

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Tamanho, forma de parcelas e suficiência amostral para avaliação e monitoramento do componente vegetal de ecossistemas em restauração com cinco anos de idade no estado de São Paulo

Ariadina Callegari Ferrari Fragoso

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

Ariadina Callegari Ferrari Fragoso
Bacharel e licenciada em Ciências Biológicas

Tamanho, forma de parcelas e suficiência amostral para avaliação e monitoramento do componente vegetal de ecossistemas em restauração com cinco anos de idade no estado de São Paulo

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **RICARDO RIBEIRO RODRIGUES**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2015

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Fragoso, Ariadina Callegari Ferrari

Tamanho, forma de parcelas e suficiência amostral para avaliação e monitoramento do componente vegetal de ecossistemas em restauração com cinco anos de idade no estado de São Paulo / Ariadina Callegari Ferrari Fragoso. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.

127 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.

1. Amostragem 2. Unidade amostral 3. Intensidade amostral 4. Indicadores
5. Variabilidade I. Título

CDD 634.94
F811t

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Ao Senhor,
In memoriam à Aguelia Callegari Ferrari,
dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e por todas as oportunidades que fizeram com que eu conseguisse estar aqui. Pela força que o Senhor me deu e que não me fez desistir perante as grandes dificuldades que encontrei no caminho.

Agradeço a CAPES pelo auxílio financeiro.

Ao professor Ricardo Ribeiro Rodrigues pela orientação e pelas oportunidades dispensadas a mim.

A Giovana, que não mediu esforços para me ajudar nas horas mais impossíveis.

Ao meu amado marido, Maxwell, pelo apoio e amor incondicional, pelo consolo nos momentos difíceis, nos desesperos freqüentes e nas lágrimas infindáveis. Obrigado por estar sempre ao meu lado, por sempre me lembrar que Deus nos ama. Você é o meu presente de Deus.

Aos Irmãos, Si, Tati e Vitor pelo amor e pela caminhada.

Agradeço às minhas ajudantes de campo, que mesmo sendo um pouco rebeldes obedeciam à “CHEFA”. Sem elas não conseguiria realizar meu trabalho: Carina, Dianita, Rafa, Mari.

Ao Guilherme Peluchi pela ajuda com o abstract.

A todos do LERF que me receberam com carinho e que participaram do meu crescimento profissional.

Ao Chico e Vande pelas viagens e paciência.

A SOS Mata Atlântica por permitirem a realização de parte do meu trabalho nas áreas, além de fornecerem apoio e estrutura necessária.

A Usina Batatais, em especial ao Ismael, que proporcionou ajuda e estrutura para realização dos trabalhos de campo dentro da usina, sempre com muita disposição e irreverência.

Ao Marcelo do CIAGRI pela ajuda na parte estatística.

Ao Fabiano pela ajuda na metodologia, pelas discussões e ajuda com as plantas.

Ao Pinus pela identificação das plantas.

Aos professores Pedro *Branca*lion e Thadeu Couto pela ajuda na parte estatística e discussões.

Salmo 91

“O que habita no esconderijo do Altíssimo e descansa à sombra do Onipotente diz ao SENHOR: Meu refúgio e meu baluarte, Deus meu, em quem confio. Pois ele te livrará do laço do passarineiro e da peste perniciosa. Cobrir-te-á com as suas penas, e, sob suas asas, estarás seguro; a sua verdade é pavês e escudo. Não te assustarás do terror noturno, nem da seta que voa de dia, nem da peste que se propaga nas trevas, nem da mortandade que assola ao meio-dia. Caiam mil ao teu lado, e dez mil, à tua direita; tu não serás atingido. Somente com os teus olhos contemplarás e verás o castigo dos ímpios. Pois disseste: O SENHOR é o meu refúgio. Fizeste do Altíssimo a tua morada. Nenhum mal te sucederá, praga nenhuma chegará à tua tenda. Porque aos seus anjos dará ordens a teu respeito, para que te guardem em todos os teus caminhos. Eles te sustentarão nas suas mãos, para não tropeçares nalguma pedra. Pisarás o leão e a áspide, calcarás aos pés o leãozinho e a serpente. Porque a mim se apegou com amor, eu o livrarei; pô-lo-ei a salvo, porque conhece o meu nome. Ele me invocará, e eu lhe responderei; na sua angústia eu estarei com ele, livrá-lo-ei e o glorificarei. Saciá-lo-ei com longevidade e lhe mostrarei a minha salvação”

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	19
2.1 Porque restaurar: o histórico de degradação.....	19
2.2 Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração.....	22
2.3 Indicadores ecológicos.....	24
2.4 Amostragem.....	25
2.5 Tamanho da unidade amostral.....	27
2.6 Suficiência amostral.....	30
3 MATERIAL E MÉTODO.....	33
3.1 Áreas de estudo.....	33
3.2 Delineamento amostral.....	36
3.2.1 Tamanho e forma das parcelas.....	36
3.2.2 Amostragem da comunidade implantada.....	37
3.2.3 Amostragem da regeneração natural.....	38
3.3 Instalação do experimento.....	38
3.4 Seleção dos indicadores.....	40
3.4.1 Indicadores de composição de espécies vegetais.....	40
3.4.2 Indicadores de estrutura de espécies vegetais.....	41
3.4.3 Indicadores de funcionamento de espécies vegetais.....	42
3.5 Parâmetros avaliados.....	42
3.5.1 Cobertura de copas	42
3.5.2 Cobertura do solo por gramíneas invasoras	43
3.5.3 Falhas	43
3.5.4 Categorização dos indivíduos arbóreos e regenerantes.....	43
3.6 Avaliação dos indicadores.....	45
3.7 Análise de dados	47
3.7.1 Composição e estrutura da comunidade vegetal.....	47
3.7.2 Tamanho da parcela.....	47
3.7.3 Forma da parcela.....	48
3.7.4 Suficiência amostral	48
4 RESULTADOS.....	51
4.1 Características gerais dos projetos: composição e estrutura vegetal.....	51
4.1.2 Estrato arbóreo.....	51
4.1.2.1 Estrato arbóreo em Água Quente (A_Q)	51
4.1.2.2 Estrato arbóreo Araruama (ARA)	57
4.1.2.3 Estrato arbóreo em SOS.....	63
4.1.3 Estrato regenerante.....	68
4.1.3.1 Regeneração natural em Água Quente (A_Q)	68
4.1.3.2 Regeneração natural em Araruama (ARA)	70
4.1.3.3 Regeneração natural em SOS.....	71
4.2 Amostragem.....	72
4.2.1 Tamanho de parcela.....	72
4.2.2 Forma.....	77
4.2.3 Suficiência amostral.....	80
5 DISCUSSÃO.....	83
5.1 Características gerais dos projetos: florística e fitossociologia.....	83

5.1.1 Estrato arbóreo.....	83
5.1.2 Estrato regenerante	87
5.2 Indicadores de avaliação e monitoramento	89
5.2.1 Indicadores de composição.....	89
5.2.1.1 Riqueza.....	89
5.2.1.2 Espécies exóticas.....	91
5.2.1.3 Grupo de plantio e grupo funcional.....	92
5.2.2 Indicadores de estrutura.....	95
5.2.2.1 Altura.....	95
5.2.2.3 Área basal.....	95
5.2.3 Indicadores de funcionamento.....	96
5.2.3.1 Dispersão.....	96
5.2.3.2 Proporção de falhas (%).....	98
5.3 Amostragem.....	100
5.3.1 Tamanho de parcela.....	100
5.3.2 Forma da parcela.....	102
5.3.3 Suficiência amostral.....	103
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	105
REFERÊNCIAS.....	107
ANEXOS.....	143

RESUMO

Tamanho, forma de parcelas e suficiência amostral para avaliação e monitoramento do componente vegetal de ecossistemas em restauração com cinco anos de idade no estado de São Paulo

A avaliação e o monitoramento são etapas fundamentais para testar teorias e metodologias usadas na restauração ecológica, além de indicar ações corretivas que podem ser aplicadas para garantir o sucesso dos projetos. No entanto, para que estas atividades sejam realmente efetivas e proporcionem resultados seguros é necessário o uso de ferramentas estatísticas em seu planejamento e aplicação para que os dados obtidos sejam precisos e seguros. O objetivo deste estudo é testar o tamanho, a forma de parcelas e a suficiência amostral para avaliar e monitorar áreas em processo de restauração no Bioma Mata Atlântica com idade aproximada de cinco anos. Foram amostradas três áreas que inseridas na Floresta Estacional Semidecidual com cerca de cinco anos submetidas ao plantio total de mudas e inseridas em paisagens fragmentadas. Para amostragem foram alocadas sistematicamente 10 parcelas em SOS (Itu) e ARA (Batatais) e 7 parcelas em A_Q (Batatais) com dimensões de 12x20 m². Os indivíduos amostrados receberam uma placa numerada, e foram registradas as medidas de CAP de todos os ramos se ao menos um deles tiver CAP ≥ 10 cm. Para caracterização dos locais a regeneração natural foi amostrada em parcelas de 2x2 m² incluindo indivíduos com altura maior ou igual a 0,5 m. As parcelas foram subdivididas em 8 tamanhos diferentes, para simular o tamanho e forma de parcela ideal. Para o cálculo de tamanho de parcelas foi utilizado o método de máxima curvatura e a suficiência amostral foi determinada a partir da variabilidade do indicador, do erro e precisão predeterminados a 20%. O tamanho ideal da parcela selecionado para a maioria dos indicadores amostrados foi 90 m² (9x10 m). A comparação do coeficiente de variação e do erro amostral entre parcelas com mesma área e diferentes dimensões não foi conclusiva a respeito da melhor forma da unidade amostral que se deve utilizar nestas áreas. Os indicadores e verificadores que apresentaram menores valores de CV e erro amostral e são recomendados para estudo de áreas em restauração são número de indivíduos, número de espécies, número de espécies do grupo de plantio diversidade, número de espécies do grupo pioneiras e número de espécies zoocóricas. A suficiência amostral variou amplamente para cada indicador entre as áreas, mostrando que a variabilidade de cada local influencia diretamente o cálculo do número de parcelas ideais para amostragem. Para os indicadores selecionados nas áreas estudadas recomenda-se que seja utilizada intensidade amostral de 14,65% da área estudada ou oito parcelas de 9x10m. Apesar das dificuldades encontradas, os estudos de amostragem em restauração florestal são necessários para viabilizar o estabelecimento de um protocolo de monitoramento que tenha bases estatísticas e garanta que os dados obtidos sejam seguros e precisos, facilitando, ainda, a comparação e extrapolação de dados.

Palavras-chave: Amostragem; Unidade amostral; Intensidade amostral; Indicadores; Variabilidade

ABSTRACT

Size, shape of plots and sampling sufficiency for assessment and monitoring of the 5 aged plant component of ecosystem restoration in the state of São Paulo

The evaluation and monitoring are key steps to test theories and methodologies used in ecological restoration and indicates corrective actions that can be taken to ensure the success of the projects. The evaluation and monitoring are key steps to test theories and methodologies used in ecological restoration and indicates corrective actions that can be taken to ensure the success of the projects. However, for these activities to be really effective and provide reliable results is necessary to use statistical tools in their planning and implementation so that the obtained data is accurate and secure. The aim of this study is to test the size, shape of plots and sampling sufficiency to assess and monitor areas in restoration process in the Atlantic Forest biome aged approximately five years. Three areas that were sampled inserted in semideciduous forest with about five years subject to the total planting seedlings and inserted in fragmented landscapes. For sampling were systematically allocated 10 plots in SOS (Itu) and ARA (Batatais) and 7 plots in A_Q (Batatais) with dimensions of 12x20 m² including four tree rows with 10 individuals per row. Individuals were tagged and measured in diameter and breast height (CAP) of all branches were registered, if at least one of them had CAP \geq 10 cm. To characterize the local natural regeneration was sampled in 2x2 m² plots including individuals with greater height not exceeding 0.5 m. The plots were divided into 8 different sizes to simulate the size and shape of optimal share. For the plot size was used for calculating the maximum bending method and sample sufficiency was determined from the indicator variable, predetermined accuracy of error of 20%. The optimum size of the portion selected to most 90 m² was sampled indicators (9x10 m). The comparison of the coefficient of variation and the sampling error between fields with the same area and different dimensions was inconclusive as to the best way of sampling units that must be used in these areas. The indicators and verifiers had lower CV values and sampling error and are recommended for study areas in restoration are number of individuals, species number, number of species planting group diversity, number of pioneering group species and number of species zooocóricas. The sample sufficiency varied widely for each indicator between the areas, showing that the variability of each site directly influences the calculation of the number of plots ideal for sampling. For indicators selected in the study area is recommended to be used sampling intensity of 14.65% of the study area or eight 9x10m plots. Despite the difficulties encountered, in forest restoration sampling studies are needed to facilitate the establishment of a monitoring protocol that has statistical bases and ensure that data is safe and accurate, facilitating also the comparison and extrapolation of data.

Keywords: Sampling; Sampling unit; Sampling intensity; Indicators; Variance

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica foi uma das maiores florestas tropicais da América, cobrindo cerca de 150 milhões de hectares em condições ambientais heterogêneas (RIBEIRO *et al.*, 2009). No entanto, sua dizimação é alarmante (VIANA; TAHANAENZD; BATISTA, 1997), restando hoje cerca de 11,73% da vegetação original, incluindo florestas secundárias e pequenos fragmentos, em sua maior parte menores que 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009) e sujeitos à pressões antrópicas (FERREIRA; ALVES; SHIMABUKURO, 2014; LAURENCE, 1999; MORELLATO; HADDAD, 2000). As consequências da degradação incluem a perda de serviços ecológicos, como a biodiversidade e proteção de bacias hidrográficas, a perda bens, tais como madeira e produtos florestais não madeireiros, e a perda de meios de subsistência para pessoas que dependem das florestas (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; LAURENCE, 1999).

O desmatamento no Brasil teve início no período colonial, e esteve fortemente ligado a fatores sociais e econômicos. A exploração ocorreu, principalmente, para obtenção de recursos, como madeira, lenha, carvão e também para fornecer lugar à agricultura, pecuária, e para a construção das cidades (MORELLATO; HADDAD, 2000). Hoje, na região tropical, a pressão econômica e social ainda é muito grande, principalmente a busca por áreas para a agricultura (FERREIRA; ALVES; SHIMABUKURO, 2014; LAURENCE, 1999; JENKINS, 2003).

Diante deste quadro onde a taxa de desmatamento e fragmentação de habitat em países tropicais é tão alta, as ações para conservar, ou pelo menos minimizar, as perdas de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos são vistas como uma alternativa (JENKINS, 2003; NEPSTAD *et al.*, 2009).

Como as tendências globais na conversão e degradação dos ecossistemas continuam, a Ecologia da Restauração é considerada uma área cada vez mais importante da pesquisa, enquanto sua forma prática, a Restauração Ecológica, torna-se essencial à política ambiental (OVERBECK *et al.*, 2013). A restauração ecológica é vista como uma atividade promissora para conservar e evitar a perda da biodiversidade nos fragmentos florestais remanescentes, retardar a degradação das florestas e fornecer benefícios diretos para a sociedade, tais como a proteção de bacias hidrográficas, produtividade, fornecimento de bens e serviços ambientais,

sequestro de carbono para mitigar o aquecimento global dentre outros (YOUNG, 2000; CHAZDON, 2008; REY-BENAYAS *et al.*, 2009).

Ao contrário da idéia que se tinha no passado, restauração ecológica não é apenas a introdução aleatória e sem critérios de árvores (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009) em um local degradado. Além da restauração estrutural e fisionômica, garantir a reabilitação funcional incorporando a riqueza da biodiversidade nativa também é imprescindível (KANOWSKI *et al.*, 2003; LARJAVAARA, 2008). É objetivo da restauração criar florestas que se auto perpetuem e realmente suportem o funcionamento do ecossistema, além de serem capazes de fornecer bens e serviços ambientais à sociedade (REY-BENAYAS *et al.*, 2009; CHAZDON, 2008; LOREAU *et al.*, 2001; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Pelo fato de ser uma ciência recente, os resultados do conhecimento aplicado à restauração no passado são geralmente considerados modelos para trabalhos posteriores (VAN-DIGGELEN; GROOTJANS; HARRIS, 2001). Os resultados que temos hoje são de projetos pilotos, que testaram as metodologias e técnicas disponíveis e mostram a paisagem da evolução da ciência na prática (BRANCALION *et al.* 2010; RODRIGUES *et al.*, 2009).

Para garantir que a restauração atinja os objetivos propostos no início do projeto é necessário constante trabalho de avaliação e monitoramento (BELLOTTO *et al.*, 2009). O monitoramento é uma etapa fundamental para a constatação da eficácia das ações de restauração e para o aprimoramento de técnicas utilizadas. Além disso, possibilita recomendar ações corretivas, quando necessário, buscando impedir ou corrigir insucessos. No entanto, embora sejam fundamentais para a avaliação da eficácia das ações de restauração e para a redefinição das metodologias empregadas até o momento, iniciativas de monitoramento periódico de áreas restauradas com espécies nativas ainda são recentes e escassas (BELLOTTO *et al.*, 2009; BRANCALION *et al.*, 2012; MELO; DURIGAN, 2007; PARROTTA; KNOWLES; WUNDERLE, 1997; PULITANO; DURIGAN; DIAS, 2004; SILVEIRA; DURIGAN, 2004; SIQUEIRA, 2002; SOUZA; BATISTA, 2004).

Neste trabalho, pretende-se responder as seguintes questões:

1- Qual o melhor tamanho e forma de parcelas para ser utilizado na avaliação e monitoramento destas áreas?

2- Qual o número ideal de parcelas que se deve utilizar para caracterizar com precisão estatística os parâmetros amostrados para avaliação e monitoramento destas áreas em restauração?

Tomando por base estas perguntas, o presente trabalho buscou testar a seguinte hipótese:

H1: Áreas jovens em processo de restauração possuem grande heterogeneidade, e para amostrar sua variação uma parcela grande será mais eficiente.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Porque restaurar: o histórico de degradação

Vários autores têm argumentado que as florestas tropicais são extraordinariamente ricas em espécies, ecologicamente complexas, mas estão desaparecendo em taxas alarmantes (DIRZO; RAVEN, 2003; LAURANCE, 1999; PIMM, *et al.*, 1995; YOUNG, 2000). Frente a isto, muitos cientistas têm se preocupado em entender as causas deste problema e traçar perspectivas para o futuro da biodiversidade. Diante das evidências, muitos chegam ao consenso que a biodiversidade está em crise, e que estamos à iminência de uma nova extinção em massa (DAILY, 2001; DIRZO; RAVEN, 2003; LAURANCE, 1999; MENDENHALL; DAILY; EHRLICH, 2012; PIMM, *et al.*, 1995; WAKE; VREDENBURG, 2008).

A perda da biodiversidade e o aumento das taxas de extinção tem sido atribuída a atividades humanas, dentre as quais estão a destruição do habitat, impacto causado pela introdução de espécies exóticas invasoras e a superexploração de recursos naturais (PIMM *et al.*, 1995; LAURANCE, 1999; DIRZO; RAVEN, 2003; MENDENHALL; DAILY; EHRLICH, 2012; METZGER, 2000). Nos trópicos, assim como em outros países, os processos de perda habitat e fragmentação são indissociáveis (LAURANCE, 1999). A fragmentação, por sua vez, leva ao isolamento funcional da biodiversidade remanescente, causa erosão genética além de submeter os fragmentos a uma série de fatores que ameaçam a biodiversidade (ANJOS; ROBERT; ROBINSON, 2010; METZGER, 2000), formando um ciclo de degradação ambiental.

Em termos práticos, a perda da biodiversidade acarreta no desaparecimento de espécies na natureza, e juntamente com elas, uma série de outros organismos e processos, bióticos e abióticos, diminuindo não só a diversidade de espécies, mas também a diversidade funcional (NAEEM, 2002). Além disso, as ações e processos que levam a perda da biodiversidade também causam a perda de bens e serviços ambientais, e também causam impacto social. Lembrando que há tribos indígenas residentes em áreas naturais e que estes sobrevivem dos recursos florestais disponíveis, e sem eles estas populações estão sujeitas à perda de suas raízes culturais e históricas (LAURENCE, 1999; CHAZDON, 2008).

A dizimação da Mata Atlântica brasileira é alarmante (VIANA; TAHANAENZD; BATISTA, 1997). Com início no período colonial, a degradação deste bioma, que é um *hotspot* mundial, suprimiu grande parte da vegetação, restando apenas cerca de 11,73% da vegetação original, incluindo florestas secundárias e pequenos fragmentos. Estes, que em sua maior parte, são menores que 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009) ainda estão sujeitos à pressões antrópicas (LAURENCE, 1999; MORELLATO; HADDAD, 2000).

Neste contexto, a restauração ecológica surge como uma atividade promissora para conservar e evitar a perda da biodiversidade nos fragmentos florestais remanescentes, retardar a degradação das florestas e fornecer benefícios diretos para a sociedade, tais como a proteção de bacias hidrográficas, produtividade, fornecimento de bens e serviços ambientais e sequestro de carbono para mitigar o aquecimento global (YOUNG, 2000; CHAZDON, 2008; REY-BENAYAS *et al.*, 2009). Além disso, as florestas restauradas podem oferecer serviços ecossistêmicos e conservar os níveis de biodiversidade de forma semelhantes à vegetação pré-distúrbio (CHAZDON, 2008; REY-BENAYAS *et al.*, 2009).

Antes de ser vista como a salvadora da degradação ambiental, a restauração deve antes ser vista como esforço complementar, e não como um substituto para a conservação da biodiversidade (CHAZDON, 2008; VAUGHN *et al.*, 2010). A restauração desempenha um papel secundário, reparando o que pode ser reparado, e tentando garantir habitats para as populações remanescentes (YOUNG, 2000). Portanto, a restauração é uma consequência do uso incorreto da paisagem e dos solos por todo país, sendo apenas uma tentativa limitada de desencadear alguns processos ecológicos que permitam remediar um dano qualquer, que na maioria das vezes poderia ser evitado (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

A prática da restauração, a Restauração Ecológica, tem décadas de idade, ao menos nas suas formas mais aplicadas, tais como controle de erosão, melhoria de habitat, proteção de mananciais e reflorestamento de áreas degradadas (YOUNG, 2000; ENGEL; PARROTA, 2003; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

No início, a restauração era uma prática sem fundamentação teórica, e consistia no simples plantio silvicultural de mudas nativas e exóticas de forma aleatória (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Com o aumento pela demanda de projetos de restauração, notou-se a necessidade de desenvolver uma

base teórica através de pesquisas, profissionais qualificados e tecnologias que garantam o sucesso das tentativas de restauração, uma vez que os prejuízos são altos diante do fracasso dos projetos (PALMER; DONALD; ZEDLER, 2006; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005). Na década de oitenta a Ecologia da Restauração tornou-se uma ciência, atraindo pesquisas básicas e crescendo como uma disciplina acadêmica (ENGEL; PARROTA, 2003; YOUNG, 2000; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005). Também a partir da década de oitenta, aumentaram os incentivos às práticas de restauração, as quais têm sido prioridade no governo de alguns estados brasileiros, como São Paulo (BARBOSA; MARTINS, 2003). Além disso, houve um aumento de aplicações de recursos privados em projetos executivos (BARBOSA, 2011; BRANCALION *et al.*, 2010; FIELD *et al.*, 2007; JOLY *et al.*, 2010; MELO; DURIGAN, 2007; SORREANO, 2002). Desde então, juntamente com o aumento de interesse social e a procura para a restauração, a ciência da ecologia da restauração tem crescido rapidamente (SUDING, 2011).

Com o aumento da demanda de restauração, foi possível acompanhar os projetos e fazer uma constante revisão dos métodos de restauração utilizados (BRANCALION *et al.* 2010). Parte importante dessa evolução se deve ao processo contínuo de avaliação empírica dos erros e acertos do passado (BARBOSA *et al.*, 2003). Desde então, muitos avanços tem sido obtidos nesta área de conhecimento, onde as áreas restauradas atuam como verdadeiros laboratórios (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), permitindo testar hipóteses, modelos e observar como as áreas restauradas se comportam em diversas situações (BAUTISTA; ALLOZA, 2009; MICHENER, 1997; PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; PALMER; DONALD; ZEDLER, 2006; WHITE; WALKER, 1997; YOUNG, 2000).

No entanto, o que se tem visto é que muitos projetos de restauração ainda são baseados em tentativa-e-erro (PALMER; DONALD; ZEDLER, 2006). Há muitos projetos de restauração em prática que não foram planejados, examinados, e monitorados por profissionais qualificados (ALLEN; COVINGTON; FALK, 1997). Nos últimos 25 anos, um grande número de iniciativas de pesquisa em restauração e de projetos de restauração, não vinculados diretamente à pesquisa, foram implantados no estado de São Paulo (GANDOLFI, 2013). Este cenário é preocupante, pois não há garantias quanto à qualidade da restauração que está sendo feita. Além disso, estas iniciativas isoladas acabam por se tornar uma oportunidade perdida de se

testar novos modelos e conceitos para aprimorar a ciência. Sem contar que estes projetos tendem a estar fadados ao insucesso.

No entanto, a restauração ecológica não é uma tarefa simples, visto a grande complexidade das florestas tropicais e o grande número de interações ecológicas existentes entre os organismos (CHAZDON, 2008). Restaurar estes padrões é uma tarefa difícil e morosa. A restauração ecológica depende de processos de longo prazo que podem levar décadas ou centenas de anos para serem reestabelecidos (CHAZDON, 2008; MICHENER, 1997; WILSON *et al.*, 2011). Além disso, é uma atividade que demanda grandes investimentos financeiros, planejamento, estrutura, mão de obra capacitada que, caso forem negligenciadas, podem comprometer todo o projeto de restauração (HERRICK *et al.*, 2005; LINDENMAYER; LIKENS, 2010; WILSON *et al.*, 2011) e levar a perda de todo investimento. E não apenas isto, mas também a credibilidade da ciência e prática da restauração, que pode chegar a ser vista uma prática onerosa e mal sucedida.

Desde o início da prática da restauração ecológica algumas perguntas tem sido feitas: quando um projeto de restauração está de fato restaurado? Como avaliar o sucesso da restauração ecológica? Quais indicadores são mais apropriados para avaliar a restauração? Qual área referência ou áreas e comparação devem ser usadas? (BAUTISTA; ALLOZA, 2009; MICHENER, 1997; PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; WHITE; WALKER, 1997). Estas perguntas ainda seguem sem uma resposta clara ou definitiva.

2.2 Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração

O objetivo final da restauração é criar um ecossistema auto-sustentável, resistente à perturbação e que não necessite de assistência ou intervenção (SER, 2004). Mas como podemos saber se um projeto chegou a este estado desejado, com confiança suficiente para não mais submetê-lo a intervenções (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005)? Com o intuito de responder esta e outras questões, é que são aplicadas as atividades de avaliação e monitoramento dos projetos de restauração.

A avaliação é o elemento chave entre a prática de restauração e os avanços na ciência e tecnologia da restauração. A avaliação dos projetos é uma etapa importante, pois permite a comparação e avaliação das tecnologias e metodologias utilizadas, e ainda permite o aprimoramento destas (BAUTISTA; ALLOZA, 2009).

Além disso, a avaliação de áreas em processo de restauração permite a averiguação em campo se o projeto técnico foi adequadamente executado, o que é fundamental em projetos realizados como forma de cumprimento de termos de ajustamento de conduta e para conferir o trabalho executado por uma determinada empresa prestadora de serviços de restauração (BRANCALION *et al.*, 2012).

O monitoramento da restauração é a coleta e análise sistemática de dados que fornecem informações úteis para o desempenho do projeto em uma variedade de escalas (BLOCK *et al.*, 2001). O monitoramento pode ser uma ferramenta poderosa para obter informações acerca do projeto de restauração se os objetivos são claramente estabelecidos e a ação de monitoramento é bem aplicada, de forma rigorosa e com base científica (VAN-DIGGELEN; GROOTJANS; HARRIS, 2001). Esta atividade é mais eficaz e produtiva quando é orientado por um objetivo e quando está ligado à pesquisa, de forma conceitual, organizacional, e fisicamente (LINDENMAYER; LIKENS, 2010; NOSS, 1990). Além disso, para fornecer estimativas imparciais de variáveis resposta significativas, o desenho de monitoramento precisa incluir considerações estatísticas, tais como a distribuição de pontos de amostragem e o número de amostras (GIBBS; SNELL; CAUSTON, 1999). A escolha de um método de monitoramento para avaliar o sucesso de um projeto de restauração vai depender dos objetivos do monitoramento e da disponibilidade de recursos e da precisão (confiança) que o pesquisador deseja (GOLODETS *et al.*, 2012; ROCHEFORT *et al.*, 2013).

Lindenmayer e Likens (2010) listam as razões mais comuns de falhas e ineficiências de projetos de monitoramento de longo tempo: falta de perguntas no início do processo; delineamento experimental pobre e/ou inadequado; monitoramento inadequado dos indicadores; ausência de indicadores; desengajamento científico dos programas de monitoramento; análise incorreta ou pobre dos dados coletados; perda de dados a longo prazo; falta de financiamento; perda de gestores/pessoal envolvidos no projeto; ocorrência de grandes eventos inesperados (distúrbios naturais).

Em geral, informações científicas sobre técnicas de avaliação e monitoramento de projetos de restauração são escassas (BASH; RYAN, 2002; BAUTISTA; ALLOZA, 2009; SUDING, 2011). Alguns motivos reconhecidos para limitação destas atividades incluem restrições econômicas, políticas, científicas e técnicas (BLOCK *et al.*, 2001). Infelizmente, os projetos de restauração são geralmente associados à

altos custos, e, na maioria dos casos, o monitoramento a longo prazo é visto como mais uma atividade cara (HEGLAND *et al.*, 2010; SCHRAUTZER *et al.*, 2013). Sob esta ótica, poucos projetos são avaliados e monitorados, e quando o são, muitas vezes são feitas de forma incorreta, sem critérios, sem bases conceituais e rigor científico (LINDENMAYER; LIKENS, 2010). Além disso, a pouca informação que é recolhida é muitas vezes difícil de obter por ser pouco divulgada (BAUTISTA; ALLOZA, 2009; LINDENMAYER; LIKENS 2010; SUDING, 2011). Como consequência, a escassez de iniciativas de monitoramento e avaliação e as dificuldades de acesso ao dados, são raras as análises que avaliam os fatores e técnicas que levam ao sucesso da restauração (SUDING, 2011).

2.3 Indicadores ecológicos

Um grande número de variáveis qualitativas e quantitativas podem ser utilizados para avaliar um ecossistema (BAUTISTA; ALLOZA, 2009; NOSS, 1999). No entanto, é necessário escolher um indicador, ou conjunto de indicadores, adequados para testar as hipóteses construídas e verificar se o projeto atingiu o objetivo proposto no planejamento.

A seleção de indicadores é um dos tópicos de pesquisa mais populares em gestão de recursos naturais e conservação, no entanto, poucos indicadores foram devidamente testados ou validados (NOSS, 1999). A finalidade da avaliação e monitoramento influencia a escolha do indicador ecológico, no entanto, *trade-offs* entre as características desejáveis, custos e viabilidade muitas vezes determinam a escolha dos indicadores (DALE; BEYELER, 2001).

Quando se trata de indicadores, espera-se que eles atendam aos seguintes critérios: que sua mensuração seja fácil; que ele seja sensível a pressões sobre o sistema, sendo capaz de detectá-las; seja antecipador; deve prever mudanças que possam ser evitadas por ações de intervenção; seja integrador; tenha baixa variabilidade na resposta; responda ao estresse de uma forma previsível e cientificamente justificável e que possa ser mensurado com um nível razoável de esforço e custo (BAUTISTA; ALLOZA, 2009; DALE; BEYELER, 2001).

Idealmente, o conjunto de indicadores deve representar informações chave sobre a estrutura, função e composição da comunidade estudada. Ruiz-Jaén e Aide (2005) recomendam que para avaliar o sucesso da restauração, devem ser

amostradas pelo menos duas variáveis dentro de cada um dos três atributos do ecossistema: diversidade, estrutura e funcionamento. Para isto, as variáveis devem estar claramente relacionadas com o funcionamento do ecossistema.

Neste contexto, as plantas são o grupo mais utilizado como indicadores nos projetos de restauração (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). A cobertura vegetal e a composição são os indicadores mais utilizados para avaliar os projetos de restauração, pois se assume que a recuperação da fauna e os processos ecológicos são dependentes do estabelecimento da vegetação (ONAINDIA *et al.*, 2004; RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Além disso, as medidas associadas com a estrutura da vegetação são fáceis e rápidas de medir, e, geralmente, há pouca variação sazonal nessas medidas, o que faz com que elas sejam as mais comuns em projetos (ONAINDIA *et al.*, 2004; RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Por outro lado, os processos ecológicos não são muito utilizados no monitoramento e avaliação da restauração, pois são difíceis de serem obtidos e demandam longo tempo de medição, elevando os custos do monitoramento (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005).

2.4 Amostragem

A amostragem é uma etapa importante nos trabalhos científicos, pois é ela que determina a qualidade dos resultados do trabalho. Apesar de sua importância, há uma série de questões não resolvidas relativas à amostragem em ecologia (KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989). A pesquisa em amostragem ecológica é escassa, e, em geral, os pesquisadores utilizam técnicas gerais de amostragem clássica para análise de dados ecológicos, quando, na verdade, deveriam ser utilizadas técnicas específicas (KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989; PILLAR, 2004).

Os sistemas ecológicos, incluindo as florestas, são heterogêneos e apresentam variação não-aleatória, o que se manifesta na existência de padrões no espaço e no tempo (PILLAR, 2004; SCOLFORO; MELLO, 1997). Desta maneira, a teoria de amostragem clássica não é adequada a levantamentos ecológicos, pois assumem um universo amostral não tão complexo como os sistemas ecológicos (PILLAR, 1998). Tal complexidade resulta de alta diversidade, respostas não-lineares, interações complicadas e, mais importantes do ponto de vista da amostragem, arranjos não-aleatórios nos espaços geográfico e ecológico (KENKEL; JUHÁSZ-

NAGY; PODANI, 1989; PILLAR; ORLÓCI, 1993). Além disso, os métodos tradicionais não são capazes de calcular a suficiência amostral quando o objetivo é reconhecer padrões e interpretá-los (PILLAR, 2004).

A variabilidade física e biológica são partes da natureza, e são particularmente grandes nos ecossistemas tropicais, conhecidos pela alta biodiversidade e heterogeneidade. De modo semelhante aos pesquisadores de florestas naturais, o desafio dos restauradores é desenvolver ferramentas para avaliar os níveis aceitáveis de variabilidade em sistemas restaurados ou em restauração (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; WHITE; WALKER, 1997).

Estudos de amostragem em florestas tropicais são escassos e chamam atenção para a qualidade dos resultados obtidos em função dos métodos e da qualidade das amostragens (KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989; KERCHER; FRIESWYK; ZEDLER, 2003; YOU, 2011).

Para conhecer uma população é necessário que ela seja medida. No entanto, muitas vezes, mensurar toda a população é impraticável, desnecessário e caro (MAGURRAN, 1988). Ao invés disso, são tomadas amostras replicadas da população, para representar a comunidade em geral, diminuindo os gastos e mantendo a precisão (MCCABE, 2012). Neste caso é necessário que a amostragem seja adequada para caracterizar a população, livre de erros e de tamanho suficiente para representar os parâmetros dentro dos níveis de probabilidade requeridos (SOARES; NETO, 1997). Caso contrário a pesquisa pode resultar em inferências que não refletem a realidade da população, levando a resultados errôneos.

A amostragem é o primeiro passo em um estudo ecológico, e a escolha do método de amostragem irá necessariamente afetar as conclusões finais (KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989). A escolha do método de amostragem ideal depende do objetivo do estudo, das variáveis que o pesquisador deseja utilizar e da escala da pesquisa (KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989; PICARD *et al.*, 2010; PILLAR, 1996; PILLAR, 2004; WAGNER *et al.*, 2010). É necessário que no início da pesquisa sejam definidos os objetivos do estudo, incluindo hipóteses claras e objetivas (COE, 2008; LINDENMAYER; LIKENS, 2010). Após definir os objetivos e hipótese, o pesquisador precisa determinar que tipo de atributos da comunidade que devem ser medidos e, assim, escolher o tamanho da parcela, a forma, a frequência de amostragem e a localização das medições (BLOCK *et al.*, 2001; KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989; KORB; COVINGTON; FULE, 2003; PICARD *et al.*,

2010). Além disso, a qualidade de qualquer inferência depende da quantidade de tempo e esforço despendido, bem como o tempo de duração do estudo, a frequência de observação, tamanho da amostra, tamanho das unidades amostrais, e dos métodos de amostragem (BAASCH; TISCHEW; BRUELHEIDE, 2010; KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989; KERCHER; FRIESWYK; ZEDLER, 2003; SOARES; NETO, 1997).

Segundo Scolforo e Mello (2006), um dos problemas de se amostrar uma fisionomia florestal é a definição adequada do tamanho da unidade amostral, assim como a sua suficiência amostral, considerando que esses parâmetros devem ser obtidos de forma precisa, a fim de representar a variabilidade da população. Em geral, a escolha de um desenho amostral adequado requer um equilíbrio entre eficiência, precisão e custo (PHILLIPS *et al.*, 2003; YOU, 2011). O tamanho e o número de parcelas ideais é aquele capaz de obter amostras da população com um erro mínimo e com o menor custo possível (MCCABE, 2012; PICARD *et al.*, 2010). Para encontrar este denominador é necessário um estudo do tamanho e número de parcelas antes de realizar a amostragem.

2.5 Tamanho da unidade amostral

Em estatística, qualquer população possui uma variância populacional própria e o tamanho da amostra não é capaz de alterar a variância populacional e, conseqüentemente, o coeficiente de variação da população (BATISTA, 2006). Porém, o tamanho e a forma da unidade amostral para o estudo desta população muda a definição da população estatística sendo amostrada e conseqüentemente influencia a variância e o coeficiente de variação populacional amostrado, mas não necessariamente a média populacional real (BATISTA, 2006). Tamanhos e formas diferentes da unidade amostral podem expressar médias amostrais e coeficiente de variações diferentes, considerando que cada uma delas amostra partes distintas da população. Neste sentido, é intuito dos estudos sobre amostragem encontrar o melhor tamanho e forma de parcela que amostra a variação populacional o mais próxima da realidade com o menor erro possível e da maneira mais eficiente.

Na amostragem, decidir quanto ao número, tamanho e forma das unidades amostrais que irão compor a amostra, é uma decisão que deve ser guiada pelo contexto, especialmente em ecologia vegetal, em que o meio amostrado nem

sempre se enquadra nas condições ideais tratadas pela estatística convencional (PILLAR, 1996).

Determinar a dimensão adequada da unidade amostral em programas de restauração pode ser difícil porque não há uma escala única, "correta", ou tamanho ideal para todas as comunidades (BLOCK *et al.*, 2001). Cada caso é particular, e utilizar modelos como regras gerais pode ser perigoso e comprometer a pesquisa (GOTELLI; ELLISON, 2011).

Em geral, no estudo de amostragem são considerados pressupostos teóricos, como discutido por Augustynczyk (2011) e Bonettes (2003). Em relação ao tamanho, as unidades amostrais de menor dimensão conduzem, normalmente, a uma maior variabilidade relativa (maior coeficiente de variação) do que as parcelas de maior dimensão. Essa diferença pode ser explicada pelo arranjo espacial das árvores no povoamento. As parcelas de maior dimensão ponderam melhor o efeito produzido pela presença de núcleos mais densos de árvores e de clareiras, porque oferecem a possibilidade de incluir na área de amostragem uma representação média das condições do povoamento. Enquanto isto, as parcelas de menor dimensão podem incluir apenas áreas mais densas, áreas mais abertas ou áreas médias, o que se traduz pela tal maior variabilidade relativa.

De acordo com estes conceitos, as unidades pequenas são mais aptas para amostragem em florestas homogêneas e as unidades grandes para florestas heterogêneas, pois com unidades grandes garante-se uma maior representatividade das espécies da floresta. Logo, ao se utilizar os tamanhos ótimos de unidade amostral por classe de tamanho se ganha tempo na medição, diminuem-se os custos do inventário e se amostra com eficiência a composição florística (GAMA *et al.*, 2001).

Além disso, o tamanho das unidades amostrais é influenciado por algumas variáveis, como: variabilidade da população, custo e objetivo da amostragem (PILLAR, 1996; SOARES; NETO; SOUZA, 2011). Dependendo destes fatores, o pesquisador pode ter uma gama de possibilidades de tamanhos de unidades amostrais ou estar reduzido a poucas opções.

Em qualquer planejamento de experimentos, é necessário que o pesquisador defina adequadamente o que constituirá a unidade experimental ou parcela, visando aumentar a eficiência do experimento, mediante a redução do erro experimental (PARANAÍBA; FERREIRA; MORAIS, 2009; SOARES; NETO; SOUZA, 2011). Para

isto, recomenda-se que a parcela ideal deve ser tão grande que possa amostrar a maior variação possível da população, e pequena o suficiente para que o custo seja mínimo, ou dentro do orçamento previsto (HUSCH; MILLER; BEERS, 1982).

Para escolha do tamanho da unidade amostral, deve-se considerar também a viabilidade e o custo de utilizar um menor número de unidades amostrais maiores ou um maior número de unidades amostrais menores (PILLAR, 2004). Isso depende do objetivo do estudo e dos recursos disponíveis e das possibilidades reais em campo.

Em áreas heterogêneas, como as florestas tropicais, recomenda-se o uso da maior unidade amostral possível (HALL *et al.*, 1998; HIGUCHI; SANTOS; JARDIM, 1982; HUSCH; MILLER; BEERS, 1982; PICARD *et al.*, 2010). Segundo Cochran (1977) uma unidade amostral grande pode ser capaz de representar a alta variabilidade da população heterogênea, e a maior fonte de variação estará contida dentro das próprias unidades amostrais. Dessa forma, o coeficiente de variação em amostras de grande tamanho será menor.

Por outro lado, se o objetivo da amostragem for revelar e interpretar padrões de variação recomenda-se parcelas pequenas com grande repetição (PILLAR, 2004). Unidades amostrais pequenas em populações heterogêneas, resultam em alta variação dentro das unidades amostrais enquanto que a maior fonte de variação estará entre as unidades de amostra.

O padrão de distribuição espacial dos indivíduos também influencia na escolha do tamanho da parcela amostral, uma vez que padrões espaciais heterogêneos favorecem muitas parcelas pequenas, enquanto que padrões regulares ou espacialmente homogênea favorecem o uso de poucas parcelas grandes (AUGUSTYNCZIK, 2011; PICARD *et al.*, 2010).

Um fator a ser considerado na amostragem é o erro amostral. A utilização de um processo de amostragem, por si só, ocasiona um erro de amostragem devido à medição de apenas parte da população e não da totalidade (SOARES; NETO; SOUZA, 2011). O erro de amostragem é diferença entre a média estimada na amostra e a média real da população. Quanto menor o erro de amostragem, mais precisas são as estimativas obtidas da amostragem a serem extrapoladas para a população, o que é desejável nas pesquisas. O erro de amostragem pode ser reduzido com o incremento do tamanho da parcela (HIGUCHI; SANTOS; JARDIM, 1982, HUSCH; MILLER; BEERS, 1982), ou seja, quanto maior o tamanho da parcela, menor o erro de amostragem dentro da unidade amostral.

Em geral, utiliza-se o método de máxima curvatura (LESSMAN; ATKINS, 1963) para estimar o tamanho ideal de parcelas em plantios homogêneos. Este método consiste em representar graficamente os coeficientes de variação de cada parcela contra os respectivos tamanhos. Uma equação de regressão é formada para explicar a relação entre os coeficientes de variação e os respectivos tamanhos de parcelas (VIANA, 1999). Espera-se que quanto maior for o tamanho da parcela, menor a variação relacionada (COCHRAN, 1977). O ponto de máxima curvatura do gráfico, que pode ser obtido visualmente, aponta o tamanho ideal da unidade amostral em relação à variabilidade encontrada no meio.

2.6 Suficiência amostral

A utilização de técnicas de amostragem no planejamento de trabalhos é utilizada não só pelo fato de ser impraticável observar numericamente, na sua totalidade, determinada população em estudo, como também pelo aspecto econômico dessas investigações, conduzidos com um menor custo operacional, dentro de um menor tempo, além de possibilitar maior precisão nos respectivos resultados (COCHRAN, 1977).

Após definir o tamanho e forma da unidade amostral, é necessário estimar o número de amostras necessárias para realizar o estudo da população. No entanto, encontrar o esforço de pesquisa ideal não é uma tarefa simples, uma vez que requer um sistema que seja estudado a tal ponto que os processos "reais" possam ser assumidos como suficientemente conhecidos (BAASCH; TISCHEW; BRUELHEIDE, 2010).

O tamanho de uma amostra depende do objetivo da pesquisa, dos recursos disponíveis, da precisão requerida - dada pelo erro admissível em torno da média em determinado nível de probabilidade - da variabilidade, da característica a ser medida e do método de seleção e distribuição das unidades de amostra (SOARES; NETO; SOUZA, 2011).

Neste estudo, o critério utilizado para definir o tamanho da amostra foi o estabelecimento prévio do erro amostral e do nível de probabilidade. Esse critério de estabelecimento de tamanho de amostra é definido como método ótimo de amostragem devido ao fato de que o número de unidades de amostras a ser medido será compatível com um erro máximo preestabelecido pelo pesquisador (CAMPOS;

LEITE, 2009; PÉLLICO-NETTO; BRENA, 1997). Além disso, a variabilidade da população também tem influência direta na suficiência amostral. Sabe-se que quanto menor a variância, menor é o número de unidades amostrais necessárias para uma mesma precisão da estimativa de uma média (COCHRAN, 1977; KERSTEN; GALVÃO, 2011).

Em geral, o tamanho e número de parcelas são escolhidos pela praticidade e operacionalidade de instalação no campo, pela facilidade de medição, pela localização (PÉLLICO-NETTO; BRENA, 1997) ou até mesmo pela replicação de modelos de trabalhos publicados anteriormente (JENNIONS; MOLLER, 2003). Desta maneira, negligenciando o poder estatístico, os trabalhos estão propensos a estimar incorretamente parâmetros e tendências e fornecer resultados equivocados (JENNIONS; MOLLER, 2003).

Eckblad (1991) discute que a escolha do número de amostras é uma decisão difícil. Por um lado, utilizar muitas amostras consome tempo e recursos, tanto na coleta quanto na análise dados. Por outro lado, segundo o autor, poucas amostras podem fazer o estudo perder o sentido, ou, levar a erros de interpretação. De fato, quanto mais tempo e esforço forem investidos, mais precisamente as amostras vão ser obtidas (JENNIONS; MOLLER, 2003; KENKEL; PODANI, 1991). Em estudos de população e comunidade, o aumento do tamanho da amostra, invariavelmente resulta em melhoria na estimativa da eficiência (ECKBLAD, 1991; JENNIONS; MOLLER, 2003; PILLAR, 1996).

Para o cálculo do número ideal de parcelas, também é preciso levar em conta a precisão requerida e as limitações de custo (ECKBLAD, 1991; SOARES; NETO; SOUZA, 2011). Conhecendo o tamanho ideal da unidade amostral, é necessário estimar o número de unidades amostrais que devem ser utilizadas em campo. O tamanho ótimo da amostra deve maximizar a precisão (ECKBLAD, 1991), mantendo o custo constante ou, de forma equivalente, minimizar o custo mantendo a precisão constante (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005; SHIVER; BORDERS, 1996). Se o custo não for uma restrição, então o tamanho da amostra pode excluir este fator limitante, e o tamanho da amostra dependerá apenas da precisão requerida pelo pesquisador.

Em geral, a suficiência amostral é encontrada quando a variável de interesse começa a ter estabilidade, ou seja, quando o fato de agregar novas unidades amostrais à amostra resulta em alterações relativamente menores no valor da

variável desejada (PILLAR, 1996). O número de amostras também pode ser obtido em função da variabilidade da população, do erro e da probabilidade preestabelecido pelo pesquisador.

3 MATERIAL E MÉTODO

3.1 Áreas de estudo

Este estudo foi realizado em três áreas de reflorestamento no estado de São Paulo com cerca de 5 anos de idade. Nesta idade, espera-se que a vegetação já deva estar estabelecida e a área já deva apresentar indicadores de funcionamento do ecossistema, o que permite testar uma vasta gama de indicadores ecológicos em relação à variabilidade e suficiência amostral.

Foram selecionadas para este estudo, três áreas, sendo uma delas localizada no município de Itú e duas em Batatais, ambas no estado de São Paulo (Tabela 1).

Tabela 1 - Localização e tamanho das áreas estudadas

Área de estudo	Município	Área do projeto (ha)
Fazenda Água Quente (A_Q)	Batatais-SP	4,3
Fazenda Araruama (ARA)	Batatais-SP	3,47
Fazenda São Luiz "Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica – Brasil Kirin" (SOS)	Itú-SP	16,48

A escolha das áreas priorizou a idade, a paisagem onde estavam inseridas, a formação florestal e a metodologia de plantio utilizada (tabela 2).

Tabela 2 – Resumo das características físicas e climáticas das fazendas estudadas (continua)

Fazendas Água Quente e Araruama	Vegetação	A vegetação no local de estudo consiste de Floresta Estacional Semidecidual.
	Relevo	O município localiza-se na unidade morfoescultural do planalto ocidental paulista. Esta unidade possui o relevo levemente ondulado onde predominam as colinas amplas e baixas com topos aplainados (ROSS; MOROZ, 1997).
	Altitude	860 m
	Solo	O tipo de solo predominante é o latossolo vermelho Férrico, Distroférrico ou Epietroférrico (COOPERSUCAR, 2013).

Tabela 2 – Resumo das características físicas e climáticas das fazendas estudadas (continuação)

Fazendas Água Quente e Araruama	Clima	Segundo Köppen, o clima é do tipo Cwa- Clima subtropical de inverno seco, com temperaturas inferiores a 18°C, de abril a setembro e verão quente, com temperaturas superiores a 22°C, de outubro a março (CEPAGRI, 2013).
	Precipitação	Varia em torno de 1500 mm anual.
Fazenda São Luiz	Vegetação	A vegetação no local de estudo consiste de Floresta Estacional Semidecidual.
	Relevo	O relevo regional é classificado como “Morretes Alongados e Espigões”, com formas de relevo muito dissecadas, com topos convexos, angulosos e achatados.
	Altitude	560 m
	Solo	Os principais tipos de solo encontrados na região são argissolos distróficos e latossolos vermelhos distróficos (TORRADO, 2009).
	Clima	O clima é classificado segundo Köppen como Cwa- Clima subtropical de inverno seco, de abril a setembro e verão quente, de outubro a março (CEPAGRI, 2013). A temperatura média anual varia entre 18 a 22°C.
	Precipitação	A precipitação média anual varia entre 1100 e 1300 mm

No ano de 2005 foi realizado um trabalho de adequação ambiental das áreas de produção da Usina Batatais (áreas próprias, parceiros e fornecedores) pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal ESALQ/USP (LERF), dentre elas as áreas aqui estudadas, a fazenda Araruama e Água Quente.

As duas áreas estão localizadas geograficamente próximas dentro da Usina Batatais, ao redor de cursos d'água e inseridas em uma paisagem fragmentada cercadas por plantações de cana-de-açúcar.

Nas fazendas estudadas, o plantio foi realizado há aproximadamente 5 anos com espécies nativas, utilizando o espaçamento 3x2 m e seguindo o modelo de recobrimento e diversidade. Com relação ao número de mudas por espécie e à proporção de espécies entre os grupos, metade das mudas utilizadas no plantio contém no mínimo 10 espécies do Grupo de Preenchimento (ou Pioneiras) e a outra metade das mudas contém no mínimo 70 espécies do Grupo da Diversidade (ou Não-Pioneiras), sendo que, em cada um desses dois grupos, o número de mudas por espécie deve ser o mais igualmente distribuído possível, para evitar plantar muitas mudas de poucas espécies.

O plantio de reflorestamento da área localizada no “Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica – Brasil Kirin” (SOS) foi realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica, localizado em uma margem da represa de água que abastece a empresa Schincariol. Anteriormente ao plantio a área era destinada ao plantio de gramínea para criação de gado. Apesar de haver outros plantios de restauração ao redor da represa, a paisagem é fragmentada e os remanescentes de floresta natural próximos são pequenos.

O projeto preconizou a adoção de alta diversidade, com 80 espécies regionais nativas, plantadas em espaçamento de 3x2 m. O plantio seguiu a técnica proposta por Nave (2005), utilizando a separação das espécies em dois grupos, preenchimento e diversidade. Os grupos de plantio foram implantados na forma de modelos de linhas alternadas, sendo uma linha com indivíduos de preenchimento intercalada com uma linha de indivíduos de diversidade. As manutenções foram feitas por dois anos, conforme as necessidades técnicas identificadas da Fundação SOS Mata Atlântica.



Figura 1 - Vista geral do plantio em SOS. A - vista de uma clareira dominada por gramíneas no interior do plantio, B- vista da copa das árvores



Figura 2 - Vista geral do plantio em ARA. A e B mostram aspectos internos



Figura 3 - Vista geral do interior da área em A_Q. A - regeneração natural, B - dossel das árvores

3.2 Delineamento amostral

3.2.1 Tamanho e forma das parcelas

Para testar o melhor tamanho de parcela para ser utilizado na avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração com cinco anos de idade no interior do estado de São Paulo, foram instaladas parcelas de 12x20 m. Esta foi a maior dimensão possível de parcela dada a limitação da área dos plantios, geralmente em áreas irregulares situadas em áreas de preservação permanente ou cursos d'água.

Devido à variação dos espaçamentos nos plantios, a área de cada parcela variou alguns centímetros. De qualquer forma, a alocação das unidades amostrais de área fixa obedeceu às linhas de plantio, para que as unidades representem a área útil de cada planta (SOARES, NETO; SOUZA, 2011) (figura 4). Desta forma evita-se erros de super ou subestimação de parâmetros dependentes da área, como densidade, número de indivíduos por hectare, e volume.

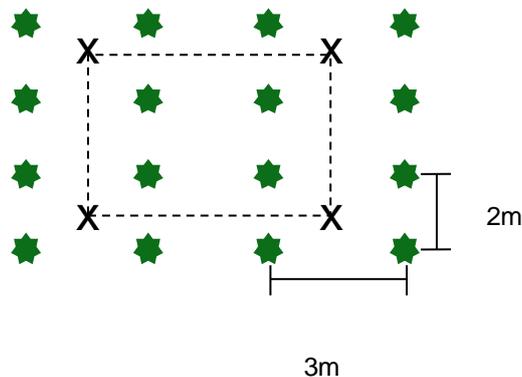


Figura 4 - Ilustração da alocação da unidade amostral no plantio

As parcelas permanentes foram marcadas por quatro canos de PVC fixos no solo, de aproximadamente 50 cm de altura, em cada vértice da parcela maior. Em cada parcela foram tomadas as coordenadas geográficas.

3.2.2 Amostragem da comunidade implantada

As medições e amostragens da vegetação do plantio seguiram a direção das linhas de plantio (figura 5). Desta forma, sabe-se a posição de cada indivíduo dentro da parcela e da linha, permitindo simulações no tamanho das amostras.

↓	1	11	21	31
	2	12	22	32
	3	13	23	33
	4	14	24	34
	5	15	25	35
	6	16	26	36
	7	17	27	37
	8	18	28	38
	9	19	29	39
	10	20	30	40

Figura 5 - Indicação da posição de cada indivíduo na parcela

Nas parcelas amostrais, cada indivíduo plantado foi marcado em campo com uma placa de alumínio numerada afixada no tronco com um prego. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados foram identificados segundo o sistema de classificação da APG III (2009) e tiveram seus nomes conferidos de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA *et al.*, 2012). Quando não foi possível a identificação da planta no campo, ramos foram coletados ou fotografados para posterior identificação no herbário ESA, da ESALQ/USP, Piracicaba, SP ou com ajuda de especialistas.

Todos os indivíduos amostrados tiveram sua altura total anotada e foram tomados nota dos CAPs dos indivíduos plantados com CAP > 10 cm. Para o caso de indivíduos bifurcados abaixo de 1,30 cm do solo, foram anotados os valores de CAP para cada fuste, quando pelo menos um deles possuía CAP > 10 cm.

A diversidade de *Shannon* (H') foi calculada para o estrato arbóreo e para a regeneração natural, com base na relação de espécies nativas regionais e no número de indivíduos de cada uma dessas espécies, assim como a equabilidade de *Pielou*.

3.2.3 Amostragem da regeneração natural

Para análise da regeneração natural, foram alocadas em campo duas subparcelas de 2x2 m, localizadas no início e fim de cada parcela amostral, uma a direita e outra a esquerda (figura 6). Em cada parcela de regeneração foram contabilizados e identificados os indivíduos maiores que 0,5m de altura.

Para o estrato regenerante foram calculados valores de diversidade, equabilidade, bem como os parâmetros fitossociológicos.

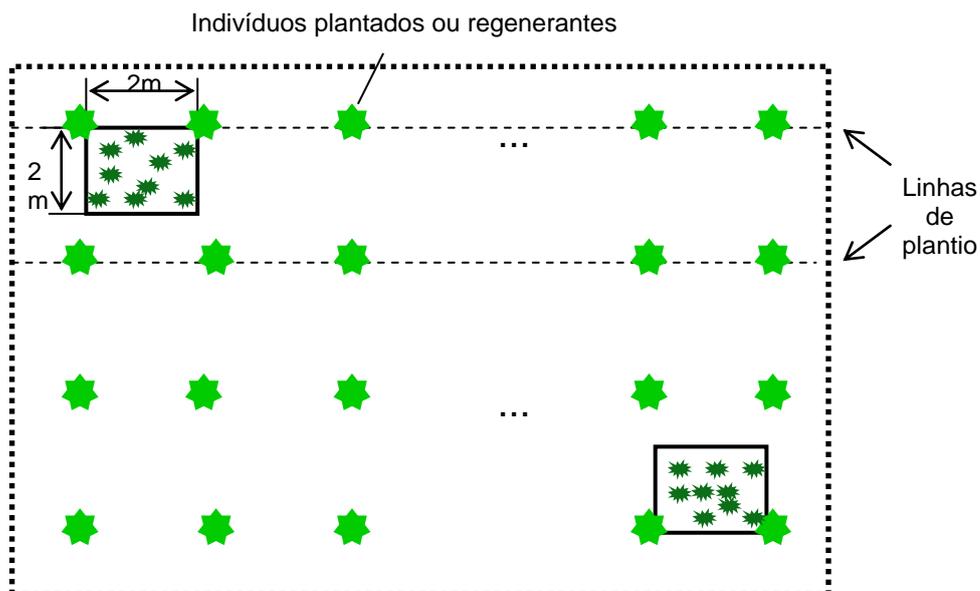


Figura 6 - Indicação da posição das parcelas de amostragem da regeneração natural

3.3 Instalação do experimento

Após as áreas serem selecionadas, foi elaborado um mapa com as coordenadas geográficas de cada fazenda, a partir dos quais as parcelas foram distribuídas sistematicamente de forma que as parcelas instaladas tenham a mesma distância entre si. A sistematização das unidades amostrais permite alocar as parcelas de forma que toda a área de estudo seja abrangida, evitando, deste modo, o agrupamento das parcelas (SOARES; NETO; SOUZA, 2011).

Na fazenda Água Quente (A_Q), foram alocadas sete parcelas permanentes e em Araruama (ARA) e na área experimental da SOS Mata atlântica em Itu (SOS) foram instaladas 10 parcelas (figuras 7, 8 e 9).

O número de parcelas para amostragem foi definido com base em estudos pilotos em inventários florestais (SOARES; NETO; SOUZA, 2011).



Figura 7 - Área amostrada na fazenda São Luiz (SOS), em Itu, SP. As áreas amostradas com 5 anos estão delimitadas em azul, vermelho, rosa, verde claro e verde escuro



Figura 8 - Área restaurada com cinco anos na fazenda Água Quente (A_Q), Batatais, SP. O local de estudo está delimitado em amarelo. Os pontos azuis indicam onde as parcelas foram alocadas



Figura 9 - Projeto de restauração com cinco anos na fazenda Araruama (ARA), Batatais, SP. A área estudada está delimitada em amarelo

3.6 Seleção dos indicadores

Os indicadores amostrados foram selecionados do “Protocolo de monitoramento para programas/projetos de restauração florestal” (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), e do método de avaliação e monitoramento desenvolvido e utilizado pelos pesquisadores e alunos do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) da ESALQ/USP.

Foi selecionado o maior número de indicadores possíveis encontrados na literatura para medição neste estudo, pois desta forma será possível selecionar os indicadores mais representativos da área e aqueles que apresentem menor variabilidade, e por consequência, menor suficiência amostral.

Os indicadores foram divididos em três classes, composição, estrutura e funcionamento.

3.4.1 Indicadores de composição de espécies vegetais

A composição das espécies de uma área em processo de restauração diz respeito às espécies e aos grupos funcionais que integram a comunidade vegetal. Diferentes indicadores podem ser avaliados para caracterizar esse atributo, tal como a riqueza e a diversidade de espécies nativas regionais, a presença de gramíneas e de árvores exóticas invasoras e não invasoras, os diferentes grupos funcionais em que as espécies nativas regionais estão agrupadas, tal como em relação à forma de vida, ao grupo sucessional, ao grupo de plantio (preenchimento e diversidade), à perda foliar, à síndrome de polinização, à síndrome de dispersão de sementes, às espécies-chave para a fauna, às fixadoras de nitrogênio, e assim por diante (BRANCALION *et al.*, 2012).

Neste trabalho, foram utilizados os seguintes indicadores de composição:

- Número total de indivíduos no plantio;
- Número de espécies;
- Número de indivíduos por projeto de restauração (verificadores: número de indivíduos exóticos invasores e número de indivíduos nativos);
- Número de indivíduos por grupo de plantio (verificadores: número de indivíduos do grupo de “recobrimento” e número de indivíduos do grupo de “diversidade”);
- Número de indivíduos por grupo sucessional (verificadores: número de indivíduos do grupo sucessional “pioneiros” e número de indivíduos do grupo sucessional “não pioneiros”);

3.4.2 Indicadores de estrutura de espécies vegetais

A estrutura diz respeito à forma como a comunidade vegetal está organizada espacialmente. A estrutura da vegetação deve ser entendida como o agregado quantitativo de unidades funcionais, ou seja, a ocupação espacial dos componentes de uma massa vegetal, que é caracterizada pela distribuição de espécies e indivíduos numa área florestal, sendo o resultado dos hábitos de crescimento das espécies e das condições ambientais onde esse povoamento se originou e desenvolveu (BRANCALION *et al.*, 2012). Diferentes indicadores podem ser avaliados para caracterizar esse atributo, tal como a altura média do dossel, a presença de indivíduos emergentes, o número de estratos, a cobertura do solo pela copa das árvores.

Foram adotados os seguintes indicadores da classe estrutura:

-Área basal (m²/ha);

-Altura (m).

3.4.3 Indicadores de funcionamento de espécies vegetais

Segundo Brancalion *et al.* (2012), o funcionamento da área em processo de restauração diz respeito ao restabelecimento dos processos ecológicos que permitem a auto-perpetuação da comunidade vegetal. Segundo os autores, diferentes indicadores podem ser avaliados para caracterizar esse atributo, tal como a mortalidade, herbivoria, predação de sementes, fenologia, polinização, frutificação, dispersão de sementes, chuva de sementes, recrutamento, fluxo gênico, a sucessão secundária, ciclagem de nutrientes, formação de serapilheira, restabelecimento da fauna, acúmulo de biomassa, e assim por diante.

Neste trabalho foram amostrados os seguintes indicadores de funcionamento:

-Dispersão (verificadores: número de indivíduos zoocóricos e número de indivíduos não zoocóticos);

-Falhas.

3.5 Parâmetros avaliados para caracterização dos projetos

3.5.1 Cobertura de copas

A cobertura de copas foi obtida pelo método de intersecção de linhas. Neste método, uma trena é esticada em diagonal à parcela, onde são anotadas as medidas da projeção perpendicular das copas sobre a trena (figura 10). O cálculo será obtido pela soma das medidas dos trechos da linha amostral cobertos por copa (m), em relação ao comprimento da linha, baseado na soma dos comprimentos não cobertos por copa obtida pela fórmula: $C\% = [L_{total} - (L_1 + L_2 + L_3 + L_4 + \dots + L_n) \times 100] / L_{total}$, onde $C\%$ = cobertura percentual de copas; L_{total} = comprimento total da trena, L_n = projeção dos espaços vazios i na trena (m).

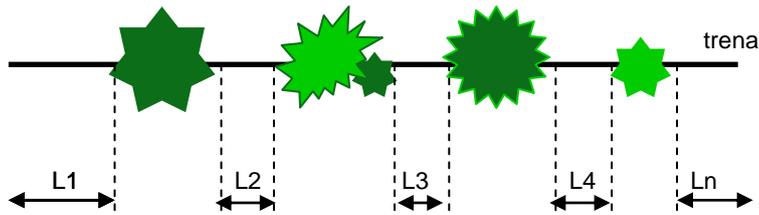


Figura 10 - Esquema de estimativa da cobertura de copas

3.5.2 Cobertura do solo por gramíneas invasoras

A avaliação da cobertura do solo por gramíneas invasoras permite uma boa indicação sobre as necessidades de intervenção nas áreas de plantio a respeito das práticas de controle e manutenção de plantas daninhas. Essa avaliação é feita visualmente, em porcentagem, da área coberta por gramíneas dentro dos limites da parcela de tamanho 12x20 m.

3.5.3 Falhas

São consideradas como falhas locais onde as mudas estão mortas ou onde as covas estão vazias, o qual pode ser facilmente localizado pela projeção do espaçamento de plantio. Cabe ressaltar que algumas mudas podem perder folhas devido aos estresses de plantio ou à deciduidade natural. Neste caso, o caule da muda deve ser criteriosamente analisado para saber se o mesmo está seco ou ainda está vivo, raspando cuidadosamente o caule sem danificá-lo, pois as mudas podem rebrotar caso estejam vivas.

3.5.4 Categorização dos indivíduos arbóreos e regenerantes

Os indivíduos arbóreos encontrados no plantio foram categorizados em grupos funcionais de plantio, sendo eles recobrimento ou diversidade, como recomendado pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (NAVE 2005; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). As espécies do grupo recobrimento constituído por espécies que possuem bom crescimento “e” boa cobertura de copa, proporcionando o rápido fechamento da área plantada. A maioria dessas espécies é classificada como Pioneira, mas as espécies Secundárias Iniciais também fazem parte desse grupo. No grupo de diversidade incluem-se as espécies que não

possuem bom crescimento “e/ou” nem boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que são as espécies desse grupo que irão gradualmente substituir as do grupo de preenchimento quando essas entrarem em senescência, ocupando definitivamente a área restaurada e garantindo sua condução de forma sustentável. Incluem-se nesse grupo todas as demais espécies regionais não pertencentes ao grupo de preenchimento, inclusive espécies de outras formas de vegetais que não as arbóreas, como as arvoretas, os arbustos e herbáceas, tanto epífitas como terrestres.

As espécies também foram agrupadas em Grupos sucessionais, considerando dois grupos: pioneiras e não pioneiras (inclui espécies secundárias tardias e clímax), utilizando literatura especializada.

As espécies também foram categorizadas quanto à síndrome de dispersão (VAN DER PIJL, 1982), sendo divididas em: zoocóricas = espécies cujas sementes são dispersas por animais; autocóricas = espécies que dispersam suas sementes pela abertura espontânea de seus frutos; anemocóricas = espécies que têm suas sementes dispersas pela ação do vento.

A classificação da origem fitogeográfica foi feita para o estrato arbóreo e regenerante considerando espécies nativas ou exóticas, baseado na ocorrência natural em formações vegetacionais da região.

3.6 Avaliação dos indicadores

Os dados foram avaliados individualmente para cada área, levando-se em consideração aspectos técnicos desejados e recomendados pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) ESALQ/USP, com os critérios estabelecidos pela legislação vigente no estado de São Paulo para restauração florestal de áreas degradadas (Resolução SMA nº. 08/2008) e as recomendações do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (BELLOTTO *et al.*, 2009).

De acordo com os valores obtidos para cada indicador, as áreas foram classificadas de acordo com os intervalos utilizados no LERF/ESALQ/USP (tabela 3).

Tabela 3 - Parâmetros de diversidade, estrutura e processos ecológicos avaliados e respectivos níveis de aceitação usados no monitoramento da restauração florestal pelo método de plantio de mudas utilizado pelo LERF/ESALQ/USP

Grupo de indivíduos	Parâmetro	Aceitável	Preocupante, com sugestões para melhoria	Demanda ações imediatas de correção		
Plantados e regenerantes	Densidade geral de espécies não invasoras (ind.ha ⁻¹)	≥ 1500	883 ≤ d < 1500	< 883		
	Espacialização dos grupos sucessionais (%)	75 < ind. ≤ 100	50 < ind. ≤ 75	≤ 50		
		0,5 ≤ idade < 1 ano	≥ 50	30 ≤ H < 50	< 30	
		Altura média (cm)	1 ≤ idade < 2 anos	≥ 150	100 ≤ H < 150	< 100
			2 ≤ idade < 3 anos	≥ 250	150 ≤ H < 250	< 150
			≥ 3 anos	≥ 400	250 ≤ H < 400	< 250
Plantados	Nº espécies regionais	≥ 60	40 ≤ N < 60	< 40		
	Equidade (E) de espécies regionais	≥ 0,8	0,7 ≤ E < 0,8	< 0,7		
	Ind. recobrimento (%) ou Ind. pioneiros (%)	40 ≤ P < 60	30 ≤ P < 40 ou 60 ≤ P < 70	< 30 ou ≥ 70		
	Ind. zoocóricos (%)	idade ≤ 1 ano	--	--	--	
		idade ≤ 2 anos	≥ 40	20 ≤ Z < 40	< 20	
		idade ≤ 3 anos	≥ 60	40 ≤ C < 60	< 40	
		idade > 3 anos	≥ 100	70 ≤ C < 100	< 70	
	Nº indivíduos exóticos invasores (%)	0	0 < ind. < 15	≥ 15		
Nº de espécies regenerantes regionais (se idade > 1 ano)	≥ 10	5 ≤ N < 10	< 5			
Regenerantes	Densidade de regenerantes regionais (ind.ha ⁻¹) (se idade > 1 ano)	≥ 1500	500 ≤ d < 1500	< 500		
	Densidade de regenerantes exóticos invasores (ind.ha ⁻¹) (se idade > 1 ano)	0	0 < d ≤ 500	> 500		
Herbáceas	Cobertura média de herbáceas agressivas (%)	< 25	25 ≤ C < 50	≥ 50		

3.7 Análise de dados

3.7.1 Composição e estrutura da comunidade vegetal

A caracterização da vegetação arbustivo-arbórea foi feita com base nos parâmetros fitossociológicos de densidade, dominância, frequência e valor de importância (absolutos e relativos) de acordo com Muellerdombois e Ellenberg, (1974). Além destes foram calculados os índices de equidade de *Pielou*, e diversidade de *Shannon*. O critério de inclusão foi CAP > 10 cm, e todos os cálculos foram realizados utilizando o *software* Excel.

3.7.2 Tamanho de parcela

Como a posição de cada indivíduo é conhecida dentro da parcela, é possível fazer simulações de tamanhos e formas de parcelas diferentes dentro da parcela amostrada. Na tabela 4 encontra-se a descrição das subdivisões realizadas.

Tabela 4 - Descrição das dimensões da subparcelas

Tamanho	Dimensão (m)	Área	Indivíduos	Disposição em campo
1	3x10	30 m ²	5	Cinco indivíduos na mesma linha
2	3x20	60 m ²	10	Dez indivíduos na mesma linha
3	6x10	60 m ²	10	Cinco indivíduos em duas linhas adjacentes
4	6x20	120 m ²	20	Duas linhas adjacentes com dez indivíduos em cada linha
5	9x10	90 m ²	15	Cinco indivíduos em três linhas adjacentes
6	9x20	180 m ²	30	Dez indivíduos em três linhas adjacentes
7	12x10	120 m ²	20	Cinco indivíduos em quatro linhas adjacentes
8	12x20	240 m ²	40	Dez indivíduos em quatro linhas adjacentes

Para manter a sistematização na amostragem, a parcela inicial foi subdividida apenas uma vez em 8 tamanhos, considerando o ponto inicial da amostragem como ponto referência para as subdivisões.

Para obtenção do tamanho ideal da parcela, foi utilizado o método de curvatura máxima ou método de máxima curvatura (FEDERER, 1955). Neste método, os coeficientes da variação experimental obtidos na análise de variância são plotados

em função do tamanho da parcela experimental, e então é traçada uma linha que represente a relação entre o tamanho da parcela e o seu coeficiente de variação, para a qual espera-se que tenha a forma de um J invertido. Em seguida, por inspeção visual, identifica-se o ponto da máxima curvatura, a partir do qual assume-se que o aumento no tamanho da parcela não provoca mudança importante na estimativa do parâmetro. Este ponto corresponde ao tamanho ótimo da parcela.

3.7.3 Forma da parcela

A forma da parcela foi analisada considerando as parcelas amostrais com mesma área e formato distinto, possibilitando julgar qual a melhor disposição em campo das parcelas amostrais. A seleção da melhor forma de parcela será a partir da análise do Coeficiente de Variação de cada indicador amostrado bem como do erro amostral (com $p=0,2$). Desta forma, espera-se que a forma ideal de parcela apresente menor CV e erro amostral na amostragem dos indicadores analisados.

3.7.4 Suficiência amostral

Será calculada a suficiência amostral para cada indicador amostrado considerando cada um dos tamanhos de parcela para as três áreas amostradas, considerando o coeficiente de variação obtido da população, do erro e da precisão, de acordo com a fórmula 1.

$$n = \frac{t^2 \cdot (CV)^2}{\frac{(E\%)^2 + t^2 \cdot (CV)^2}{N}} \quad (1)$$

Onde:

n = tamanho da amostra;

t = valor tabelado de "t" de *Student*, a dado nível de significância (α) e $n-1$ graus de liberdade;

CV= coeficiente de variação;

$E\%$ = precisão requerida ou erro admissível em torno as média, em porcentagem;

N = número total de unidades de amostra na população.

Esta fórmula é utilizada em inventários florestais para o cálculo de suficiência amostral quando a população é finita. Ela foi selecionada por ser simples e com aplicação rápida e de fácil interpretação, além disso ela permite a simulação de diferentes níveis de precisão, erro, e também de suficiência amostral, permitindo ao pesquisador ponderar entre estes três parâmetros. A precisão ou erro (E) são escolhidos pelo pesquisador. O valor de t depende do nível de probabilidade escolhido e dos graus de liberdade, que são o número de parcelas amostradas.

Neste trabalho o valor de erro e probabilidade utilizados foram 20%, valor este maior do que os trabalhos de inventário de florestas plantadas devido ao fato de se tratar de uma área natural com alta heterogeneidade.

4 RESULTADOS

4.1 Características gerais dos projetos: composição e estrutura vegetal

O reflorestamento localizado no município de Itú (SOS) encontrou-se infestado por gramíneas invasoras. Não houve a formação de um dossel contínuo, além disso, as falhas são notórias e a regeneração natural escassa. Percebe-se que a disposição das espécies no plantio não favoreceu o sombreamento, uma vez que foram encontradas espécies com copas pequenas e/ou ralas juntas, enquanto as espécies que possuem características de sombreadoras encontravam-se esparsas. Além disso, nota-se, na disposição espacial do plantio, um agrupamento de indivíduos da mesma espécie na mesma linha ou em linhas paralelas, formando pequenos aglomerados.

O projeto em ARA caracterizou-se pela baixa densidade de gramíneas e baixa expressão da regeneração natural, presente apenas em alguns pontos isolados. Este cenário pode ter sido resultado da influência da matriz onde o projeto está inserido. A área restaurada está localizada em uma Área de Preservação Permanente, e a matriz ao redor é constituída de cana de açúcar com alguns pequenos fragmentos florestais esparsos, dificultando a chegada de propágulos e, desta forma, a presença da regeneração natural alóctone.

Em A_Q o plantio apresentou poucas falhas, permitindo que o dossel se estruture de forma mais densa, e a regeneração natural é expressiva e as gramíneas em baixa densidade. Esta área está localizada próxima a um pequeno fragmento florestal, que pode atuar como fonte de propágulos para a regeneração natural da área.

A cobertura de copas (%) para as três áreas foi muito baixa e demanda ações imediatas de correção. A cobertura de herbáceas invasoras (%) foi aceitável em A_Q, já em SOS e ARA há demanda de ações imediatas de correção.

4.1.2 Estrato arbóreo

4.1.2.1 Estrato arbóreo em Água Quente (A_Q)

No plantio de restauração na fazenda A_Q, município de Batatais, foram amostradas sete parcelas, totalizando 0,163 ha amostrados. Nesta área foram contabilizados 185 indivíduos distribuídos em 52 espécies e 22 famílias. Dois indivíduos foram identificados apenas a nível de gênero e nove indivíduos não foram identificados em qualquer categoria taxonômica. Ainda, foram contabilizadas 546 falhas/ha, que representa a mortalidade das mudas plantadas.

As famílias com maior número de espécies na área em processo de restauração em A_Q foram Fabaceae (14) e Malvaceae (5), representando juntas cerca de 44,1% das espécies amostradas. As famílias com maior número de indivíduos foram: Fabaceae (53), Myrtaceae (24), Anacardiaceae (18) e Malvaceae (16), representando juntas 59,6% dos indivíduos.

Na fazenda A_Q, as espécies exóticas encontradas foram: *Bixa orellana* (4), *Cordia myxa* (4), *Genipa americana* (3), *Poincianella pluviosa* var. *peltophoroides* (3), *Schizolobium parahyba* (3), *Annona muricata* (2), *Hovenia dulcis* (2), *Triplaris americana* (2), *Melia Azedarach* (1), *Clitoria fairchildiana* (1), *Lafoensia glyptocarpa* (1) e *Pterocarpus rohrii* (1). Estes indivíduos exóticos representam 19,2% das espécies (10) e 16,6% dos indivíduos (31) encontradas no plantio. Já as espécies nativas são 33 (63,5%), distribuídas em 146 indivíduos (78,5%).

Das 52 espécies amostradas, incluindo as não identificadas, 37 pertencem ao grupo de plantio diversidade (71%) e 15 ao grupo de recobrimento (29%), enquanto que os indivíduos somam 61% do grupo de diversidade e 38,7% no grupo de recobrimento. A maioria das espécies (53,8%) e dos indivíduos (63,4%) são classificados no grupo pioneiros.

Tabela 5 - Lista das espécies e famílias presentes em Água Quente. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, Zoo=zoocórica, Auto= autocórica, Ane= anemocórica, NP= não pioneira, Nc= não classificada (continua)

Espécie	Nome popular	GP	GF	SD	Flor	Frut
Anacardiaceae						
<i>Melia Azedarach</i> L.		D	Nc	Nc	Nc	Nc
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira verdadeira	D	NP	Ane	Jun-set	Set-out
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira pimenteira	R	P	Zoo	Dez	Fev-mai
Annoaceae						
<i>Annona muricata</i> L.	Graviola	D	Nc	Zoo	Out-nov	Dez-abr
<i>Annona</i> L.		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Bignoniaceae						

Tabela 5 - Lista das espécies e famílias presentes em Água Quente. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, Zoo=zoocórica, Auto= autocórica, Ane= anemocórica, NP= não pioneira, Nc= não classificada (continuação)

Espécie	Nome popular	GP	GF	SD	Flor	Frut
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba	D	P	Ane	Set-out	Ago-Set
Bixaceae						
<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	Ex	Nc	Zoo	Nc	Nc
Boraginaceae						
<i>Cordia myxa</i> L.	Baba de boi	Ex	Nc	Zoo	NC	NC
Calophyllaceae						
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	D	NP	Zoo	Set-nov	Jan-abr
Clusiaceae						
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Bicuíba	D	NP	Zoo	Jun-jan	Nov-mai
Euphorbiaceae						
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'água	R	P	Auto	Jan	Ago-Set
Fabaceae						
<i>Albizia</i> Durazz.		D	NP	Nc	Nc	Nc
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	Angico vermelho	R	P	Auto	Otu-dez	Mai-jun
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	D	NP	Auto	Dez-mai	Mai-jul
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Baru	D	NP	Auto	Out-abr	Mai-ago
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timboril	R	P	Zoo	Ago-jan	Mai-out
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	R	P	Zoo	Out-fev	Mar-mai
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Cabreúva	D	NP	Ane	Set-out	Nov-dez
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico branco	D	P	Ane	Jan-dez	Mar-set
<i>Poincianella pluviosa</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Sibipiruna	D	NP	Auto	Ago-jan	Abr-ago
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl		D	NP	Ane	Out-dez	Mai-ago
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim bravo	D	P	Ane	Jan-mar	Mai-ago
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvú	Ex	Nc	Ane	Ago-nov	Mar-jun
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Pau cigarra	R	NP	Ane	Dez-abr	Mai-set
<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	Cambaí	R	P	Auto	Set-nov	Set-nov
Lamiaceae						
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanqueira	R	P	Zoo	Out-jan	Jan-abr
Lauraceae						
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canelinha	D	NP	Zoo	Nc	Nc
Lythraceae						

Tabela 5 - Lista das espécies e famílias presentes em Água Quente. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, Zoo=zoocórica, Auto= autocórica, Ane= anemocórica, NP= não pioneira, Nc= não classificada (continuação)

Espécie	Nome popular	GP	GF	SD	Flor	Frut
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Mirindiba	R	P	Ane	Jun-ago	Set-nov
Malvaceae						
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pente de macaco	R	P	Zoo	Dez-abr	Set-dez
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira	D	P	Ane	Fev-jul	Jun-nov
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	R	P	Auto	Set-dez	Abr
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Algodoeiro	R	P	Ane	Jun-jul	Set-out
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita cavalo	R	P	Ane	Mar-jun	Jun-set
Meliaceae						
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	D	NP	Ane	Out	Jun-set
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	D	NP	Zoo	Nov-dez	Nov-dez
Myrtaceae						
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	D	NP	Zoo	Ago-out	Out-jan
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	D	Nc	Zoo	Nc	Nc
Polygonaceae						
<i>Triplaris americana</i> L.	Pau formiga	R	P	Ane	Nc	Nc
Primulaceae						
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca graúda	D	P	Zoo	Jun-jul	Jan-fev
Rhamnaceae						
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva japonesa	Ex	Nc	Zoo	Ago-fev	Mar-out
Rubiaceae						
<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	Ex	Nc	Zoo	Out-jan	Nov-jan
Solanaceae						
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Fumo bravo	R	P	Zoo	Out-mai	Mai-jun
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	D	P	Zoo	Out-jan	Jul-Out
Indeterminada						
Indeterminada 1		D	Nc	Nc	Nc	Nc
indeterminada 2		D	Nc	Nc	Nc	Nc
indeterminada 3		D	Nc	Nc	Nc	Nc
indeterminada 4		D	Nc	Nc	Nc	Nc
indeterminada 5		D	Nc	Nc	Nc	Nc
indeterminada 6		D	Nc	Nc	Nc	Nc
indeterminada 7		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 8		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 9		D	Nc	Nc	Nc	Nc

Em A_Q, tanto para o conjunto de espécies amostradas quanto para o número de indivíduos o pico de floração foi de setembro a janeiro, e o pico de frutificação foi de maio a setembro. O pico de frutificação das espécies e dos indivíduos com síndrome de dispersão zoocórica e anemocórica foram os mesmos, entre outubro a janeiro, durante o período chuvoso. As espécies anemocóricas não apresentaram um padrão definido.

A maior parte das espécies (36,5%) e dos indivíduos (46,8%) são dispersas por animais. A segunda síndrome de dispersão predominante é a anemocórica, seguida da autocórica. O número de indivíduos zoocóricos encontra-se no limite aceitável.

Psidium guajava foi a espécie com maior número de indivíduos (18), maior valor de densidade absoluta (75 ind.m⁻²). Já *Senna multijuga*, representada por 13 indivíduos, apresentou o maior valor de importância (28,4) e valor de cobertura (24,1).

O valor de área basal total para a área foi 1,66 m²/ha, com destaque para as espécies *Senna multijuga* (0,28 m²/ha) e *Heliocarpus popayanensis* (0,21 m²/ha), ambas espécies pioneiras do grupo de recobrimento.

O índice de diversidade de Shannon foi 3,75 e o valor de equidade foi 0,95, indicando que este plantio é diverso e os indivíduos estão bem distribuídos entre as espécies presentes comparado à valores de outros plantios.

Os parâmetros fitossociológicos estão descritos na tabela 6.

Tabela 6 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em Água Quente, onde AB=área basal, N= número de indivíduos, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, Fa=frequência absoluta, Fr= frequência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura

Espécie	AB	N	DA	DR	DoA	DoR	Fa	Fr	VI	Vc
<i>Psidium guajava</i> L.	0,019	18	75,0	9,7	0,2	1,1	71,4	4,3	15,1	10,9
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	0,286	13	54,2	7,0	2,9	17,2	71,4	4,3	28,5	24,2
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	0,070	12	50,0	6,5	0,7	4,2	42,9	2,6	13,2	10,7
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	0,034	9	37,5	4,9	0,3	2,1	57,1	3,4	10,3	6,9
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0,113	9	37,5	4,9	1,1	6,8	71,4	4,3	15,9	11,6
<i>Croton urucurana</i> Baill.	0,088	8	33,3	4,3	0,9	5,3	42,9	2,6	12,2	9,6
<i>Inga marginata</i> Willd.	0,013	8	33,3	4,3	0,1	0,8	71,4	4,3	9,4	5,1
<i>Cordia myxa</i> L.	0,112	7	29,2	3,8	1,1	6,7	71,4	4,3	14,8	10,5
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,000	6	25,0	3,2	0,0	0,0	57,1	3,4	6,7	3,2
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0,107	6	25,0	3,2	1,1	6,4	57,1	3,4	13,1	9,7

Tabela 6 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em Água Quente, onde AB=área basal, N= número de indivíduos, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, Fa=freqüência absoluta, Fr= freqüência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura

Espécie	AB	N	DA	DR	DoA	DoR	Fa	Fr	VI	Vc
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	0,059	6	25,0	3,2	0,6	3,5	42,9	2,6	9,3	6,8
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0,024	5	20,8	2,7	0,2	1,5	57,1	3,4	7,6	4,2
<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	0,034	5	20,8	2,7	0,3	2,0	42,9	2,6	7,3	4,7
<i>Bixa orellana</i> L.	0,005	4	16,7	2,2	0,1	0,3	28,6	1,7	4,2	2,5
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0,024	4	16,7	2,2	0,2	1,5	42,9	2,6	6,2	3,6
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0,071	4	16,7	2,2	0,7	4,3	28,6	1,7	8,1	6,4
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,076	4	16,7	2,2	0,8	4,5	28,6	1,7	8,4	6,7
<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	0,042	4	16,7	2,2	0,4	2,5	42,9	2,6	7,2	4,7
<i>Genipa americana</i> L.	0,009	3	12,5	1,6	0,1	0,6	14,3	0,9	3,0	2,2
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	0,001	3	12,5	1,6	0,0	0,1	28,6	1,7	3,4	1,7
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	0,211	3	12,5	1,6	2,1	12,7	14,3	0,9	15,1	14,3
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	0,008	3	12,5	1,6	0,1	0,5	28,6	1,7	3,8	2,1
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	0,011	3	12,5	1,6	0,1	0,6	42,9	2,6	4,8	2,3
<i>Poincianella pluviosa</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) L.P. Queiroz	0,001	3	12,5	1,6	0,0	0,1	28,6	1,7	3,4	1,7
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	0,062	3	12,5	1,6	0,6	3,7	42,9	2,6	7,9	5,3
<i>Annona</i> L.	0,010	2	8,3	1,1	0,1	0,6	28,6	1,7	3,4	1,7
<i>Annona muricata</i> L.	0,005	2	8,3	1,1	0,0	0,3	28,6	1,7	3,1	1,4
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	0,000	2	8,3	1,1	0,0	0,0	28,6	1,7	2,8	1,1
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	0,018	2	8,3	1,1	0,2	1,1	14,3	0,9	3,0	2,2
<i>Triplaris americana</i> L.	0,004	2	8,3	1,1	0,0	0,3	28,6	1,7	3,1	1,4
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	0	1	4,2	0,5	0,0	0,0	14,3	0,9	1,4	0,5
<i>Albizia</i> Durazz.	0,001	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,6
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	0,027	1	4,2	0,5	0,3	1,6	14,3	0,9	3,0	2,2
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	0,002	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,6
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	0,002	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,7
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	0,000	1	4,2	0,5	0,0	0,0	100,0	6,0	6,5	0,5
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0,040	1	4,2	0,5	0,4	2,4	14,3	0,9	3,8	2,9
Indeterminada 1	0,003	1	4,2	0,5	0,0	0,2	28,6	1,7	2,4	0,7
indeterminada 2	0,002	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,7
indeterminada 3	0,000	1	4,2	0,5	0,0	0,0	14,3	0,9	1,4	0,5
indeterminada 4	0,003	1	4,2	0,5	0,0	0,2	14,3	0,9	1,5	0,7
indeterminada 5	0,001	1	4,2	0,5	0,0	0,0	14,3	0,9	1,4	0,6
indeterminada 6	0,001	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,6
indeterminada 7	0,000	1	4,2	0,5	0,0	0,0	14,3	0,9	1,4	0,5
Indeterminada 8	0,002	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,6
Indeterminada 9	0,001	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,6

Tabela 6 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em Água Quente, onde AB=área basal, N= número de indivíduos, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, Fa=frequência absoluta, Fr= frequência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura

Espécie	(continuação)									
	AB	N	DA	DR	DoA	DoR	Fa	Fr	VI	Vc
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	0,002	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,7
<i>Melia Azedarach</i> L.	0,003	1	4,2	0,5	0,0	0,2	14,3	0,9	1,6	0,7
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0,054	1	4,2	0,5	0,5	3,3	14,3	0,9	4,7	3,8
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	0,000	1	4,2	0,5	0,0	0,0	14,3	0,9	1,4	0,5
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0,003	1	4,2	0,5	0,0	0,2	14,3	0,9	1,5	0,7
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	0,002	1	4,2	0,5	0,0	0,1	14,3	0,9	1,5	0,7

4.1.2.2 Estrato arbóreo Araruama (ARA)

Em Araruama, município de Batatais, foram amostradas 10 parcelas de 12x20 m², somando 0,267 ha. Nesta área foram contabilizados 309 indivíduos distribuídos em 69 espécies e 27 famílias (tabela 7), sendo um indivíduo identificado a nível de gênero, um indivíduo a nível de família e nove indivíduos não foram identificados em qualquer categoria taxonômica. Ainda, foram contabilizadas 307,1 falhas/ha, que representa a mortalidade das espécies plantadas.

Destacam-se como famílias mais ricas Fabaceae (16), Malvaceae (5) e Myrtaceae (5). Estas também foram as famílias com maior representatividade de indivíduos, com 53, 30 e 24 indivíduos respectivamente.

Foram encontradas em ARA as seguintes espécies exóticas: *Mimosa bimucronata* (9), *Sapindus saponaria* (7), *Syzygium cumini* (7), *Koelreuteria paniculata* (6), *Bixa orellana* (4), *Schizolobium parahyba* (4), *Schinus molle* (3), *Cordia myxa* (2), *Eriobotrya japonica* (1), *Genipa americana* (1), *Morus nigra* (1) e *Tipuana tipu* (1). Os indivíduos exóticos representam 14,6% dos indivíduos (45) e 15,9% das espécies (11) amostradas. As espécies nativas regionais somam 45 (65,2%) e os indivíduos somam 249 (80,6%) do total em ARA.

Predominam as espécies do grupo de plantio diversidade (55), representadas por 213 indivíduos (68,9%), enquanto apenas 18,8% das espécies e 31% dos indivíduos são classificadas no grupo recobrimento. Já as espécies do grupo pioneiras (33) representam 47,8% e os indivíduos (193) representam 62,3%.

Tabela 7 - Lista das espécies e famílias presentes em Araruama. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, NP= não pioneira, Zoo=zoocórica, Auto= autocórica, Ane= anemocórica, Nc= não classificada (continua)

Espécie	Nome popular	GP	GF	SD	Flor	Frut
Anacardiaceae						
<i>Schinus molle</i> L.	Aroeira salsa	D	Si	Zoo	Ago-nov	Dez-mar
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira vermelha	R	P	Zoo	Dez	Fev-mai
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	Peroba-poca	D	St	Ane	Ago-nov	Dez-mai
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Guatambú	D	Cl	Ane	Set-out	Jul-out
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Guatambú vermelho	D	Si	Zoo	Set-nov	Mai-set
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Leiteiro	D	Si	Zoo	Out-nov	Mai-jun
Areaceae						
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	D	Cl	Zoo	Dez-fev	Jul-set
Bignoniaceae						
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê amarelo	D	Cl	Ane	Mai-set	Jul-nov
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê roxo	D	Cl	Ane	Jun-set	Set-out
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê roxo de bola	D	Cl	Ane	Ago	Set
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba	D	P	Ane	Set-nov	Ago-set
Bixaceae						
<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	D	Nc	Zoo	Nc	Nc
Boraginaceae						
<i>Cordia myxa</i> L.	Babosa branca	D	Si	Zoo	Nc	Nc
<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba de boi	D	P	Zoo	Nc	Nc
Calophyllaceae						
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	D	St	Zoo	Set-nov	Jan-abr
Clethraceae						
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Vassourão	D	P	Ane	Dez-mar	Mai-jul
Euphorbiaceae						
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'água	R	P	Auto	Jan	Ago-set
Fabaceae						
<i>Albizia Durazz.</i>	(vazio)	D	Nc	Nc	Nc	Nc
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	Angico vermelho	R	P	Auto	Out-dez	Mai-jun
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Baru	D	Si	Auto	Out-abr	Mai-ago
Fabaceae	(vazio)	D	Nc	Nc	Nc	Nc
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	D	Cl	Zoo	Out-nov	Mai-jul
<i>Lonchocarpus cf. campestris</i> Mart. ex Benth.	(vazio)	D	Nc	Nc	Nc	Nc

Tabela 7 - Lista das espécies e famílias presentes em Araruama. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, NP= não pioneira, Zoo=zoocórica, Auto= autocórica, Ane= anemocórica, Nc= não classificada (continuação)

Espécie	Nome popular	GP	GF	SD	Flor	Frut
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	(vazio)	D	Cl	Ane	Fev-mar	Jul-set
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Jacarandá bico de pato	D	Si	Ane	Out-jan	Jun-nov
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	D	P	Auto	Dez-mar	Mai-jul
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Cabreúva	D	St	Ane	Set-out	Nov-dez
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	Pau pereira	D	St	Auto	Fev-abr	Ago-set
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim bravo	D	P	Ane	Jan-mar	Mai-ago
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvú	D	P	Ane	Ago-nov	Mar-jun
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Fedegoso	R	P	Zoo	Dez-abr	Jul-ago
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Pau cigarra	R	Si	Ane	Dez-abr	Mai-set
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipunana	R	P	Ane	Nc	Nc
Lecythidaceae						
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá branco	D	St	Zoo	Ago-dez	Mar-out
Lythraceae						
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	D	St	Ane	Out-dez	Abr-jun
Malvaceae						
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira	R	P	Ane	Fev-jul	Jun-nov
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	R	P	Auto	Set-dez	Abr
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita cavalo	R	P	Ane	Mar-jun	Jun-set
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Açoita cavalo graúdo	R	P	Ane	Mai-jul	Ago-out
<i>Sterculia striata</i> A.St.-Hil. & Naudin	Chichá	D	P	Zoo	Mai-jun	Out-dez
Meliaceae						
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	D	Si	Ane	Out	Jun-set
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	D	Cl	Zoo	Nov-dez	Nov-dez
Moraceae						
<i>Morus nigra</i> L.	Amora	Ex	Nc	Zoo	Jul-ago	Ago-nov
Myrtaceae						
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Pessegueiro do mato	D	Cl	Zoo	Set-dez	Nov-mar
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	D	P	Auto	Ago-jan	Mai-out
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçá	D	St	Zoo	Nov-jan	Nov-jun
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	D	Nc	Zoo	Nc	Nc

Tabela 7 - Lista das espécies e famílias presentes em Araruama. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, NP= não pioneira, Zoo=zoocórica, Auto= autocórica, Ane= anemocórica, Nc= não classificada (continuação)

Espécie	Nome popular	GP	GF	SD	Flor	Frut
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeel	Jamelão	D	Nc	Zoo	Nc	Nc
Phytolaccaceae						
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Cebolão	D	P	Zoo	Set-nov	Jan-fev
Primulaceae						
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca graúda	D	P	Zoo	Jun-jul	Jan-fev
Rhamnaceae						
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Saguaragi vermelho	R	Si	Auto	Nov-mai	Mai-out
Rosaceae						
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Nêspera	D	Nc	Zoo	Nc	Nc
Rubiaceae						
<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	D	Si	Zoo	Out-jan	Nov-jan
Rutaceae						
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Pau Marfim	D	St	Ane	Set-nov	Ago-set
Sapindaceae						
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.	Coreutéria	D	Nc	Nc	Nc	Nc
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Saboneteira	D	St	Zoo	Abr-jun	Set-out
Solanaceae						
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Fumo bravo	R	P	Zoo	Out-mai	Mai-jun
Styracaceae						
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Laranjinha do cerrado	D	P	Zoo	Jan-dez	Jan-dez
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	D	P	Zoo	Out-jan	Jul-out
Verbenaceae						
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau viola	R	P	Zoo	Out-dez	Jan-abr
Indeterminada						
Indeterminada 1		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 2		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 3		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 4		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 5		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 6		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 7		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 8		D	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 9		D	Nc	Nc	Nc	Nc

Observando o número de indivíduos, a maioria deles com síndrome de dispersão anemocórica frutifica nos meses de seca, entre maio e setembro. O pico de frutificação para as espécies zoocóricas é entre janeiro e junho.

O pico de floração da maioria dos indivíduos é de setembro a dezembro, nos meses chuvosos, enquanto que a maior parte dos indivíduos encontram-se em frutificação nos meses secos, entre maio e setembro. O mesmo padrão é observado para as espécies.

Predominam as espécies zoocóricas (28) distribuídas entre 130 indivíduos (42%), seguida das espécies anemocóricas (20) com 86 indivíduos, e das autocóricas (7) representadas por 72 indivíduos.

Cedrela fissilis se destaca por apresentar o maior número de indivíduos (17), seguida por *Colubrina glandulosa* (14). As espécies mais representativas foram *Senna multijuga* com 9 indivíduos e maior valor de área basal (0,4 m²/ha), densidade absoluta (1,7 ind.ha⁻¹), densidade relativa (18,5%), dominância absoluta (4,1 ind/ha⁻¹), dominância relativa (18,5%), valor de importância (87,1) e valor de cobertura (37,1). Em seguida, encontra-se *Guazuma ulmifolia* com 11 indivíduos, somando 0,35 m²/ha de área basal, 1,49 ind.ha⁻¹ de densidade absoluta e 16,2% de densidade relativa, 3,5 ind/ha⁻¹ de dominância absoluta e 16,2% de dominância relativa, 82,4 valor de importância e 32,4 de valor de cobertura. Ambas as espécies possuem características ecológicas em comum, são pioneiras, classificadas no grupo funcional de recobrimento e anemocóricas.

O valor de área basal total para a área foi 2,21 m²/ha, com destaque para as espécies *Senna multijuga* (0,41 m²/ha) e *Guazuma ulmifolia* (0,35 m²/ha), ambas espécies pioneiras do grupo de recobrimento. O índice de diversidade de Shannon foi 3,99 e a equabilidade foi 0,94. Os parâmetros fitossociológicos estão descritos na tabela 8.

Tabela 8 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em Araruama, onde N= número de indivíduos, AB=área basal, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, FA=freqüência absoluta, FR= freqüência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura (continua)

Espécie	N	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	Vc
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	17	0,026	0,11	1,17	0,26	1,17	50	50	52,35	2,35
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	14	0,054	0,23	2,46	0,54	2,46	20	20	24,92	4,92
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	13	0,189	0,79	8,56	1,89	8,56	60	60	77,11	17,11
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	12	0,137	0,57	6,17	1,37	6,17	50	50	62,35	12,35
<i>Psidium guajava</i> L.	12	0,043	0,18	1,95	0,43	1,95	60	60	63,91	3,91
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	12	0,040	0,17	1,82	0,40	1,82	70	70	73,65	3,65

Tabela 8 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em Araruama, onde N= número de indivíduos, AB=área basal, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, FA=frequência absoluta, FR= frequência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura (continuação)

Espécie	N	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	Vc
<i>Eugenia uniflora</i> L.	12	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	11	0,359	1,50	16,21	3,59	16,21	50	50	82,42	32,42
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	11	0,010	0,04	0,46	0,10	0,46	30	30	30,91	0,91
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	10	0,041	0,17	1,85	0,41	1,85	60	60	63,69	3,69
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	9	0,411	1,71	18,58	4,11	18,58	50	50	87,16	37,16
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	9	0,133	0,55	6,00	1,33	6,00	40	40	52,00	12,00
<i>Croton urucurana</i> Baill.	9	0,119	0,50	5,39	1,19	5,39	20	20	30,79	10,79
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	9	0,002	0,01	0,10	0,02	0,10	20	20	20,20	0,20
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	8	0,018	0,07	0,80	0,18	0,80	10	10	11,61	1,61
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeel	7	0,029	0,12	1,29	0,29	1,29	20	20	22,58	2,58
<i>Sapindus saponaria</i> L.	7	0,019	0,08	0,85	0,19	0,85	30	30	31,69	1,69
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	7	0,002	0,01	0,07	0,02	0,07	10	10	10,14	0,14
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	6	0,107	0,45	4,84	1,07	4,84	40	40	49,69	9,69
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	6	0,099	0,41	4,49	0,99	4,49	20	20	28,99	8,99
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.	6	0,005	0,02	0,24	0,05	0,24	10	10	10,48	0,48
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	6	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	5	0,060	0,25	2,70	0,60	2,70	30	30	35,40	5,40
<i>Platygyamus regnellii</i> Benth.	5	0,007	0,03	0,34	0,07	0,34	20	20	20,67	0,67
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	5	0,002	0,01	0,11	0,02	0,11	20	20	20,22	0,22
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	5	0,002	0,01	0,08	0,02	0,08	10	10	10,16	0,16
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	4	0,036	0,15	1,61	0,36	1,61	30	30	33,21	3,21
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	4	0,034	0,14	1,56	0,34	1,56	30	30	33,11	3,11
<i>Bixa orellana</i> L.	4	0,009	0,04	0,40	0,09	0,40	20	20	20,80	0,80
<i>Lonchocarpus cf. campestris</i> Mart. ex Benth.	4	0,005	0,02	0,21	0,05	0,21	10	10	10,42	0,42
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	4	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Cordia superba</i> Cham.	3	0,041	0,17	1,87	0,41	1,87	10	10	13,74	3,74
<i>Schinus molle</i> L.	3	0,023	0,09	1,03	0,23	1,03	20	20	22,06	2,06
<i>Sterculia striata</i> A.St.-Hil. & Naudin	3	0,012	0,05	0,55	0,12	0,55	20	20	21,10	1,10
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	3	0,002	0,01	0,11	0,02	0,11	10	10	10,21	0,21
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	3	0,002	0,01	0,07	0,02	0,07	10	10	10,15	0,15
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	3	0,002	0,01	0,07	0,02	0,07	10	10	10,14	0,14
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	2	0,014	0,06	0,64	0,14	0,64	20	20	21,28	1,28
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	2	0,012	0,05	0,54	0,12	0,54	20	20	21,08	1,08
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	2	0,011	0,05	0,50	0,11	0,50	20	20	21,00	1,00
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	2	0,006	0,03	0,28	0,06	0,28	20	20	20,55	0,55
<i>Cordia myxa</i> L.	2	0,005	0,02	0,24	0,05	0,24	10	10	10,49	0,49
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	2	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Phytolacca dioica</i> L.	1	0,040	0,17	1,79	0,40	1,79	10	10	13,58	3,58
<i>Morus nigra</i> L.	1	0,023	0,09	1,02	0,23	1,02	10	10	12,05	2,05

Tabela 8 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em Araruama, onde N= número de indivíduos, AB=área basal, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, FA=freqüência absoluta, FR= freqüência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura (continuação)

Espécie	N	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	Vc
<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	0,009	0,04	0,43	0,09	0,43	10	10	10,86	0,86
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	1	0,005	0,02	0,23	0,05	0,23	10	10	10,45	0,45
<i>Genipa americana</i> L.	1	0,005	0,02	0,21	0,05	0,21	10	10	10,41	0,41
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	1	0,001	0,01	0,06	0,01	0,06	10	10	10,12	0,12
<i>Albizia</i> Durazz.	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Fabaceae	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 1	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 2	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 3	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 4	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 5	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 6	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 7	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 8	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
Indeterminada 9	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	1	0	0	0	0	0	10	10	10	0

4.1.2.3 Estrato arbóreo em SOS

No plantio de restauração na fazenda SOS, município de Itú, foram amostradas dez parcelas, totalizando 0,277 ha amostrados. Na área SOS, foram amostrados 270 indivíduos, distribuídos em 23 famílias e 48 espécies. Dois indivíduos foram identificados apenas a nível de gênero. Ainda, foram contabilizadas 422,4 falhas/ha, que representa a mortalidade das espécies plantadas.

Tem destaque a família Fabaceae com 84 indivíduos, que representa cerca de 31% dos indivíduos. Esta família é representada por 14 espécies, que engloba cerca

de 29% das espécies encontradas. Seguida desta, as famílias com maior riqueza foram Malvaceae e Myrtaceae com 5 e 4 indivíduos respectivamente.

Entre as espécies plantadas, foram encontradas as seguintes espécies exóticas: *Mimosa bimucronata* (14), *Erythrina speciosa* (9), *Cordia myxa* (4), *Genipa americana* (3), *Sapindus saponaria* L. (2), *Schinus molle* (2) e *Schizolobium parahyba* (1). No total foram 7 espécies (14,6%) e 35 indivíduos (13%) exóticos encontrados no plantio. Foram contadas 38 espécies nativas regionais (79,2%) distribuídas entre 232 indivíduos (85,9%).

Chama a atenção o fato da espécie *Mimosa bimucronata* representar o segundo maior valor de área basal para a área em SOS, 2,54 m²/ha de 15,29 m²/ha total, representando sozinha 16,6% da área basal da área.

Das 48 espécies amostradas, 33 são classificadas ao grupo de plantio diversidade (70,8 %), enquanto que os indivíduos somam 44,8 % deste grupo. A maioria das espécies (81,4%) e dos indivíduos (88,1%) são classificadas no grupo pioneiras.

Tabela 9 - Lista das espécies e famílias presentes em SOS. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, NP= não pioneira, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica, Nc= não classificada (continua)

Espécie	Nome popular	GP	GS	SD	Flor	Frut
Anacardiaceae						
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira vermelha	R	P	Zoo	Dez	Fev-mai
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira verdadeira	D	St	Ane	Jun-set	Set-out
<i>Schinus molle</i> L.	Aroeira salsa	D	Si	Zoo	Ago-nov	Dez-mar
Annonaceae						
<i>Annona</i> cf. <i>dioica</i> A.St.-Hil.	(vazio)	D	Nc	Nc	Nc	Nc
Asteraceae						
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Assa peixe	R	P	Auto	Nc	Nc
Bignoniaceae						
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	Ipê roxo	D	Cl	Ane	Jun-set	Set-out
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Ipê amarelo	D	St	Ane	Jul-set	Set-out
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. Ex DC.) Mattos	Ipê amarelo	D	Cl	Ane	Mai-set	Jul-nov
Boraginaceae						
<i>Cordia myxa</i> L.	Babosa branca	D	Si	Zoo	Nc	Nc
<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba de boi	D	P	Zoo	Nc	Nc
Cannabaceae						
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Crindiúva	R	P	Zoo	Set-mar	Abr-jun
Euphorbiaceae						
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'água	R	P	Auto	Jan	Ago-set

Tabela 9 - Lista das espécies e famílias presentes em Araruama. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, NP= não pioneira, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica, Nc= não classificada (continuação)

Espécie	Nome popular	GP	GS	SD	Flor	Frut
Fabaceae						
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Mata pasto	R	P	Ane	Nov-abr	Jan-mai
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	D	P	Auto	Dez-mar	Mai-jul
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	R	P	Zoo	Jul-set	Set-nov
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	(vazio)	D	P	Ane	Mai-ago	Nc
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	R	P	Zoo	Out-fev	Mar-mai
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	D	P	Ane	Dez-jan	Mar-abr
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timboril	R	P	Zoo	Ago-jan	Mai-out
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico vermelho	D	P	Auto	Out-dez	Mai-jun
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	Araribá	D	P	Ane	Dez-jun	Jun
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Pau cigarra	R	P	Ane	Dez-abr	Mai-set
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Pau Marfim	D	St	Ane	Set-jan	Jun
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico branco	D	P	Ane	Jan-dez	Mar-set
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvú	D	P	Ane	Ago-nov	Mar-jun
<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	Espinilho	D	Nc	Auto	Jul-set	Jan-mar
Lythraceae						
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	D	St	Ane	Out-dez	Abr-jun
Malvaceae						
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira	R	P	Ane	Fev-jul	Jun-nov
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita cavalo	R	P	Ane	Mar-jun	Jun-set
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	R	P	Auto	Set-dez	Abr
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pente de macaco	D	P	Zoo	Dez-abr	Set-dez
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Imbiruçú	D	P	Ane	Mai-set	Set-nov
Meliaceae						
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	D	Si	Ane	Out	Jun-set
Moraceae						
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	(vazio)	D	Si	Zoo	Set	Dez-jan
Myrtaceae						
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	D	P	Zoo	Nc	Nc
<i>Myrcia</i> DC. ex Guill.	(vazio)	D	Nc	Nc	Nc	Nc
<i>Eugenia</i> L.	(vazio)	D	Nc	Nc	Nc	Nc
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	D	St	Zoo	Ago-out	Out-jan
Primulaceae						
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca graúda	D	P	Zoo	Jun-jul	Jan-fev
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca ferrugem	D	P	Zoo	Mai-jun	Jun

Tabela 9 - Lista das espécies e famílias presentes em Araruama. GP= grupo de plantio, GF=grupo funcional, SD= síndrome de dispersão, Flor=floração, Frut=frutificação, D=diversidade, R=recobrimento, P=pioneira, NP= não pioneira, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica, Nc= não classificada (continuação)

Espécie	Nome popular	GP	GS	SD	Flor	Frut
Rhamnaceae						
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Saguaragi vermelho	R	Si	Ane	Nov-mai	Mai-out
Rubiaceae						
<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	D	Si	Zoo	Out-jan	Nov-jan
Salicaceae						
<i>Xylosma velutina</i> (Tul.) Triana & Planch.	(vazio)	D	Nc	Zoo	Nc	Nc
Sapindaceae						
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Saboneteira	D	St	Zoo	Abr-jun	Set-out
Solanaceae						
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlttdl.	Pau sabiá	R	P	Zoo	Jun-nov	Ago-jan
Styracaceae						
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	Benjoeiro	D	P	Zoo	Nc	Nc
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	D	P	Zoo	Out-jan	Jul-out
Verbenaceae						
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau viola	D	P	Zoo	Out-dez	Jan-abr

A síndrome de dispersão que prevalece entre as espécies é a zoocórica. A frutificação de espécies anemocóricas é durante o período seco, de junho a setembro, enquanto as espécies autocóricas frutificam durante todo o ano.

O pico o pico de floração da maioria dos indivíduos é de setembro a dezembro, nos meses chuvosos, enquanto que a maior parte dos indivíduos encontram-se em frutificação nos meses secos, entre maio e setembro. O mesmo padrão é observado para as espécies.

Analisando a fenologia por espécie encontradas no levantamento florístico da SOS, o pico de frutificação encontra-se entre junho e outubro. Já a floração é mais intensa durante o segundo semestre, de agosto a novembro. Ao considerar o número de indivíduos encontrados na amostragem, o pico de floração e frutificação encontra-se no segundo semestre, entre agosto e novembro.

Predominam as espécies zoocóricas (21) distribuídas em 103 indivíduos (48,1%), seguida das espécies anemocóricas (18) com 108 indivíduos (40%), e das autocóricas (6) representadas por 55 indivíduos (20,3%).

Dentre as espécie mais representativas encontra-se *Croton urucurana* com 25 indivíduos e maior valor de área basal (3,28 m²/ha), densidade absoluta (104,2 ind.ha⁻¹), densidade relativa (9,3%), dominância absoluta (32,8 ind/ha⁻¹), valor de

importância (36,1) e valor de cobertura (30,7). Em seguida, encontra-se *Ceiba speciosa* com 20 indivíduos, 83,3 ind.ha⁻¹ de densidade absoluta e 7,4% de densidade relativa. As três espécies com maior valor de importância e valor de cobertura foram, respectivamente *Croton urucurana* (VI=36,1 e VC=30,7), *Mimosa bimucronata* (VI=25,2 e VC=21,8) e *Schinus terebinthifolius*, (VI=25,2 e VC=19,7) (tabela 10).

O valor de área basal para este plantio de restauração foi 15,29 m²/ha. As espécies que mais contribuíram para este número foram *Croton urucurana* com 3,28 m²/ha e *Mimosa bimucronata* com 2,54 m²/ha, sendo esta última uma espécie exótica.

SOS obteve os menores índices de diversidade e equabilidade, sendo 2,48 e 0,64 respectivamente.

Tabela 10 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em SOS, onde N= número de indivíduos, AB=área basal, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, Fa=frequência absoluta, Fr= frequência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura (continua)

Espécie	AB	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	Vc
<i>Croton urucurana</i> Baill.	3,283	25	104,17	9,26	32,83	21,47	80	5,44	36,17	30,73
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	2,548	14	58,33	5,19	25,48	16,66	50	3,40	25,25	21,85
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1,946	19	79,17	7,04	19,46	12,73	80	5,44	25,21	19,76
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0,702	20	83,33	7,41	7,02	4,59	90	6,12	18,12	12,00
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	0,604	17	70,83	6,30	6,04	3,95	60	4,08	14,33	10,25
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	1,183	8	33,33	2,96	11,83	7,73	50	3,40	14,10	10,70
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	0,547	9	37,50	3,33	5,47	3,58	70	4,76	11,68	6,91
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0,473	14	58,33	5,19	4,73	3,10	40	2,72	11,00	8,28
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0,439	13	54,17	4,81	4,39	2,87	40	2,72	10,41	7,69
<i>Inga vera</i> Willd.	0,345	13	54,17	4,81	3,45	2,26	30	2,04	9,11	7,07
<i>Inga marginata</i> Willd.	0,542	7	29,17	2,59	5,42	3,54	40	2,72	8,86	6,14
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0,412	9	37,50	3,33	4,12	2,70	40	2,72	8,75	6,03
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0,160	7	29,17	2,59	1,60	1,05	50	3,40	7,04	3,64
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	0,284	5	20,83	1,85	2,84	1,86	40	2,72	6,43	3,71
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,443	3	12,50	1,11	4,43	2,90	30	2,04	6,05	4,01
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0,285	5	20,83	1,85	2,85	1,86	30	2,04	5,76	3,72
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,121	6	25,00	2,22	1,21	0,79	40	2,72	5,73	3,01
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldl.	0,151	5	20,83	1,85	1,51	0,99	40	2,72	5,56	2,84
<i>Psidium guajava</i> L.		6	25,00	2,22	0	0	40	2,72	4,94	2,22
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0,123	4	16,67	1,48	1,23	0,81	30	2,04	4,33	2,29
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos		4	16,67	1,48	0	0	40	2,72	4,20	1,48
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	0,298	2	8,33	0,74	2,98	1,95	20	1,36	4,05	2,69

Tabela 10 - Descrição dos parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas em SOS, onde N= número de indivíduos, AB=área basal, DA= densidade absoluta, DR=densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa, Fa=freqüência absoluta, Fr= freqüência relativa, VI=valor de importância, Vc= valor de cobertura (continuação)

Espécie	AB	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	Vc
<i>Cordia superba</i> Cham.	0,074	4	16,67	1,48	0,74	0,48	30	2,04	4,01	1,97
<i>Cordia myxa</i> L.	0,053	4	16,67	1,48	0,53	0,34	30	2,04	3,87	1,82
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos		4	16,67	1,48	0	0	30	2,04	3,52	1,48
<i>Genipa americana</i> L.		3	12,50	1,11	0	0	30	2,04	3,15	1,11
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	0,073	3	12,50	1,11	0,73	0,48	20	1,36	2,95	1,59
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.		4	16,67	1,48	0	0	20	1,36	2,84	1,48
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	0,108	2	8,33	0,74	1,08	0,71	20	1,36	2,81	1,45
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	0,032	3	12,50	1,11	0,32	0,21	20	1,36	2,68	1,32
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins <i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. Ex Benth.		2	8,33	0,74	0	0	20	1,36	2,10	0,74
<i>Myrcia</i> DC. ex Guill.		2	8,33	0,74	0	0	20	1,36	2,10	0,74
<i>Sapindus saponaria</i> L.		2	8,33	0,74	0	0	20	1,36	2,10	0,74
<i>Schinus molle</i> L.		2	8,33	0,74	0	0	20	1,36	2,10	0,74
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.		2	8,33	0,74	0	0	20	1,36	2,10	0,74
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos		3	12,50	1,11	0	0	10	0,68	1,79	1,11
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	0,037	2	8,33	0,74	0,37	0,24	10	0,68	1,66	0,98
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	0,024	1	4,17	0,37	0,24	0,16	10	0,68	1,21	0,53
<i>Annona cf. dioica</i> A.St.-Hil.		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Eugenia</i> L.		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Eugenia uniflora</i> L.		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37
<i>Xylosma velutina</i> (Tul.) Triana & Planch.		1	4,17	0,37	0	0	10	0,68	1,05	0,37

4.1.3 Estrato regenerante

4.1.3.1 Regeneração natural em Água Quente (A_Q)

Para amostragem do estrato regenerante em A_Q, foram amostrados 14 parcelas de 2x2 m², totalizando 0,0056 ha. Nesta área foram contabilizados 74 indivíduos, distribuídos em 11 famílias e 18 espécies (tabela 11).

A família Euphorbiaceae teve destaque com o maior número de indivíduos (19) com apenas 2 espécies na regeneração natural, seguida da família Primulacea com 1 espécie e 15 indivíduos e Urticaceae com 1 espécie e 14 indivíduos.

A densidade encontrada foi 13.214,28 ind/ha, com diversidade de Shanon igual a 0,51. A densidade de indivíduos nativos na regeneração foi 13.035,71 ind/ha.

As espécies mais abundantes foram *Croton urucurana* (18), *Myrsine umbellata* (15) e *Cecropia pachystachya* (14), e juntas são representadas por 47 indivíduos, representando 63,5 % da população.

Na regeneração da área foram encontradas 8 espécies que não estavam presentes na amostragem do estrato arbóreo. Destas, foram encontradas espécies arbustivas zoocóricas típicas de subosque (GOMEZ-POMPA *et al.*, 1991): *Piper umbellatum*, *P. aduncum*, *P. amalago* e *Miconia chamissois*. Também foram amostradas três espécies arbóreas nativas, pioneiras e zoocóricas que não estavam presentes no plantio: *Tapirira guianensis*, *Maclura tinctoria*, *Sapium glandulosum*. Além destas, também estava presente na regeneração *Handroanthus heptaphyllus*, uma espécie nativa, não pioneira e anemocórica. No geral, apenas 19,2% das espécies plantadas apresentaram indivíduos regenerantes, e por outro lado, 44,4% das espécies regenerantes não foram amostradas no plantio, indicando que podem ser espécies alóctones.

A espécie exótica *Mimosa bimucronata*, estava presente no estrato regenerante com apenas 1 indivíduo. Esta espécie não foi amostrada no plantio, no entanto, ela foi visualizada e identificada na área do reflorestamento como uma espécie plantada, portanto estes indivíduos regenerantes, provavelmente foram dispersos das árvores mães presentes nas linhas de plantio, expressando o potencial reprodutivo desta espécie.

Tabela11 - Parâmetros fotossociológicos da regeneração natural em Água Quente. N: número de indivíduos, DA: Dominância absoluta; DR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa, Ori: origem, sendo N: nativa ou Ex: exótica; GF: grupo funcional, sendo P: pioneira, NP: não pioneira, Nc: não classificada; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica (continua)

Espécie	N	DA	Dr	FA	FR	Ori	GF	SD
<i>Croton urucurana</i> Baill.	18	357,14	14,29	14,29	14,29	N	P	Auto
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	15	892,86	35,71	35,71	35,71	N	P	Zoo
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	14	535,71	21,43	21,43	21,43	N	P	Zoo
<i>Piper aduncum</i> L.	5	535,71	21,43	21,43	21,43	N	P	Zoo
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	3	357,14	14,29	14,29	14,29	N	P	Zoo
<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	3	357,14	14,29	14,29	14,29	N	P	Zoo
<i>Piper amalago</i> L.	3	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Zoo

Tabela11 - Parâmetros fotosociológicos da regeneração natural em Água Quente. N: número de indivíduos, DA: Dominância absoluta; DR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa, Ori: origem, sendo N: nativa ou Ex: exótica; GF: grupo funcional, sendo P: pioneira, NP: não pioneira, Nc: não classificada; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica (continuação)

Espécie	N	DA	Dr	FA	FR	Ori	GF	SD
<i>Piper umbellatum</i> L.	2	357,14	14,29	14,29	14,29	N	P	Zoo
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	2	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Ane
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Auto
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	NP	Ane
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Zoo
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Zoo
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	1	178,57	7,14	7,14	7,14	Ex	Nc	Auto
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	NP	Ane
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	NP	Zoo
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Zoo
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	178,57	7,14	7,14	7,14	N	P	Zoo

A maioria das espécies encontradas estão classificadas como pioneiras (14), representando 77,7% do total de espécies. Quanto a síndrome de dispersão, são classificados como zoocóricas 12 espécies (66,6 %), enquanto 16,6% são classificadas como anemocóricas e 16,6 % autocóricas.

4.2.3.2 Regeneração natural em Araruma (ARA)

Para a amostragem da regeneração natural em ARA, foram alocadas sistematicamente 20 parcelas de 2x2 m², totalizando 0,008 ha. A expressão da regeneração natural foi muito baixa, encontrando-se apenas 3 indivíduos pertencentes a 2 espécies, sendo todas nativas regionais (tabela 12).

As famílias amostradas nesta área são Primulaceae e Araliaceae, ambas representadas por apenas uma espécie.

A densidade de indivíduos nativos na regeneração foi 375 ind/ha, a diversidade de Shanon foi igual a 1,13 e a equidade 0,96. Estes valores são reflexos de poucas espécies distribuídas de forma homogênea entre os indivíduos.

A única espécie incrementada na regeneração natural de ARA foi *Aralia warmingiana*, espécie arbórea, zoocórica e nativa regional. Do total das espécies amostradas no plantio, apenas 1,44 % apresentaram indivíduos regenerantes.

Todas as espécies amostradas na regeneração são nativas, zoocóricas e pioneiras.

Tabela12 - Parâmetros fotossociológicos da regeneração natural em Araruama. N: número de indivíduos, DA: Dominância absoluta; DR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa, Ori: origem, sendo N: nativa ou Ex: exótica; GF: grupo funcional, sendo P: pioneira, NP: não pioneira, Nc: não classificada; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica

Espécie	N	DA	Dr	FA	FR	Ori	GF	SD
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	2	125	66,66	5	5	N	P	Zoo
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	1	62,5	33,33	5	5	N	P	Zoo

4.2.3.3 Regeneração natural em SOS

A amostragem no estrato regenerante na SOS contou com 20 parcelas de 2x2 m², totalizando 0,008 ha. Nesta área foram contabilizados 22 indivíduos, distribuídos em 8 famílias e 10 espécies, sendo 9 as espécies nativas.

A família Primulaceae teve destaque com o maior número de indivíduos (8) representando 36,3% dos indivíduos com apenas uma espécie. A família Fabaceae é a mais rica em espécies, representada por 3 espécies e 4 indivíduos.

Se destacam com maior número de indivíduos *Myrsine coriacea*, representada por 8 indivíduos e com maior valor densidade absoluta (500 ind.m⁻²) e densidade relativa (36,36%) (tabela 13).

Havia apenas uma espécie exótica presente na regeneração, *Sapindus saponaria* (2) com densidade 250 ind/ha. Cabe ressaltar que esta espécie exótica presente na regeneração estava presente também no plantio.

As espécies que incrementaram a regeneração natural em SOS foram *Machaerium hirtum* e *Piptadenia gonoacantha*, ambas espécies não pioneiras e anemocóricas. Desta forma, das espécies presentes na regeneração, 20% são espécies colonizadoras (não plantadas), enquanto que 16,6% das espécies plantadas possuem indivíduos regenerantes.

A densidade total de regenerantes encontrada foi 2750,0 ind/ha. A diversidade de Shanon foi 0,61 e a equidade foi 0,26, ambos valores baixos.

Tabela13 - Parâmetros fotossociológicos da regeneração natural em SOS. N: número de indivíduos, DA: Dominância absoluta; DR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa, Ori: origem, sendo N: nativa ou Ex: exótica; GF: grupo funcional, sendo P: pioneira, NP: não pioneira, Nc: não classificada; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica (continua)

Espécie	N	DA	Dr	FA	FR	Ori	GF	SD
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	8	500	36,36	15	15	N	P	Zoo

Tabela13 - Parâmetros fotossociológicos da regeneração natural em SOS. N: número de indivíduos, DA: Dominância absoluta; DR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa, Ori: origem, sendo N: nativa ou Ex: exótica; GF: grupo funcional, sendo P: pioneira, NP: não pioneira, Nc: não classificada; SD: síndrome de dispersão, Zoo: zoocórica, Auto: autocórica, Ane: anemocórica (continuação)

Espécie	N	DA	Dr	FA	FR	Ori	GF	SD
<i>Croton urucurana</i> Baill.	3	187,5	13,64	10	10	N	P	Auto
<i>Sapindus saponaria</i> L.	2	125	9,09	10	10	Ex	NP	Zoo
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	2	125	9,09	5	5	N	P	Ane
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	2	125	9,09	5	5	N	P	Ane
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	62,5	4,55	5	5	N	P	Zoo
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	1	62,5	4,55	5	5	N	NP	Ane
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	1	62,5	4,55	5	5	N	P	Ane
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	1	62,5	4,55	5	5	N	P	Ane
<i>Psidium guajava</i> L.	1	62,5	4,55	5	5	N	P	Zoo

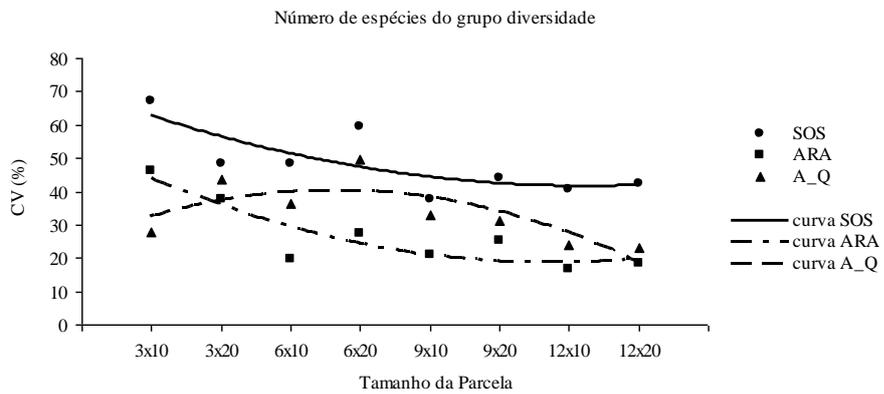
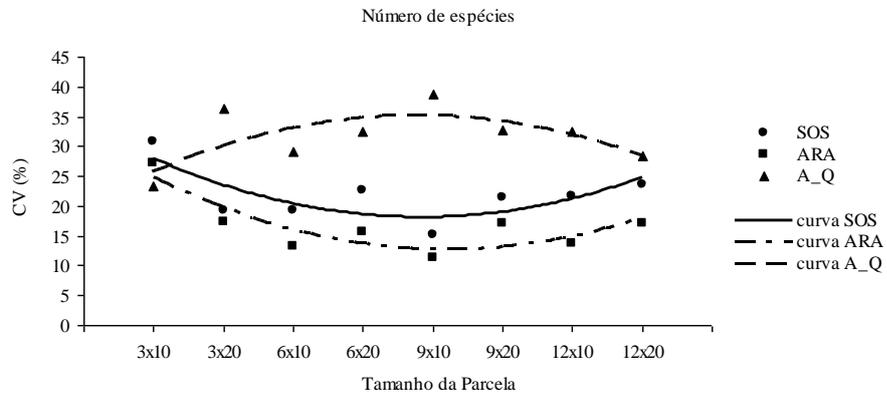
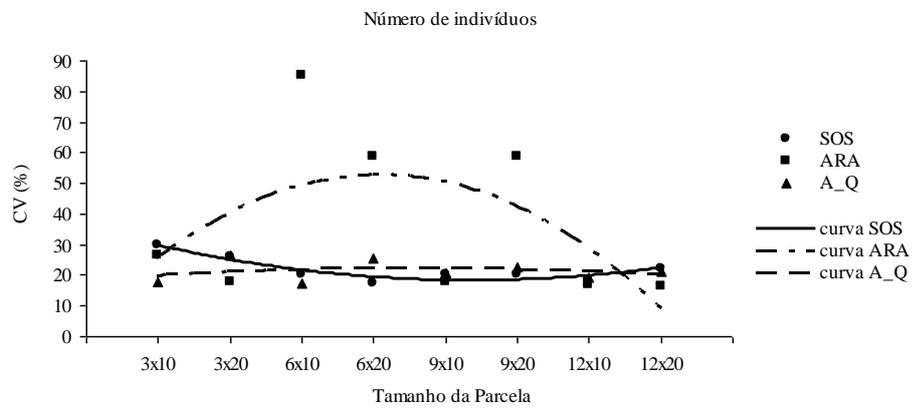
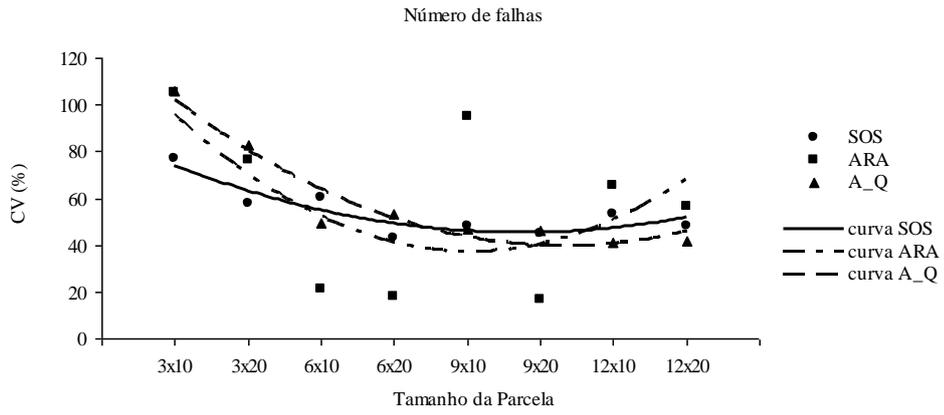
A maioria das espécies encontradas estão classificadas como pioneiras (7) representando 77,7% do total. Quanto à síndrome de dispersão, a maioria das espécies são anemocóricas 55,5 %, sendo que 33,3% são classificadas como zoocóricas e 11,1% das espécies são autocóricas.

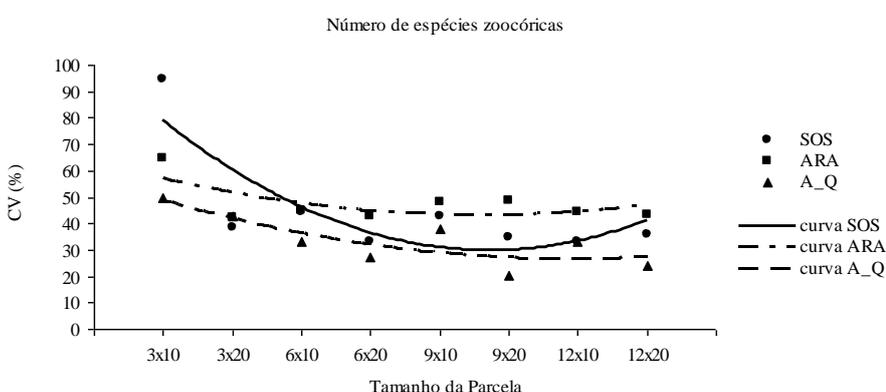
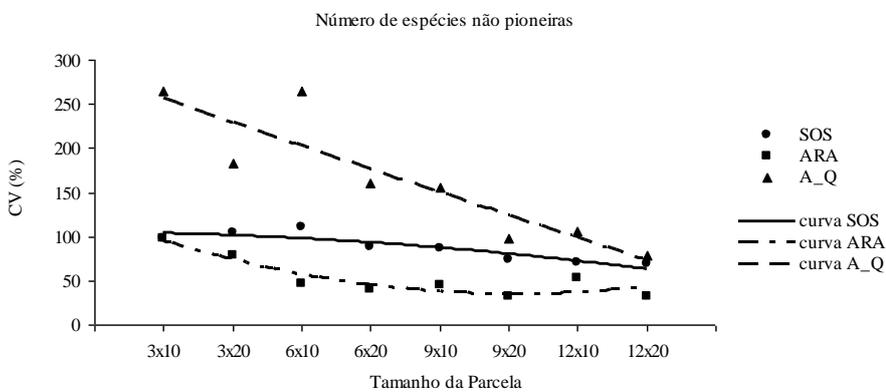
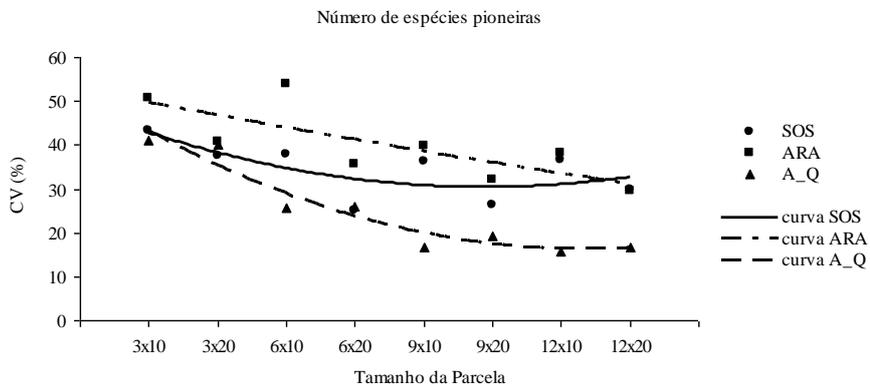
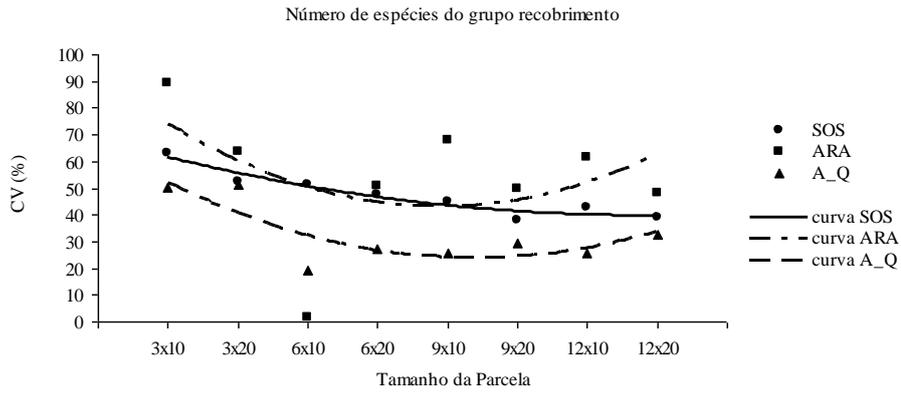
4.2 Amostragem

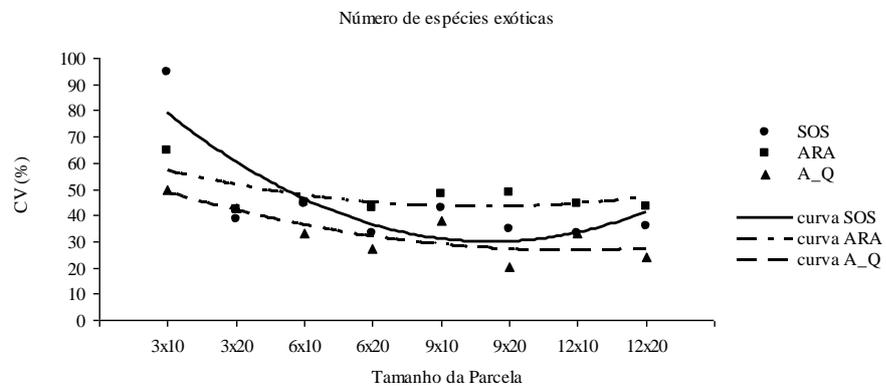
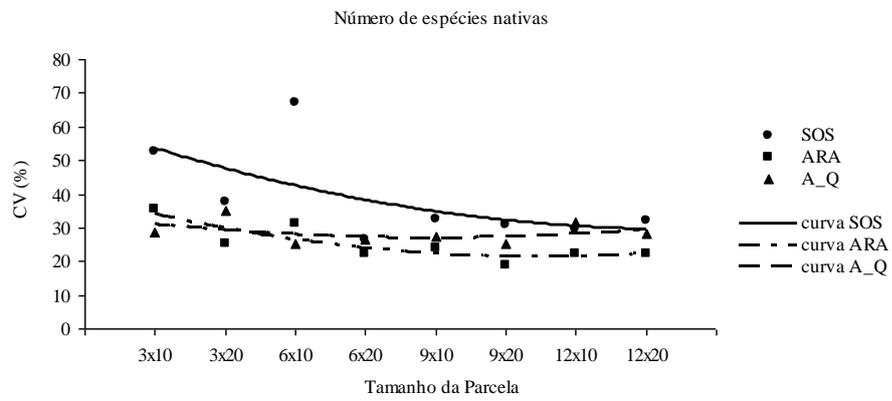
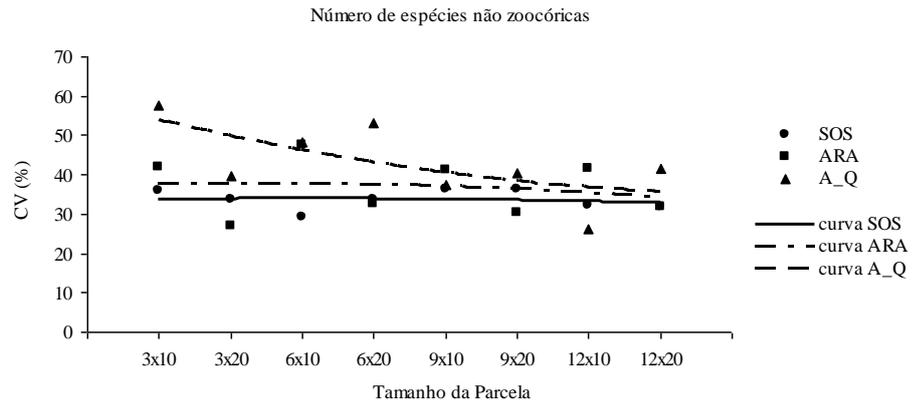
4.2.1 Tamanho de parcela

Como medida de variabilidade utilizou-se neste trabalho o coeficiente de variação (CV), que é uma medida de dispersão empregada para estimar a precisão de experimentos. O CV representa o desvio-padrão expresso como porcentagem da média, e é calculado pela soma dos quadrados dos desvios em relação à média "(x)", dividida por "N". Além do CV, foi calculado o erro amostral (E), que é a diferença entre o resultado da amostragem e o verdadeiro valor da população. O erro amostral é consequência do processo de amostragem, e não se pode evitá-lo, porém através da escolha de unidades amostrais de tamanho adequado é possível limitar seu valor, considerando que quanto maior o tamanho da amostra, menor o erro cometido e vice-versa.

Em seguida foi utilizada a metodologia da curvatura máxima (FEDERER, 1955) para o cálculo do tamanho ideal de parcela (figura 11).







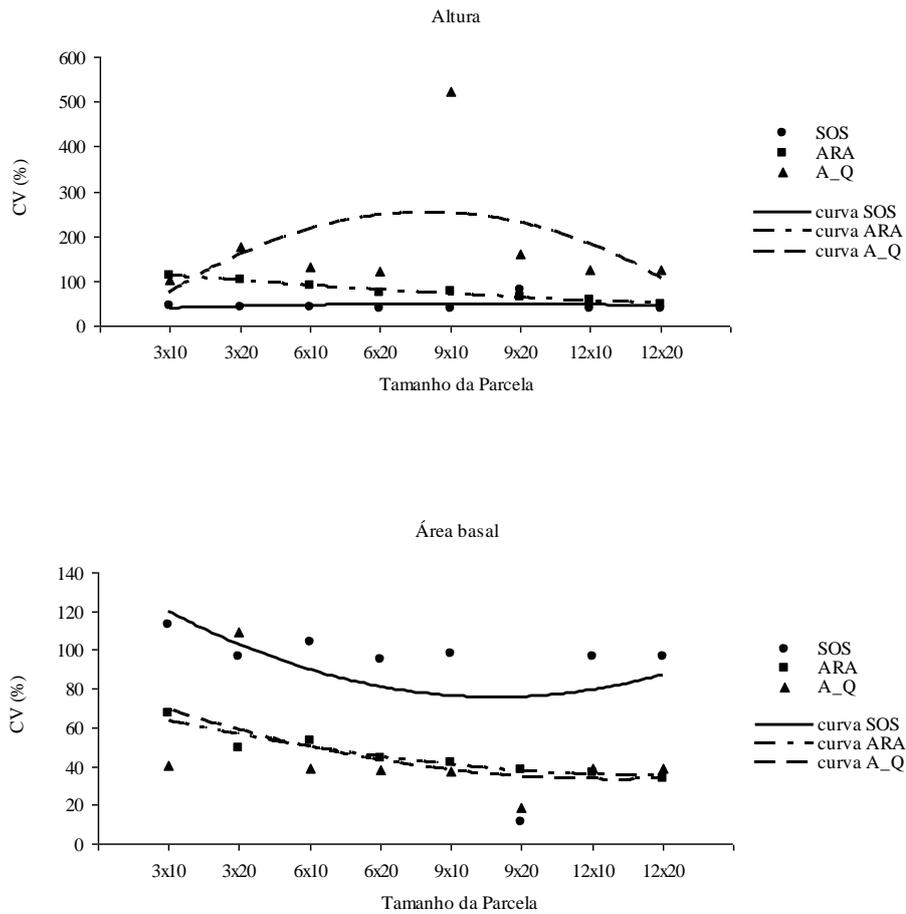


Figura 11 - Gráfico do Coeficiente de Variação (%) dos indicadores amostrados em função do tamanho da unidade amostral para as três áreas estudadas

A partir das curvas geradas, foi realizada a estimativa do melhor tamanho de parcela que deve ser utilizada por cada indicador em cada área amostrada, como pode ser observado na tabela 14.

Tabela 14 - Tamanho da parcela obtido pelo método de máxima curvatura em função do CV(%) relativo aos indicadores amostrados nas três áreas. Falha=número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D=número de c do grupo de plantio diversidade, R= número de indivíduos do grupo recobrimento, P= número de indivíduos pioneiros, NP= número de indivíduos não pioneiros, Zoo= número de indivíduos zoocóricos, Não zoo= de indivíduos não zoocóricos, Ex.=número de indivíduos exóticos, N= número de indivíduos nativos, H=altura, AB=área basal, SOS= Fazenda São Luiz, ARA= Fazenda Araruama, A_Q= Fazenda Água Quente

Local	Indicador												
	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	9x10	9x10	9x10	9x10	9x10	9x10	-	9x10	-	9x10	9x10	9x10	9x10
ARA	6x20	-	9x10	9x10	9x10	9x10	9x10	9x10	-	-	9x10	9x10	9x10
A_Q	6x20	-	-	-	9x10	-	-	9x10	9x10	-	9x10	-	9x10

*O tamanho ótimo de parcela não pode ser calculado pois a curva resultante não apresentou formato de J invertido.

De acordo com a tabela 14, o tamanho de parcela com dimensão de 9x10 m (90 m²), que amostra três linhas de plantio com cinco indivíduos em cada, foi selecionado como o melhor tamanho de parcela, sendo indicado para amostragem da maioria dos indicadores nas três áreas. Foi exceção o indicador “número de falhas” em ARA e A_Q, onde o tamanho de parcela com dimensão de 6x20 m foi selecionado como melhor tamanho.

Em alguns casos não foi possível obter o tamanho ótimo de parcela, pois a curva resultante não apresentou o formato de J invertido (figura 11). Nestas situações o coeficiente de variação não se comportou da maneira esperada, que é a diminuição coeficiente de variação à medida que o tamanho da parcela aumente.

4.2.2 Forma

Para estimar o melhor tamanho de parcela, foram comparados os coeficientes de variação das parcelas de diferentes formas com mesma área (Zanon; Storck, 2000) e também os valores de erro amostral calculados com probabilidade igual a 0,2.

Comparou-se duas parcelas com área de 30 m² com dimensões de 3x20 m e 6x10 m (tabela 15) e duas parcelas de 120 m² com dimensões de 6x20 m e 12x10 m (tabela 17), que possuem a mesma área e amostram o mesmo número de indivíduos, mas com formas diferentes. Pode-se observar que não houve um padrão no comportamento do coeficiente de variação para os indicadores amostrados nas três áreas.

Quando são comparados os erros amostrais entre as parcelas, nota-se que para as parcelas maiores o valor de erro amostral é, em geral, menor (tabela 16 e 18), o que vem suportar as recomendações de uso de parcelas grandes em áreas heterogêneas.

Sabendo que o tamanho da amostra e a variabilidade das unidades de amostra dentro da população influenciam o erro amostral, nota-se que os indicadores com maior variabilidade apresentaram também altos valores de erro amostral, como área basal, altura e os verificadores número de espécies pioneiras e número de espécies exóticas.

Tabela 15 - Coeficientes de variação (%) dos parâmetros para os tamanhos de parcelas 3x20 m e 6x10 m para as três áreas estudadas. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Fazenda São Luiz, ARA= Fazenda Araruama, A_Q= Fazenda Água Quente

Local	Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	
SOS	3x20 m	57,81	25,97	19,17	48,41	52,63	37,61	104,10	38,49	33,54	68,21	37,49	42,42	96,77
ARA	3x20 m	76,27	17,89	17,37	37,81	63,52	40,81	78,68	42,05	26,97	140,55	25,24	102,73	49,50
A_Q	3x20 m	82,68	26,26	36,41	43,67	51,23	40,18	182,57	43,03	39,77	65,42	35,04	105,80	39,62
SOS	6x10m	60,37	20,12	19,17	48,41	51,37	37,79	111,09	44,37	29,11	68,21	67,19	40,68	104,03
ARA	6x10m	21,25	84,98	13,24	19,50	66,92	54,06	47,14	45,18	47,72	94,61	31,16	89,16	52,92
A_Q	6x10m	49,48	17,13	29,05	36,54	19,25	25,82	264,58	33,07	48,11	86,54	25,08	133,13	39,00

Tabela 16 – Erro amostral (%) dos parâmetros para os tamanhos de parcelas 3x20 m e 6x10 m para as três áreas estudadas utilizando p=0,2. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Fazenda São Luiz, ARA= Fazenda Araruama, A_Q= Fazenda Água Quente

Local	Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	3x20 m	79,95	35,92	26,51	66,96	72,79	52,01	143,97	53,23	46,38	94,33	51,85	31,91	17,69
ARA	3x20 m	105,48	24,74	24,02	52,30	87,85	56,44	108,81	58,16	37,29	194,38	34,91	68,45	142,07
A_Q	3x20 m	114,35	36,31	50,36	60,39	70,86	55,58	252,51	59,52	55,00	90,48	48,47	146,32	54,79
SOS	6x10m	83,49	27,83	26,51	66,96	71,05	52,26	153,64	61,36	40,26	94,33	92,92	143,88	56,26
ARA	6x10m	117,53	29,38	18,31	26,97	114,20	74,77	65,20	62,48	66,00	130,85	43,10	73,18	123,32
A_Q	6x10m	68,44	23,69	40,17	50,54	26,62	35,71	365,92	45,74	66,54	119,69	34,69	184,13	53,94

Tabela 17 - Coeficientes de variação (%) dos parâmetros para os tamanhos de parcelas 6x20 m e 12x10 m para as três áreas estudadas. Falha=número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Fazenda São Luiz, ARA= Fazenda Araruama, A_Q= Fazenda Água Quente

Local	Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	6x20	42,85	17,50	22,55	59,67	47,68	25,09	88,12	33,34	33,85	55,86	26,71	39,14	95,40
ARA	6x20	18,16	58,56	15,70	27,48	50,77	35,50	39,72	42,83	32,61	145,00	22,36	73,87	44,15
A_Q	6x20	53,02	25,38	32,40	49,53	27,14	25,96	159,82	27,29	53,34	55,08	26,47	122,62	38,16
SOS	12x10	53,17	18,45	21,72	40,53	42,86	36,57	69,91	33,34	32,34	32,61	29,52	39,14	96,87
ARA	12x10	65,63	16,87	13,74	16,52	61,23	38,16	52,70	44,51	41,46	69,82	22,31	58,26	36,94
A_Q	12x10	41,02	19,43	32,40	23,97	25,74	15,84	105,83	33,07	26,18	62,94	31,62	126,69	39,14

Tabela 18 – Erro amostral (%) dos parâmetros para os tamanhos de parcelas 6x20 m e 12x10 m para as três áreas estudadas utilizando p=0,2. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Fazenda São Luiz, ARA= Fazenda Araruama, A_Q= Fazenda Água Quente

Local	Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	6x20	59,27	31,18	24,21	82,52	65,95	34,70	121,87	46,11	46,81	77,26	36,94	131,94	54,14
ARA	6x20	80,99	25,12	21,71	38,00	70,22	49,10	54,93	59,24	45,09	200,54	30,93	61,07	102,16
A_Q	6x20	73,33	35,11	44,81	68,50	37,53	35,91	221,04	37,74	73,77	76,17	36,61	169,58	52,78
SOS	12x10	73,54	25,51	30,04	56,05	59,28	50,58	96,69	46,11	44,72	45,09	40,83	54,14	133,98
ARA	12x10	90,77	23,33	19,00	22,85	84,69	52,78	72,89	61,56	57,34	96,57	30,86	51,09	80,57
A_Q	12x10	56,73	26,87	44,81	33,15	35,60	21,90	146,37	45,74	36,21	87,04	43,74	175,22	54,14

4.2.3 Suficiência amostral

Através das amostras levantadas em campo, foi calculada a estimativa da variância da população. A partir desta variância e do erro amostral e probabilidade predeterminados a 20% foi calculada a suficiência amostral para cada indicador nas três áreas estudadas utilizando cada uma das oito subdivisões da parcela maior de 12x20 m (tabela 19, 20 e 21).

Tabela 19 - Suficiência amostral para amostragem dos indicadores selecionados em SOS com $p=0,2$, erro= 0,2 e $gl=9$. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal

SOS													
Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
3x10	28	4	4	21	18	8	44	42	6	65	13	21	60
3x20	15	3	1	11	13	6	50	7	5	22	6	15	44
6x10	17	1	1	11	12	6	57	9	4	22	21	13	50
6x20	8	1	2	16	10	3	36	5	5	14	3	11	42
9x10	11	1	1	6	9	6	35	8	6	11	4	10	45
9x20	9	1	2	9	6	3	24	5	6	8	4	128	40
12x10	13	1	2	7	8	6	22	5	4	5	4	11	43
12x20	10	2	2	8	7	4	21	6	4	7	4	10	41

Tabela 20 - Suficiência amostral para amostragem dos indicadores selecionados em ARA com $p=0,2$, erro= 0,2 e $gl=9$. Falha=número de falhas, N° ind.=número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D=número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal

ARA													
Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
3x10	52	3	3	10	37	12	44	19	8	93	92	21	61
3x20	27	1	1	6	19	7	29	8	3	91	89	11	49
6x10	2	34	0	1	21	13	10	9	10	42	27	13	37
6x20	1	16	1	3	12	5	7	8	5	93	53	9	25
9x10	41	1	0	2	21	7	9	10	8	34	26	8	28
9x20	1	16	1	3	11	4	4	11	4	21	17	7	19
12x10	20	1	0	1	17	6	13	9	8	22	19	6	16
12x20	14	1	1	1	10	4	5	8	4	17	14	5	11

Tabela 21 - Suficiência amostral para amostragem dos indicadores selecionados em A_Q com $p=0,2$, erro= 0,2 e $gl=6$. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D=número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal

A_Q													
Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
3x10	57	1	2	4	12	8	340	12	17	34	4	53	8
3x20	34	3	6	9	13	8	162	9	8	22	6	56	8
6x10	12	1	4	6	1	3	320	5	11	38	3	88	7
6x20	14	3	5	12	3	3	120	3	14	15	3	73	7
9x10	11	2	7	5	3	1	117	7	7	34	3	799	7
9x20	10	2	5	5	4	1	47	2	8	18	3	117	1
12x10	8	1	5	2	3	1	55	5	3	20	5	78	7
12x20	8	2	4	2	5	1	30	3	8	18	4	71	7

Em SOS e A_Q, nove dos treze indicadores avaliados atingiram baixa suficiência amostral neste estudo, requerendo de uma a dez parcelas para sua amostragem, enquanto que em ARA cinco indicadores necessitam de mais de dez parcelas para sua amostragem para atender aos requisitos pré estabelecidos.

O indicador “falha” e o verificador “número de espécies exóticas” não atingiram suficiência amostral para as três áreas. Além destes, “número de indivíduos não pioneiros” não atingiram suficiência amostral neste estudo para duas áreas: SOS e A_Q, assim como “área basal”, que atingiu suficiência amostral apenas em A_Q.

Desta forma, percebe-se que alguns indicadores apresentam naturalmente alta variação, como a área basal e a altura. Por outro lado indicadores como “número de indivíduos”, “número de espécies” e o verificador “número de indivíduos do grupo diversidade” apresentaram menor variabilidade entre as áreas e entre os tamanhos de parcelas dentro da mesma área.

O cálculo da intensidade amostral, considerando apenas o tamanho ideal de parcela calculado (9x10 m) mostra a área (%) necessária para amostragem de cada indicador em cada área (tabela 22). Nota-se que para alguns indicadores os valores de intensidade amostral variam amplamente entre as áreas estudadas, como é o caso dos indicadores “número de falhas”, “altura” e “área basal”.

Tabela 22 - Intensidade amostral (%) para os indicadores nas três áreas amostradas utilizando a parcela com dimensões 9x10 m (90 m²) selecionada pelo método de máxima curvatura. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Itu, ARA= Batatais, A_Q = Batatais

Local	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	0,60	0,02	0,05	0,33	0,49	0,33	1,91	0,44	0,33	0,60	0,22	0,55	2,46
A_Q	205,12	4,19	14,65	10,47	6,28	2,09	244,88	14,65	14,65	71,16	6,28	1672,33	14,65
ARA	10,63	0,26	0	0,52	5,45	1,82	2,33	2,59	2,07	8,82	6,74	2,07	7,26

5 DISCUSSÃO

5.1 Características gerais dos projetos: florística e fitossociologia

5.1.1 Estrato arbóreo

As características dos três plantios estudados variam em alguns aspectos. Neste sentido, percebe-se que há fatores contribuindo para esta diferença, fatores estes que variam do ambiente físico às decisões tomadas nos projetos de restauração.

As famílias com maior número de espécies nas áreas em processo de restauração foram parecidas entre as três áreas em restauração, sendo Fabaceae a família mais representativa, seguida de Malvaceae e Myrtaceae.

Fabaceae também foi a família de maior riqueza no estudo de Souza (2000) em áreas com 5, 8 e 10 anos no interior de São Paulo. Preiskorn (2011) encontrou para seis áreas em processo de restauração as famílias Fabaceae, Malvaceae, Rutaceae, como mais importantes, sendo que Euphorbiaceae, Meliaceae e Bignoniaceae também tiveram elevado número de espécies. Castanho (2009) em área restaurada em Itacemópolis, SP, encontrou as famílias Fabaceae, Bignoniaceae, Malvaceae, Myrtaceae e Rutaceae como as de maior riqueza. As famílias mais importantes no estudo de Mônico (2012) em uma área com 13 anos em Santa Bárbara D'Oeste, SP, também foram Fabaceae, Malvaceae e Bignoniaceae. As famílias mais ricas que Naves (2013) encontrou na área em processo de restauração de oito anos em Araras, SP, foram: Fabaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae e Bignoniaceae. Para áreas naturais, Rodrigues (1999) afirma que as famílias mais ricas em espécies do dossel de Florestas Estacionais Semidecíduais são Fabaceae e Malvaceae.

Entre as espécies mais abundantes nos reflorestamentos estão: *Croton urucurana*, *Mimosa bimucronata*, *Schinus terebinthifolius*, *Cedrela fissilis*, *Colubrina glandulosa*, *Senna multijuga* e *Myracrodruon urundeuva*.

A presença de espécies exóticas nos plantios de restauração é freqüente (ASSIS, 2012; MÔNICO, 2012; PREISKORN, 2011; SIQUEIRA, 2002), principalmente em plantios antigos, que não usavam a lógica atual para restauração (espécies nativas regionais, elevada diversidade e grupos funcionais).

Foram encontradas espécies exóticas nas três áreas estudadas (tabela 23). O local com maior riqueza espécies exóticas (incluindo não regionais) foi ARA, seguida de A_Q e SOS. Três espécies são comuns aos projetos: *Cordia myxa*, *Genipa americana* e *Schizolobium parahyba*.

Tabela 23 - Lista das espécies exóticas (incluindo não regionais) amostradas nas áreas estudadas e seu respectivo potencial de invasão. A_Q= Água Quente, ARA= Araruama, SOS= Fazenda São Luiz

Espécies	A_Q	ARA	SOS	Potencial de invasão*
<i>Annona muricata</i> L.	x			Ausente
<i>Bixa orellana</i> L.	x	x		Baixo
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	x			Ausente
<i>Cordia myxa</i> L.	x	x	x	Baixo
<i>Dipteryx alata</i> Vogel		x		Baixo
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.		X		Alto
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews			x	-
<i>Genipa americana</i> L.	x	x	x	-
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	x			Baixo
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.		x		-
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	x			Baixo
<i>Melia Azedarach</i> L.	x			Baixo
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze		x	x	-
<i>Morus nigra</i> L.		x		Ausente
<i>Poincianella pluviosa</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) L.P.Queiroz	x			Alto
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	x			-
<i>Sapindus saponaria</i> L.		x	x	-
<i>Schinus molle</i> L.		x	x	Ausente
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	x	x	x	Baixo
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeel		x		Baixo
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze		x		Baixo
<i>Triplaris americana</i> L.	x			-

*Fonte=Assis (2012)

Mimosa bimucronata, se destaca por apresentar segundo maior valor de área basal por espécie em SOS, além de possuir o segundo maior valor de importância, valor de cobertura e dominância relativa e absoluta, ocorrendo em 5 das 10 parcelas amostradas. Esta espécie ocorre em Florestas Ombrófilas Densas, Floresta Estacional Semidecidual e Restinga, tem porte arbustivo, tronco curto com muitas ramificações. Destaca-se também por seu caráter invasor, pois, por ser muito prolífica, é frequentemente observada como infestante de áreas de pastagens, beiras de estradas e terrenos baldios, preferindo as baixadas úmidas, onde forma

densas populações (LORENZI, 2008). Este caráter pode ser visto pela presença da espécie na regeneração natural.

Vieira (2004) no estudo de chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob copa de três espécies em área em processo de restauração de FES apontou a exótica *C. myxa* com grande potencial regenerativo em áreas abertas, podendo vir a permanecer na área, causando distúrbios em longo prazo.

Schizolobium parahyba é uma espécie exótica regional, nativa da Floresta Ombrófila Densa, que se adaptou bem à região e é frequentemente encontrada em plantios de restauração. Nogueira (2010) atribuiu rápido crescimento e desenvolvimento desta espécie em reflorestamentos, ressaltando que após 20 anos de plantio, indivíduos da espécie precisaram ser retirados pois estavam prejudicando o desenvolvimento de outras espécies.

Entre as cinco espécies que mais contribuíram para a área basal das áreas estão espécies pioneiras, o que já era esperado devido a característica deste grupo de apresentar rápido crescimento e incorporação de biomassa (PREISKORN, 2011).

Espécies pioneiras nos plantios de restauração permitem um recobrimento mais rápido do solo e formação de uma fisionomia florestal em um curto período, desfavorecendo o crescimento de gramíneas competidoras e reduzindo, conseqüentemente, os custos de manutenção (BRANCALION *et al.*, 2009).

No geral, segundo a literatura, as áreas em processo de restauração tendem a apresentar maior porcentagem de espécies pioneiras (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005; NAVES, 2013; PREISKORN, 2011). Na avaliação de 98 áreas com finalidade de restauração, Barbosa *et al.* (2007) constataram que no estado de São Paulo, em média, 2/3 das espécies utilizadas são dos estágios iniciais da sucessão.

Seguindo esta tendência, as três áreas aqui estudadas apresentaram, em sua maioria, espécies do grupo sucessional pioneira. Este valor é o reflexo do número de espécies plantadas, já que o estrato regenerante ainda não se desenvolveu para ser incorporado ao estrato arbóreo.

Apesar de seus benefícios nos projetos, as espécies pioneiras devem ser utilizadas de forma adequada. Quando a densidade de pioneiras é elevada e não está espacialmente bem distribuída, a evolução da área é comprometida devido ao ciclo de vida curto destas espécies (MÔNICO, 2012). O reflorestamento corre o risco de entrar em declínio e voltar a ser ocupado por gramíneas invasoras, de forma que

todo o tempo e recursos investidos para a restauração dessas áreas são perdidos (BRANCALION *et al.*, 2009).

Desta forma, deseja-se que a área apresente número suficiente de pioneiras que sejam capazes de crescer rápido e formar uma estrutura florestal que garanta que as outras espécies encontrem ambiente favorável para crescer e se desenvolver, dando continuidade ao processo de sucessão florestal e que garanta o sucesso do projeto de restauração.

Os estudos fenológicos contribuem para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas florestais (CROAT, 1969). Também são importantes nos estudos sobre a biodiversidade e interações das plantas com a fauna, principalmente por auxiliar na previsão da disponibilidade de recursos ao longo do ano (MORELLATO, 1995).

O conhecimento da floração e frutificação permite prever os períodos de reprodução das plantas, seus ciclos de crescimento e outras características importantes para a restauração de ecossistemas (KNOWLES; PARROTTA, 1995). No entanto, as espécies em projetos de restauração apresentaram padrões fenológicos diferentes das mesmas espécies em fragmentos florestais nativos (HOMEM, 2011).

Homem (2011) estudou a fenologia em áreas restauradas com diferentes métodos com 10 anos no interior de São Paulo, e comparou com um remanescente florestal. O autor verificou que no plantio houve um pico de floração em setembro e outro em menor intensidade entre março e abril e a frutificação entre junho e agosto (período seco) foi menor quando comparada ao período entre dezembro e abril. Mônico (2012) encontrou um pico de floração entre agosto e setembro para uma floresta em restauração com idade aproximada de 13 anos, também no interior de São Paulo, em Santa Bárbara D'Oeste, onde o pico de frutificação ocorreu em setembro, na transição entre a época seca e a chuvosa. Santos (2012) avaliou o comportamento da fenofase de floração de 8 espécies lenhosas de uma área em processo de restauração com 3 anos de idade localizada em Araras, São Paulo. A autora observou que a floração ocorreu sazonalmente e a maior quantidade de espécies em floração foi observada no verão, entre os meses de janeiro e março, na estação mais quente e úmida do ano.

A análise da fenologia dos indivíduos nas três áreas aponta que o pico de floração é entre setembro e janeiro, antes da época de chuvas fortes, que em São

Paulo concentram-se de janeiro a março, e o pico de frutificação é entre maio a setembro, nos meses secos. Percebe-se que as três áreas aqui estudadas apresentaram comportamento fenológico semelhante aos outros dois estudos em áreas em processo de restauração no interior do estado de São Paulo (HOMEM, 2011; MÔNICO, 2012). Além disso, corresponde ao padrão previsto para a Floresta Estacional Semidecidual, onde o período de maior intensidade de floração corresponde ao período de início das chuvas e a frutificação ocorre na transição da estação seca para a úmida (HOMEM, 2010; MORELLATO, 1991; MORELLATO *et al.*, 1989).

5.1.2 Estrato regenerante

O estrato regenerante de cada área foi muito distinto, tanto em termos de composição quanto de estrutura. O número de indivíduos em cada área teve grande variação, apesar de tudo, foi superior ao valor encontrado por outros estudos em áreas em restauração com esta idade. O mesmo vale para a riqueza e diversidade.

Diversos estudos encontraram Fabaceae como a família mais rica na regeneração natural (CARNIER, 2014; CASTANHO, 2009; MÔNICO, 2012; NAVES, 2013; PREISKORN, 2011; SOUZA, 2000). No entanto, outras famílias também são comuns, como Asteraceae, Myrtaceae e Melastomataceae (NAPPO; FONTES; OLIVEIRA-FILHO, 2000; SORREANO, 2002; VIEIRA, 2004).

Em SOS a família mais rica também foi Fabaceae, no entanto, nas demais áreas as espécies estão distribuídas de forma homogênea entre as famílias, de forma que não possibilita fazer inferências sobre a riqueza de famílias nestas áreas.

Nos três projetos estudados, a regeneração natural é composta em sua maioria por espécies zoocóricas. Em geral, as espécies zoocóricas estão presentes em maior número na regeneração natural dos projetos de restauração com diferentes idades (CASTANHO, 2009; COSTA, 2008; MELO; DURIGAN, 2007; NAVES, 2013; PREISKORN, 2011; SIQUEIRA, 2002; VIEIRA; GANDOLFI, 2006). Este padrão encontrado nas florestas em restauração é o mesmo das florestas tropicais, onde os estratos inferiores (sub-dossel e sub-bosque) são ocupados principalmente por espécies de síndrome de dispersão zoocórica (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1992).

O mesmo parece ocorrer com as espécies colonizadoras em áreas em restauração, onde a maioria são dispersas por animais. Melo e Durigan (2007) estudaram nove plantios de restauração de matas ciliares com idades variando de um a 13 anos na Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema, SP e todas as espécies colonizadoras amostradas foram zoocóricas. No estudo da regeneração de duas áreas em restauração com 8 e 12 anos em Araras, SP, Naves (2013) encontrou a zoocoria como síndrome de dispersão que predominou nas duas áreas de estudo, assim como no remanescente florestal utilizado como ecossistema de referência.

Em A_Q parte das espécies alóctones são arbustos pioneiros zoocóricos típicos de subosque do gênero *Piper* (GÓMEZ-POMPA; WHITMORE; HADLEY, 1991; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Ressalta-se que essas espécies são dispersas por aves e morcegos e sua ocorrência está ligada à configuração da paisagem e proximidade de outros remanescentes florestais, bem como presença de indivíduos isolados na paisagem (GUEVARA; LABORDE, 1993).

No geral, para as três áreas a maioria das espécies colonizadoras são nativas, pioneiras e zoocóricas, com exceção de SOS, onde as espécies colonizadoras são anemocóricas. A presença de espécies colonizadoras zoocóricas é um fator indicativo de interação entre a fauna e o reflorestamento, sugerindo que está havendo, de fato, a restauração dos processos ecológicos (BELLOTTO *et al.*, 2009). Esses dados refletem a atuação da fauna de dispersores que foram atraídos para a área restaurada por algum motivo (abrigo, alimento, corredores, etc.), dispersores esses oriundos de áreas naturais do entorno, dando uma boa indicação do papel da restauração vegetal no resgate da fauna local e da atuação dessas áreas restauradas como corredores ecológicos na paisagem regional (SILVA, 2003).

Por outro lado, percebe-se que há uma baixa porcentagem de espécies no plantio que possuem indivíduos regenerando. Este fato se deve, provavelmente, a grande parte das espécies plantadas ainda não atingiram estágio reprodutivo, observado que o plantio ainda é jovem (MELO; DURIGAN, 2007; SIQUEIRA, 2002) e ao fato das pioneiras que já atingiram a fase reprodutiva, não regenerarem no subosque.

Predominaram as espécies nativas nas três áreas, no entanto foram amostradas espécies exóticas em duas áreas. *Sapindus saponaria* e *Mimosa bimucronata* foram amostradas nos plantios e apresentaram indivíduos

regenerantes, indicando que estas espécies podem, por ventura, prejudicar o plantio devido sua capacidade reprodutiva precoce e sucesso no recrutamento de indivíduos jovens.

Nos três estudos, as espécies pioneiras foram dominantes. Naves (2013) estudando áreas com 8 e 12 anos em Araras, SP, verificou que as espécies pioneiras foram as dominantes. Almeida e Sánchez (2005) estudaram áreas restauradas em antigas áreas de mineração com 7 e 9 anos. Para a área com 9 anos, localizada no município de São Paulo, os autores constataram que 80% das espécies regenerantes eram pioneiras. Na área com 7 anos, em Taubaté, SP, os autores encontraram que as espécies pioneiras eram representadas por 50% das espécies. No estudo da regeneração de uma área que também foi minerada e posteriormente revegetada com povoamento homogêneo de *Mimosa scabrella*, Nappo *et al.* (2004) encontraram 28,26% de espécies pioneiras na área aos 16 anos. Três anos depois este número aumentou para 32,62 %. Em estudos com banco de sementes em uma área em restauração com 13 anos de idade em Santa Bárbara D'Oeste, Mônico (2012) encontrou as espécies pioneiras como dominantes. É esperado que as espécies pioneiras estejam presentes em maior quantidade no estrato regenerante em áreas restauradas, já que estas espécies são as que provavelmente conseguiram se reproduzir e deixar descendentes em plantios tão jovens (NAVES, 2013).

5.2 Indicadores de avaliação e monitoramento

5.2.1 Indicadores de composição

5.2.1.1 Riqueza

Aspectos como a riqueza de espécies empregada no plantio são muito importantes para formação, ou não, de uma floresta no local em restauração (NAVE; RODRIGUES, 2007; SOUZA; BATISTA, 2004). Florestas pobres em espécies, sejam elas naturais ou restauradas, apresentam baixa diversidade funcional e, dessa forma, são menos capazes de reter biodiversidade e prestar uma gama maior de serviços ambientais (BRANCALION *et al.*, 2010). Dentro desse contexto, surge a SMA-8, que é uma Resolução da Secretaria do Meio Ambiente que fixa orientação

para o reflorestamento de áreas degradadas e estabelece que no final do processo de restauração deverá haver 80 espécies florestais nativas de ocorrência regional.

De acordo com a literatura, os estudos em áreas em restauração com idade aproximada de 5 anos no estado de São Paulo apresentaram riqueza variável. Souza (2000) encontrou riqueza de 23 espécies (85,1 sp/ha) em uma área com 5 anos de idade em Taquaraçu, SP. Damasceno (2005) encontrou 38 espécies (140,7 sp/ha) em uma floresta com 6 anos de idade também em Taquaraçu, SP. Além destes estudos, Melo e Durigan (2007) amostraram 26 espécies em uma área com 7 anos no Médio Vale do Paranapanema, SP.

As três áreas aqui estudadas apresentaram grande variação quanto a riqueza. Apenas ARA apresentou valores de riqueza que estão dentro do intervalo aceitável para áreas em restauração. A_Q e SOS estão na classe preocupante, com sugestões para melhoria. No entanto, por serem áreas jovens, espera-se que a medida que forem amadurecendo, a riqueza aumente, principalmente pela incorporação de espécies alóctones. Porém não há garantias que a meta estabelecida seja atingida ao final do processo de restauração. Para isso, é necessário monitoramento a longo prazo e aplicação de medidas corretivas conforme a necessidade de cada área.

Este resultado confirma que a maioria das áreas restauradas nas últimas décadas não atendem a critérios mínimos de riqueza e diversidade inicial para o restabelecimento do funcionamento e manutenção de uma floresta com espécies nativas (BELLOTTO *et al.*, 2009). Assis *et al.* (2013) estudaram 44 áreas de mata ciliar, com idade variando de 2 a 53 anos, restauradas por meio de plantio heterogêneo de mudas de espécies arbóreas no domínio da Floresta Estacional Semidecidual e registrou, em média, 28 espécies plantadas em cada área. Um levantamento feito entre os anos 2000-2006, em que foram amostrados 2.500 ha de áreas restauradas nos últimos 15 anos no Estado de São Paulo, apresentou um número médio de 33 espécies arbóreas plantadas por hectare, sendo que 2/3 destas são de estágios iniciais de sucessão, com ciclo de vida curto (15 a 20 anos), levando estes plantios ao insucesso (Barbosa *et al.*, 2007).

Apesar de tudo, Assis (2013) e colaboradores ressaltam que o número total de espécies plantadas em matas ciliares no estado de São Paulo aumentou nos anos mais recentes, passando de 25 espécies em média nas décadas de 1970, 1980 e 1990, para 33 espécies entre 2000 e 2008. O aumento significativo do número de

espécies utilizadas na restauração de matas ciliares na última década, em comparação com períodos anteriores, deve estar diretamente relacionado à pressão das exigências legais que passaram a vigorar a partir de 2001 (ASSIS *et al.*, 2013; BRANCALION *et al.*, 2010).

Em resumo, o emprego de um maior número de espécies pode favorecer vários aspectos ecológicos da comunidade florestal em construção, em especial, em paisagens muito fragmentadas, nas quais a chegada de novas espécies é nula ou muito pequena ao longo das primeiras décadas, dada a existência de poucos fragmentos florestais na paisagem, fragmentos, em geral, pequenos, distantes, muito degradados e submetidos a grande defaunação (GANDOLFI, 2013).

5.2.1.2 Espécies exóticas

Apesar das suas características indesejadas e dos riscos na utilização de espécies exóticas, estas são comumente encontradas em plantios de reflorestamento no estado de São Paulo (ASSIS *et al.*, 2013; ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005; DURIGAN *et al.*, 2010; MÔNICO, 2012; NAVES, 2013; NÓBREGA; VALERI; PAULA, 2008; PARDI, 2013; SIQUEIRA, 2002; SOUZA, 2000). Em geral, a porcentagem de espécies não nativas nos plantios é cerca de 35% das espécies (ASSIS *et al.*, 2013).

Ao se tratar de espécies exóticas, não há tolerância nos plantios. Até 15% de indivíduos exóticos a situação se enquadra como preocupante, com sugestões para melhoria, que é o caso de SOS. Acima de 15% de indivíduos exóticos no plantio há demanda ações imediatas de correção, que é a situação de ARA e A_Q.

Assis *et al.* (2013) estudaram 44 áreas de mata ciliar, com idade variando de dois a 53 anos, restauradas por meio de plantio heterogêneo de mudas de espécies arbóreas no domínio da Floresta Estacional Semidecidual e registrou que das espécies amostradas, 51 espécies (17% do total de espécies plantadas) eram de outras formações vegetacionais do Brasil e 42 espécies (15% do total) eram oriundas de outros países, concluindo que 32% das espécies utilizadas nos projetos de restauração não eram nativas da região em que foram plantadas. Ainda, os autores observaram que quanto maior o número de espécies usadas nos plantios, maior é a probabilidade de se introduzir também uma espécie não-nativa. Almeida e Sánchez (2005) encontraram 8 espécies exóticas em um plantio com 5 anos de

idade em São Paulo, SP representando 40% das espécies amostradas. Além disso, os autores ressaltam que a frequência do uso de espécies não-nativas na restauração de matas ciliares foi elevada, sendo constatada em todos os plantios estudados. Naves (2013) encontrou 28,3% de espécies exóticas no estudo de áreas em restauração com 8 anos em Araras, SP, e um valor ainda mais elevado para uma área com 12 anos, 32,4%. Castanho (2009) observou que 21,7% das espécies em um plantio em Iracemápolis, SP, são exóticas. Deste número, estão presentes espécies que foram inseridas no plantio e também espécies exóticas que foram introduzidas pelos moradores locais (CASTANHO, 2009). Da mesma forma, Mônico (2012) amostrou 29,8% de espécies exóticas em um plantio em Santa Bárbara D'Oeste, SP, com 13 anos de idade.

Outros estudos em áreas em processo de restauração também já relataram elevado percentual de espécies de origem exótica e/ou nativa não regional (PREISKORN, 2011; SIQUEIRA, 2000; SOUZA, 2000), principalmente em plantios antigos, que não usavam a lógica atual para restauração (espécies nativas regionais, elevada diversidade e grupos funcionais).

A presença de espécies exóticas nos plantios de restauração pode ser atribuída a alguns fatores: falta de conhecimento sobre as regiões de ocorrência natural das espécies; semelhança entre determinadas espécies exóticas e as nativas do mesmo grupo taxonômico; falta de treinamento e fiscalização nos viveiros; falta de treinamento dos coletores de sementes; dificuldade de identificação correta das espécies por parte dos viveiristas, coletores de sementes, agentes de órgãos licenciadores e demais profissionais que atuam na restauração (ASSIS *et al.*, 2013; MÔNICO, 2012).

Em comparação com outros estudos, as áreas aqui amostradas apresentaram menor porcentagem de espécies exóticas nos plantios. Este fato ressalta a importância da pesquisa e aprimoramento do conhecimento, bem como a divulgação dos resultados aos agentes que elaboram e executam os projetos de restauração. Não menos importante, a capacitação de pessoal é uma ferramenta importante para a efetivação das mudanças necessárias à melhoria da restauração.

5.2.1.3 Grupo de plantio e grupo funcional

A proporção de indivíduos de acordo com o grupo ecológico tem influência direta no desenvolvimento da estrutura da floresta, determinando aspectos importantes da dinâmica, como o ritmo de crescimento e as taxas de mortalidade (SOUZA, 2000).

É desejável que uma área em restauração apresente recobrimento inicial em curto prazo, e ao mesmo tempo crie condições ambientais para o desenvolvimento das espécies finais de sucessão com alta diversidade, requisito fundamental para a restauração dos processos ecológicos (BARBOSA, 2004; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Ao longo do processo de evolução da restauração, começou-se a questionar se a implantação direta de linhas de pioneiras e não pioneiras garantiria a efetiva ocupação da área restaurada, pois muitas espécies pioneiras, como as embaúbas (*Cecropia* spp.) e os guapuruvus (*Schizolobium* spp.), apesar de crescerem rapidamente não promoviam uma boa cobertura do solo na linha das pioneiras (BRANCALION *et al.*, 2009). Dessa forma, para garantir a eficácia dessas ações, diferentes espécies regionais passaram a ser distribuídas em dois grupos: de Recobrimento e de Diversidade. O grupo de recobrimento é constituído por espécies que possuem bom crescimento “e” boa cobertura de copa, proporcionando o rápido fechamento da área plantada e o grupo diversidade incorpora espécies que não possuem bom crescimento “e/ou” nem boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que são as espécies desse grupo que irão gradualmente substituir as do grupo de preenchimento quando essas entrarem em senescência, ocupando definitivamente a área restaurada e garantindo sua condução de forma sustentável (BRANCALION *et al.*, 2009).

Dessa forma, a análise da distribuição das espécies e indivíduos nos grupos de recobrimento ou diversidade reflete a estruturação do local, e ao longo do tempo vai refletir os processos que estão ocorrendo na área.

A área SOS foi a única que apresentou a proporção de indivíduos de recobrimento em nível aceitável. Por outro lado, ARA e A_Q apresentaram baixa proporção de indivíduos de recobrimento em relação aos indivíduos de diversidade e estão classificadas como preocupante, com sugestões para melhoria.

Em baixa proporção, os indivíduos de recobrimento não são capazes de estruturar um dossel e sombrear a área o suficiente para que as espécies finais da

sucessão possam se desenvolver. Além disso, o ambiente aberto é favorável ao crescimento de gramíneas.

Em relação a proporção de indivíduos dos grupos sucessionais, as áreas ARA e A_Q apresentou valores preocupantes, com sugestões para melhoria. Em SOS a proporção de espécies pioneiras é aceitável.

Os valores encontrados em ARA e A_Q são semelhantes ao encontrado por Preiskorn (2011) em reflorestamento com 8 anos em Santa Bárbara D'Oeste. A autora observou que as espécies pioneiras foram predominantes na área, representando 65% das espécies. Naves (2013) amostrou uma área em Araras, SP com 8 anos e encontrou que 74,6% das espécies são pioneiras.

A presença de alta proporção de indivíduos pioneiros é comum nos projetos de restauração. Barbosa *et al.* (2007) avaliou 98 áreas no estado de São Paulo e encontrou que, em média, 2/3 das espécies utilizadas com finalidade de restauração são dos estágios iniciais da sucessão. Esta situação é perigosa, pois as árvores de espécies pioneiras podem, por sua vez, inibir, os processos de regeneração, podendo atuar como um filtro biótico (COSTA, 2008; FATTORINI; HALLE, 2004). Além disso, as espécies pioneiras possuem ciclo de vida curto, em torno de 10 anos, então, espera-se que estas espécies reduzam sua abundância e sejam substituídas por espécies de estágios sucessionais mais avançados. Uma vez que estas espécies tendem a entrar em senescência após a primeira década de plantio, e não havendo espécies adequadas para substituí-las, a área em restauração tem dois caminhos a seguir: estagnar, os indivíduos jovens das espécies pioneiras colonizarem a área, formando uma floresta de pioneiras; ou ocorrer abertura de clareiras devido a morte dos indivíduos pioneiros, formando clareiras, favorecendo a dominância de espécies invasoras, como a gramínea; ou a área pode ter sucesso, se possuir banco de sementes no solo ou houver propágulos chegando nesta área em quantidades suficientes para que as espécies de outros estágios sucessionais tomem espaço na sucessão (BRANCALION, *et al.*, 2010; BARBOSA, 2002).

No entanto, utilizando a proporção adequada de espécies pioneiras e não pioneiras, dispostas num arranjo espacial favorável e com abundância adequada, pode-se conseguir a formação de um dossel predominantemente de pioneiras e ambiente florestal em apenas dois anos (BRANCALION *et al.*, 2010). A utilização adequada da proporção dos indivíduos nos grupos sucessionais é importante para

garantir que a área crie condições de passar pela sucessão ecológica sem que haja estagnação ou insucesso no projeto.

5.2.2 Indicadores de estrutura

5.2.2.1 Altura

A altura é um dos indicadores do desenvolvimento do projeto de restauração. Observando a altura, é possível inferir sobre a estratificação e a complexidade de uma floresta. De acordo com os parâmetros de monitoramento do LERF, espera-se que a altura de uma projeto em restauração com três anos ou mais de idade seja maior que quatro metros de altura.

Nos três projetos aqui analisados, observou-se apenas um estrato. A altura média da vegetação foi inferior a 4m apenas na área SOS. Na área SOS, o histórico de uso do solo como pastagem e a presença de gramíneas no reflorestamento podem ter interferido no crescimento das espécies, diminuindo a altura média total, uma vez que árvores que se desenvolvem sob interferência de plantas daninhas podem apresentar deficiência de nutrientes essenciais, resultado da competição imposta pela comunidade infestante (MARCHI *et al.*, 1995). Além disso, as espécies replantadas também foram amostradas, diminuindo, inevitavelmente, a média de altura da população.

Segundo a literatura, a altura dos plantios podem variar muito. Almeida e Sánchez (2005) estudaram um plantio com 5 anos de idade em São Paulo, SP, em uma antiga lavra de areia, e obteve altura média do plantio igual a 2,03 m. Mandetta (2007) estudou um plantio com 2,5 anos em Mogi Guaçu, SP, e as alturas médias encontradas ficaram concentradas na classe de 4m tanto para os indivíduos plantados como os da regeneração natural, estabelecendo um estrato relativamente homogêneo. Em áreas com 3 anos de idade no Médio Vale do Paranapanema, SP, Melo e Durigan (2007) encontraram valores entre 5,26 a 6,07m de altura, valores superiores às áreas aqui estudadas com 5 anos de idade.

5.2.2.2 Área basal

Segundo Preiskorn (2011), há uma tendência ao aumento da área basal ao longo dos anos, no entanto analisando outros plantios no estado de São Paulo e áreas referência, nota-se que não há um padrão geral definido entre estas duas variáveis.

Os valores de área basal foram muito baixos, sendo comparável apenas a poucos estudos. Entre eles, o trabalho realizado por Amador e Vianna (2000) em capoeiras baixas no município de Piracicaba, que relataram áreas basais variando de 3,45 a 4,74 m²/ha. Além deste trabalho, Melo e Durigan (2007) amostraram áreas em restauração com 1,1 e 1,3 anos no Médio Vale do Paranapanema, SP e encontraram valores de área basal entre 0,51 a 4,39 m²/ha.

Em geral, a literatura mostra que os valores de área basal para reflorestamentos no estado de São Paulo variam de 15,12 a 61,14 m²/ha em áreas de 3 a 94 anos (CASTANHO, 2009; MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007; MÔNICO, 2012; NAVES, 2013; PREISKORN, 2011; SOUZA, 2000).

O baixo desempenho em acúmulo de área basal pode ser justificado ao fato da baixa densidade de regenerantes, que teriam incorporado biomassa à área. Além disso, a baixa densidade de indivíduos, o número de falhas, a presença de gramíneas, a proporção de indivíduos nos grupos sucessionais são fatores que podem influenciar o desenvolvimento do plantio, e conseqüentemente a área basal.

Ao longo do processo sucessional a floresta experimenta mudanças, sendo que os estágios iniciais geralmente são caracterizados por menor área basal (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NUNES *et al.*, 2003; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Guariguata e Ostertag (2001) afirmam que após o fechamento do dossel as taxas de ciclagem de nutrientes e a produtividade tendem a ser altas, até que a biomassa e a área basal comecem a se estabilizar, sem, entretanto, atingir as condições da floresta madura. Dessa forma, espera-se que estes projetos sofram incremento de área basal ao longo dos anos, no entanto não é possível inferir o quanto será agregado. Para isso, é necessário monitoramento a longo prazo.

5.2.3 Indicadores de funcionamento

5.2.3.1 Dispersão

A restauração visa não somente a retomada da fisionomia florestal, mas também a composição, estrutura e funcionamento do ecossistema. É importante que os projetos de restauração respeitem as tendências dos processos ecológicos da vegetação em que o projeto está inserido. Desta forma, o estudo da dispersão é importante para o conhecimento da estrutura e funcionamento das comunidades neotropicais (GENTRY, 1982).

No domínio Mata Atlântica, a síndrome de dispersão mais frequente é a zoocoria, onde cerca de 75% das espécies são dispersas por animais, seguida da anemocoria, com 17% das espécies e em menor número a autocoria representada por 6% das espécies (CAMPASSI, 2006; MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1992). Destaca-se que as espécies dispersas por aves são mais comuns das que são dispersas por mamíferos (CAMPASSI, 2006), pois estas possuem a capacidade de explorar recursos de uma grande variedade de espécies vegetais (SNOW, 1981).

As espécies dispersas pelo vento maturam durante a estação seca, quando há melhores condições e maior probabilidade de dispersão a longas distâncias (WILKANDER, 1984). As espécies anemocóricas geralmente frutificam no melhor período para disseminar seus diásporos (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992). Vários autores associam o maior número de espécies anemocóricas com o período mais seco em florestas tropicais sazonais (GENTRY, 1982; JANZEN, 1967; MORELLATO; LEITÃO-FILHO 1992; WILKANDER, 1984). Dessa forma, a baixa umidade relativa (JANZEN, 1967) e a velocidade do vento do período seco (WILKANDER, 1984) seria importante na dispersão destes tipos de diásporos, já que os ventos podem carregar os propágulos por longas distâncias. Além disso, sementes vão ser dispersas antes do início das chuvas e logo em seguida encontrarão condições favoráveis para a germinação (WILKANDER, 1984). Na estação seca, as espécies decíduas perdem suas folhas, e favorecem a dispersão dos propágulos dispersos pelo vento, já que as folhas e dossel espesso formam uma barreira para a circulação.

ARA e A_Q apresentaram proporção satisfatória de indivíduos zoocóricos. No entanto, SOS é uma exceção, sendo a síndrome de dispersão predominante entre os indivíduos a anemocoria, o que enquadra esta área em nível preocupante, com sugestões para melhoria.

Um dos atuais objetivos dos projetos de restauração de áreas degradadas, a partir de reflorestamentos heterogêneos, é o restabelecimento das interações

existentes nas florestas naturais entre a vegetação e a fauna, o que possibilita, além da existência de uma comunidade dinâmica, o aumento da diversidade local. A oferta de recursos ao longo do ano garante alimento para a fauna, favorecendo sua permanência e colonização do local. Projetos de restauração devem contemplar diferentes grupos de plantas, utilizando alta diversidade, com o intuito de estruturar uma comunidade cujos processos mais se assemelhem às comunidades naturais (HOMEM, 2011). Reis e Kageyama (2003) argumentam que no processo de restauração natural dos ecossistemas, as interações interespecíficas representam a principal forma para propiciar um processo sucessional onde ocorram melhorias nas condições para que cada uma das espécies colonizem novos ambientes.

5.2.3.2 Proporção de falhas (%)

As falhas são áreas vazias nos projetos de restauração que deviam estar sendo ocupada por uma muda. As falhas ou mortalidade são pouco estudadas, no entanto elas podem fornecer dados importantes para análise e compreensão dos resultados encontrados nos levantamentos da vegetação.

A região da falha geralmente recebe alta incidência luminosa, criando um habitat favorável ao desenvolvimento de gramíneas exóticas invasoras, que são prejudiciais ao desenvolvimento das mudas. Além disso, as falhas no plantio dificultam a formação de um dossel contínuo, uma característica desejada nos plantios, que é capaz de sombrear a área e permitir o desenvolvimento de espécies secundárias e finais da sucessão, além de sombrear as gramíneas, favorecendo sua erradicação do local.

Indesejadas e prejudiciais ao projeto de restauração, as falhas podem estar relacionadas com a ausência de manutenção no início do projeto e também com a negligência no replantio. A fase inicial do plantio, que correspondente ao estágio inicial de desenvolvimento das mudas é crítica e exige rápida tomada de decisão, uma vez que a ausência de manutenções corretas podem levar à perda total do projeto (NAVE *et al.*, 2009). Os plantios devem ser monitorados para averiguar a presença de gramíneas e também da mortalidade das mudas. Neste caso, recomenda-se a retirada do capim, através do melhor método possível, bem como o replantio das mudas.

A mortalidade deve ser monitorada desde o início do plantio, como medida preventiva e indicativa do replantio. O replantio deve ser realizado sempre que a mortalidade é superior a 5%, e quando atinge mortalidade acima de 10%, as ações corretivas devem ser imediatas (NAVE *et al.*, 2009). Nos plantios analisados neste trabalho, a porcentagem de falhas varia entre 21% e 32,4%. Mônico (2012) encontrou 249 falhas/ha no levantamento de uma área restaurada em Santa Bárbara D'Oeste, SP, com idade aproximada de 12 anos. Esse número representa cerca de 15,7% de falhas no plantio, um número também elevado. Almeida e Sánchez (2005) amostraram 38% de falhas em um projeto de restauração com 5 anos de idade no município de São Paulo. A situação encontrada, segundo o autor, reflete a pouca resistência de algumas espécies às condições do substrato característico das bacias de disposição de rejeitos, que apresentam alta compactação e baixo índice de porosidade.

Nota-se que nos plantios de restuarção, independente da idade, as falhas ou mortalidade são altas, o que nos plantios mais jovens pode indicar falta ou negligencia no monitoramento inicial do plantio e na manutenção.

5.3 Amostragem

5.3.1 Tamanho de parcela

Pesquisadores na área de manejo têm, de um modo geral, optado pelo uso de unidades amostrais maiores, sempre iguais ou superiores à 1000 m², principalmente em florestas nativas heterogêneas e multiâneas (AUGUSTYNCZIK *et al.*, 2013). Já os especialistas em fitossociologia florestal, têm usado parcelas menores, tais como as de 10x10 m, 10x20 m e 20x20 m, alegando que assim podem distribuí-las melhor sobre toda a área da floresta pesquisada (KERSTEN; GALVÃO, 2011). Isernhagen (2001) realizou vasta pesquisa bibliográfica dos levantamentos fitossociológicos florestais executados no estado do Paraná, e conclui-se que estes utilizam tamanhos de unidades amostrais entre 50 m² a 10.000 m². Segundo Higuchi; Santos e Jardim (1982), o tamanho de parcelas comumente usado, para regiões de florestas tropicais como a Amazônia, é de 2500 m² com forma retangular.

Apesar de possuírem características diferentes, os estudos de amostragem em florestas heterogêneas fornecem resultados que podem ser utilizados ou adaptados

à restauração, principalmente devido á alta heterogeneidade apresentada por ambas.

Quando se usa amostragem para especificar os resultados a nível de espécie em florestas heterogêneas e multiâneas contendo centenas de espécies arbóreas, os erros amostrais são muito elevados, como verificado por Augustynczik (2011), Bonettes (2003), Cavalcanti; Machado e Hosokawa (2009), Machado (1988), Ubialli *et al.* (2009), Vieira e Couto (2001), exceto para algumas espécies mais abundantes e que se distribuem aleatoriamente em toda a área inventariada (AUGUSTYNCZIK *et al.*, 2013). Esses erros tendem a aumentar a medida em que a quantidade de indivíduos da espécie diminui, podendo chegar ao ponto de gerar estimativas nada confiáveis para espécies consideradas de ocorrência rara (BONETES, 2003; MACHADO, 1988; NAPPO; FONTES; OLIVEIRA-FILHO, 1999; UBIALLI *et al.*, 2009). As espécies raras, que possuem até 1 indivíduo por ha, são mal amostradas, pois ora entram ora não entram na amostragem e podem fazer com que os valores de erro aumentem, chegando a 1000% para uma espécie (MÜLLER, 2011).

Com base nestes estudos e considerando que a heterogeneidade pode ser causa de erros na amostragem de florestas tropicais nativas, espera-se encontrar dificuldades semelhantes para obtenção de tamanhos de parcela em restauração. As áreas em restauração são muito heterogêneas, já que o plantio de restauração consiste em uma mistura de diferentes espécies com características distintas entre si e que interagem com o ambiente de forma particular, ou seja, a mesma espécie pode apresentar alturas diferentes, por exemplo, dependendo de vários fatores, como suas características genéticas, do trato recebido no viveiro, das características do solo e do meio físico onde é plantada, do tratamento no plantio, das interações bióticas com outras espécies, do ambiente físico do plantio, dentre muitas outras que fazem com que a resposta de cada indivíduo seja única. Além disso, diferente das florestas naturais em que a localização de cada espécie depende de fatores bióticos e abióticos, na restauração as mudas são inseridas em campo arbitrariamente. Dessa forma, é necessário que estas áreas sejam tratadas com muita particularidade, não sendo passíveis de generalizações.

Com base no que já se conhece sobre amostragem em ambientes heterogêneos, espera-se obter coeficiente de variação alto para as parcelas amostradas. No entanto, a variabilidade de alguns indicadores não se comportou da maneira prevista. No geral, há uma tendência à diminuição da variância em resposta

ao aumento da área da unidade amostral (VASQUES, 1988). Este tipo de comportamento é aceito como sendo um axioma, pois é encontrado em todos os trabalhos sobre o tamanho de parcela (ZANON; STORCK, 2000). No entanto, algumas vezes este padrão não foi encontrado. Este comportamento atípico pode ser explicado pela alta heterogeneidade das áreas em restauração e pelo tamanho de parcelas utilizado. Ocorreu que, basicamente, cada aumento no tamanho da parcela amostrou apenas uma parte da variabilidade populacional que ainda não tinha sido amostrada, mas deixou de capturar uma parte grande da variação para amostrar a população com fidelidade. Se a parcela não é grande o suficiente para amostrar significativamente a variabilidade da população, serão amostrados apenas partes diferentes da heterogeneidade total, ou seja, o coeficiente de variação das parcelas não apresenta um padrão, sendo ora alto ora baixo, levando a formação de uma parábola ao invés de uma curva tipo J invertido quando se plota a variabilidade em função do tamanho de parcela. Em consequência deste efeito, não é possível estimar o tamanho ideal de parcela para alguns indicadores.

Nesta situação, seria recomendado utilizar parcelas maiores para os indicadores nos locais onde não foi possível estimar o tamanho ótimo de parcela. No entanto, devido às características tão particulares destas áreas, pode ser inviável implantar em campo parcelas tão grandes quanto as utilizadas em inventários de florestas naturais ou plantios heterogêneos com fins comerciais. Em geral, grande parte das áreas em restauração estão em torno de cursos d'água ou em áreas com formato heterogêneo, que além de serem estreitas, são desconexas, e não permitem a alocação de parcelas grandes. Quando a forma e o tamanho da área dos projetos de restauração forem atributos limitantes na seleção do tamanho de unidades amostrais, deve-se considerar o uso de parcelas menores e com grande número de repetições como modo mais eficaz de amostragem em projetos de restauração. Esta estratégia é uma alternativa eficaz quando não é possível utilizar parcelas maiores, já que também é capaz de amostrar com precisão a população estudada. Além disso, deve-se sempre considerar que os levantamentos por amostragem devem ser eficientes, buscando desenvolver métodos de seleção de amostras e de estimativas que forneçam os resultados desejados ao menor custo possível e com um nível de precisão satisfatório (COCHRAN, 1963).

5.3.2 Forma da parcela

Neste trabalho, utilizou-se a comparação do CV de parcelas de mesmo tamanho com formato diferente para avaliação da melhor forma de parcelas que poderiam ser utilizadas para estudo do monitoramento da restauração.

Ao comparar os menores tamanhos, 3x20 m e 6x10 m, observa-se que não há um padrão para os valores de CV dos indicadores nas áreas estudadas. Nota-se, de modo geral, uma pequena diferença no valor do CV e erro amostral, como observado por Oda-Souza e colaboradores (2010) (anexo A e B).

Em SOS e ARA o tamanho 3x20 m, retangular com uma linha de plantio com dez indivíduos, apresentou menor valor de coeficiente de variação para a maioria dos indicadores amostrados. Por outro lado, em A_Q o tamanho 6x10 m, retangular com duas linhas de plantio e cinco indivíduos em cada, foi o que apresentou menor valor de coeficiente de variação para a maioria dos indicadores avaliados.

Ao manter a forma e aumentar a área das parcelas, nota-se que, independente de seu formato, o coeficiente de variação diminuiu para a maioria dos indicadores, bem como o erro amostral. Este comportamento corrobora com o fato de que a variação do parâmetro amostrado em um dado tamanho amostral tende a ser mais estável em tamanhos amostrais maiores (PILLAR, 1998), por isso a recomendação de parcelas maiores em áreas heterogêneas. Isto porque, parcelas pequenas têm maior probabilidade de conter valores extremos, o que leva à maiores variâncias e distribuições assimétricas (ODA-SOUZA *et al.*, 2010).

Os indicadores que apresentaram o mesmo comportamento nas três áreas, onde o coeficiente de variação diminuiu com o aumento do tamanho da parcela independente de sua forma foram “número de indivíduos pioneiros” e “número de indivíduos não pioneiros”.

Comparando os tamanhos maiores, em SOS o tamanho e forma de parcela que apresentou menores erros de amostragem para a maioria dos indicadores amostrados foi o tamanho 6x20 m, de formato retangular que amostra duas linhas de plantio com 10 indivíduos em cada linha. Em ARA e A_Q a parcela de dimensões 12x10 m, que amostra 4 linhas de plantio com 5 indivíduos em cada linha foi a parcela que apresentou menor erro amostral e coeficiente de variação para a maioria dos indicadores amostrados. Apesar de tudo, a diferença dos valores obtidos de coeficiente de variação e erro amostral entre as parcelas 6x20 m e 12x10

m foi baixa. Apenas o indicador “número de indivíduos do grupo diversidade” apresentou erro e coeficiente de variação menores nas parcelas de tamanho 12x10 m para todas as áreas, indicando que indivíduos do grupo diversidade são melhor amostrados quando se inclui mais linhas na unidade amostral. Os indicadores “falha”, “número de indivíduos do grupo diversidade” e “número de indivíduos zoocóricos” apresentaram menores valores de coeficiente de variação para as três áreas quando se utilizou a parcela tamanho 6x20 m.

Nota-se que a forma de parcela ideal para cada amostragem está ligada às características de cada local e com os vários processos ecológicos que podem estar atuando de forma simultânea na definição de sua estrutura e composição e que refletem na variabilidade de cada indicador.

5.3.3 Suficiência amostral

Considerando o tamanho ideal de parcela de 9x10 m selecionado pelo método de máxima curvatura, nota-se que a maioria dos indicadores atingiram suficiência amostral para o número de parcelas instaladas.

Como a suficiência amostral é dependente do contexto, definir a intensidade de amostragem exigida pode variar dependendo da variável resposta (KENKEL; JUHÁSZ-NAGY; PODANI, 1989; PILLAR, 1998), por este motivo a suficiência encontrada para o mesmo indicador nas três áreas foi, na maioria das vezes, diferente, pois a variação local foi determinante para esta diferença.

Dado os níveis de precisão e probabilidade, a maioria dos indicadores foram amostrados com sucesso nas respectivas áreas. Indicadores como “número de indivíduos”, “número de espécies” que apresentaram baixa suficiência amostral e baixa variabilidade (anexo A) são apropriados para estudos de áreas em restauração, além de necessitar menor número de parcelas para amostragem.

Já os indicadores “falha”, “área basal” e “altura” que são parâmetros naturalmente variáveis, pois são características particulares das espécies e também o resultado da interação com o ambiente, ora apresentaram altos valores de variabilidade, erro e conseqüentemente suficiência amostral ora valores baixos, indicando que a variabilidade nas áreas influencia fortemente seus valores. Deste modo, o uso destes indicadores deve ser feito com cautela, sempre atentando para análise prévia da variabilidade.

Para amostragem do grupo de plantio, o verificador “número de espécies do grupo de plantio diversidade” apresentou suficiência mostral menor que dez para duas das áreas amostradas, em detrimento do verificador “número de espécies do grupo recobrimento”. Da mesma forma os verificadores “número de espécies pioneiras” e “número de espécies não zoocóricas” e “número de espécies nativas” foram os que apresentaram os menores valores de erro amostral, variabilidade e suficiência amostral, mostrando ser um bom conjunto de verificadores.

De modo geral, pode-se aceitar que a análise da variabilidade dos indicadores encontrados nas áreas estudadas permitem fazer uma seleção prévia dos indicadores mais apropriados para o estudo de áreas em restauração em relação à suficiência amostral. Os indicadores “falha” e “número de espécies exóticas” não atingiram suficiência amostral para as três áreas e apresentaram altos valores de erro e CV (anexos A e B). Além destes, o verificador “número de indivíduos não pioneiros” não atingiram suficiência amostral neste estudo para duas áreas: SOS e A_Q, assim como “área basal”, que atingiu suficiência amostral apenas em A_Q. Para indicadores como área basal era esperado que a variância seja alta (anexo A) uma vez que a área estudada é jovem e consiste da seleção de grupos de espécies com rápido crescimento e também de espécies de crescimento lento é natural que haja diferenças entre os diâmetros e também alturas dos indivíduos, a menos que não se obedeça os critérios de plantio ou a mortalidade seja alta para certos grupos. Devido às características de alta variabilidade e por terem atingido suficiência amostral tão alta, estes indicadores e verificadores não são indicados para o estudo de áreas restauradas.

Quando se estuda restauração, deve-se considerar algumas fontes de variação intrínsecas ao projeto que podem influenciar os resultados obtidos. Entre eles estão a distribuição das espécies em campo no momento do plantio, a chegada de novas espécies, fatores ambientais, dentre outros. Estas fontes de variação agindo em diferentes níveis e intensidades proporcionam a cada área em restauração sua característica única, formada por certo nível de heterogeneidade que não se compara com nenhuma outra área. Esta característica única pode ser facilmente notada quando se compara a variação dos indicadores entre as áreas estudadas.

Desta forma, levando em conta a alta heterogeneidade das áreas em restauração e sua variabilidade particular, recomenda-se o estudo da suficiência amostral para o conjunto de indicadores previamente selecionados pelo pesquisador

em cada área de estudo, garantindo, desta forma, que a pesquisa atenda à confiança e à precisão requeridas. Além disso, a escala temporal deve ser considerada no planejamento do estudo, pois o caráter do monitoramento é a repetição de medidas ao longo do tempo com a finalidade de quantificar mudanças ou tendências de um ou mais indicadores, avaliando a dinâmica do recurso, não apenas o seu estado, fazendo com que a reamostragem da(s) variável(s) de interesse sejam fundamentais (BLOCK *et al.*, 2001). Uma vez que os ecossistemas variam de formas complexas em escalas espaciais e temporais (WHITE; WALKER, 1997), a variabilidade desta área será alterada. Levando em conta que o primeiro estudo, ou estudo piloto, realizado em determinado projeto considerou a variabilidade estimada no momento do estudo, ou tempo zero, é necessário que se realize novo estudo de tamanho de parcela e suficiência amostral para que para as reamostragens posteriores.

Sem dúvidas, o estudo de amostragem em áreas em restauração deve ser incentivado, principalmente quando se trata de análises de avaliação e monitoramento, uma vez que há necessidade de gerar resultados e elucidar a eficácia das ações de restauração a partir de dados derivados do monitoramento de projetos (EGAN, 2014). Além disso, estes dados darão suporte à tomada de decisão referente ao futuro do projeto, o que pode garantir o seu sucesso ou seu fracasso. Devido a alta heterogeneidade dos projetos e a vasta gama de indicadores ambientais pode ser ambicioso sugerir um número ideal de parcelas com base na intensidade amostral. No entanto, a possibilidade de realizar o cálculo de suficiência amostral para cada projeto estudado não é inviável e pode ser o caminho mais seguro para a coleta precisa e eficiente de dados.

O estudo da amostragem e sua aplicação na restauração assim como o estabelecimento de um protocolo de amostragem para o monitoramento é de suma importância, pois diferentes técnicas de amostragem podem influenciar fortemente a interpretação dos resultados, podendo gerar dúvidas se as metas de restauração foram alcançadas (ABELLA; COVINGTON, 2004; KORB; COVINGTON; FULE, 2003). Além disso, a padronização facilita a comparação e extrapolação de resultados.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A qualidade de qualquer pesquisa depende fortemente da quantidade de tempo e recurso despendido, assim como de um bom planejamento do estudo, incluindo o tamanho da amostra e os métodos de campo. Os estudos de amostragem em restauração devem levar em conta que a qualidade dos resultados obtidos é proporcional à variabilidade da população estudada.
- Para amostrar a heterogeneidade das áreas em restauração neste trabalho, foi necessária uma parcela de 90 m² com dimensões de 9x10 m, com exceção do indicador “falhas”.
- Não foi possível notar diferenças significativas em relação ao formato da unidade amostral. No entanto nota-se que quanto maior a parcela, menor o erro amostral e a variação dos parâmetros amostrados.
- Os indicadores que apresentaram menores valores de erro amostral e variabilidade e que, portanto, atendem aos critérios para serem utilizados com bons indicadores/verificadores foram: número de indivíduos, número de espécies, número de espécies do grupo de plantio diversidade, número de espécies do grupo pioneiras e número de espécies não zoocóricas.
- Para os indicadores selecionados nas áreas estudadas recomenda-se que seja utilizada intensidade amostral de 14,65% da área estudada ou oito parcelas de 9x10m. No entanto, considerando a heterogeneidade dos plantios de restauração e do caráter contexto dependente da suficiência amostral, recomenda-se que se faça estudo prévio da variabilidade da área a ser estudada para então ser realizado o cálculo de suficiência amostral.
- São necessários mais estudos que abordem a seleção de indicadores e a amostragem em restauração florestal. A escassez de estudos nesta área impossibilita a comparação de dados e metodologias com intuito de melhorar a ciência. Elaborar e testar em larga escala espacial e temporal uma metodologia específica de amostragem para o monitoramento da restauração com bases estatísticas é o caminho para a evolução da ciência nesta área, permitindo a comparação de dados e a previsão de padrões para a restauração.
- Um grande desafio dos restauradores na amostragem de áreas em restauração é desenvolver ferramentas para avaliar os níveis aceitáveis de

variabilidade nestes sistemas, de modo que a suficiência amostral possa ser calculada adequadamente à cada indicador.

REFERÊNCIAS

- ABELLA, S.R.; COVINGTON, W.W. Monitoring an Arizona ponderosa pine restoration: Sampling efficiency and multivariate analysis of understory vegetation. **Restoration Ecology**, Malden, v.12, n. 3, p. 359-367, 2004.
- ALLEN, E.; COVINGTON, W.W.; FALK, D.A. Developing the conceptual basis for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 275-276, 1997.
- ALMEIDA, R.O.P.O.; SÁNCHEZ, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 47-54, 2005.
- AMADOR, D.B.; VIANNA, V.M. Dinâmica de capoeiras baixas na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 57, p. 69-85, 2000.
- ANJOS, L.; ROBERT, D.H.; ROBINSON, S. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 20, n. 4, p. 392–399, 2010.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105–121, 2009.
- ASSIS, G.B. **Avaliação do potencial invasivo de espécies não-nativas utilizadas em plantio de restauração de matas ciliares**. 2012. 104p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2012.
- ASSIS, G.B.; SUGANUMA, M.S.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no Estado de São Paulo (1957-2008). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 599-609, 2013.
- AUGUSTYNCZIK, A.L. **Avaliação do tamanho de parcelas e intensidades de amostragem para a estimativa de estoque e estrutura horizontal em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista**. 2011. 164 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- AUGUSTYNCZIK, A.L.D.; MACHADO, S.A.; FIGUEIREDO-FILHO, A.; PÉLLICONETTO, S. Avaliação do tamanho de parcelas e de intensidade de amostragem em inventários florestais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 361-368, 2013.
- BAASCH, A.; TISCHEW, S.; BRUELHEIDE, H. How much effort is required for proper monitoring? Assessing the effects of different survey scenarios in a dry acidic grassland. **Journal of Vegetation Science**, Grangaerde, v. 21, n. 5, p. 876–887, 2010.
- BARBOSA, L.M. Estado da arte: balanço dos avanços e carências em relação às conclusões e recomendações do I Simpósio sobre mata ciliar. Apresentado ao Workshop Matas Ciliares, São Paulo, 2002.

BARBOSA L.M. Conservações Gerais e Modelos de Recuperação de formações Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2004. p. 289 – 312.

BARBOSA, L.M. Recuperação florestal de áreas degradadas no estado de São Paulo: histórico, situação atual e projeções. In: _____(Coord.). **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: Matas Ciliares do Interior Paulista**. Guaratinguetá, 2011. p. 4-25.

BARBOSA, L.M.; MARTINS, S.E. **Diversificando o reflorestamento no Estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. 64p.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, K.C.; BARBOSA, J.M.; FIDALGO, A.O.; RONDON, J.N.; JUNIOR, N.N.; MARTINS, S.E.; DUARTE, R.R.; CASAGRANDE, J.C.; CARLONE, N.P. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 162-164, 2007.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLI, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS JUNIOR, N.; SIQUEIRA E SILVA, P.M.; PLAZA, A.P. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, p. 28-34, 2003.

BASH, J.S.; RYAN, C.M. Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? **Environmental Management**, New York, v. 29, n. 6, p. 877-885, 2002.

BATISTA, J.L.F. **Notas para a disciplina LCF-764 – Métodos de Amostragem em Levantamentos Florestais, do Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais**. Piracicaba:ESALQ, 2006. 15p.

BAUTISTA, S.; ALLOZA, J. Evaluation of forest restoration projects. In: BAUTISTA, S.; ARONSON, J.; VALLEJO, V.R. (Ed.). **Land Restoration to Combat Desertification**. Valencia: Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, 2009. cap. 4, p. 47-72.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicados. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p.11-13.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 3, p.128-146.

BLOCK, W.M.; FRANKLIN, A.B.; WARD JR., J.P.; GANEY, J.L.; WHITE, G.C. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n. 3, p. 292-303, 2001.

BONETES, L. **Tamanho de parcelas e intensidade amostral para estimar o estoque e índices fitossociológicos em uma Floresta Ombrófila Mista**. 2003. 111p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2003.

BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica. 2009. cap. 1, p. 15-90.

BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. cap. 9, p. 262- 293.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

CAMPASSI, F. **Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata Atlântica**. 2006. 84p.. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

CAMPOS, J.C.C.; LEITE, H.G. **Mensuração florestal: Perguntas e respostas**. 3.ed. Viçosa: UFV, 2009. 548p.

CARNIER, F.E. **Germinação de espécies arbustivas e sua regeneração em áreas em restauração no estado de São Paulo**. 2014. 90p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009. 111p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CAVALCANTI, F.J.B.; MACHADO, S.A.; HOSOKAWA, R.T. Tamanho de unidade de amostra e intensidade amostral para espécies comerciais da Amazônia. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 207-214, 2009.

CEPAGRI. Centro de pesquisas meteorológicas e climáticas aplicadas a agricultura. **Clima dos Municípios Paulistas**. Disponível em: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_067.html. Acesso em: 20 mai. 2012.

CHAZDON, R. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, n. 5882, p.1458-1460, 2008.

COE, R. **Designing ecological and biodiversity sampling strategies**. Nairobi: World Agroforestry Centre, 2008. 27p. (Working Paper, 66).

COCHRAN, W.G. **Sampling techniques**. 3rd. ed. New York: John Willey, 1977. 428p.

COOPERSUCAR, Centro de Tecnologia. **Carta de solos - Usina Batatais**. Batatais, 2000. Escalas variam.

COSTA, J.N.M.N. **Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola**. 2008. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CROAT, T.B. Seasonal flowering behavior in Central Panama. **Annual Missouri Botanical Garden**, St. Louis, v. 56, p. 295-307, 1969.

DAILY, G.C. Ecological forecasts. **Nature**, London, v. 411, p. 245, 2001.

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 1, p. 3-10, 2001.

DAMASCENO, A.C.F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. 2005. 107p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DIRZO, R.; RAVEN, P.H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 28, p. 137-167, 2003.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L.; TOREZAN, J.M.; MELO, A.C.G.; MARQUES, M.C.M.; MARTINS, S.V.; REIS, A.; SCARANO, F.R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

ECKBLAD, J.W. How many samples should be taken? **Bioscience**, Washington, v. 41, n. 5, p. 346-348, 1991.

EGAN, A. Sampling intensities and sampling errors associated with pre-and post-treatment Forest Restoration monitoring: the Ute Valley inventory. **Ecological Restoration**, Madison, v. 32, n. 1, p.11-13, 2014.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-26.

FATTORINI, M.; HALLE, S. The dynamic environmental filter model: how do filtering effects change in assembling communities after disturbance. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology—bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004. p. 94-116.

FEDERER, W.J. **Experimental design**. New York: Mc Millan, 1955. 543p.

FELFILI, J.M.; CARVALHO, F.A.; HAIDAR, R.F. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal. Brasília: Universidade de Brasília, 2005. 60p.

FERREIRA, M.P.; ALVES, D.S.; SHIMABUKURO, Y.E. Forest dynamics and land-use transitions in the Brazilian Atlantic Forest: the case of sugarcane expansion. **Regional Environmental Change**, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/journal/10113>>. Acesso em: 10 ago. 2014.

FIELD, S.A.; O'CONNOR, P.J.; TYRE, A.J.; OSSINGHAM, H.P. Making monitoring meaningful, **Austral Ecology**, Richmond, v. 32, p. 485–491, 2007.

FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M.; COSTA, A.F.; CARVALHO JR., A.A.; PEIXOTO, A.L.; WALTER, B.M.T.; BICUDO, C.; ZAPPI, D.; COSTA, D.P.; LERAS, E.; MARTINELLI, G.; LIMA, H.C.; PRADO, J.; STEHMANN, JR.; BAUMGRATZ, J.F.A.; PIRANI, J.R.; SYLVESTRE, L.; MAIA, L.C.; LOHMANN, L.G.; QUEIROZ, L.P.; SILVEIRA, M.; COELHO, M.N.; MAMEDE, M.C.; BASTOS, M.N.C.; MORIM, M.P.; BARBOSA, M.; MENEZES, M.; HOPKINS, M.; SECCO, R.; CAVALCANTI, T. B.; SOUZA, V.C. **Lista de espécies da flora do Brasil**. 2012. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>>. Acesso em: 20 jun. 2012.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Tamanho de parcela e suficiência amostral para estudo da regeneração natural de floresta de várzea na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 1-11, 2001.

GANDOLFI, S. Reflexões sobre as Ações de Restauração e a Definição de Parâmetros de avaliação e Monitoramento. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA, 5, 2013, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2013. p. 26-32.

GENTRY, A.H. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology**, New York, v. 15, p. 1–84, 1982.

GIBBS, J.P.; SNELL, H.L.; CAUSTON, C.A. Effective monitoring for adaptive wildlife management: lessons from the Galápagos Islands. **Journal of Wildlife Management**, Hoboken, v. 63, p. 1055-1065, 1999.

GOLODETS, C.; KIGEL, J.; SAPIR, Y.; STERNBERG, M. Quantitative vs qualitative vegetation sampling methods: a lesson from a grazing experiment in a Mediterranean grassland. **Applied Vegetation Science**, Malden, v. 16, n. 3, p. 502–508, 2012.

GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. 457p.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed. 2011. 683p.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1/3, p. 185-206, 2001.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 107-108, p. 319-338, 1993.

HALL, P.; ASHTON, P.S.; CONDIT, R.; MANOKARAN, N.; HUBBELL, S. P. Signal and noise in sampling tropical forest structure and dynamics. In DALLMEIER, F.; COMISKEY, J.A. (Ed). **Forest biodiversity diversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and old world case studies**. Paris: UNESCO/Parthenon Publishing Group, 1998. p. 63–78.

HEGLAND, S.J.; DUNNE, J.; NIELSEN, A.; MEMMOTT, J. How to monitor ecological communities cost-efficiently: The example of plant–pollinator networks. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 143, p. 2092–2101, 2010.

HERRICK, J.E.; VAN ZEE, J.W.; HAVSTAD, K.M.; BURKETT, L.M.; WHITFORD, W.G. **Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and Savanna Ecosystems: Design, supplementary methods and interpretation**. Las Cruces: USDA-ARS Jornada Experimental Range, 2005. v. 5, p. 206.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F.C.S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 91-103, 1982.

HOMEM, M.N.G. **Padrões fenológicos em ecossistemas em processo de restauração e em fragmento florestal vizinho**. 2011. 113p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011.

HUSCH, B.; MILLER, C.I.; BEERS, T.W. **Forest mensuration**. 3rd ed. New York: Ronald, 1982. 402p.

ISERNHAGEN, I. A fitossociologia florestal no Paraná: listagem bibliográfica comentada. 2001. Dissertação Mestrado em Botânica. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

JANZEN, D.H. Synchronization of sexual reproduction of trees within the Dry Season in Central America. **Evolution**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 620-637, 1967.

JENKINS, M. Prospects for biodiversity, **Science**, Washington, v. 302, n. 5648, p. 1175–1177, 2003.

JENNIONS, M.D.; MOLLER, A.P. A survey of the statistical power of research in behavioral ecology and animal behavior. **Behavioral Ecology**, Cary, v. 14, n. 3, p. 438–445, 2003.

JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R.; METZGER, J.P.; HADDAD, C.F.B.; VERDADE, L.M.; OLIVEIRA, M.C.; BOLZANI, V.S. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science**, Washington, v. 328, n. 5984, p. 1358–1359, 2010.

KANOWSKI, J.; CATTERALL, C.P.; WARDELL-JOHNSON, G.W.; PROCTOR, H.; REIS, T. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. **Forest Ecology And Management**, Amsterdam, v. 183, p. 265-280, 2003.

KENKEL, N.C.; PODANI, J. Plot size and estimation efficiency in plant community studies. **Journal of Vegetation Science**, Grangaerde, v. 2, n. 4, p. 539-544, 1991.

KENKEL, N.C.; JUHÁSZ-NAGY, P.; PODANI, J. On sampling procedures in population and community ecology. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 83, p. 195-207, 1989.

KERCHER, S.M.; FRIESWYK, C.B.; ZEDLER, J.B. Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. **Journal of Vegetation Science**, Grangaerde, v. 14, p. 899-906, 2003.

KERSTEN, R.A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J.M.; EISENLOR, P.V.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A; MEIRA NETO, J.A.A. (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2011. v. 1, cap. 5, p. 156-173.

KNOWLES, O.H.; PARROTA, J.A. Phenological observations and tree seed characteristics in an equatorial moist forest at Trombetas, Para State, Brazil. In: LIETH, H.; SCHWARTZ, M.D. **Phenology in seasonal climates I**. Leiden: Backhuys Publishers, 1997. p. 67-84.

- KORB, J.E.; COVINGTON, W.W.; FULE, P.Z. Sampling techniques influence understory plant trajectories after restoration: an example from ponderosa pine restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 11, n. 4, p. 504-515, 2003.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded Tropical Forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.
- LARJAVAARA, M. A review on benefits and disadvantages of tree diversity. **Open Forest Science Journal**, Bussum, v. 1, p. 24-26, 2008.
- LAURANCE, W.F. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 109–117, 1999.
- LERF - Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal. **Programa de Adequação Ambiental da Usina Batatais S/A - Açúcar e Álcool**. Piracicaba: Esalq/USP, 2005. 39p.
- LESSMAN, K.J.; ATKINS, R.E. Optimum plot size and relative efficiency of lattice designs for grain sorghum yield test. **Crop Science**, Madison, v. 3, p. 477-481, 1963.
- LINDENMAYER, D.; LIKENS, G. Improving ecological monitoring. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 25, n. 4, p. 200-201, 2010.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, Washington, v. 294, n. 804, p. 804–808, 2001.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 640p.
- MACHADO, S.A. Complete enumeration forest inventory versus Cluster sampling methods applied in the Amazonian Rain Forest. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 18, n. 1/2, p. 122-130, 1988.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179p.
- MANDETTA, E.C.N. **Avaliação Florística e de aspectos da estrutura da comunidade de um reflorestamento com dois anos e meio de implantação no município de Mogi Guaçu- SP**. 2007. 102p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal)- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São Paulo, 2007.
- MARCHI, S.R.; PITELLI, R.A.; BEZUTTE, A.J.; CORRADINE, L.; ALVARENGA, S.F. Efeito de períodos de convivência e de controle das plantas daninhas na cultura de *Eucalyptus grandis*. In: SEMINÁRIO SOBRE CULTIVO MÍNIMO DO SOLO EM FLORESTAS, 1, 1995, Curitiba. **Anais...** Curitiba: CNPFloresta/ IPEF/ UNESP/ SIF/ FUPEF, 1995. p.122-133.

MCCABE, D.J. Sampling Biological Communities. **Nature Education knowledge**, Cambridge, v. 3, n. 10, p. 63, 2012.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 73, p. 101-111, 2007.

MELO, A.C.G.; MIRANDA, D.L.C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MENDENHALL, C.D.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R. Improving estimates of biodiversity loss. **Biological Conservation**, Essex, v. 151, p. 32–34, 2012.

METZGER, J.P. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). **Ecological Applications**, Ithaca, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

MICHENER, W.K. Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5 n. 4, p. 324–337, 1997.

MÔNICO, A.C. **Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. 174p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. 1991. 203p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1991.

MORELLATO, L.P.C. As estações do ano na floresta. In: LEITÃO FILHO, H.F.; MORELLATO, L.P.C. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**: Reserva de Santa Genebra. Campinas: UNICAMP, 1995. p.187-192.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, P.C. (Org.). **História natural da serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas: Universidade de Campinas, 1992. p.112-140.

MORELLATO, L.P.C.; RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.; JOLY, C.A. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de florestas de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 12, n. 1, p. 85-98, 1989.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 547p.

MÜLLER, V. R. **Análise comparativa de parcelas para amostragem da florística e produção de vegetação lenhosa em área de cerrado *sensu stricto***. 2011. 77p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)- Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília. 2011.

NAEEM, S. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. **Ecology**, Washington, v. 83, p. 1537–1552, 2002.

NAPPO, M.E.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Suficiência amostral e análise do tamanho de parcelas para o estudo da regeneração natural do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., em área minerada, em Poços de Caldas-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 443-453, 1999.

NAPPO, M.E.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V.; MARCO JÚNIOR, P.; SOUZA, A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n.6, p. 811-829, 2004.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 218p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2005.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103-126.

NAVE, A.G.; BRANCALION, P.H.S.; COUTINHO, E.; CÉSAR, R.G. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R.R., BRANCALION, P.H.S., ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 6, p.176-217.

NAVES, R.P. **Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência**. 2013. 94p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

NEPSTAD, D.; SOARES-FILHO, B.S.; MERRY, F.; LIMA, A.; MOUTINHO, P.; CARTER, J.; BOWMAN, M.; CATTANEO, A.; RODRIGUES, H.; SCHWARTZMAN, S.; MCGRATH, D.G.; STICKLER, C.M.; LUBOWSKI, R.; PIRIS-CABEZAS, P.; RIVERO, S.; ALENCAR, A.; ALMEIDA, O.; OSVALDO STELLA, O. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, v. 326, n. 5958, p. 1350-1351, 2009.

NÓBREGA, A.M.F.; VALERI, S.V.; PAULA, R.C.S. Regeneração em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi Guaçu, Luiz Antônio, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 909-920, 2008.

NOGUEIRA, J.C.B. **Reflorestamento misto com essências nativas**: a mata ciliar. São Paulo: Instituto Florestal, 2010. 148p.

NOSS, R. Assessing and Monitoring Forest Biodiversity: A Suggested Framework and Indicators. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 115, p. 135–146, 1999.

NOSS, R. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. **Conservation Biology**, Boston, v. 4, n. 4, p.355-364, 1990.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Variações da fisionomia da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 213-229, 2003.

ODA-SOUZA, M.; BATISTA, J.L.F.; RIBEIRO JR, P.J.; RODRIGUES, R.R. Influência do tamanho e forma da unidade amostral sobre a estrutura de dependência espacial em quatro formações florestais do estado de São Paulo. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 849-860, 2010.

ONAINDIA, M.; DOMINGUEZA, I.; ALBIZUB, I.; GARBISUB, C.; AMEZAGA, I. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 195, p. 341–354, 2004.

OVERBECK, G.E.; HERMANN, J.M.; ANDRADE, B.O.; BOLDRINI, I.I.; KIEHL, K.; KIRMER, A.; KOCH, C.; KOLLMANN, J.; MEYER, S.T.; MÜLLER, S.C.; NABINGER, C.; PILGER, G.E.; TRINDADE, J.P.P.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WALKER, E.A.; ZIMMERMANN, D.G.; PILLAR, V.D. Restoration Ecology in Brazil – Time to Step Out of the Forest. **Natureza & Conservação**, Batel, v. 11, n. 1, p. 92-95, 2013.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological theory and community ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PALMER, M.A.; DONALD, A.F.; ZEDLER J.B. Ecological Theory and Restoration Ecology In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Ed.). **Foundations of Restoration Ecology**. Washington: Island Press, 2006. p.210-237.

PARANAÍBA, P.F.; FERREIRA, D.F.; MORAIS, A.R. Tamanho ótimo de parcelas experimentais: Proposição de métodos de estimação. **Revista Brasileira de Biometria**, São Paulo, v. 27, p. 255-268, 2009.

PARDI, M. M. Introdução de espécies de sub bosque em áreas de restauração de Florestas Estacionais Semidecíduais. 2013.127p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR., J.M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 21-42, 1997.

PÉLLICO-NETTO, S.; BRENA, D.A. **Inventário florestal**. Curitiba: Doádi Antonio Brena e Sylvio Péllico Netto, 1997. 316 p.

PHILLIPS, O.L.; MARTÍNEZ, R.V.; VARGAS, P.N.; MONTEAGUDO, A.L.; ZANS, M-E. C.; SÁNCHEZ, W.G.; CRUZ, A.P.; TIMANA, M.; YLI-HALLA, M.; ROSE, S. Efficient plot-based floristic assessment of tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, United Kingdom, v. 19, p. 629–645, 2003.

PICARD, N.; MAGNUSSEN, S.; BANAK, L.N.; NAMKOSSERENA, S.; YALIBANDA, Y. Permanent sample plots for natural tropical forests: A rationale with special emphasis on Central Africa. **Environmental Monitoring Assessment**, Hudson, v. 164, p. 279–295, 2010.

PILLAR, V.D. **O problema da amostragem em ecologia vegetal**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Departamento de Botânica, 1996. Disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>>. Acesso em: 20 dez. 2011.

PILLAR, V.D. Sampling sufficiency in ecological surveys. **Abstracta Botanica**, Grangaerde, v. 22, p. 37-48, 1998.

PILLAR, V.D. Suficiência amostral. In: BICUDO, C.E.M; BICUDO, D.C.(Ed.) **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Editora Rima, 2004. cap 3, p. 25-43.

PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. **Character-based community analysis**: the theory and an application program. The Hague: SPB Academic Publishing, 1993. 270p.

PIMM, S.L.; RUSSELL, G.L.; GITTLEMAN, J.L.; BROOKS, T.M. The future of biodiversity. **Science**, Washington, v. 269, n. 5222, p. 347–350, 1995.

PREISKORN, G.M. **Composição florística, estrutura e quantificação de carbono em florestas restauradas com idades diferentes**. 2011. 130p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista**: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. cap. 26, p. 419-445.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 91-110.

REY-BENAYAS, J.M.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a metaanalysis. **Science**, Washington, v. 325, n. 5944, p.1121-1124, 2009.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 189, p. 1-17, 1999.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1242–1251, 2009.

ROCHFORT, L.; ISSELIN-NONDEDEU, F.; BOUDREAU, S.; POULIN, M. Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. **Wetlands Ecology and Management**, Dordrecht, v. 21, p. 71–85, 2013.

ROSS, J.L.S.; MOROZ, I.C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: DG-FFLCH-USP/IPT/ Fapesp, 1997. 2 v. Escala 1:500.000.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.

SANTOS, J.F. **Fenologia da floração de espécies lenhosas em área em processo de restauração em Araras, São Paulo**. 2012. 61p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº. 08/2008, de 31 de janeiro de 2008. **Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.** Disponível em <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2008_Res_SM_A_08.pdf> Acesso em: 20 set. 2011.

SCHRAUTZER, J.; SIVAL, F.; BREUER, M.; RUNHAAR, H.; FICHTNER, A. Characterizing and evaluating successional pathways of fen degradation and restoration. **Ecological indicators**, Amsterdam, v. 25, p. 108-120, 2013.

SCOLFORO, J. R.S.; MELLO, J.M. **Inventário Florestal**. Lavras: UFLA – FAEPE, 1997. 344p.

SHIVER, B.D.; BORDERS, B.E. **Sampling techniques for forest resource inventory**. New York: John Wiley, 1996. 356p.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.77-90.

SILVEIRA, E.R.; DURIGAN, G. Recuperação da matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos 10 anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista**: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. p. 347-370.

SIQUEIRA, L. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SNOW, D.W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, Washington, v. 13, p. 1-14, 1981.

SOARES, C.P.B.; NETO, F.P. Determinação do tamanho da amostra em um inventário volumétrico e de biomassa de troncos. **Ceres**, Lavras, v. 44, n. 252, p.142-151, 1997.

SOARES, C.P.B.; NETO, F.P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2011. 276p.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER international primer on ecological restoration**. 2nd ed. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. 13p. Disponível em:<<http://www.ser.org>>. Acesso em: 30 ago. 2011.

- SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.
- SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas**. 2000. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, p. 185-200, 2004.
- SUDING, K.N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 42, p. 465–487, 2011.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- TORRADO, P. V. **Levantamento Pedológico do Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica – Schincariol**. Ituí: Fazenda São Luiz, 2009. 19p.
- UBIALLI, J.A.; FILHO, A.F.; MACHADO, S.A.; ARCE, J.E. Comparação de métodos e processos de amostragem para estimar a área basal para grupos de espécies em uma floresta ecotonal da região norte matogrossense. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 2, p.305-314, 2009.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer Verlag, 1972. 161p.
- VAN-DIGGELEN, R.; GROOTJANS, A.P.; HARRIS, J.A. Ecological restoration: state of the art or state of the science? **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n. 2, p. 115–118, 2001.
- VASQUES, A.G. **Método de amostragem em linhas**: desenvolvimento e aplicação em uma floresta implantada com *Pinus taeda* L. 1988. 91p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1988.
- VAUGHN, K.J.; PORENSKY, L.M.; WILKERSON, M.L.; BALACHOWSKI, J.; PEFFER, E.; RIGINOS, C.; YOUNG, T. P. Restoration Ecology. **Nature Education Knowledge**, London, v. 3, n.10, p.66, 2010.
- VIANA, A.E.S. **Estimativas do tamanho de parcela e característica do material de plantio em experimentos com *Manihot esculenta* Crantz**. 1999. 132p. Tese (Doutorado em Genética e Melhoramento) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

VIANA, M.; TAHANAENZD, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O. (Ed.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of fragmented communities**. Chicago: The University Chicago Press. 1997.p. 351-365.

VIEIRA, D.C.M. **Chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob três espécies de início de sucessão em uma área restaurada em Iracemápolis (SP)**. 2004. 87p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas de uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-544, 2006.

VIEIRA, M.G.L.; COUTO, H.T.Z. Estudo do tamanho e número de parcelas na Floresta Atlântica do Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo. **Scientia forestalis**, Piracicaba, v. 60, p. 11-20. 2001.

VIGILATO, G.; ZAMPAR, R. Susceptibilidade das zonas de recuperação de uma unidade de conservação à invasão biológica por espécies arbóreas exóticas. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 6, n. 3, p. 25-37, 2011.

WAGNER, F.; RUTISHAUSER, E.; BLANC, L.; HERAULT, B. Effects of Plot Size and Census Interval on Descriptors of Forest Structure and Dynamics. **Biotropica**, Hoboken, v. 42, n. 6, p. 664–671, 2010.

WAKE, D.B.; VREDENBURG, V.T. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world amphibians. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, Washington, v. 105, pp1 1, p. 11466-11473, 2008.

WHITE, P.S.; WALKER, J.L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, p. 338–349, 1997.

WILKANDER, T. Mecanismos de dispersion de diásporas de una selva en Venezuela. **Biotropica**, Lawrence, v. 16, p. 276–283, 1984.

WILSON, K.A.; LULOW, M.; BURGER, J.; FANG, Y.C.; ANDERSEN, C.; OLSON, D.; O'CONNELL, M.; MCBRIDE, M.F. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 48, n. 3, p. 715-725, 2011.

YOU, S. **Assessing sampling plot shape and size on measures of tropical forest diversity**: a simulation study. Berkeley, Environmental Sciences Senior Thesis Symposium, 2011. 17p. Disponível em: <<http://nature.berkeley.edu/classes/es196/projects/2011final/index.html>>. Acesso em: 15 dez. 2011.

YOUNG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Essex, v. 92, p. 73-83, 2000.

YOUNG, T.P.; PETERSEN, D.A.; CLARY, J.J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 6, p. 662–673, 2005.

ZANON, M.L.B.; STORCK, L. Tamanho ótimo de parcelas experimentais para *eucalyptus saligna* Smith em dois estádios de desenvolvimento. **Revista Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 104-111, 2000.

ANEXOS

ANEXO A - Comparação dos valores de Coeficiente de Variação (CV) dos parâmetros entre os oito tamanhos de parcelas. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D= número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Itu, ARA= Batatais, A_Q =Batatais

Local	Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	3x10	76,78	29,86	30,86	67,19	63,01	43,20	97,29	94,61	35,79	117,61	52,70	45,08	113,33
	3x20	57,81	25,97	19,17	48,41	52,63	37,61	104,10	38,49	33,54	68,21	37,49	42,42	96,77
	6x10	60,37	20,12	19,17	48,41	51,37	37,79	111,09	44,37	29,11	68,21	67,19	40,68	104,03
	6x20	42,85	17,50	22,55	59,67	47,68	25,09	88,12	33,34	33,85	55,86	26,71	39,14	95,40
	9x10	48,15	19,99	15,08	37,78	44,74	36,34	87,16	42,53	36,13	49,54	32,35	38,60	98,37
	9x20	44,63	20,37	21,45	43,90	37,88	26,23	73,03	34,86	36,22	43,09	30,83	38,99	94,52
	12x10	53,17	18,45	21,72	40,53	42,86	36,57	69,91	33,34	32,34	32,61	29,52	39,14	96,87
	12x20	47,97	22,32	23,58	42,24	38,83	29,96	68,21	36,05	31,69	39,53	32,02	39,04	96,40
ARA	3x10	105,41	26,35	27,18	46,06	89,37	50,77	97,29	64,79	41,77	141,42	35,48	113,63	67,13
	3x20	76,27	17,89	17,37	37,81	63,52	40,81	78,68	42,05	26,97	140,55	25,24	102,73	49,50
	6x10	21,25	84,98	13,24	19,50	66,92	54,06	47,14	45,18	47,72	94,61	31,16	89,16	52,92
	6x20	18,16	58,56	15,70	27,48	50,77	35,50	39,72	42,83	32,61	145,00	22,36	73,87	44,15
	9x10	94,75	18,02	11,38	20,94	67,70	39,88	44,37	48,07	41,02	85,33	23,93	77,22	41,83
	9x20	17,00	58,88	17,18	25,43	49,78	31,94	31,72	48,43	30,37	67,79	19,00	63,79	38,43
	12x10	65,63	16,87	13,74	16,52	61,23	38,16	52,70	44,51	41,46	69,82	22,31	58,26	36,94
	12x20	56,58	16,16	17,14	18,39	48,17	29,65	32,83	43,56	31,78	61,01	22,36	48,76	33,49
A_Q	3x10	105,83	17,64	23,33	27,85	50,07	40,99	264,58	49,89	57,74	81,65	28,63	102,39	40,45
	3x20	82,68	26,26	36,41	43,67	51,23	40,18	182,57	43,03	39,77	65,42	35,04	105,80	39,62
	6x10	49,48	17,13	29,05	36,54	19,25	25,82	264,58	33,07	48,11	86,54	25,08	133,13	39,00
	6x20	53,02	25,38	32,40	49,53	27,14	25,96	159,82	27,29	53,34	55,08	26,47	122,62	38,16
	9x10	47,01	20,61	38,78	32,75	25,80	16,57	155,78	38,14	37,42	82,73	27,34	523,38	37,52
	9x20	46,31	22,55	32,73	31,42	29,67	19,41	98,13	20,34	40,57	59,83	25,34	18,82	161,24
	12x10	41,02	19,43	32,40	23,97	25,74	15,84	105,83	33,07	26,18	62,94	31,62	126,69	39,14
	12x20	41,87	21,39	28,33	23,02	32,59	16,82	78,13	24,24	41,57	60,90	28,05	124,20	38,62

ANEXO B - Comparação dos valores de erro amostral dos parâmetros entre os tamanhos de parcelas com $p=0,2$. Falha= número de falhas, N° ind.= número de indivíduos, N° sp.= número de espécies, D=número de espécies do grupo de plantio diversidade, R= número de espécies do grupo recobrimento, P= número de espécies pioneiras, NP= número de espécies não pioneiras, Zoo= número de espécies zoocóricas, Não zoo= espécies não zoocóricas, Ex.= número de espécies exóticas e exóticas regionais, N= espécies nativas, H= altura, AB= área basal, SOS= Itu, ARA= Batatais, A_Q= Batatais

	Tamanho da parcela	Falha	N° ind.	N° sp.	D	R	P	NP	Zoo	Não zoo	Ex.	N	H	AB
SOS	3x10	110,09	31,05	31,05	123,59	82,77	53,23	183,98	106,19	47,01	125,03	72,64	102,88	63,93
	3x20	79,95	35,92	26,51	66,96	72,79	52,01	143,97	53,23	46,38	94,33	51,85	31,91	17,69
	6x10	83,49	27,83	26,51	66,96	71,05	52,26	153,64	61,36	40,26	94,33	92,92	143,88	56,26
	6x20	59,27	31,18	24,21	82,52	65,95	34,70	121,87	46,11	46,81	77,26	36,94	131,94	54,14
	9x10	66,60	27,64	20,86	52,25	61,88	50,25	120,54	58,82	49,97	68,51	44,74	136,05	53,38
	9x20	61,72	28,17	29,66	60,72	52,39	36,27	101,00	48,21	50,09	59,59	42,65	53,93	130,73
	12x10	73,54	25,51	30,04	56,05	59,28	50,58	96,69	46,11	44,72	45,09	40,83	54,14	133,98
	12x20	66,18	32,76	32,73	58,42	53,71	41,44	106,52	49,86	43,82	54,67	44,13	54,00	133,33
ARA	3x10	127,79	127,79	131,77	126,84	80,89	96,71	168,80	144,36	157,00	232,60	114,33	3,71	19084,53
	3x20	105,48	24,74	24,02	52,30	87,85	56,44	108,81	58,16	37,29	194,38	34,91	68,45	142,07
	6x10	117,53	29,38	18,31	26,97	114,20	74,77	65,20	62,48	66,00	130,85	43,10	73,18	123,32
	6x20	80,99	25,12	21,71	38,00	70,22	49,10	54,93	59,24	45,09	200,54	30,93	61,07	102,16
	9x10	131,04	24,92	15,74	28,95	93,63	55,15	61,36	66,49	56,73	118,02	33,09	57,85	106,80
	9x20	81,43	23,51	23,76	35,17	68,84	44,18	43,87	66,98	42,01	93,75	26,28	53,15	88,23
	12x10	90,77	23,33	19,00	22,85	84,69	52,78	72,89	61,56	57,34	96,57	30,86	51,09	80,57
	12x20	78,26	22,36	23,70	25,43	66,63	41,00	45,41	60,25	43,96	84,38	30,93	46,32	67,44
A_Q	3x10	4,46	97,79	44,18	61,85	92,20	138,30	8,10	27,94	55,88	17,26	79,85	1,87	19,76
	3x20	114,35	36,31	50,36	60,39	70,86	55,58	252,51	59,52	55,00	90,48	48,47	146,32	54,79
	6x10	68,44	23,69	40,17	50,54	26,62	35,71	365,92	45,74	66,54	119,69	34,69	184,13	53,94
	6x20	73,33	35,11	44,81	68,50	37,53	35,91	221,04	37,74	73,77	76,17	36,61	169,58	52,78
	9x10	65,02	28,50	53,63	45,30	35,69	22,92	215,44	52,74	51,75	114,42	37,82	723,85	51,89
	9x20	64,05	31,18	45,26	43,46	41,03	26,84	135,72	28,13	56,11	82,74	35,05	222,99	26,02
	12x10	56,73	26,87	44,81	33,15	35,60	21,90	146,37	45,74	36,21	87,04	43,74	175,22	54,14
	12x20	10,37	10,29	13,25	19,31	22,53	29,34	23,75	26,00	12,20	24,95	10,64	72277,06	46,59