJKS, H.; VILJOEN, J. **Post-mining rehabilitation, land use and pollution at collieries in South Africa**. Colloquium: sustainable development in the life of coal mining, Boksburg 13 July, 2005.

LINGNER, D.V.; OLIVEIRA, Y.M.M. de; ROSOT, N.C.; DLUGOSZ, F.L. Caracterização da estrutura e da dinâmica de um remanescente de Floresta com Araucaria no Planalto Catarinense. **Pesquisas Florestais Brasileiras**, Colombo. n.22, p. 55-66, jul./dez, 2007.

LONGHI, S.J. A Estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no sul do Brasil. 1980. 189 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1980.

LONGHI, S.J. Agrupamento e Análise Fitossociológica de Comunidades Florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Passo Fundo, RS. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. 1997.

LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R.K. The ant fauna of a tropical rain Forest: estimating species richness three different ways. **Ecology**, 83, n.3, p. 689-702, 2002.

LÓPEZ CRISTOBAL, L.; GRANCE, L.; MAIOCCO, D.; EIBL, B. Estructura y composición florística de un bosque nativo en El pródigo de Guaraní. UNAM. **YVYRARETA**, n. 7, p. 30-36, 1996.

LOPEZ, J.; LITTLE, E. **Arboles comunes del Paraguay**. Cuerpo de Paz: Colección e Intercambio de Información. 1987. 425 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Nova Odessa: Instituto Plantarum e estudos da Flora Ltda, 2000. Vol. 1 e 2.

LOVEJOY, T.E. The quantification of biodiversity: na esoteric quest or a vital component of sustainable development. In: CHAPMAN, D.L.; HALL, Biodiversity: Measurement and estimation. Ed. Hawksworth, 1995.

MACHADO, S; ANDRADE, J, de. Reavaliação das reservas de pinheiro do Paraná. Congresso Florestal Brasileiro. **Anais Congresso Florestal Brasileiro Curitiba Pr**. Outubro 1968.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**. Ediciones Vedra. 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford. Blackwell publishing. 256 p. 2004.

MAINA, G.G.; HOWE, H.F. Inherent rarity in community restoration. **Conservation biology**, v.14, n.5, p. 1335-1340, 2000.

MARANGON, L.C.; SOARES, J., J.; FELICIANO, A.L., P.; LINS, C.F.; BRANDAO, S. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento

- de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, MG. **Cerne**, v.13, n.2, p.208-221, 2007.
- MARCO, P. de; PAGLIA, A.P. Material de apoio para análise estatística. Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009, 51 p.
- MARCO, P. de; RESENDE, D.C. Ecology, behaviour and bionomics. Neotropical Entomology, v.33, n.4, p. 397-401, 2004.
- MARIOT, V. 1987. Estudios de la regeneración natural en bosques subtropicales explotados con diversos estados de degradación. In: JORNADAS TÉCNICAS DE BOSQUES NATIVOS DEGRADADOS 4, 1987, Eldorado Misiones Argentina. Actas IV Jornadas Técnicas de bosque nativos degradados, Facultad Ciencias Forestales. 1987, p. 36-45.
- MARTINEZ-CROVETTO, R. Esquema fitogeográfico de la Provincia de Misiones (República Argentina), **Bonplandia**, v.1, n.3: 171, 1963.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; GARCIA-ORTH, X. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. **Bol. Soc. Bot. México**, Suplemento, p. 69-84, 2007.
- MARTINS, R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas, SP. Editora da UNICAMP. 1991.
- MARTINS, V.S.; RIBEIRO, G.A.; SILVA JR. W.; 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.
- MAUHS, J.; BACKES, A. Estrutura fitossociológica e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas. Pesquisas, **Série Botânica**, v.52, p.89-109, 2002.
- MCCULLY, P. **Ríos silenciados**. Ecología y política de las grandes represas. Proteger ediciones. 2004.
- MEDEIROS, M.B.; MIRANDA, H.S. Post-fire resprouting and mortality in cerrado Woody plant species over a three-year period. **Edinburgh Journal of Botany**, v.65, n.1, p. 53-68, 2008.
- MELLO FILHO, J.; STOEHR, G.D.; FABER, J. Determinação dos danos causados pela fauna a sementes e mudas de “*Araucaria angustifolia*” (Bert.) O. Ktze. Nos processos de regeneração natural e artificial. **Floresta**, n.12, v. 1. 1981.
- MEYER, S.T.; DA SILVA, A.F.; MARCO, P.de; MEIRA NETO, J.A.A. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta de galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na região metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v.18, n.4, p. 701-709, 2004.
- MIRANDA, D.L.C.; FERNANDES, L.A.V; SANQUETTA, C.R. Impacto de incêndios florestais na fitossociologia de capões de Araucaria na região de Palmas – PR. CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. 2007. Caxambu, MG. Anais VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG. 2007.
- MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; FERNANDEZ, R.; BREWER, M. 2006. Estrategias para la restauración de paisajes forestales. Experiencias en Misiones, Argentina. CONGRESSO FORESTAL LATINOAMERICANO 2. IUFRO 2006, Chile. Actas II Congresso Forestal Latinoamericano Chile. 2006.

- MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; SZCZIPANSKI, L.; RÍOS, R.C. Tree regeneration and species diversity following conventional and uniform spacing methods of selective cutting in a subtropical humid Forest reserve. **Biotropica**, v.30, n.3, p.349-361, 1998.
- MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; WOODWARD, C.; SZCZIPANSKI, L.; RÍOS, R.C. 1995. Natural regeneration under two systems of selective cutting and undisturbed Forest in Misiones, Argentina. IUFRO WORLD CONGRESS 2, 1995. Tampere Finland. Anais IUFRO World Congress, Tampere Finland: 1995.
- MONTEIRO, M.de. Meio século de mineração industrial na Amazonia e suas implicações para o desenvolvimento regional. *Estudos Avançados*, v.19,n.53, 2005.
- MOREIRA, P.R. 2004. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poço de Caldas, MG. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” Rio Claro, SP., 2004.
- MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO FILHO, H.F. Padrões de fructificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.), **História natural da Serra do Japi**. Ecologia e preservação de uma área no Sudeste do Brasil. Campinas, Editora Unicamp. 1992.
- MORO, J.C.; COSTA, E.T., V.; MILANESE, S.; MORO, R.S. Comparação da cobertura vegetal nas áreas de preservação permanente na represa de Alagados (PR) de 1980 a 2001. **Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde**, Ponta Grossa, v.11, n.2, p.13-20. Jun. 2005.
- MUELLER-DUMBOIS,D., ELLEMBERG, H..**Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley and Sons, 1974.
- MUÑOZ, D. 1993. **Plan de Manejo del Parque Provincial Cruce Caballero** (Departamento San Pedro). Misiones, Argentina, Consejo Federal de Inversiones. Ministério de Ecologia y Recursos Naturales Renovables Misiones. 1993. p.119.
- NAPPO, M.E.; OLIVEIRA FILHO, A., T.; MARTINS, S.V. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benthams, em área minerada, em Poço de Caldas, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.10, n.2, p.17-29, 2000.
- NARVAES, I., S.; BRENA, D.A.; LONGHI, S.J. Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula RS. **Ciência Florestal**, v.15, n.4, p. 331-342, 2005.
- NASCIMENTO, A.; LONGHI, S.; BRENA, D. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.11, p.105-119, 2001.
- NOGUEIRA, A.J., L.; TEIXEIRA, L.M.; CARNEIRO, V.M.C.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta secundária da região de Manaus, AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. **Acta Amazônica**, v.37, n.1, p.49-54, 2007.
- NOGUEIRA, J.O.B. 1977. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal, 1977, 14p. (Boletim técnico, 24).
- OGDEN, J. An introduction to plant demography with special reference to New Zealand trees. **New Zealand Journal of Botany**, v. 23: p.751-772, 1985.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES M. A. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

- PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoration of Tropical Moist Forest on Bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 2, p. 103-116, 1999.
- PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE, J.M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p. 21-42, 1997.
- PAULA, A. de; DA SILVA, A.F.; MARCO JUNIOR, P.,de; MAES DOS SANTOS, F.A.; LOPEZ DE SOUZA, A. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, v.18, n.3, p.407-423, 2004.
- PEÑA-CLAROS, M. Changes in Forest structure and species composition during secondary Forest succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica**, v.35, n.4, p.450-461, 2003.
- PEREIRA, F.; GANADE, G. Spread of a Brazilian keystone species in a landscape mosaic. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.1674-1683, 2008.
- PETRERE, M.; GIORDANO, L.C.; MARCO, P.de. Empirical diversity indices applied to Forest communities in different successional stages. **Braz. J. Biol.**, v.64, n.4, p.841-851, 2004.
- PINARD, M.A.; PUTZ, F.E.; LICONA, J.C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical Forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v.116, p.247-252, 1999.
- PINAZO, M.; MOSCOVICH, F.; DUMMEL, C.; KNEBEL, O. Patrón espacial de la regeneración de *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. Em um bosque sometido a aproveitamiento selectivo en El norte de la provincia de Misiones. **Ciência Florestal**, v.19, n.3, p.237-245, jul-set., 2009.
- PLACCI, G.; ARDITTI, S.; GIORGIS, P.; WITHRICH, A. Estructura del palmital e importancia de *Euterpe edulis* como especie clave en el Parque Nacional Iguazú, Argentina. **YVYRARETA**, n. 3. p.93-108, 1992.
- PLACCI, G.; GIORGIS, P. **Estructura de la selva del Parque Nacional Iguazu**. In: **JORNADAS TECNICAS FORESTALES**. Eldorado, Misiones, Argentina, 1993.
- PRANCE, G.P. A comparison of the efficacy of higher taxa and species numbers in the assessment of the biodiversity in the Neotropics. In: CHAPMAN and HALL, **Biodiversity: Measurement and estimation**. Ed. Hawksworth, D.L. 1995.
- RABINOWITZ, D.; CAIRNS, S.; DILLON, T. **Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles**. In: SOULÉ, M. (EDS). *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*. p. 182-204, 1986.
- RAGONESE, A. CASTIGLIONE, J. Los pinares de *Araucaria angustifolia* de la Republica Argentina. 1946. B. Soc. Arg. Botânica, v.1, n.2, p.126, 1946.
- RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**: ensaio de monografia natural. Livraria Selbach, Porto Alegre: Ed. UNISINOS, 1956.
- RAMBO, B. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbario Barbosa Rodrigues** 5, p.185-232, 1953.
- RAMBO, B. O elemento andino no pinhal riograndense. **Anais Botânicos do Herbario Barbosa Rodrigues** v.3, p. 7-39, 1951a.
- RAMBO, B. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. **Anais Botânicos do Herbario Barbosa Rodrigues** 3, p. 55-91, 1951b.

RAMOS, C.M.; PLONCZAK, M. Dinámica sucesional Del componente arbóreo luego de un estudio destructivo de biomasa em El bosque universitario San Eusebio, Mérida Venezuela. **Revista Forestal Venezolana**, v.51, n.1,p. 35-46, 2007.

RAU, M.F. **Land use change and natural araucária Forest degradation northeastern Misiones Argentina**. Tese doutorado, Faculty of Forestry Albert-Ludwings University. 2005.

REIS, A.; REGINA TRES, D.; BACHARA, F. 2006. A nucleação como novo paradigma na restauração ecológica: “espaço para o imprevisível”. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS COM ÊMFASE EM MATAS CILIARES. 2006, Anais Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas com ênfase em matas ciliares. 2006.

REIS, A.; REGINA TRES, D.; SCARIOT, E.C. Restauração na floresta ombrófila mista através da sucessão natural. **Pesq. Flor. Bras.**, Colombo, n.55, p. 67-73, jul-dez, 2007.

REVILLA, V.; TRESSSENS, S.1996. **Relevamiento y herborización de espécies vegetales de la Reserva de Uso Múltiple de Guaraní**. Guaraní Misiones Argentina. Informe interno Del Instituto Subtropical de Investigaciones Forestales. Convenio Facultad de Ciencias Forestales – Instituto de Botanica Del nordeste, 1996.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain Forest: an ecological study**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 450 p., 1952.

RÍOS, R. C.; GOYTIA, H. **Impacto ambiental**. Parque Natural Municipal Saltos Küppers, Eldorado, Misiones. Thbarrios Ediciones. 112 p. 2009.

RÍOS, R.C. **Abundancia y Densidad de Pino paraná (Araucaria angustifolia B.O.Ktze.) y riqueza de otras espécies arbóreas**. San Antonio, Misiones, Argentina. Reserva Natural Estricta San Antonio. Administracion de Parques Nacionales Argentina. 2000.

RÍOS, R.C. Caracterização florística e fitossociológica da vegetação arbórea em três unidades pedológicas do Parque Provincial Cruce Caballero, Misiones, Argentina. Dissertação (Mestrado em engenharia florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, 2006.

RÍOS, R.C.; GALVÃO, F. 2006. As espécies raras e suas implicações para a conservação e o manejo de florestas com araucária em Misiones, Argentina. In: SIMPÓSIO DE POS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS 4, 2006. Piracicaba, SP. Anais IV Simpósio de pos-graduação em ciencias florestais, Piracicaba, SP. ESALQ, 2006.

RÍOS, R.C.; GALVÃO, F.; CURCIO, G.R. Estructura de las principales especies arbóreas em el Parque Cruce Caballero y su similitud florística em áreas de Argentina e Brasil. **Ciência Florestal**, v.20, n.2, p. 193-206, 2010.

RÍOS, R.C.; GALVÃO, F.; CURCIO, G.R. Variaciones estructurales de la vegetación arbórea em três ambientes de una selva con Araucaria em Misiones, Argentina. **Floresta**, v. 38, n.4, p. 743-756, 2008.

RÍOS, R.C.; KELLER, H.; PORTILLO, J.; ZACARIA, R. 1999. Caracterización fitosociológica de un área del Parque Natural Municipal Saltos Küppers, Eldorado, Misiones. **IVIRARETA**, n.9, p.10-20.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. 1998. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W. (Eds.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV. Sobrade 1998.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; BARROS, C.de. Tropical rain Forest regeneration in an área degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.190, p. 323-333, 2004.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v.218, p. 159-173, 2005.

RUMIZ, D. **El rol de la fauna em la dinámica Del Bosque Neotropical: una revisión Del conocimiento actual adaptado al caso de Bolivia**. In: MOSTACEDO e FREDERICKSEN (Eds.) Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales de Bolivia. Editores Mostacedo e Fredericksen. Bolfor, 2001.

SALDARRIAGA, e UHL, Recovery of Forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro. Chapter 18. **Rain Forest Regeneration and Management**, v. 6, UNESCO MAB. 1991.

SALVADOR, J., G. Comportamento de espécies florestais nativas em áreas de depleção de reservatórios. **IPEF**, n.33, p. 73-78. Agosto. 1986.

SCHILLING, A.C. Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais: padrões e limitações de algumas medidas, 2007. Tese (Doutorado em engenharia florestal), Universidade São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba 2007.

SCHILLING, A.C.; BATISTA, J.L.F. Species acumulation curve and sampling sufficiency in tropical forests. **Revista Brasileira de Botânica**, V.31, n.1, p.179-187. Jan. mar. 2008.

SCHNEIDER, P.R.; LONGHI, S.J.; GALVÃO, F. Influência do pisoteio dos bovinos em áreas florestais. **Floresta** v.9, n.1, p.19-23. 1978.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 36, n.1, jan./abr. 2006.

SEGARRA, J.F.; VALEDA, C.A.; LORENZO, ANDRES. 1989. Proyecto hidroeléctrico Urugua-í. Presa Principal de HCR. Descripción general. In: SEMINARIO NACIONAL DE GRANDES BARRAGENS 18, 1989. Foz do Iguaçu. Anais XVIII Seminario Nacional de Grandes Barragens, Foz do Iguaçu, PR, editora, 1989.

SHEPHERD, G.J. **Fitopac 1**. Versão preliminar. Software computacional e manual do usuário. Campina: Depto. de Botânica da UNICAMP, 1988.

SILVA, D.; CODDINGTON, J.A. **Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness and notes on community structure**. In: WILSON, D.E, SANDOVAL, A. Eds.) Proceedings. The biodiversity of Pakitza and its environments. Washington, D.C.: Smithsonian Institution. 1994.

SILVA, G.R.; REIS, A. Recuperação da resiliencia ambiental em áreas degradadas: a relevância do habito, floração e frutificação no processo. **Revista Saúde e Ambiente**, Joinville, v.1,n.1,p. 68-72, 2000.

SILVEIRA, K.; SKILLMAN, J.B.; DALLING, J.W. Seed germination, seedling growth and habitat partitioning in two morphotypes of the tropical Pioneer tree *Trema micrantha* in a seasonal Forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v.19, p. 27-34, 2003.

SINGH, A.N.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH,J.S. Plantations as a tool for mine spoil restoration. **Current Science**, v. 82, n. 12, 25 June, 2002.

- SIZER e TANNER**, Responses of Woody plant seedling to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biology Conservation**, v.91, n.2-3, p.135-142. 1999.
- SMIDT, E.L.; SILVA-PEREIRA, V.; BORDA, E.L.; VAN DEN BERG, C. Richness, distribution and important áreas to preserve Bulbophyllum in the Neotropics. **Lankesteriana**, v.7, n.1, p. 107-113, 2007.
- SOARES, R., V. 1980. Considerações sobre a Regeneração Natural da *Araucaria angustifolia*. In: IUFRO. PROBLEMAS DO GÊNERO ARAUCÁRIA, 1980, Curitiba, PR. Anais IUFRO, Problemas do Gênero Araucária, Curitiba PR. UFPR, 1980.
- SONEGO, R.C.; BACKES, A.; SOUZA, A.F. Descrição da estrutura de uma floresta ombrófila mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botânica Brasílica**, v.21, n.4, p.943-955, 2007.
- SOUZA, A. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. **Austral Ecology**, v.32, p.524-533, 2007.
- SOUZA, F., M. de; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on Forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p. 185-200, 2004.
- SOUZA, J.S.; DEL BOM ESPIRITO-SANTO, F.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA FILHO, A.T. de; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do Rio Capivari, Lavras, MG. **Árvore**, v.27, n.2, p. 185-206, 2003.
- STARR, C. R. Avaliação da sucessão ecológica e do desenvolvimento de árvores em uma lava de cascalho revegetado do distrito federal, DF. Brasil. Dissertação (Mestrado em engenharia florestal). Universidade Federal de Brasília. Brasília, 2009.
- TAYLOR, M. C.; SILANDER, S.; WAIDE, R.B. PFEIFFER, W.J. **Recovery of a tropical Forest after gamma irradiation: a 23 year chronicle**. In: LUGO, A.; LOWE, C. Eds. Ecological studies 112. Tropical Forest Management and Ecology. Springer-Verlag, 1995.
- THORINGTON, JR.; RICHARD, W.; TANNENBAUM, B.; TARAK, A; RUDRAN, R. Distribución de los árboles em la isla de Barro Colorado: uma muestra de cinco hectáreas. In: LEIGH, E.; STANLEY, R.; DONALD, W. Eds. **Ecología de um bosque tropical**. Ciclos estacionales y cambios a largo plazo. Smithsonian Tropical Research Institute. 1990.
- TRESSENS, S.G.; KELLER, H.; REVILLA, V. Las plantas vasculares de la reserva de uso múltiple Guaraní, Misiones Argentina. **Boletín Sociedad Argentina de Botânica**, v.43, n. 3-4, p. 273-293, 2008.
- TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. The conservation value of small isolated fragments. *Tree* v. 11, n.8. 1996.
- VACCARO, S.; LONGHI, S.L.; BRENA, D. Aspectos da composição florestica e categorias sucessionais e o estado arbóreo e três subseres de uma floresta estacional decidual no município de Santa Teresa- RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.9, n.1, p. 1-18. 1999.
- VALLADARES-PADUA, C.; CULLEN, L. Distritubion, abundance and minimum viable metapopulation of the black lion tamarin. *Dodo J. Wild. Preserv. Trusts* 30, p. 80-88, 1994.
- VAZQUEZ -YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. El bosque lluvioso em América tropical: dinámica forestal, reforestación, manipulación de semillas y problemas de manejo. **Planters'Notes**, v.43, n.4, p.119-124, 1992.

- VEBLEN, T. **Regeneration dynamics in Plant succession, theory and prediction**. Edited by D.Glenn-Lewin, R. Peet and Veblen T. CHAPMANA and HALL. 1992.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, L.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE. 1991.
- VERA, N.; LÓPEZ CRISTOBAL, L.; SOSA, G.; LÓPEZ, M. Evolución florística y estructural de un bosque secundário de la reserva guarani. **YVYRARETA**, n. 14, p. 1-13. 2007.
- VICENTINI, E.; REBOUÇAS, M.; ARRUDA, R. RIBEIRO, L.F. Aspectos demográficos de espécies de *Cecropia* em fragmentos de mata ciliar da usina hidrelétrica Rio Bonito, Santa Maria de Jetibá – ES. **Natureza on line**, V.6, n.2, p.66-73, 2008.
- VIEIRA, D.C.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, n.4, p. 541-554. Out.dez. 2006.
- VIEIRA, D.L.M; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry Forest for restoration. **Restoration Ecology**, v.14, n.1, p. 11-20. 2006
- VOLPATO, M.M.L. 1994. Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio da mata atlântica: uma análise fitossociológica, 1994, 123 p. Dissertação (Mestrado em engenharia florestal). Ciências Florestais. Universidade Federal Viçosa.MG, 1994.
- WALSCHBURGER, T.; HILDEBRAND, VON P. **The first 26 year of Forest regeneration in natural and made man gaps in the colombian amazon**. Rain Forest regeneration and management. UNESCO MAB. 1991.
- WALTHER, B.A.; MORAND, S. Comparative performance of species richness estimation methods. **Parasitology**, v 116, p. 395-405. 1998.
- WARNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry Forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology** v.174, p.337-346, 2004.
- WEBER, K.S.; MIRANDA, D.L.C.; SANQUETTA, C.R. 2007. Mortalidade de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze em conseqüência de incêndio florestal na região de Palmas. Paraná. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL 8. Caxambu, MG. 2007. Anais VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG, 2007.
- WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: PICKETT and WHITE. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, 1985.
- WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of Forest tree. **Ecology**, v.70, n.3, p. 536-538, 1989.
- WHITMORE, T.C. Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Commonw. For. Abs.**, v.44, p. 767-790, 1983.
- WIJDEVEN, S.M.J.; KUZEE, M. Seed Availability as a limiting factor in Forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 8, n.4, p. 414-424, dec. 2000.
- WOODWARD, C.1995. **Relationships between Forest management practices, light conditions and regeneration of tree species in Misiones, Argentina**. Trop. Res. Int. For. Environ. Stud., New Haven, Connecticut.
- ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of araucaria Forest: The role of perches, Pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p. 507-514, 2005.

ZULOAGA, F.O.; MORRONE, O. **Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina II** monographs in Systematic Botany v.74. Missouri Bot. Garden Press- St. Louis. 1999.

ANEXOS

CAPÍTULO 1



Quatro fotos superiores: Durante e após o distúrbio por fogo no Parque Provincial Araucaria.
Quatro fotos inferiores: Levantamento de dados e grau de recuperação da área.

CAPITULO 2



Quatro fotos superiores: Dimensão do impacto da mineração do basalto. Quatro fotos inferiores: Processo de regeneração natural ao longo de dois anos.

CAPÍTULO 3



Duas fotos superiores: *Peltophorum dubium* (esquerda) e *Araucaria angustifolia* caída (direita) Parque Provincial Cruce Caballero. Seis fotos inferiores: levantamento de dados e estado de recuperação 10 anos após incêndio no Parque Provincial Araucaria.

CAPITULO 4



Quatro fotos superiores: Vistas aéreas no tempo de construção da Barragem Uruguá-í. Quatro fotos inferiores: Diferentes momentos do levantamento de dados vinte anos após a conclusão da obra.

