

MIRIAN PAPIN ROEDAS

**AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE DOS INDICADORES PARA O
MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO
NO BIOMA MATA ATLÂNTICA**

Botucatu

2021

MIRIAN PAPIN ROEDAS

**AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE DOS INDICADORES PARA O
MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO
NO BIOMA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Campus de
Botucatu para a obtenção do título de Mestre em
Ciência Florestal.

Orientadora: Dra. Maria José Brito Zakia

Coorientadora: Dra. Natalia Guerin

Botucatu

2021

R712a

Roedas, Mirian Papin

Avaliação da efetividade dos indicadores para o monitoramento da restauração no estado de São Paulo no bioma mata atlântica / Mirian Papin

Roedas. -- Botucatu, 2021

107 p. : tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientadora: Maria José Brito Zakia

Coorientadora: Natália Guerin

1. Forest ecosystem restoration. 2. Indicadores ecológicos. 3. Conservação das florestas tropicais. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

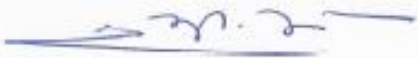
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE DOS INDICADORES PARA O MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

AUTORA: MIRIAN PAPIN ROEDAS

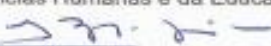
ORIENTADORA: MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

COORDINADORA: NATALIA GUERIN

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:


Dr.ª MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA (Participação Virtual)
/ Práxis Assessoria Socioambiental


P/ Prof. Dr. MARCIO SELJI SUGANUMA (Participação Virtual)
Centro de Ciências Humanas e da Educação / Universidade Estadual do Norte do Paraná


P/ Prof.ª Dr.ª VERA LEX ENGEL (Participação Virtual)
Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP

Botucatu, 20 de janeiro de 2021

*Aos meus amados amigos e familiares,
em especial meus pais,
Elisa e Jorge,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pela oportunidade de aprendizado, crescimento e amadurecimento durante essa etapa. Obrigada por todas as bênçãos derramadas sobre mim.

Agradeço à professora Zezé Zakia, pela orientação, amizade, aprendizado e por ser minha guia nesta etapa.

À Natalia Guerin, pelos ensinamentos, amizade, correções e por me ajudar sempre a melhorar minha dissertação.

À Prof. Vera Lex, pelo auxílio e apoio durante todo o mestrado.

Agradeço aos meus pais Jorge Luiz e Maria Elisa, por sempre me incentivarem e apoiarem meus sonhos, por fazerem tudo o que estava ao alcance deles para me fazer feliz.

À minha irmã Aline, por me ajudar ao longo de toda esta trajetória, me aconselhando e me guiando.

Ao meu noivo Lucas, por todo suporte e apoio ao longo do mestrado, sempre me ouvindo e me aconselhando.

Ao Vinícius, amigo que o mestrado me trouxe, agradeço por toda ajuda seja em campo, como nas aulas e escrita desta dissertação.

À Caroline, por todo apoio, amizade, convivência e ajuda em campo e na escrita deste trabalho.

Aos amigos que o mestrado trouxe até mim: Thaís, Heitor e Poliana, obrigada pelo apoio e por torcerem por mim.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro ao longo do mestrado.

Aos amigos de longa data e novos que torceram e que acreditaram nesse sonho.

“Os que são loucos o suficiente para pensar que podem mudar o mundo são aqueles que realmente o fazem”.

JOB, S. Comercial “Here’s to the crazy ones”, 1997.

RESUMO

De maneira pioneira, em 2014, o Estado de São Paulo propôs o uso de três indicadores ecológicos (cobertura de copas, densidade e riqueza de regenerantes) para o monitoramento das áreas em restauração por obrigação legal e, portanto, acompanhadas pelo Estado. Contudo, por se tratar de uma abordagem nova, ainda há necessidade de se avaliar a o uso desses indicadores. Visando contribuir com o aperfeiçoamento de políticas públicas relacionadas à restauração, avaliamos a eficácia dos indicadores propostos pelo Estado de São Paulo para as formações florestais do Bioma Mata Atlântica. Para isso, selecionamos 14 áreas em processo de restauração entre 6 a 25 anos na região de ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, em paisagens altamente fragmentadas. Em cada uma das áreas aplicamos o protocolo de monitoramento proposto pelo Estado (Portaria CBRN 01 de 2015) e avaliamos os indicadores propostos na Resolução nº 32 SMA de 2014 que são densidade (ind.ha^{-1}) e riqueza de regenerantes , (no. de espécies/ha) definidos como indivíduos com altura superior a 50 cm e $\text{CAP} \leq 15$ cm e cobertura de copas (%). Para fins de avaliar a eficácia dos mesmos, utilizamos indicadores complementares que são usualmente utilizados no monitoramento de áreas em restauração: área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) e cobertura de gramíneas invasoras (%). Os resultados obtidos mostram que os indicadores da resolução são capazes de atestar a adequação das áreas restauradas. Contudo, somente com a utilização destes indicadores, não se consegue entender os motivos de uma área estar em determinado nível de adequação. Com isso, os indicadores complementares auxiliam no melhor entendimento dos resultados obtidos, ajudando nas tomadas de decisões caso haja necessidade de intervenções nas áreas restauradas.

Palavras-Chave: Indicadores ecológicos. Restauração ecológica. Recomposição vegetal. Resolução nº 32/2014 da SMA de São Paulo. Mata Atlântica.

ABSTRACT

In a pioneering way, in 2014, São Paulo State proposed three ecological indicators (canopy cover, density, and regeneration richness) for monitoring areas under restoration due to legal obligation and, thus, monitored by the State. However, as this is a new approach, there is still a need to evaluate the use of these indicators. In order to contribute to the debate on public policy related to restoration, we evaluated the effectiveness of the indicators proposed by São Paulo State for forest formations in the Atlantic Forest Biome. We selected 14 areas in the process of restoration from 6 to 25 years old in the region where the Semideciduous Seasonal Forest occurs, in highly fragmented landscapes. In each area, we followed the monitoring protocol proposed by the State (Ordinance CBRN 01 of 2015) evaluating the indicators proposed in Resolution No. 32 SMA of 2014, which are density (ind.ha⁻¹) and regeneration richness, defined as individuals with a height greater than 50 cm and CAP $\leq$ 15 cm, (number of species/ha) and crown cover (%). To evaluating their effectiveness, we use complementary indicators that are usually used to monitor areas under restoration: basal area (m².ha⁻¹) and the cover of invasive grasses (%). The results obtained show that the resolution indicators are capable of attesting the adequacy of the restored areas. However, only with the use of these indicators, it is not possible to understand the reasons why an area is at a certain level of adequacy. Thus, the complementary indicators help to better understand the results obtained, helping in decision-making in the event that interventions in the restored areas are needed.

Keywords: Ecological indicators. Ecological restoration. Vegetal recomposition. Resolution nº 32/2014 of SMA of São Paulo. Mata Atlântica.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema demonstrando os “limiares” de acordo com as interações bióticas e abióticas e limitações físicas, de um ecossistema íntegro até a sua condição de degradação.	24
Figura 2 - Localização das áreas de estudo situadas em região de ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, nos municípios de Areiópolis, Botucatu e Pedrinhas Paulista, Estado de São Paulo.	33
Figura 3 - Áreas de estudos localizadas na fazenda Lageado. A) Imagem aérea da área 1; B) Imagem aérea da área 2.....	38
Figura 4 - A) Áreas 5, 7 e 9 localizadas na fazenda Lageado, B) Áreas 6, 8 e 10 localizadas na fazenda Edgárdia.....	39
Figura 5 - A) Imagem aérea da área 3, TCRA realizado pela Sabesp localizado no município de Areiópolis; B) Imagem aérea da área 4, localizado na zona urbana de Botucatu no Jardim Cambuí, plantio realizado pela Sabesp. ...	40
Figura 6 - Imagem aérea das áreas 11 a 14, localizado na zona rural de Pedrinhas Paulista.....	41
Figura 7 - A) Parcela utilizada para amostragem dos indicadores. B) No caso de árvores caducifólias deve-se realizar o monitoramento a partir da projeção dos troncos e galhos para medir o indicador de cobertura do solo. C) Exemplo do transecto de 25 m da amostragem da parcela.	43
Figura 8 - Exemplo de medição de DAP com suta.....	44
Figura 9 - Coleta da porcentagem de gramínea exótica invasora.	45
Figura 10 - Número de áreas adequadas ou inadequadas conforme cada indicador da resolução nº 32 SMA e cada indicador complementar.....	57
Figura 11 - Número de áreas adequadas ou inadequadas conforme os indicadores da resolução SMA nº 32, área basal e gramínea exótica.....	58
Figura 12 - Riqueza adquirida pela área A quando amostramos 15 parcelas.....	64
Figura 13 - Riqueza adquirida pela área B quando amostramos 15 parcelas.....	64
Quadro 1 - Comparação entre os resultados obtidos dos indicadores da Secretaria da Infraestrutura e do Meio Ambiente e os outros indicadores, mostrando a diferença dos resultados.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Detalhes das áreas selecionadas para o presente estudo, com as características das áreas e idade no momento da coleta.....	36
Tabela 2 -Valores de referência presentes na resolução nº 32 SMA para os indicadores ecológicos propostos.....	46
Tabela 3 - Indicadores área basal com seus valores de referência encontrados na literatura conforme a idade do plantio. A área basal foi baseada na revisão feita por Durigan et al. (2016).....	47
Tabela 4 - Indicadores área basal e gramínea exótica invasora com seus valores de referência encontrados na literatura conforme a idade do plantio. Os valores de gramínea exótica invasora foram baseados nos valores propostos pelo Pacto da Mata Atlântica (2009).	47
Tabela 5 - Adequação das áreas para o indicador cobertura de copa conforme os valores de referência dos indicadores da resolução nº32 SMA de 2014..	50
Tabela 6 - Adequação das áreas para o indicador riqueza de regenerantes conforme os valores de referência dos indicadores da resolução nº32 SMA de 2014.	51
Tabela 7 - Adequação das áreas para o indicador riqueza de regenerantes conforme os valores de referência dos indicadores da resolução nº32 SMA de 2014.	53
Tabela 8 - Adequação das áreas avaliadas no presente estudo conforme os indicadores complementares área basal de nativas e exóticas/dominantes ($m^2.ha^{-1}$) e cobertura de gramínea exótica (%) e de serapilheira, com os valores de referência presentes nos estudos de Durigan et al. (2016) e no Pacto da Mata Atlântica (2009).	55
Tabela 9 - Correlação de Pearson entre idade, densidade de regenerantes, cobertura de copa, riqueza, área basal, densidade de adultos, gramínea exótica e altura de serapilheira, com idades de 6 à 25 anos, no interior de São Paulo.	59

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	23
3	MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1	Áreas de Estudo	33
3.2	Coleta de dados	41
3.2.1	Indicadores da Resolução nº 32 SMA de 2014	42
3.2.2	Indicadores complementares	44
3.3	Análise dos dados	45
3.3.1	Comparação dos indicadores da Resolução nº 32 SMA com os indicadores complementares	45
4	RESULTADOS	49
4.1	Indicadores ecológicos da Resolução nº 32 SMA de 2014	49
4.2	Indicadores ecológicos complementares	54
4.3	Frequência de Adequação entre Indicadores Ecológicos	57
4.4	Correlação de Pearson entre os indicadores ecológicos	58
5	DISCUSSÃO	61
5.1	Indicadores da resolução nº 32 da SMA.....	61
5.2	Indicadores Complementares	66
5.3	Indicadores da resolução nº 32 da SMA X Indicadores Complementares	69
5.4	Recomendações de manejo	70
5.4	Implicações para políticas públicas	71
6	CONCLUSÃO.....	73
	REFERÊNCIAS.....	75
	APÊNDICE A - Linha do tempo proposta por Oliveira (2011) adaptada, demonstrando marcos legais que afetaram a trajetória das ações e	

políticas públicas voltadas para a restauração florestal no Bioma Mata Atlântica, de 1980 a 2014	95
ANEXO A - Dados de área basal de nativa exótica/dominante, densidade de indivíduos adultos nativos e exóticos/dominantes, riqueza de regenerantes nativos e exóticos/dominantes, quantidade de indivíduos nativos e exóticos/dominantes regenerantes, riqueza de nativos e exóticos/dominantes regenerantes, densidade de indivíduos nativos e exóticos/dominantes regenerantes, altura de serapilheira, cobertura de copa de nativos e exóticos/dominantes, estratificação do dossel e gramínea exótica invasora coletados em campo	96
ANEXO B - Famílias e número de ocorrência de espécies nas áreas 5, 7 e 9, totalizando 15 parcelas	100
ANEXO C - Famílias e número de ocorrência de espécies nas áreas 6, 8 e 10, totalizando 15 parcelas	104

1 INTRODUÇÃO

A restauração é definida pela Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER, 2004) como: “o processo de assistir à recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído”. A restauração ecológica é a ciência baseada na ecologia da restauração, que prevê o desenvolvimento e aplicação de conceitos, modelos e métodos como ferramentas auxiliares ao entendimento dos processos na restauração de ecossistemas, além de apoiar práticas de restauração (SER, 2004; ARONSON et al, 2011). O conceito da ecologia da restauração nos auxilia a entender melhor quais caminhos devemos tomar para recuperar o ecossistema que sofreu degradação a partir de um distúrbio, que dificulta ou impossibilita o funcionamento e a sustentabilidade do ecossistema (OLIVEIRA, 2011). Os distúrbios que causam degradação ao ecossistema podem ser provenientes de qualquer evento, seja ele devido a ação humana ou causas naturais (UHL et al., 1990).

O objetivo principal da restauração de sistemas degradados é o restabelecimento de processos ecológicos e o aumento da diversidade de espécies para que possa assegurar maior estabilidade do ecossistema (MORAES, 2010). Neste sentido, estabilidade significa que o ecossistema se encontra em equilíbrio, ou seja, capaz de suportar um distúrbio e conseguir ser um ecossistema autossustentável, apresentar uma quantidade de recursos bióticos suficientes para dar continuidade ao seu desenvolvimento, retornando a um sistema autossustentável e resiliente, em um estado mais próximo ao que era antes do distúrbio (GUNDERSON, 2000; SER, 2004).

O monitoramento de áreas em restauração é fundamental para verificar se as metas estabelecidas estão sendo alcançadas, permitindo identificar distúrbios e perturbações e, assim, auxiliar o tomador de decisão a identificar as medidas de manejo necessárias. Além disso, por meio do monitoramento é possível aferir a eficácia dos métodos utilizados e os efeitos das espécies introduzidas (SCHIEVENIN, 2012; SIQUEIRA, 2002).

Com o intuito de facilitar o monitoramento pelo órgão ambiental no Estado de São Paulo, em 2014, foi promulgada a resolução nº 32 SMA que estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado. Os

indicadores propostos na resolução foram selecionados a partir de um workshop realizado em 2010 (UEHARA; GANDARA 2011) como parte do projeto “Restauração de ecossistemas de florestas ribeirinhas em São Paulo”, apoiado pelo Banco Mundial. Além disso, estudos e consultas a especialistas no tema auxiliaram na seleção dos indicadores e valores de referência dispostos na resolução (CHAVES et al. 2015). Desse modo, foram selecionados três indicadores para acompanhar a trajetória das áreas em restauração, são eles: cobertura do solo com vegetação nativa (em %), densidade de indivíduos nativos regenerantes por hectare (indivíduos/hectare) e número de espécies nativas regenerantes (quantidade de espécies). Considera-se como um indivíduo nativo regenerante aquele que tem DAP (diâmetro à altura do peito) menor que 5 cm (centímetros) e que conseguiu se estabelecer na área em restauração.

Estes indicadores ecológicos foram selecionados para avaliação da área em restauração como o recobrimento do solo pelas espécies nativas (seja pelas copas das árvores ou ervas e capins nativos nas formações campestres) e pela presença e qualidade da regeneração natural das árvores nativas, indicando que os filtros de dispersão e estabelecimento foram superados (LIBONI et al. 2019).

O presente estudo tem como objetivo, avaliar a eficácia dos indicadores propostos pela Resolução nº 32 SMA^{*1} do Estado de São Paulo para as formações florestais do Bioma Mata Atlântica.

Hipótese: os indicadores adotados pelo Estado de São Paulo são integradores e conseguem captar diferentes processos do ecossistema em restauração.

¹ A Resolução nº32 foi publicada pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo e no ano de 2019 foi incorporada na Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SMA).

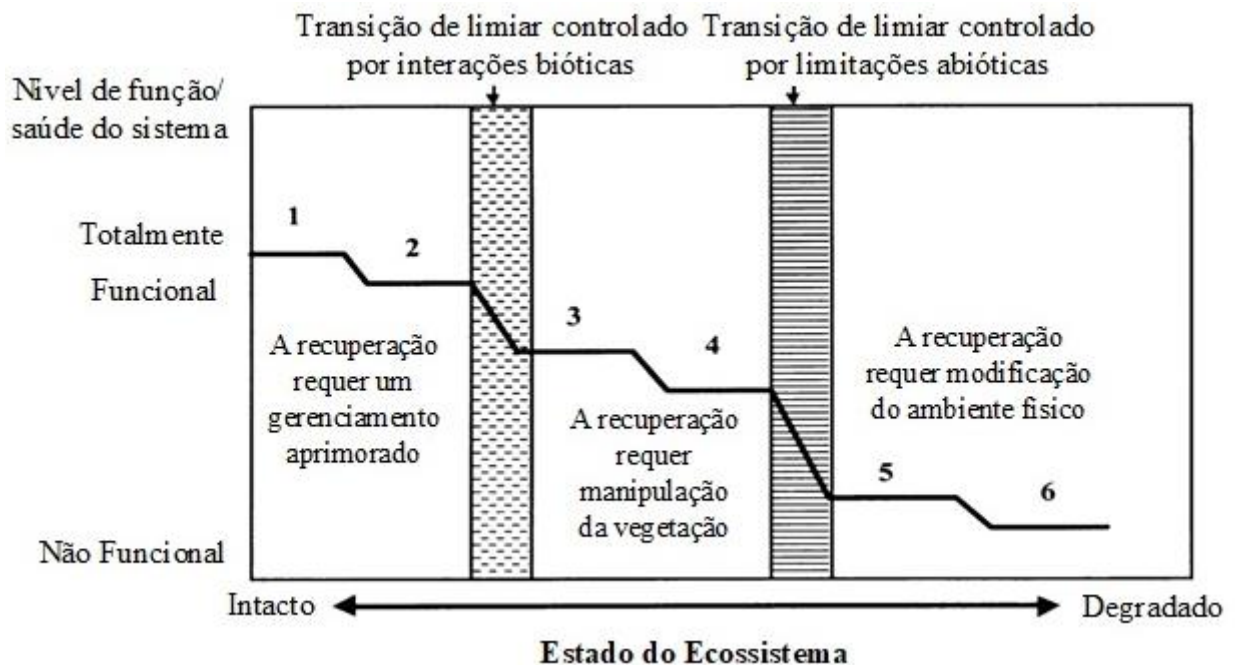
2 REVISÃO DE LITERATURA

Um ecossistema degradado perde parte de sua funcionalidade, o que traz problemas em sua estabilidade, e a recomposição de espécies auxilia o restabelecimento dos processos ecológicos que foram perdidos. (TILMAN 1999; McCANN, 2000). Isso mostra a importância de manter certo grau de riqueza de espécies em ecossistemas e recompor a diversidade em sistemas que sofreram a degradação (McGRADY-STEED et al., 1997).

Resiliência é a habilidade que um ecossistema natural tem de voltar à condição normal anterior ao distúrbio causado sem que haja a intervenção humana (WESTMAN, 1978), podendo ser avaliada pelo tempo necessário para que o ecossistema consiga retornar o mais próximo da condição anterior.

Whisenant (1999) apresentou um modelo conceitual demonstrando a passagem de um ecossistema íntegro para um degradado, considerando a existência de limites de transição, chamados de *thresholds*, conhecidos como limiares, que são controlados por fatores bióticos e abióticos, determinando quais ações serão necessárias para que o ecossistema degradado recupere e/ou melhore sua funcionalidade e saúde. Hobbs e Harris (2001) adaptaram este conceito proposto por Whisenant (1999), conforme demonstra a Figura 1. Portanto, as ações tomadas para o projeto de restauração devem ser baseadas em transpor esses limiares (OLIVEIRA, 2011).

Figura 1 - Esquema demonstrando os “limiares” de acordo com as interações bióticas e abióticas e limitações físicas, de um ecossistema íntegro até a sua condição de degradação



Fonte: Hobbs e Harris (2001).

Para considerar se um sistema atingiu os objetivos da restauração ecológica, deve-se medir atributos que possam assegurar que aquele ecossistema tem a capacidade de persistir, ao decorrer dos anos, sem a necessidade de intervenções. Ruiz-Jaen e Aide (2005) afirmam que muitos dos estudos utilizam três atributos, sendo eles a diversidade, a estrutura da vegetação e os processos ecológicos. O atributo diversidade funcional é importante, pois caracteriza as espécies dentro de seus grupos funcionais, mostrando o quão resiliente é um ecossistema (RUIZ-JAEN; SIDE, 2005; PETERSON et al.1998). Ou seja, os atributos de cada espécie exercem influência no funcionamento do ecossistema e nas relações de diversidade (DÍAZ et al, 2001), obtendo maior complementariedade e uso mais eficiente dos recursos (CALAÇA et al., 2016), que pode prever a estabilidade e produtividade do ecossistema, obtenção de recursos e ciclagem de nutrientes na comunidade (MASON et al, 2003). Entende-se, que para que o ecossistema funcione, não depende somente do número de espécies, mas sim de seus atributos funcionais (CIANCIARUSO, 2009).

A resiliência de um ecossistema pode ser mensurada também por processos ecológicos como por exemplo, a ciclagem de nutrientes (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Já o atributo estrutura de vegetação consegue prever as possíveis direções de sucessão das plantas dentro do ecossistema (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

Assim, remete-se que a recuperação total do ecossistema ocorrerá quando os principais atributos do ecossistema se assemelhem com os sistemas de referência (GANN et al., 2019). Os atributos buscados são: ausência de ameaças possíveis que possam causar problemas quanto à saúde e integridade do ecossistema, ser suficientemente resiliente, ser autossustentável, ter potencial de persistir sob as condições ambientais, composição de espécies, estrutura da comunidade, condições físicas, função do ecossistema, trocas externas e todos os grupos funcionais que são fundamentais para o desenvolvimento contínuo e/ou estabilidade do ecossistema (SER, 2004; GANN et al., 2019). Os atributos funcionais estão relacionados as características morfológicas, ecológicas e fisiológicas que podem indicar que uma espécie possui capacidade para se estabelecer e se desenvolver em determinada condição ambiental (VIOLE et al., 2007).

Além disso, o ambiente que sofreu o processo de restauração deve amparar adequadamente as populações reprodutivas, ter funcionabilidade normal para o seu presente estágio ecológico, não havendo sinais de disfunção e ser integrado a uma paisagem ampla ou matriz ecológica de forma que inter-relaciona-se por meio de trocas e fluxos bióticos e abióticos (SER, 2004). Porém, três destes indicadores são raramente medidos em projetos de restauração, sendo eles a capacidade do ambiente físico em sustentar populações em reprodução, integração com a paisagem e autossustentabilidade (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). A não mensuração destes atributos ocorre por conta do longo prazo necessário para coleta e análise dos dados (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

Contudo, os resultados obtidos pelas práticas de restauração são imprevisíveis e geram respostas diferentes que nem sempre podem ser explicadas (SUDING, 2011; BRUDVIG, 2011; BRUDVIG, 2017). Detalhes podem influenciar no resultado como por exemplo diferenças no regime de plantio, influenciando o recrutamento de espécies, além de fatores ambientais, que não são controláveis (BRUDVING, 2017; HOLL et al., 2017). Alguns aspectos da biodiversidade podem trazer resultados mais ou menos previsíveis. Como por exemplo as diferentes combinações de espécies funcionalmente redundantes (como por exemplo estrutura

da vegetação ou riqueza de espécies), tornando-os, relativamente, mais previsíveis, enquanto outros resultam de apenas uma montagem de espécies em particular (por exemplo, composição da comunidade taxonômica), sendo assim, possuindo uma maior tendência à eventos raros ou inesperados durante a restauração, sendo menos previsíveis (BRUDVING, 2017). Nesse aspecto, há uma proposta de previsibilidade em que a estrutura do ecossistema é um fator mais previsível e a composição taxonômica menos previsível (BRUDVING, 2017).

Ao longo do tempo, as técnicas de restauração sofreram alterações, assim como os resultados obtidos (REIS et al. 2006, RODRIGUES et al. 2009). No final dos anos de 1970 já ocorria a recuperação de florestas tropicais utilizando o modelo de plantio misto de árvores (NOGUEIRA, 1977; KAGEYAMA; CASTRO, 1989). Na década de 1980, diversos projetos de restauração foram realizados com o intuito de gerar um sistema ideal, determinístico (REIS et al., 2006). Esses projetos tinham como modelos os plantios mistos de árvores, com a utilização de diferentes estratos, a fim de proporcionar diferenças no sombreamento (KAGEYAMA et al., 1990; RODRIGUES et al., 1992).

Realizaram-se monitoramentos no Estado de São Paulo, em locais onde a restauração feita era baseada em um modelo sucessional determinístico, e notaram que em muitos casos as espécies utilizadas para a restauração serão as mesmas espécies que irão se regenerar, não assegurando a restauração da diversidade e funcionalidade das áreas, pois apresentam plantios com árvores com grande diâmetro a altura do peito (DAP) e altura, mas com baixa presença de outras formas de vida, resultando em baixa complexidade, diversidade e regeneração, com altas possibilidades de invasão por gramíneas exóticas (SOUZA et al., 2004; REIS et al., 2006). Deve-se, portanto, abranger conceitos e referências para que a restauração seja uma ação dinâmica e que consiga captar a complexidade do ecossistema (REIS et al., 2006). O Brasil tem passado por diversas mudanças e avanços em relação à restauração de florestas. Oliveira (2011) construiu uma linha do tempo considerando marcos legais importantes para a área ambiental no período de 1980 à 2010 (Anexo 1).

Em 2012, foi promulgada a Lei Federal 12.651, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Dentre as obrigações previstas nesta Lei está a de recompor vegetação nativa nas Áreas Preservação Permanente e de Reserva Legal, além de

diretrizes para recuperação dessas áreas, onde a cobertura vegetal que existia previamente foi substituída por outros usos (COUTINHO et al, 2013).

Atualmente, os modelos para realizar a restauração florestal estão embasados no reestabelecimento dos processos ecológicos, que são fundamentais para que ocorra a reconstrução da floresta (MARCONATO, 2010). Além disso, é fundamental a presença de uma ampla gama de espécies não só vegetais, mas também da fauna, para que haja interações entre estes atores, alcançando o sucesso da restauração daquele ecossistema (REIS; KAGEYAMA, 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; ENGEL; PARROTA, 2003). Entretanto, apesar de se fazer o procedimento para restaurar o local degradado, muitas vezes não ocorre a restauração de forma efetiva. Barbosa et al. (2003) cita que alguns plantios com objetivo de restaurar o ecossistema tiveram insucesso. O autor ressalta que isso acontece devido à baixa diversidade de espécies e alta abundância de poucas espécies. A partir deste problema, busca-se então uma solução para averiguar se aquele local está sendo restaurado ou não.

Os projetos de restauração devem buscar a restauração da floresta a partir da maior quantidade de informações possível (BARBOSA, 2001), de forma que auxilie o entendimento daquele ecossistema e quais serão os caminhos que devem ser tomados para realizar a restauração. Porém, existem problemas quanto a análise do ecossistema ao longo de sua trajetória devido à dificuldade de se escolher bons indicadores que consigam representar a complexidade do ecossistema e parâmetros para se avaliar o que é bom ou não para cada ecossistema (DURIGAN et al., 2016; GÓES, 2015), de forma que o ecossistema se aproxime ao que era antes de ter sofrido o distúrbio.

Indicadores podem ser qualitativos/descritivos ou quantitativos e devem refletir o estado do ecossistema, detectando possíveis mudanças ambientais ainda nos primeiros estágios. A escolha dos indicadores é de suma importância, pois eles devem ser capazes de refletir atributos das áreas em restauração no que se refere a estrutura, biodiversidade e funcionalidade (MELO; DURIGAN, 2007; CHAVES et al., 2015), além de verificarem se as medidas executadas para melhorar a qualidade do meio ambiente foram realmente eficazes (VAN STRAALLEN, 1998; MANOLIADIS, 2002).

Um bom indicador ecológico é caracterizado pela fácil medição em campo, sensibilidade à fatores que possam modificar o ecossistema, bem como predizer

efeitos positivos e de degradação que possam ocorrer devido ao manejo, além de serem integrativos e apresentar baixa variabilidade nas respostas (DURIGAN, 2011). O indicador ecológico deve apontar tendências, sendo necessário estabelecer valores esperados ao longo do processo e técnicas de execução. A maior dificuldade é estabelecer valores que possam ser previstos para cada indicador em cada situação do ecossistema, e mediante às diferentes técnicas de restauração, para que se possa avaliar se realmente conseguiu atingir o resultado esperado (DURIGAN, 2011).

Acompanhar projetos de restauração e áreas de regeneração natural que tenham sucesso em sua trajetória auxilia na obtenção de valores de referência para cada fase do monitoramento de projetos de restauração (DURIGAN, 2011). O uso de ecossistemas de referência também é usual para aferir os valores esperados para cada indicador, em cada etapa de monitoramento (SUGANUMA; DURIGAN, 2015; MORAES, 2010). A partir do estudo de sucessão de comunidades em restauração, alguns indicadores foram sugeridos para monitoramento que atendem aos requisitos expostos acima, são eles: cobertura do solo, estratificação, presença de espécies lenhosas invasoras, fisionomia (aparência da comunidade), sendo um indicador para cada função ecológica. (DURIGAN, 2011).

Em 2009, foi lançado o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (PRMA), cuja meta é recuperar e monitorar 15 milhões de hectares até o ano de 2050 (PACTO, 2020). Nesse aspecto, o Pacto da Mata Atlântica também contém métodos de avaliação e monitoramento que utilizam indicadores para se monitorar a área que está em processo de restauração (PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009). Após o lançamento em 2009, o Pacto focou no desenvolvimento de um protocolo de monitoramento comum, cujo objetivo era estabelecer um protocolo aplicável a todos os projetos e programas de restauração florestal na Mata Atlântica, independentemente de idade, técnica de restauração ou região, sendo multifacetado (VIANI et al, 2017). O sucesso da restauração depende de condições ecológicas, bem como socioeconômicas e de manejo adequado, por isso se destaca a necessidade de inclusão dos princípios socioeconômicos (VIANI et al, 2017). Este protocolo visou a coleta de mais dados sobre os projetos de restauração, identificação de possíveis barreiras gerais e necessidades comuns para os projetos de restauração na Mata Atlântica, informar ações corretivas em projetos de

restauração em andamento para, então, aumentar o sucesso de projetos e padronizar o monitoramento da restauração (VIANI et al, 2017).

O custo-benefício do monitoramento também é um fator importante para o esforço de amostragem, bem como a escolha dos indicadores. O que se nota é que no caso de alguns indicadores, como densidade de árvores, há necessidade de maior quantidade de parcelas de amostragem, do que cobertura do dossel e altura da vegetação (VIANI et al, 2018). No caso do indicador de riqueza, a redução na área ou unidades de amostragem levaria a uma diminuição relevante no número de espécies pesquisadas (VIANI et al., 2018).

É importante destacar que dentre os estados brasileiros, São Paulo atuou como o pioneiro a publicar normas específicas sobre restauração de áreas degradadas (WWF, 2017). Muitos estados brasileiros se baseiam nos indicadores ecológicos da resolução nº 32 SMA do Estado de São Paulo. Um exemplo é o Distrito Federal que utiliza indicadores como cobertura do solo de nativas e exóticas invasoras e cultivadas (%), solo exposto (%), riqueza de regenerantes nativos e densidade de regenerantes nativos lenhosos (indivíduos/hectare), sendo estes regulamentados pelo Decreto Estadual nº1.491 de 15 de maio de 2018, da Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Outro exemplo é do Estado do Rio de Janeiro, onde os indicadores ecológicos utilizados aparecem na Resolução nº143/2017, sendo eles: densidade (nº ind./ha), indivíduos zoocóricos (%), cobertura de copa (%), equidade, riqueza, altura média (m) e infestação de gramíneas. Já em Mato Grosso, os indicadores ecológicos são os mesmos do Estado de São Paulo, sendo regulamentado pelo Decreto nº1.257 de 01 de novembro de 2017.

A cobertura de copa, bem como abertura de clareiras, influencia na incidência de luz, temperatura e umidade relativa do ar, explicando a coexistência de diferentes estratos em uma floresta (CAMPBELL; NORMAN, 1989; RINCON; HUANTE, 1993; LAMB et al., 1997). Também auxiliam na redução da velocidade da chuva, interceptando as gotas e reduzindo a erosão no solo. Desse modo, as condições de microclima sob as copas permitem o recrutamento de novas espécies (PAIVA, 2009; GALVANI et al., 2014; LIMA, 2016). A cobertura de copas também pode exercer grande influência no aparecimento de espécies de sub-bosque na área de restauração. Uma vez que as folhas das árvores caem, aumenta a disponibilidade

de luz e diminui a interceptação de chuvas, favorecendo o estabelecimento de algumas espécies (GANDOLFI et al., 2007).

Densidade é um atributo de fácil mensuração e reflete a estrutura da comunidade (DARONCO et al., 2013; SER, 2004). Este indicador mostra a atuação dos processos ecológicos na dinâmica da floresta, indicando se está ocorrendo recrutamento, garantindo que haverá indivíduos para compor o ecossistema no futuro (BELLOTTO et al., 2009).

O número de espécies nativas regenerantes indica que está havendo recrutamento seja por espécies presentes dentro do reflorestamento, indicando que as espécies ali presentes estão se reproduzindo, seja de espécies advindas de fora do plantio de restauração, sejam elas dispersadas pelo vento, animais ou por outras formas. Contudo, seu estabelecimento e persistência podem ser influenciados por diversos fatores como produção de sementes, ocorrência de chuvas, presença e ausência de luz (DE STEVEN, 1994; LIEBERMAN, 1996; SANTOS; VÁLIO, 2002; WHITMORE, 1989).

Diante da dificuldade em se utilizar mais indicadores, a coleta de dados em campo enfatiza mais a comunidade vegetal, ou seja, indicadores que estão relacionados à estrutura e biodiversidade (BRANCALION et al., 2012; BRANCALION et al, 2015; OLIVEIRA et al., 2018; YOUNG, 2000), não visando outros componentes e processos presentes no ecossistema como é o caso dos indicadores presentes na resolução. Assim, a escolha de indicadores complementares auxilia no melhor entendimento de uma trajetória. Visando o melhor entendimento, foram selecionados indicadores complementares como a área basal e a presença de gramínea exótica invasora.

A área basal como indicador ecológico mostra a recuperação estrutural dos plantios de restauração. Entende-se por área basal a superfície, onde, hipoteticamente, se faz o corte horizontal no fuste à 1,30 metros do solo. Ela reflete a biomassa, além de dispor relações com quantidade de carbono que é extraída da atmosfera, serviços ecossistêmicos de regulação, quantidade de madeira produzida e recuperação estrutural do ecossistema (MELO; DURIGAN, 2007; SHVIDENKO et al., 2005). Contudo, este indicador não é aconselhável para os primeiros anos após a realização da implantação da restauração (DURIGAN et al., 2016), pois iria refletir a área basal dos indivíduos plantados no início do projeto de restauração, sendo indicado, portanto, para plantios mais maduros (DURIGAN, et al., 2016; DURIGAN;

SUGANUMA, 2015).

A serapilheira também pode ser usada como um indicador em áreas de restauração. Quando ela se deposita sobre as camadas superficiais do solo, a serapilheira gera melhorias físicas e químicas e também conserva a da fertilidade do solo, além de preservar as atividades microbianas do solo, oferta de abrigo para a microfauna, ciclagem de nutrientes, manutenção do microclima controle de gramíneas invasoras (CUNHA NETO et al., 2013; ASHFORD et al., 2013; GUILHERME, 2000). A serapilheira protege o solo contra possíveis erosões e está associada à cobertura de copa, uma vez que ocorre a redução do impacto da gota nos primeiros momentos, nos galhos e folhas da copa e, posteriormente, na serapilheira, evitando rápidas saturações nas camadas superficiais do solo, o que desencadearia o processo erosivo, além de auxiliar no restabelecimento de processos hidrológicos (GUILHERME, 2000; SOUZA, 2012).

Estudos apontam que há relação entre serapilheira e área basal. Em matas maduras, onde comumente se encontra maior densidade de indivíduos e maior biomassa, maior produção de serapilheira, existindo uma correlação positiva com área basal, serapilheira e densidade de indivíduos (PINTO et al., 2008; MORAES et al., 1999; MOCHIUTTI et al., 2006). Análises mais detalhadas da serapilheira permitem identificar as espécies em fase de reprodução e como se dá a ciclagem de nutrientes no ecossistema a partir da análise de decomposição da matéria morta (FERREIRA, 2013). A maior quantidade de serapilheira que chega não está vinculada à presença de pioneiras, que são mais comumente encontradas em ambientes que sofreram distúrbios, mas está correlacionada à estrutura da floresta e, por consequência, à formação de um dossel mais estruturado (PINTO et al., 2008; WERNECK et al., 2001). A alta produção de serapilheira dentro de um ecossistema pode auxiliar na restauração da resiliência da área a ser recuperada, além de mostrar o índice de produtividade da floresta, bem como taxa de decomposição e fenologia das espécies (CUNHA et al., 1993; DIDHAM, 1998; PROCTOR et al., 1983; (FERREIRA, 2013).

A presença de gramínea invasora é uma barreira na restauração ecológica, se tornando um obstáculo para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies nativas, pois as gramíneas invasoras são, em sua grande maioria, agressivas e competem com as espécies nativas por água, luz e nutrientes (TOLEDO et al., 2001; AGUIRRE, 2012). A presença de gramíneas invasoras é correlacionada com a luz

no interior de uma floresta. A passagem de luz solar para o interior da floresta pode favorecer o crescimento de gramíneas invasoras, como no caso de capim do gênero *Urochloa*, ocasionando possíveis danos ecológicos ao ecossistema, podendo atrapalhar o processo sucessional (DARONCO, 2013).

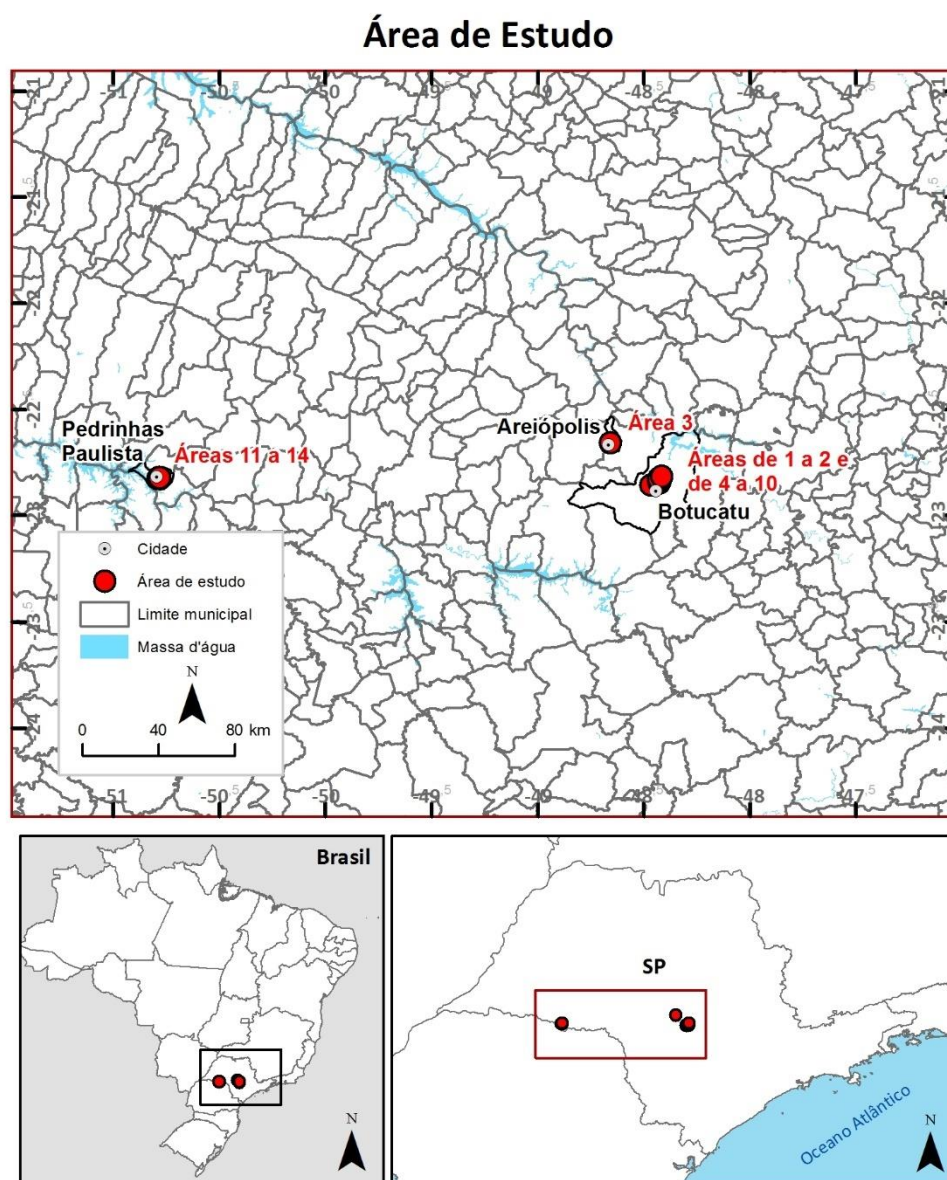
Desse modo, o sombreamento por meio de maior cobertura arbórea pode eliminar o capim, auxiliando a regeneração de espécies nativas (MODNA et al. 2010, GUILHERME, 2000). A presença de clareiras ocupadas majoritariamente por gramíneas invasoras em plantios jovens de restauração reflete problemas na cobertura do dossel, indicando a necessidade de intervenção na área para correção da trajetória sucessional do ecossistema em restauração (CASTANHO, 2009).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Áreas de Estudo

O estudo foi realizado em áreas em restauração nos municípios de Areiópolis (uma área), Botucatu (nove áreas) e Pedrinhas Paulista (quatro áreas), no Estado de São Paulo (Figura 2).

Figura 2 - Localização das áreas de estudo situadas em região de ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, nos municípios de Areiópolis, Botucatu e Pedrinhas Paulista, Estado de São Paulo



A classificação do clima de Botucatu, de acordo com Köppen, é Cfa (clima temperado úmido com verão quente) (ALVARES et al., 2013). De acordo com

Martins (1989), a temperatura média é de 20,2°C, sendo nos meses mais quentes de 23,2°C e nos meses mais frios de 16,9°C. A precipitação média anual é de aproximadamente 1543,2 mm (DAEE, 2018), sendo o mês mais úmido com uma média de 223,4 mm e o mais seco 37,8 mm (PIROLI, 2002). A vegetação encontrada no município de Botucatu compreende a Floresta Tropical Semidecidual e Cerrado (ORTEGA E ENGEL, 1992; IBGE, 2012; INVENTÁRIO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2020). Botucatu se encontra na região centro-sul do Estado de São Paulo, sendo esta região classificada pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT) (1981) como região geomorfológicas da Depressão do Médio Tietê Superior, Cuesta Basáltica e Planalto de Botucatu/Itatinga, além de classificá-lo como sendo um município muito crítico em relação aos processos erosivos. Há uma ampla gama de solos encontrados no município de Botucatu, dentre eles latossolo vermelho-amarelo distrófico, latossolo vermelho distrófico, neossolo quartzarênico órtico, neossolo litólico, neossolo flúvico, argissolo vermelho-amarelo distrófico, nitossolo vermelho distróférico, e gleissolo melânicos e háplicos e chernossolos argilúvicos. (SILVA, et al., 2013; JORGE E SARTORI, 2002). Em Botucatu, se encontram as áreas de estudo de 1 à 10, com exceção da área 3, sendo as áreas 1, 2, 4, 6 e 8, se encontram na fazenda Lageado, as áreas 5, 7 e 9, na fazenda Edgárdia (Figura 3). As áreas de 5 a 10 são áreas com diferentes modelos de restauração, por isso houve a separação em diferentes áreas de estudo.

Assim como Botucatu, o município de Areiópolis possui classificação climática Cfa de acordo com Koppen (ALVARES et al., 2013). A temperatura média é de 20°C e pluviosidade média de 1311mm. Areiópolis está localizada na região de ecótono, entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado. A fitofisionomia predominante na região é a Floresta Estacional Semidecidual. Nessa região, predominam solos podzólico vermelho amarelo, nitossolo vermelho e latossolo vermelho amarelo (SANTOS et al., 2013). O município se localiza nas coordenadas 22°40'05" S e 48°39'54" O. Em Areiópolis se encontra área de amostragem 3 (Figura 4).

O município de Pedrinhas Paulista localiza-se nas coordenadas geográficas 22°49'14" S e 50°47'04" O. De acordo com a classificação Koppen, o clima é subtropical úmido (Cwa), com temperatura e precipitação média anual de 22°C e 1273 mm, respectivamente (PLANO MUNICIPAL, 2017). De acordo com Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE - (2019), a vegetação característica do município é Floresta Estacional Semidecidual. O solo da região é composto por

latossolos vermelhos eutroféricos e distroféricos a moderado com textura argilosa (PLANO DIRETOR MUNICIPAL, 2013). Neste município se encontram as áreas de amostragem de 11 a 14 (Figura 5). Amostramos quatorze áreas em processo de restauração a partir do plantio de mudas ou por meio de semeadura direta de espécies nativas. O tempo em restauração das áreas variaram entre 6 e 25 anos quando a coleta de dados foi realizada. Entre as quatorze áreas estudadas, oito são plantios de compensação, com objetivo de cumprimento legal, e as demais áreas são experimentos desenvolvidos para comparação de diferentes estratégias de restauração.

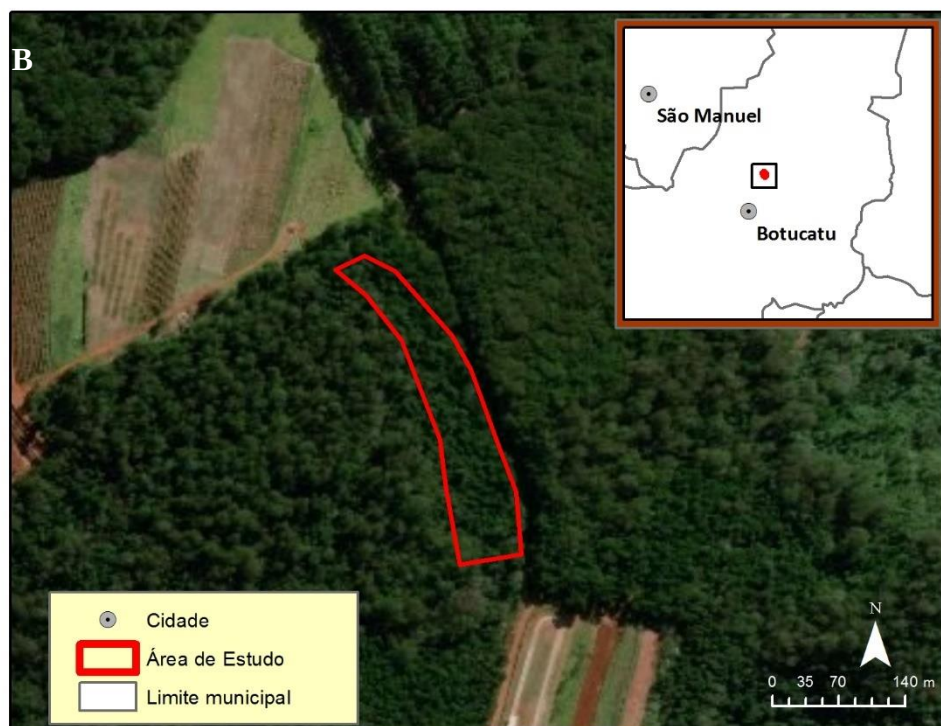
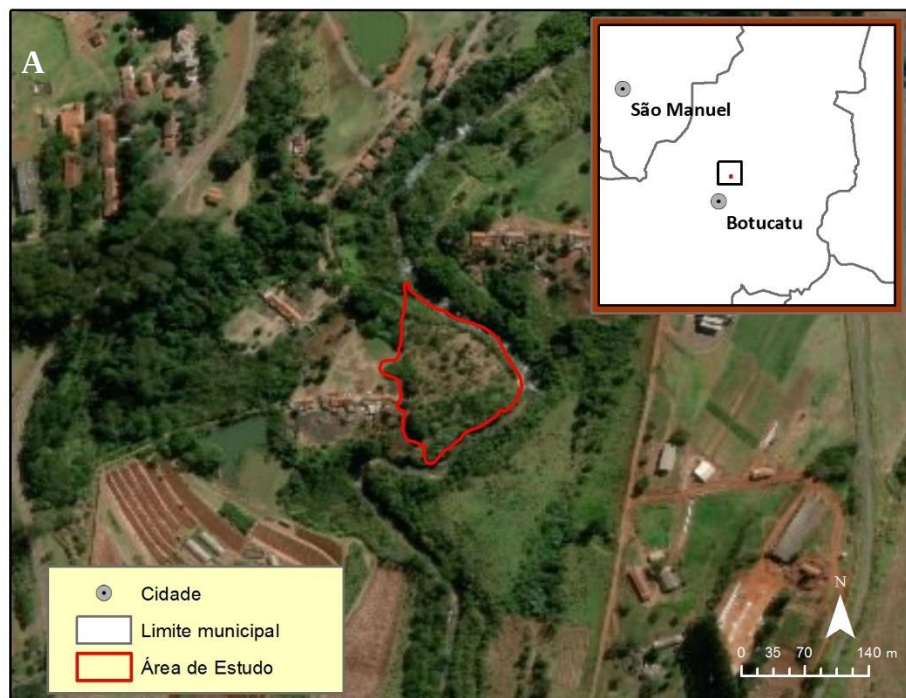
Tabela 1 - Detalhes das áreas selecionadas para o presente estudo, com as características das áreas e idade no momento da coleta

Ref.	Idade	Área (ha)	Técnica	Número de espécies plantadas	Distância do Fragmento mais próximo	Tipo de Solo	Pluviosidade Anual Média	Município	Coordenadas Latitude/Longitude
Área 1	6	1	Plantio de mudas	Não Disponível	107 m	Nitossolo Vermelho	1543,2 mm	Botucatu	22°50'59"S/ 48°25'38"O
Área 2	6	1,8	Plantio de mudas	Não Disponível	0	Nitossolo Vermelho	1543,2 mm	Botucatu	22°50'08"S/ 48°25'24"O
Área 3	12	1	Plantio área total	Não Disponível	364 m	Latossolo Vermelho	1311mm	Areiópolis	22°39'36"S/ 48°39'27"O
Área 4	12	1	Plantio área total	Não Disponível	5 km	Latossolo Vermelho	1543,2 mm	Botucatu	22°51'24"S/ 48°28'00"O
Área 5	21	0,75	Plantio Diversidad e	40	28 m	Nitossolo Vermelho	1543,2 mm	Botucatu	22°49'39"S/ 48°25'54"O
Área 6	21	0,75	Plantio Diversidad e	40	30 m	Argissolo Vermelho Amarelo	1543,2 mm	Botucatu	22°48'57"S/ 48°24'57"O
Área 7	21	0,75	SAF	21	28 m	Nitossolo Vermelho	1543,2 mm	Botucatu	22°49'44"S/ 48°25'44"O
Área 8	21	0,75	SAF	21	30 m	Argissolo Vermelho Amarelo	1543,2 mm	Botucatu	22°48'51"S/ 48°24'55"O
Área 9	21	0,75	Semeadura Direta	5	28 m	Nitossolo Vermelho	1543,2 mm	Botucatu	22°49'35"S/ 48°25'53"O
Área 10	21	0,75	Semeadura Direta	5	30 m	Argissolo Vermelho Amarelo	1543,2 mm	Botucatu	22°48'54"S/ 48°24'56"O
Área 11	Entre 20 e 25	1,2	Plantio	Não Disponível	Não há	Latossolo Vermelho	1273 mm	Pedrinhas Paulista	22°49'22"S/ 50°47'07"O

Área 12	Entre 20 e 25	0,72	Plantio	Não Disponível	Não há	Latossolo Vermelho	1273 mm	Pedrinhas Paulista	22°49'14"S/ 50°47'00"O
Área 13	Entre 20 e 25	0,74	Plantio	Não Disponível	Não há	Latossolo Vermelho	1273 mm	Pedrinhas Paulista	22°49'14"S/ 50°46'52"O
Área 14	Entre 20 e 25	1,25	Plantio	Não Disponível	Não há	Latossolo Vermelho	1273 mm	Pedrinhas Paulista	22°49'29"S/ 50°47'23"O

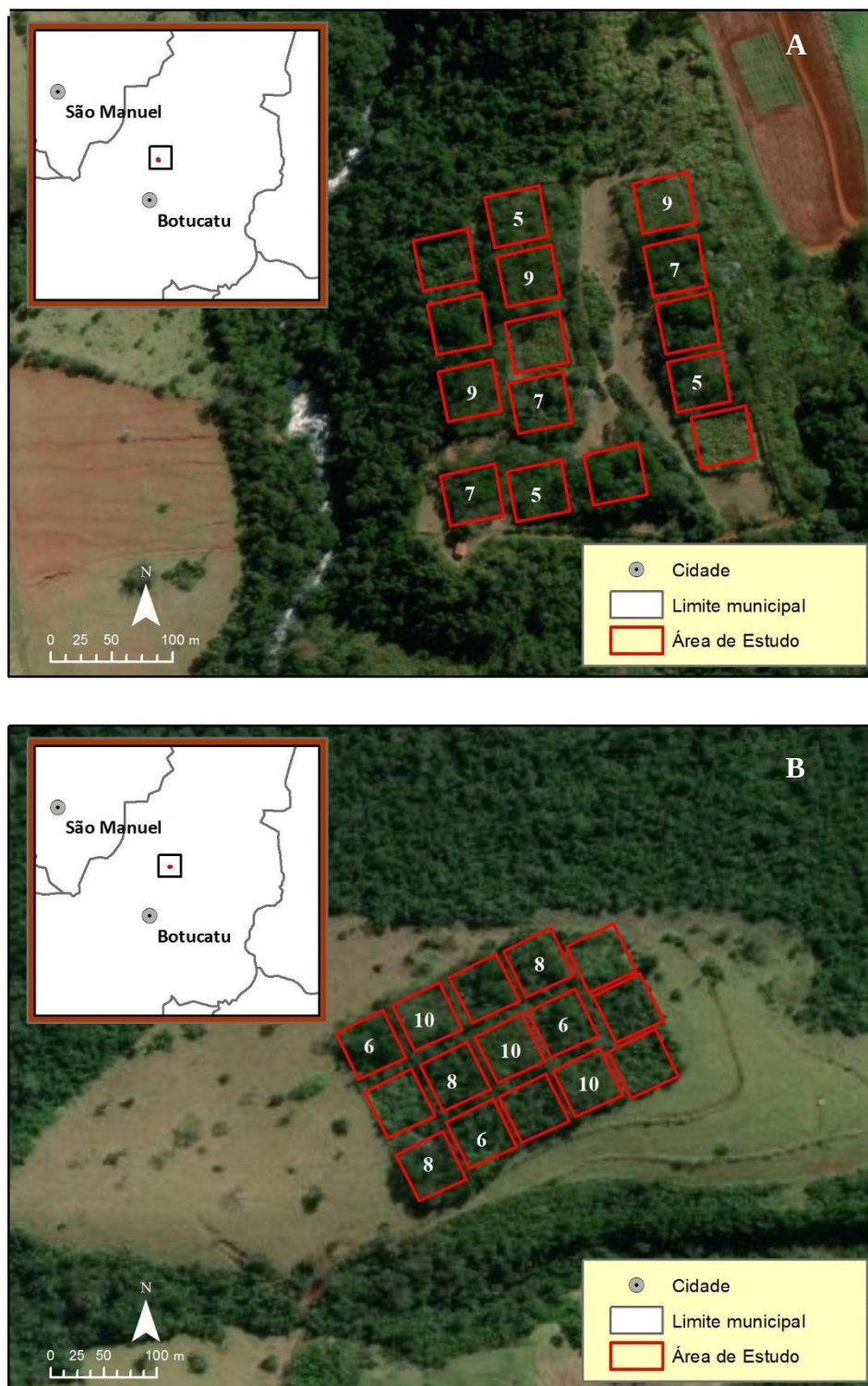
ha: Os valores de idade estão em valores absolutos; **mm:** milímetros; **km:** quilômetros; **m:** metros.

Figura 3 - Áreas de estudos localizadas na fazenda Lageado. A) Imagem aérea da área 1; B) Imagem aérea da área 2



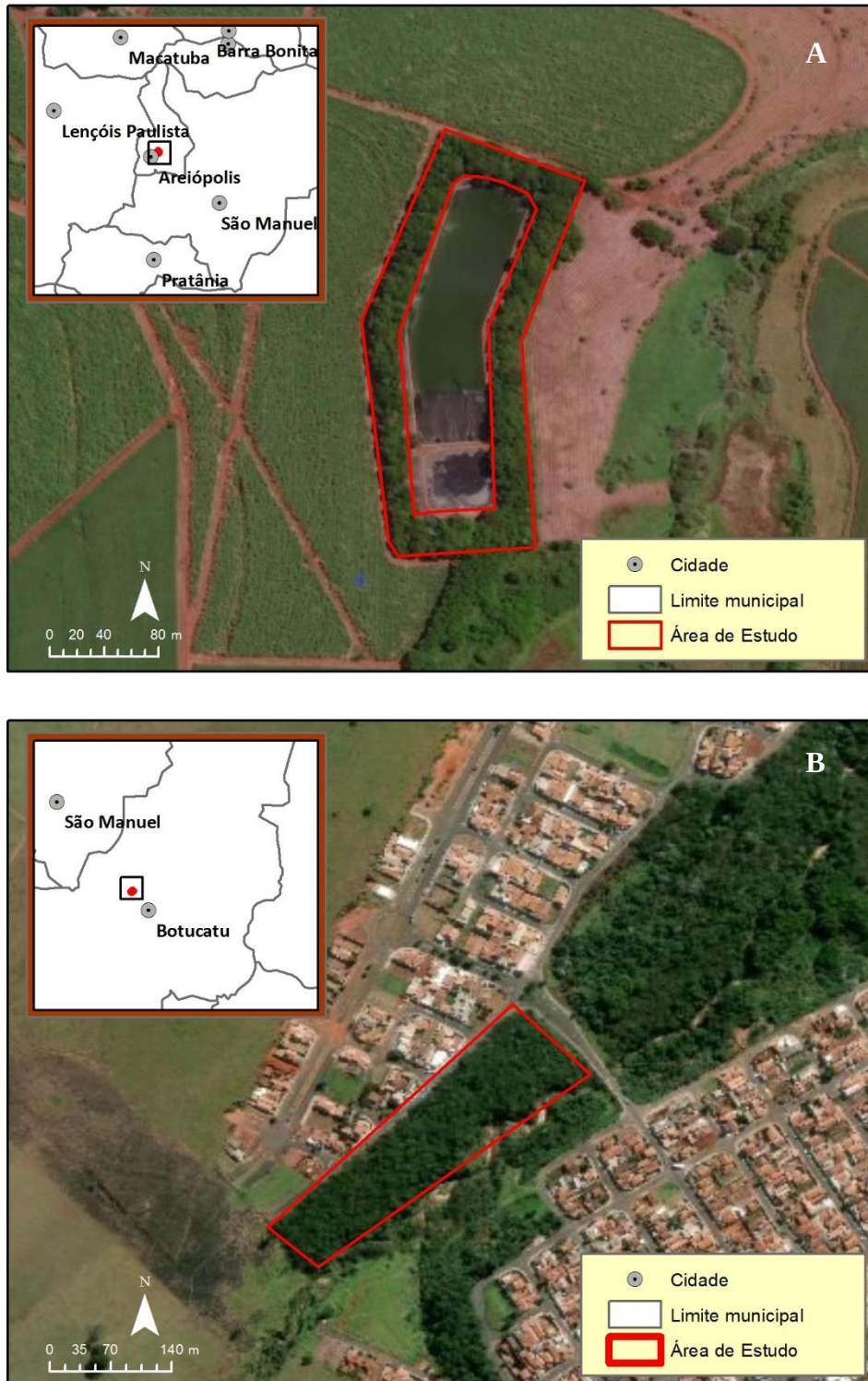
Fonte: Google Earth (2020).

Figura 4 - A) Áreas 5, 7 e 9 localizadas na fazenda Lageado, B) Áreas 6, 8 e 10 localizadas na fazenda Edgárdia



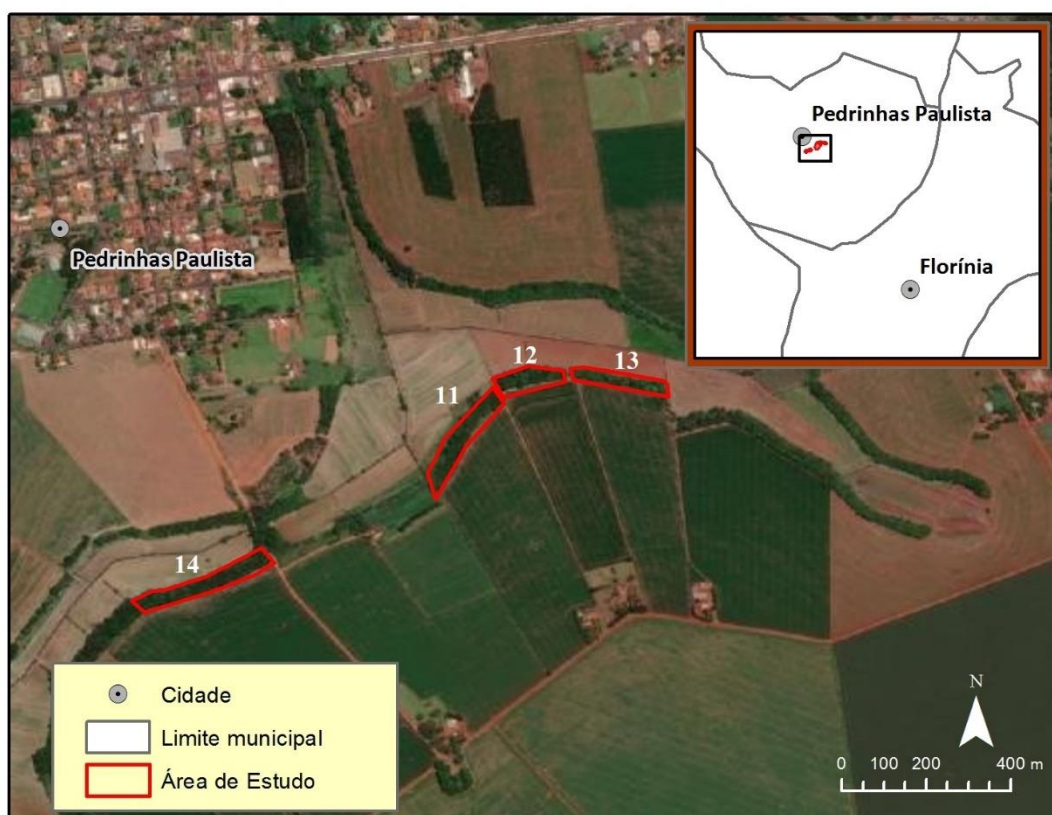
Fonte: Google Earth (2020).

Figura 5 - A) Imagem aérea da área 3, TCRA realizado pela Sabesp localizado no município de Areiópolis; B) Imagem aérea da área 4, localizado na zona urbana de Botucatu no Jardim Cambuí, plantio realizado pela Sabesp



Fonte: Google Earth (2020)

Figura 6 - Imagem aérea das áreas 11 a 14, localizado na zona rural de Pedrinhas Paulista



Fonte: Google Earth (2020).

3.2 Coleta de dados

Em cada área, amostramos cinco parcelas de 25 m x 4 m, totalizando 500 m², conforme proposto pela Portaria CBRN 2015, que foram dispostas aleatoriamente no interior dos plantios, distanciadas entre si por 10 m. Para comparar a eficácia dos indicadores presentes na resolução n° 32 SMA (CHAVES, et al., 2015), amostramos outros indicadores complementares que não são exigidos na resolução, mas ajudam a entender o funcionamento e estrutura do ecossistema avaliado. Os indicadores complementares foram: área basal (m².ha⁻¹), cobertura de gramínea invasora (%) e altura da serapilheira (cm). Os valores de referência para os indicadores complementares foram obtidos a partir de consulta à literatura. Desse modo, em cada parcela foram coletados os seguintes indicadores:

3.2.1 Indicadores da Resolução nº 32 SMA de 2014

A metodologia utilizada para a amostragem destes indicadores se baseou nos critérios da CBRN de 2015.

3.2.1.1 Cobertura de copas

A medição da cobertura de copa é feita pela medição da porcentagem de cobertura de copa por vegetação nativa. A amostragem foi feita por meio da somatória das medidas de cobertura do solo por vegetação nativa em um trecho de 25 metros de comprimento, no qual se amostrou com e sem a presença de espécies exóticas e dominantes, a fim de comparar o impacto que a presença das espécies exóticas tem nos valores coletados dos indicadores (Figura 7A e C).

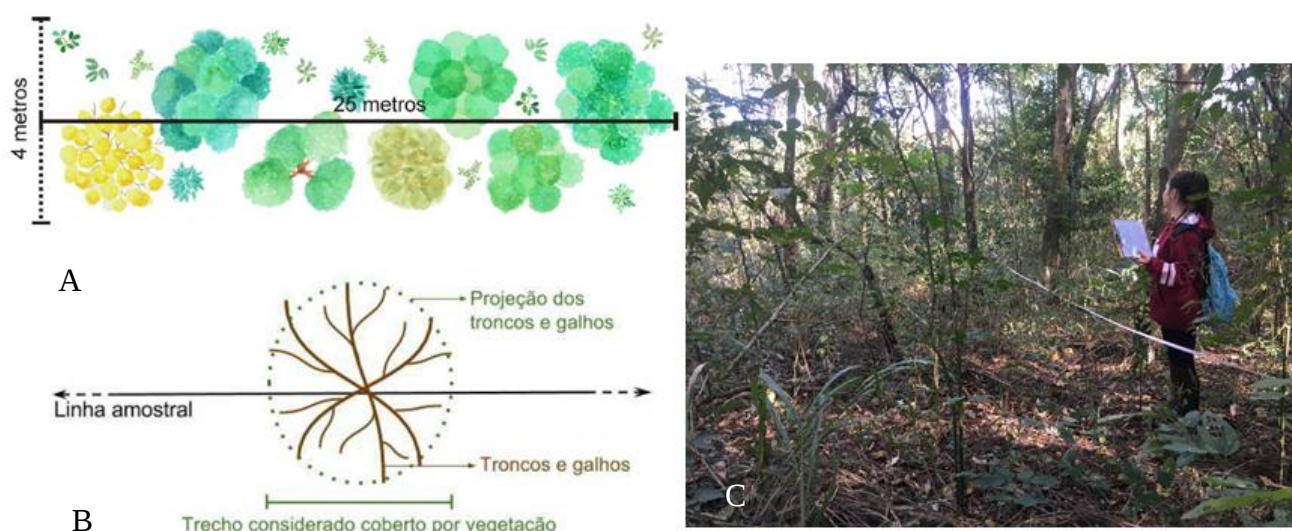
Uma espécie é considerada como exótica quando ocorre fora de sua área natural de ocorrência, devido à dispersão intencional ou acidental, sendo uma ação humana ou não (CONVENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA, 2001). Já as espécies dominantes são aquelas em que ocorrem com maior frequência naquele ecossistema, sendo em indivíduos adultos ou regenerantes, podendo influenciar nas espécies que compõe o sistema. No caso de ocorrência de espécies que apresentam como característica a queda de folhas (caducifólias), deverá ser considerada no levantamento a extensão da cobertura feita pelos trocos e galhos das árvores (Figura 7B). Após feita a somatória das áreas de cobertura do solo dentro da parcela, transforma-se esta medição em porcentagem a fim de saber a cobertura média em cada parcela em porcentagem.

$$\text{Cobertura média em cada parcela (\%)} = \frac{\text{trecho 1} + \text{trecho 2} + \dots + \text{trecho } n}{25} * 100$$

Para obter indicador de cobertura do solo com vegetação nativa deve-se considerar a cobertura média de todas as parcelas.

$$\text{Indicador Cobertura (\%)} = \frac{\text{Parcela 1} + \text{Parcela 2} + \dots + \text{Parcela } n}{n}$$

Figura 7 - A) Parcela utilizada para amostragem dos indicadores. B) No caso de árvores caducifólias deve-se realizar o monitoramento a partir da projeção dos troncos e galhos para medir o indicador de cobertura do solo. C) Exemplo do transecto de 25 m da amostragem da parcel.



Fonte: Portaria CBRN 01 (2015).

3.2.1.2 Riqueza de espécies nativas regenerantes

A quantidade de espécies nativas regenerantes é medida a partir do número de espécies diferentes que se encontram na área da parcela amostrada, sejam elas indivíduos arbustivos ou arbóreos. Cada parcela amostrada terá diferentes espécies que poderão ser encontradas nas outras parcelas da mesma área. Deste modo consideramos as diferentes espécies que estão ocorrendo na área amostrada, podendo ocorrer a mesma espécie em várias parcelas da mesma área. Na amostragem entram indivíduos com altura ≥ 50 cm e $CAP \leq 15$ cm. Cada espécie que ocorria entre as parcelas, foi enumerada, a fim de poder identificar quantas espécies diferentes ocorriam entre parcela e em uma mesma área. Para comparação de intensidade de amostragem, unimos as áreas 5, 7 e 9 como área A e as áreas 6, 8 e 10, como área B, totalizando cada área com 2,25 ha. Consideramos essa união entre estas áreas devido elas estarem inseridas em locais muito próximas das outras, sendo que o que as diferenciavam eram os modelos de restauração.

3.2.1.3 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

No indicador de densidade são amostrados todos os indivíduos com altura superior ou igual a 50 cm de altura e CAP ≤ 15 cm e que estejam fora da linha de plantio do projeto de restauração (Figura 8). O número de indivíduos amostrados foi convertido para hectare.

Figura 8 - Exemplo de medição de DAP com suta.



Foto: Mirian Papin Roedas - 2019

3.2.2 Indicadores complementares

3.2.2.1 Área Basal

A área basal foi calculada a partir da mensuração de todos os indivíduos com DAP ≥ 5 cm, dentro ou fora da linha de plantio. A medição do DAP foi feita com uma suta e fita métrica. Foram selecionadas duas faces das parcelas para incluir indivíduos que tangenciassem os limites das parcelas, conforme proposto por Durigan et al (2002). Calculamos a área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) para cada parcela e utilizamos o valor médio obtido por área para as análises. Deve-se ressaltar que fizemos a medição da área basal por área com e sem a presença de espécies exóticas, assim como fizemos com e sem a presença de espécies dominantes, a fim de verificar se há alta dominância entre as espécies amostradas. Assim como a riqueza de regenerantes, realizamos a intensidade de amostragem, unindo as áreas 5, 7 e 9 como área A e as áreas 6, 8 e 10, como área B.

3.2.2.2 Cobertura de gramínea

A metodologia utilizada para a coleta de gramínea foi a proposta por Sylvestre E Rosa (2002), com modificações. A coleta foi dentro da parcela de 100 m^2 , feita com a utilização de

gabaritos de cano PVC de área de 2.500 cm², com formato quadrangular. Coletamos as amostras nas seguintes distâncias: i) 0 a 5 m, ii) 5 a 10 m, iii) 10 a 20 m, e iv) 20 a 30 m, com o intuito de amostrar toda a variação de cobertura de gramíneas existente dentro da parcela no sentido borda-interior (Figura 9). Foram feitas três subamostras em cada distância, em um espaçamento de 2 m de cada lado do transecto. O gabarito foi dividido em quatro partes iguais, representando 25% cada quadrante, sendo estimada com uma escala visual variando de 0 a 100% de cobertura de gramínea no solo.

Figura 9 - Coleta da porcentagem de gramínea exótica invasora.



3.3 Análise dos dados

3.3.1 Comparação dos indicadores da Resolução nº 32 SMA com os indicadores complementares

Para realizar as comparações dos dados coletados em campo utilizamos os valores de referência existentes na Resolução nº 32 SMA do Estado de SP para os indicadores cobertura de copa, densidade e riqueza de regenerantes (Tabela 2). Os valores de referência possuem três critérios: crítico, mínimo e adequado. O valor crítico ocorre quando não se atinge os valores mínimos esperados dentro de um determinado tempo, necessitando de readequação do projeto e intervenções na área. O valor mínimo significa que os valores da área estão dentro de uma margem tolerável, porém são inferiores ao que se espera em uma área com mesma idade, mostrando que há necessidade de haver intervenções para corrigir o problema e não afetar os resultados futuros. Valor adequado é

quando os valores esperados são atingidos em um prazo determinado. Embora conste três critérios de adequação, adequado, mínimo e crítico, considerou-se adequado e as adequações mínimo e crítico como inadequado.

Tabela 2 - Valores de referência presentes na resolução nº 32 SMA para os indicadores ecológicos propostos.

Anos	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			No. de espécies nativas regenerantes (nº ssp.)		
	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
3	0	15	80	0	200	200	0	3	3
5	0	30	80	200	1000	1000	0	10	10
10	0	50	80	1000	2000	2000	0	20	20
15	0	70	80	2000	2500	2500	0	25	25
20	0	70	80	3000	3000	3000	0	25	30

%: porcentagem; **ind/ha**: indivíduos por hectare; **nº ssp**: número de espécies. Os valores de densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes estão em valores absolutos, os valores de cobertura do solo com vegetação nativa, em porcentagem.

Buscou-se indicadores complementares para este estudo, pois os indicadores da resolução têm como enfoque apenas a comunidade vegetal, sendo que a restauração deve abranger todo o ecossistema, faltando, portanto, indicadores que captem outros componentes e processos do ecossistema. Para isso, selecionamos indicadores complementares os indicadores complementares, buscando valores de referências na literatura.

No caso da área basal, diversos estudos e pesquisas foram realizados com o intuito de obter valores de referência de plantios de restauração, a fim de avaliar a trajetória de um ecossistema em restauração. A partir da modelagem de uma cronossequência de áreas em restauração, Durigan et al. (2016) obteve valores de referência para florestas ripárias em formações florestais no Bioma Mata Atlântica (Tabela 3). Valores esperados são valores que a área deve atingir em um prazo determinado, indicando que a área está adequada para a idade que tem no presente momento. Valores críticos são valores que se encontram abaixo do que se espera, mostrando que a área está inadequada para a presente idade, necessitando de intervenções (DURIGAN et al., 2016).

Tabela 3 - Indicadores área basal com seus valores de referência encontrados na literatura conforme a idade do plantio. A área basal foi baseada na revisão feita por Durigan et al. (2016)

Áreas	Idade	Área Basal (m ² .ha ⁻¹)	
		Valor Esperado	Valor Crítico
1 e 2	6	16,2	13,1
3 e 4	12	28,3	18,1
5 a 14	22	38,8	27,2

Para gramínea invasora, o Pacto da Mata Atlântica (2009) sugere valores de referência para a sua presença, em porcentagem, nas áreas de condução de regeneração natural de espécies florestais nativas (Tabela 4). Este indicador possui três critérios: aceitável, preocupante e demanda ações imediatas. O critério adequado é quando a área apresenta valores esperados dentro de um prazo determinado. O critério preocupante significa que a área apresenta valores dentro de uma margem tolerável, mas abaixo para o que se espera. O critério demanda ações imediatas mostra que a área está com valores bem abaixo do que é esperado, sendo necessárias intervenções na área. Embora conste três critérios de adequação, foram considerados apenas adequado e inadequado (mínimo e preocupante).

Tabela 4 - Indicadores área basal e gramínea exótica invasora com seus valores de referência encontrados na literatura conforme a idade do plantio. Os valores de gramínea exótica invasora foram baseados nos valores propostos pelo Pacto da Mata Atlântica (2009)

Áreas	Idade	Gramínea (%)		
		Aceitável	Preocupante	Demanda ações imediatas
1 e 2	6	0	25	50
3 e 4	12	0	25	50
5 a 14	22	0	25	50

Realizamos uma análise de cada indicador individualmente, comparando-os com os seus valores de referência, a fim de explicar se cada indicador é eficaz ou não para o monitoramento de trajetória de restauração ecológica.

A fim de comparar a frequência dos níveis de adequação (adequado, mínimo ou crítico) gerados a partir dos indicadores da resolução n° 32 SMA, com a frequência gerada

a partir dos indicadores complementares, utilizamos a análise de Qui-quadrado (X^2), com auxílio do software *R-Studio* versão 4.0.3 (R CORE TEAM, 2018), para um nível de significância de 5%. As correlações de Pearson entre os indicadores da SMA e os indicadores complementares foram feitas também pelo software R-Studio. As correlações de Pearson foram baseadas no método de Dancey e Reidy (2006) onde consideram $r=0,10$ até $r=0,39$, como uma correlação fraca, $r=0,40$ até $0,69$, moderada e $r=0,70$ até $r=1$, forte.

4 RESULTADOS

4.1 Indicadores ecológicos da Resolução nº 32 SMA de 2014

Ao analisar os dados coletados em campo e de acordo com os valores de referência presentes na resolução nº 32 SMA de 2014, 21% das áreas se encontram adequadas, para o 7% em estado mínimo e 71% das áreas se encontram inadequadas (um ou mais indicadores apresentaram valores mínimos ou críticos de acordo com a resolução), demonstrando necessidade de intervenções para que as áreas possam retomar a sua trajetória de recuperação.

Para o indicador cobertura de copa, 64% das áreas se encontram adequadas, 21% se encontram com valores mínimos e 14% são inadequadas. As áreas 9, 10 e 14 apresentaram baixa porcentagem de cobertura de copa nativa (24, 26 e 75%, respectivamente). Além de mensurar a cobertura de copa de nativas, também foi medido a cobertura de copas de dominantes e exóticas. Temos que nas áreas 9 e 10, apresentaram maior cobertura de cobertura de copa de espécies dominantes, sendo 66 e 50%, respectivamente (Tabela 5).

No que se refere ao número de espécies nativas regenerantes (riqueza), 21% das áreas se encontram adequadas, 7% se encontram em adequação mínima e 71% se enquadram como inadequadas. Dentre as áreas com baixa quantidade de regenerantes, se destaca a área 9, com o menor número (16 indivíduos). As áreas 9 e 10 apresentaram espécies dominantes, e as áreas de 11 a 13, apresentaram espécies exóticas (Tabela 6).

No que se refere ao indicador densidade de indivíduos nativos regenerantes, 85% das áreas se encontram adequadas, com valores de densidade acima dos níveis adequados esperados para suas respectivas idades, com exceção das áreas 9 e 10, apresentando os valores abaixo do esperado de densidade, com 2820 e 2500 indivíduos por hectare, representando 15% de áreas inadequadas. Também obtivemos resultados em relação a densidade de regenerantes dominantes e exóticos, sendo a área 13 com a maior densidade de regenerantes exóticos encontrados (820 indivíduos/hectare) (Tabela 7).

Tabela 5 - Adequação das áreas para o indicador cobertura de copa conforme os valores de referência dos indicadores da resolução nº32 SMA de 2014

Área	Idade	Cobertura de copa (%) – Dados de Campo	Cobertura de copas dominantes ou exóticas (%)	Valores de Referência Resolução nº 32 SMA – Cobertura de Copa			Resultado/ Adequação
				Crítico	Mínimo	Adequado	
Área 1	6	90	0	0	30	80	Adequado
Área 2	6	85	0	0	30	80	Adequado
Área 3	12	97	0	0	50	80	Adequado
Área 4	12	99	0	0	50	80	Adequado
Área 5	22	95	0	0	70	80	Adequado
Área 6	22	82	0	0	70	80	Adequado
Área 7	22	92	0	0	70	80	Adequado
Área 8	22	74	0	0	70	80	Inadequado
Área 9	22	24	66	0	70	80	Inadequado
Área 10	22	26	50	0	70	80	Inadequado
Área 11	Entre 20 e 25	85	10	0	70	80	Adequado
Área 12	Entre 20 e 25	94	0	0	70	80	Adequado
Área 13	Entre 20 e 25	79	14	0	70	80	Adequado

Área 14	Entre 20 e 25	75	20	0	70	80	Adequado
---------	---------------	----	----	---	----	----	----------

%; porcentagem. Os valores de idade estão em valores absolutos, cobertura de copa, em porcentagem.

Tabela 6 - Adequação das áreas para o indicador riqueza de regenerantes conforme os valores de referência dos indicadores da resolução nº32 SMA de 2014

Área	Idade	Nº de espécies nativas regenerantes	Nº de espécies exóticas regenerantes	Valores de Referência Resolução nº 32 SMA – Riqueza			Resultado/ Adequação
				Crítico	Mínimo	Adequado	
Área 1	6	8	0	0	3	10	Inadequado
Área 2	6	12	0	0	3	10	Adequado
Área 3	12	26	0	0	10	20	Inadequado
Área 4	12	25	0	0	10	20	Inadequado
Área 5	22	25	0	0	30	30	Inadequado
Área 6	22	21	0	0	30	30	Inadequado
Área 7	22	26	0	0	30	30	Inadequado
Área 8	22	18	0	0	30	30	Inadequado
Área 9	22	16	1	0	30	30	Inadequado
Área 10	22	20	1	0	30	30	Inadequado
Área 11	Entre 20 e 25	23	2	0	30	30	Inadequado
Área 12	Entre 20 e 25	28	2	0	30	30	Inadequado

Área 13	Entre 20 e 25	21	3	0	30	30	Inadequado
Área 14	Entre 20 e 25	20	0	0	30	30	Inadequado

Os valores de riqueza estão em valores absolutos.

Tabela 7 - Adequação das áreas para o indicador riqueza de regenerantes conforme os valores de referência dos indicadores da resolução nº32 SMA de 2014

Área	Idade	Densidade de espécies nativas regenerantes (ind.ha ⁻¹)	Valores de Referência Resolução nº 32 SMA – Densidade de regenerantes			Resultado/ Adequação
			Crítico	Mínimo	Adequado	
Área 1	6	1080	0	200	1000	Adequado
Área 2	6	5100	0	200	1000	Adequado
Área 3	12	4640	0	1000	2000	Adequado
Área 4	12	4500	0	1000	2000	Adequado
Área 5	22	4920	0	3000	3000	Adequado
Área 6	22	4880	0	3000	3000	Adequado
Área 7	22	4460	0	3000	3000	Adequado
Área 8	22	3240	0	3000	3000	Adequado
Área 9	22	2820	0	3000	3000	Inadequado
Área 10	22	2500	0	3000	3000	Inadequado
Área 11	Entre 20 e 25	3260	0	3000	3000	Adequado
Área 12	Entre 20 e 25	3300	0	3000	3000	Adequado
Área 13	Entre 20 e 25	4420	0	3000	3000	Adequado
Área 14	Entre 20 e 25	4860	0	3000	3000	Adequado

ind.ha⁻¹: indivíduos por hectare. Os valores de densidade de espécies nativas regenerantes estão em valores absoluto.

4.2 Indicadores ecológicos complementares

Ao avaliar os valores obtidos de área basal, 93% das áreas se encontram inadequadas e 7% se encontram adequadas. Para o indicador gramíneas exóticas invasoras, 71% se encontram adequadas, 14% em condições preocupantes e 14% em condições críticas (Tabela 8).

Tabela 8 - Adequação das áreas avaliadas no presente estudo conforme os indicadores complementares área basal de nativas e exóticas/dominantes ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) e cobertura de gramínea exótica (%) e de serapilheira, com os valores de referência presentes nos estudos de Durigan et al. (2016) e no Pacto da Mata Atlântica (2009)

Áreas	Idade	Densidade de Adultos ($\text{n}.\text{ha}^{-1}$)	Área Basal de Nativas ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	Área Basal de Exóticas/Dominantes ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	Gramínea (%)	Área Basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)		Gramínea (%)			Adequação
						Valor Esperado	Valor Crítico	Aceitável	Preocupante	Demandas ações imediatas	
Área 1	6	480	10,6	0	38,2	16,2	13,1	0	25	50	Inadequado
Área 2	6	520	19,4	0	6,9	16,2	13,1	0	25	50	Adequado
Área 3	12	560	17,7	0	0,0	28,3	18,1	0	25	50	Inadequado
Área 4	12	620	2,3	0	0,0	28,3	18,1	0	25	50	Inadequado
Área 5	22	260	10,3	0	2,1	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 6	22	280	4,1	0	2,8	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 7	22	320	10,9	0	4,2	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 8	22	900	1,8	0	12,5	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 9	22	840	2,5	17,5	11,8	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 10	22	740	2,9	6,4	27,8	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 11	23	860	14,3	3,0	20	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 12	23	480	20,4	0,5	0	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
Área 13	23	520	15,2	2,1	10	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado

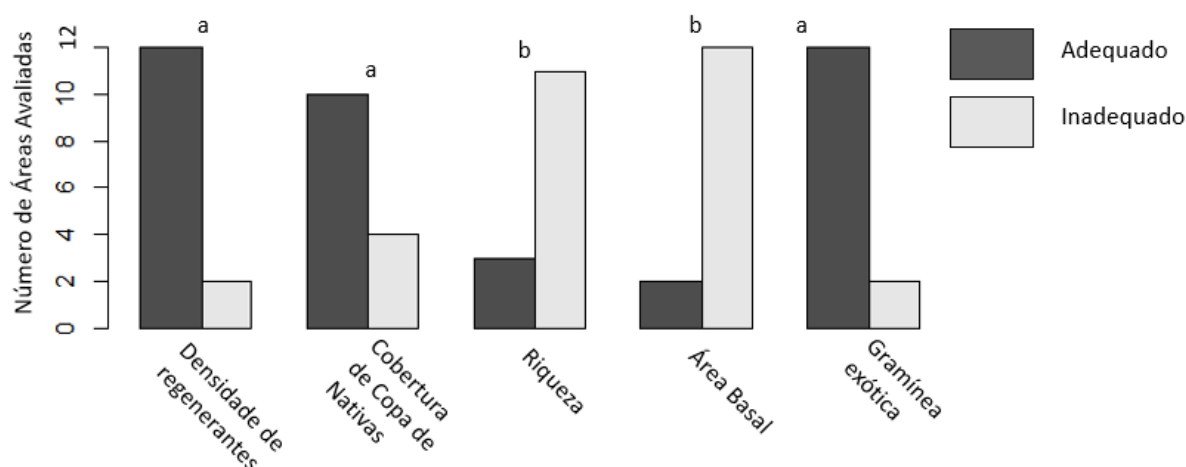
Área 14	23	560	18,6	6,2	0	38,8	27,2	0	25	50	Inadequado
---------	----	-----	------	-----	---	------	------	---	----	----	------------

cm: centímetros; **m²/ha:** metro quadrado por hectare; **%:** porcentagem. Os valores de idade, serapilheira e área basal estão em valores absolutos e gramínea, em porcentagem.

4.3 Frequência de Adequação entre Indicadores Ecológicos

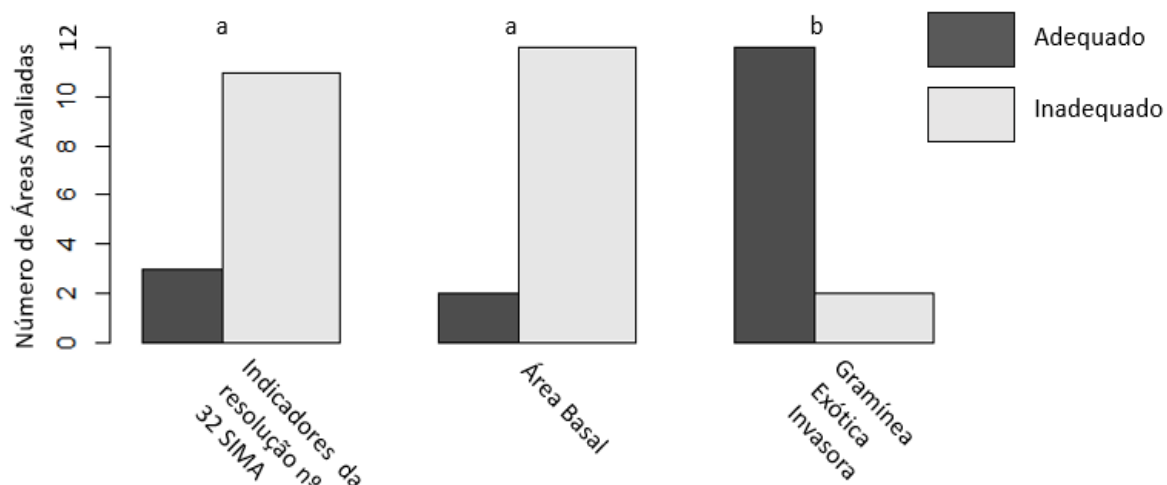
Ao compararmos a frequência de adequação utilizando os indicadores da resolução nº 32 SMA e os indicadores complementares, constatou-se que há diferenças entre as frequências de adequação ($p < 0,05$). O nível de adequação das áreas ao utilizar a densidade de regenerantes, a cobertura de copas e a cobertura de gramínea exótica é a mesma, apontando a mesma direção, mostrando a adequação das áreas, ou seja, se um destes indicadores apontar a adequação da área, os outros também irão mostrar. Contudo, riqueza e área basal apresentam respostas contrárias, mas entre si, apontam uma mesma direção (Figura 10).

Figura 10 - Número de áreas adequadas ou inadequadas conforme cada indicador da resolução nº 32 SMA e cada indicador complementar



Se compararmos a frequência de adequação considerando os indicadores da resolução nº32 SMA como se fosse um só resultado, temos que a frequência de adequação das gramíneas exóticas invasoras é o contrário aos resultados dos indicadores da resolução nº 32 SMA e da área basal (Figura 11).

Figura 11 - Número de áreas adequadas ou inadequadas conforme os indicadores da resolução SMA nº 32, área basal e gramínea exótica



4.4 Correlação de Pearson entre os indicadores ecológicos

Entre os indicadores da SMA resolução nº32 e os complementares existem correlações positivas e negativas, considerando $p < 0,05$. As correlações positivas ocorrem entre densidade de regenerantes e riqueza (1,00), cobertura de copas e densidade de adultos (0,54) e área basal e densidade de adultos (0,61). As correlações negativas (inversamente proporcionais) ocorreram entre cobertura de copas e cobertura de gramínea exótica (-0,61). Os demais indicadores demonstram correlações positivas e negativas não significativas (Tabela 9).

Tabela 9 - Correlação de Pearson entre idade, densidade de regenerantes (DR), cobertura de copa (CC), riqueza, área basal (AB), densidade de adultos (DA), gramínea exótica e altura de serapilheira, com idades de 6 à 25 anos, no interior de São Paulo

	Idade	DR	Riqueza	CC	AB	DA	Gramínea Exótica Invasora	Altura de serapilheira
Idade	1,00							
DR	0,07	1,00						
Riqueza	0,07	1,00*	1,00					
CC	-0,28	0,35	0,35	1,00				
AB	-0,11	0,12	0,12	0,34	1,00			
DA	-0,33	0,15	0,15	0,54*	0,61*	1,00		
Gramínea Exótica Invasora	0,09	-0,27	-0,27	-0,61*	-0,25	-0,25	1,00	
Altura de serapilheira	-0,07	-0,14	-0,14	0,18	0,21	0,37	-0,08	1,00

*Variáveis com valores significativos

Ao comparar os dados dos indicadores da resolução com os indicadores complementares, percebe-se que as áreas que estão em adequação não estão em adequação com o indicador área basal (com exceção somente da área 2). Ao comparar com os dados de gramíneas, percebe-se que há semelhança com os resultados da resolução. De forma geral, com a utilização dos indicadores da resolução e dos indicadores complementares, somente a área dois estaria em adequação e as demais estariam inadequadas (Quadro 1).

Quadro 1 - Comparação entre os resultados obtidos dos indicadores da Secretaria da Infraestrutura e do Meio Ambiente e os outros indicadores, mostrando a diferença dos resultados

Área	Idade	Resultado SMA	Resultados Área Basal	Resultados Gramínea Exótica Invasora
Área 1	6	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 2	6	Adequado	Adequado	Adequado
Área 3	12	Adequado	Inadequado	Adequado
Área 4	12	Adequado	Inadequado	Adequado
Área 5	22	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 6	22	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 7	22	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 8	22	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 9	22	Inadequado	Inadequado	Inadequado
Área 10	22	Inadequado	Inadequado	Inadequado
Área 11	Entre 20 e 25	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 12	Entre 20 e 25	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 13	Entre 20 e 25	Inadequado	Inadequado	Adequado
Área 14	Entre 20 e 25	Inadequado	Inadequado	Adequado

SMA: Secretaria da Infraestrutura e Meio Ambiente. Os valores de idade estão em valores absolutos.

5 DISCUSSÃO

O presente estudo buscou analisar se os indicadores presentes na resolução nº 32 SMA são adequados para avaliar a adequação de áreas em restauração. Ao compararmos os resultados obtidos com a resolução SMA, mostrou-se que, no caso do indicador de riqueza de regenerantes, é muito difícil de se atingir os valores de referência presentes na lei. Apesar do indicador cobertura de copa se mostrar um indicador de fácil alcance, de forma individual, não conseguem captar os problemas existentes nas áreas em restauração. Um exemplo é a alta cobertura de gramíneas exóticas invasoras ou a dominância de uma única espécie no dossel ou na regeneração, seja ela nativa ou exótica.

5.1 Indicadores da resolução nº 32 da SMA

A cobertura de copa se mostra como um bom previsor de presença de gramíneas na área, uma vez que se percebe a existência de uma correlação negativa e moderada entre eles (-0,61). Estudos mostram resultados semelhantes, que quanto maior for a cobertura de copa de uma área, maior sombreamento terá, reduzindo a incidência de luz solar no solo, se tornando em um ambiente pouco viável para o desenvolvimento das gramíneas exóticas (GUILHERME, 2000; BIZUTI ET AL., 2017; SANTOS, 2013; RODRIGUES et al., 2009; MELO E DURIGAN, 2010; RODRIGUES et al., 2011; KAGEYAMA et al., 1989).

Entretanto, houve exceções a essa correlação, apresentando porcentagem de cobertura de copas adequada e alto valor de cobertura de gramínea do gênero *Urochloa*, como no caso da área 1 (cerca de 90% de cobertura de copa e 38% de cobertura de gramínea exótica). A possível causa da alta porcentagem de gramíneas é a ausência de um subdossel na área, uma vez que o plantio tem apenas 6 anos, o que acaba favorecendo a entrada de gramíneas exóticas invasoras.

Os baixos valores encontrados nos indicadores de indivíduos nativos regenerantes (riqueza de regenerantes) e densidade de indivíduos nativos regenerantes podem estar associados aos estresses dentro da comunidade como morte por competição e doenças, em que há maiores chances de diminuição de densidade de indivíduos regenerantes (HARPER, 1997; Felfili, 1997), além da ausência de propágulos (DARONCO, 2013) e gramíneas exótica invasoras. A

correlação entre gramíneas exóticas invasoras e densidade e riqueza de regenerantes é negativa, porém baixa (-0,27). A gramínea atua como um filtro biológico, dificultando a entrada de novos indivíduos, atrapalhando a regeneração natural (PIVELLO, 2011; TOREZAN, 2013).

A correlação negativa e baixa com a gramínea exótica invasora, em ambos os indicadores (densidade e riqueza de regenerantes), mais a correlação positiva (0,35), porém baixa, entre gramínea exótica invasora e cobertura de copa, corrobora a relação existente entre estes três indicadores da resolução nº32 da SMA, pois quando há alta porcentagem de cobertura de copa, a tendência é que haja valores adequados para a densidade e riqueza de regenerantes. Isso ocorre porque a cobertura de copa pode ser capaz de criar um microclima favorável para o crescimento e estabelecimento de espécies novas e já existentes no banco de sementes e plântulas, devido à diminuição da temperatura em períodos mais quentes. Esse fato ocorre, pois diminui a entrada de luz solar no interior da floresta, resultando em uma menor temperatura do solo e do ar entre as copas e o solo (SMITH, 1975). Neste sentido, a baixa correlação encontrada por estes indicadores pode estar associada à composição das árvores do dossel, que criam condições de microclima específicas sob as copas, podendo agir como filtro para as espécies que irão se regenerar sob elas, podendo atuar em parte da composição e estrutura, presente e futura, da comunidade (GANDOLFI et al., 2007), além da presença de espécies exóticas e fragmentação florestal.

A fragmentação florestal pode ocasionar problemas como: perda de indivíduos nativos, redução e isolamento da população, problemas nos processos ecológicos, ciclagem de nutrientes, efeito de borda, problemas nos fatores de dispersão e polinização de espécies, ocasionando perdas na variabilidade genética das espécies, bem como a entrada de novas espécies na comunidade, prejudicando a diversidade biológica (DESOUZA et al., 2001; SANTOS, 2002; JESUS, 2013; TABARELLI et al., 2012; ROCHA et al., 2019; ZITTER et al., 2013). As populações que sofrem o processo de fragmentação podem permanecer pequenas e isoladas por um longo período, implicando na redução da biodiversidade, pois podem apresentar pouca capacidade de reter espécies (MARTINS et al., 2008).

No caso da riqueza de regenerantes a fragmentação atua na contribuição relativa tanto de espécies plantadas como de fontes de propágulos (DARONCO, 2013), podendo acarretar baixos valores, como os demonstrados neste estudo, mostrando a

difficuldade em se atingir este indicador em paisagens muito fragmentadas. Também é importante ressaltar a existência de processos ecológicos, como a diversidade e abundância da chuva de sementes, diferentes padrões de dispersão, heterogeneidade na distribuição de luz solar na área (FARIA et al., 2003; ALVES et al., 2006).

Tanto as áreas que tiveram valores acima quanto as que tiveram valores abaixo do valor esperado de riqueza de regenerantes estão situadas em paisagem com fragmentos de vegetação nativa próximo com variação de distâncias entre 0 a 364 metros, com exceção das áreas 4, 11, 12, 13 e 14. A área 4 se encontra na zona urbana de Botucatu e o fragmento mais próximo está a uma distância de 5 km. Assim como a distância de fragmentos com vegetação nativa, o tamanho da área a ser restaurada também pode implicar nos valores de riqueza. Pequenos fragmentos podem estar mais ameaçados, pois afeta os agentes dispersores da fauna e também, no estabelecimento de mudas (ANDRESEN, 2003). Pode-se levar, pelo menos, 20 anos para que se consiga recuperar a riqueza em áreas de regeneração natural, assistida ou não, coincidindo com a recuperação da riqueza de espécies animais em áreas tropicais abandonadas (DUNN, 2004), evidenciando uma forte relação entre flora e fauna.

As áreas 5 a 10 são áreas inferiores a um hectare, e que neste caso, os baixos valores encontrados de riqueza e área basal podem estar associados a amostragem, como o tamanho da parcela e da intensidade de amostragem, ou seja, o número de parcelas amostradas. Quando consideramos as áreas 5, 7 e 9, como uma única área (área A), aumenta-se o número de parcelas para 15 e então, conseguimos atingir o valor de referência de riqueza da resolução, totalizando 36 espécies, ou seja, observou-se as diferentes espécies que ocorriam nas parcelas, chegando na riqueza acumulada para a área A (gráfico 12). O mesmo ocorre se juntarmos as áreas 6, 8 e 10, chegando muito próximo ao valor de referência, totalizando 28 espécies (gráfico 13). Isso demonstra que em áreas inferiores a 1 ha, o método de parcelas utilizado, pode não ser adequado para amostrar riqueza. Deve-se ressaltar que alguns estudos demonstram que a metodologia por parcelas, pode não ser o mais adequado para mensurar a riqueza de espécies em áreas de restauração, uma vez que haveria necessidade de se ter um maior esforço amostral, e por consequência, maiores gastos de capital (VIANI et al, 2018). O que se encontra em alguns estudos, é a utilização de outras metodologias para a medição deste indicador em campo, como no caso de

caminhadas aleatórias para contar as diferentes espécies, sendo necessários estudos para validar esta metodologia (VIANI et al, 2018).

Figura 12 - Riqueza adquirida pela área A quando amostramos 15 parcelas

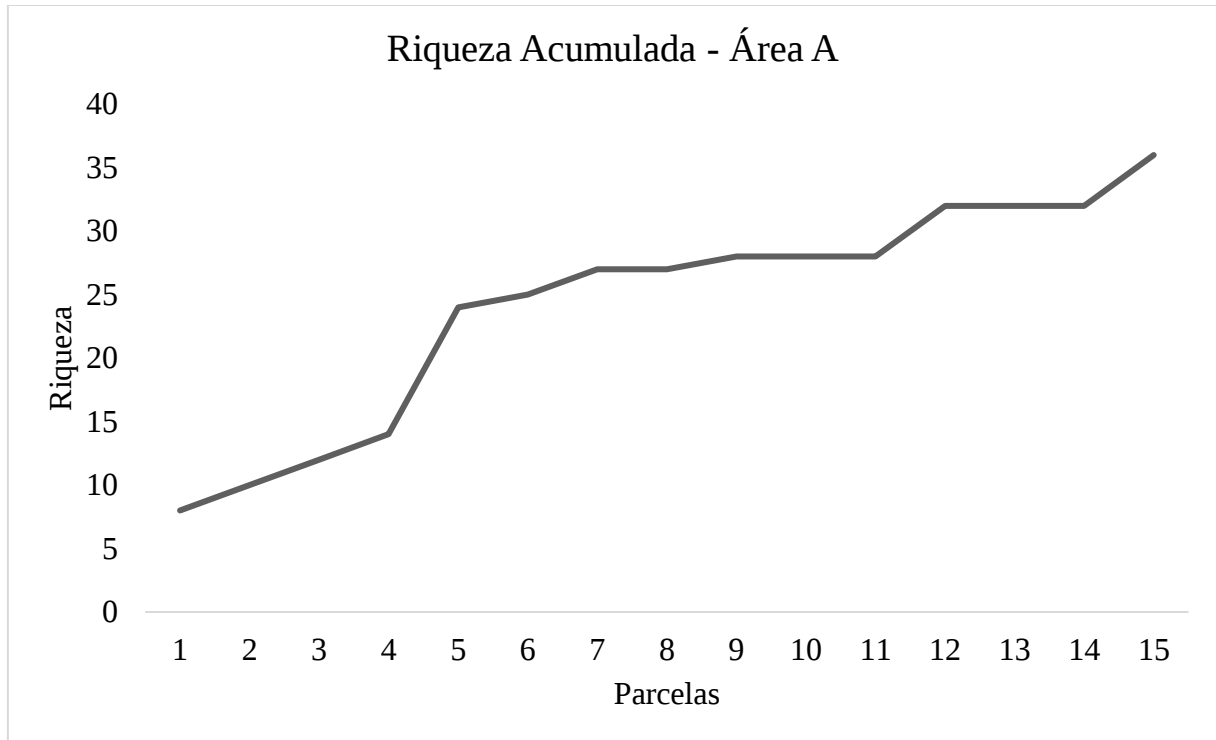
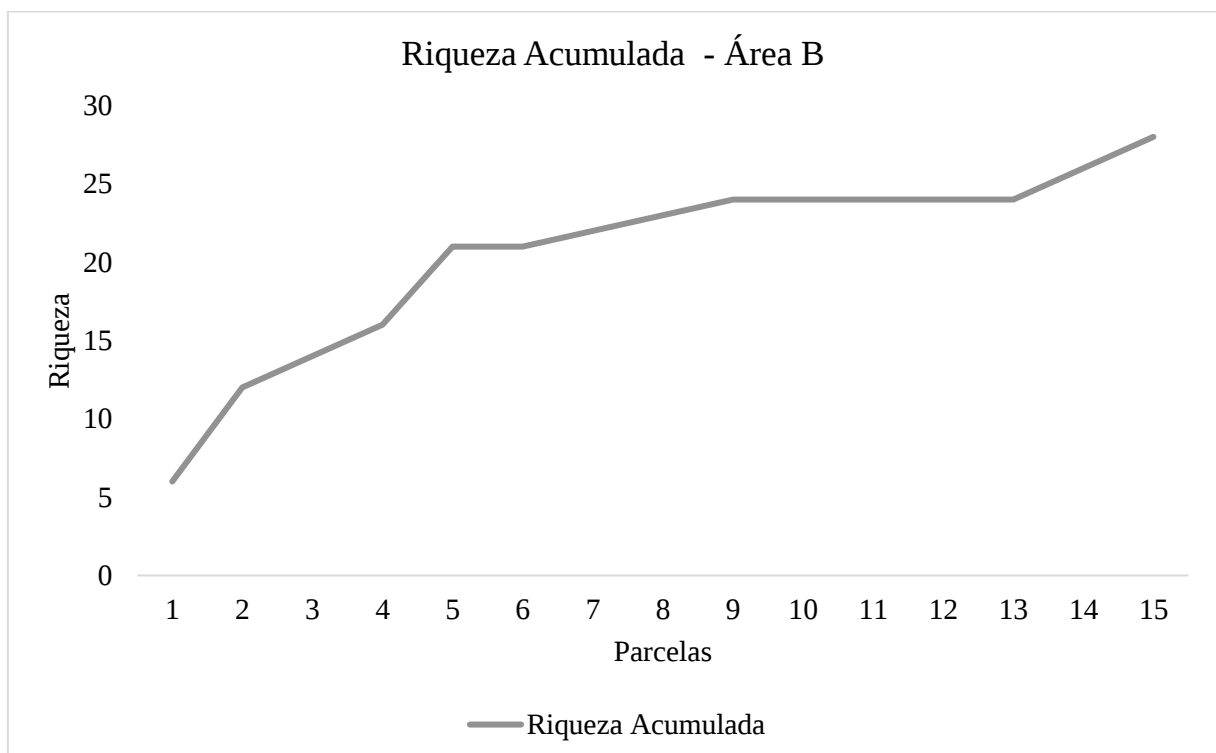


Figura 13 - Riqueza adquirida pela área B quando amostramos 15 parcelas



Assim como a riqueza de regenerantes, os baixos valores de densidade de regenerantes, podem estar relacionados à fragmentação florestal, bem como ao efeito de borda. Estudos demonstram que o baixo recrutamento pode estar ligado a fatores como fragmentação florestal, perda de habitat, criação de bordas e à dispersão de propágulos (WILCOX; MURPHY 1985; MENEZES, 2014). Além disso, a expansão da fragmentação pode implicar em ameaças à diversidade biológica, pois pequenos fragmentos e bordas florestais podem apresentar pouca capacidade de reter espécies e de promover serviços ambientais, como o sequestro de carbono, controle de enchentes e proteção do solo (TABARELLI et al., 2012).

O histórico da área também pode contribuir nos baixos valores de riqueza de regenerantes. As áreas 11 à 14, localizadas em Pedrinhas Paulista, possuem um histórico antigo de agricultura (mais de 50 anos), e por consequência desta expansão, o desmatamento. Isso faz com que o solo não possua um banco de sementes capaz de contribuir na riqueza das áreas, além de o fato de não haver fragmentos preservados na paisagem próxima, dificultando a colonização de novas espécies nativas na área, mesmo depois de 20 anos de implantação do projeto de restauração. Isso acaba implicando na baixa riqueza encontrada, demonstrando a importância de se realizar o monitoramento e verificar se as áreas atingiram ou não os valores esperados para a sua idade.

As técnicas e modelos utilizados na restauração florestal também podem afetar a riqueza do local. As áreas de 1 à 4 e 11 à 14 são locais onde foi realizado o plantio com objetivos de cumprimento legal. As áreas 5 à 10 são áreas que possuem diferentes modelos de restauração sendo plantio de diversidade, semeadura direta e agroflorestal. Deve-se considerar no monitoramento de áreas degradadas, a implantação de modelos de restauração que priorizam espécies alicerces, pois selecionam uma ampla gama de espécies que possuem características propícias para permitir a chegada e o estabelecimento de novos propágulos regenerantes que provêm de outros fragmentos (BLAKESLE et al., 2002), aumentando os regenerantes da área que está sendo restaurada. O solo também pode ter grande contribuição, com é o caso do argissolo vermelho amarelo, que ocorre nas áreas 6, 8 e 10, no qual apresenta textura arenosa, caracterizado como pouco fértil (VALLADARES et al., 2008).

5.2 Indicadores Complementares

Os baixos valores de área basal demonstram problemas com a comunidade. As áreas que apresentaram estes valores baixos mostram uma estrutura composta em sua maioria por indivíduos com valores de DAP abaixo do encontrado em florestas com mesma idade. Alguns estudos apontam valores de área basal maiores aos que foram encontrados como de 21,5 m². ha⁻¹ de área basal em uma floresta Ombrófila Densa no Estado do Paraná (LIEBSCH, 2007), podendo chegar em até 27 m². ha⁻¹ em florestas maduras (MELO E DURIGAN, 2007). As demais áreas se enquadram em idades acima de nove anos, de acordo com o estudo de Durigan et al. (2016).

Dentre os possíveis fatores que podem afetar a área basal estão o tipo de solo, competição entre espécies, presença de gramíneas e possíveis distúrbios, como a invasão de nativas dominantes (como o guapuruvu nas áreas 9 e 10) ou exóticas (como no caso do eucalipto e do jambolão na área 14) (BREUGEL et al. 2011; FERREIRA-JUNIOR et al., 2007). O solo encontrado nas áreas 6, 8 e 10 é o argissolo vermelho amarelo, com textura arenosa, sendo um solo pouco fértil (VALLADARES et al., 2008). A baixa fertilidade explica os valores mais baixos de área basal, sendo 4,1, 1,8 e 2,9 m².ha⁻¹, respectivamente.

Neste estudo, o guapuruvu (*Schizolobium parahyba*) se enquadra como uma espécie dominante nas áreas 9 e 10. Esta espécie é decídua (CARVALHO, 2003), que perde suas folhas no período mais seco, permitindo a incidência de luz solar, o que favorece ainda mais a entrada e o estabelecimento de gramínea invasora na área. Essa é uma espécie comumente utilizada em plantios de restauração (REITZ et al., 1979; LIMA et al., 2000), por ser uma espécie pioneira, de início de sucessão, sendo a tendência, o desaparecimento ao longo da sucessão ecológica (REITZ et al., 1979; LIMA et al., 2000; ENGEL; PARROTA, 2000; DURIGAN et al., 2010). O aumento na porcentagem de cobertura de copa com a inclusão desta espécie é de 66% na área 9 e 50% na área 10, o que traria resultados incoerente ao estudo.

A correlação existente entre a área basal de nativas e a cobertura de copa de nativas, mostrou-se positiva, porém baixa (0,34), entendendo que onde há alta cobertura de copa de nativas, encontrará valores maiores de área basal, uma vez que a cobertura de copa possui uma correlação com o espaço que aquela árvore ocupa no sistema, corroborando a tendência de alguns estudos (MELO et al., 2007). Portanto nessas áreas, o guapuruvu acaba ocupando um espaço que seria de uma espécie

nativa, se tornando dominante, afirmando o que se encontra alguns estudos, onde apontam esta espécie como invasora nesta região (DURIGAN, 2011; RAMOS et al., 2008). Também se percebe uma correlação positiva e moderada (0,61) da área basal com a densidade de adultos nativos, demonstrando que quando há aumento na densidade de indivíduos adultos, há o aumento da área basal, conforme apontado em outros estudos (SOUZA et al., 2003; SILVA et al., 2000).

As áreas que apresentaram a dominância do guapuruvu, foram as mesmas que apresentaram menor quantidade de regenerantes no estudo, demonstrando que esta espécie não saiu do sistema, conforme é esperado na sucessão ecológica, dificultando a entrada e o estabelecimento de outras espécies. Isso ocorre devido ao efeito supressor, a competição por luz, nutrientes e de água no solo, além do recrutando indivíduos da mesma espécie (PARROTA, 1995; ABREU et al., 2014). Espécies que possuem como característica o rápido crescimento, como o guapuruvu, aparentam ter a capacidade de modificar o micro habitat, atuando como filtro biótico, o que pode causar mudanças na regeneração natural e dinâmica da área (ABREU et al., 2014; ABREU et al., 2014; WILLIAMSON, 1996). Desse modo, recomenda-se a retirada da espécie dominante, conforme demonstra alguns estudos, onde ao remover uma espécie dominante do sistema, que no caso era a espécie *M. caesalpinifolia*, houve aumento da riqueza e diversidade de regenerantes (PODADERA, 2013; OLIVEIRA, 2020). Contudo, deve-se atentar a remoção desses indivíduos, uma vez que sua remoção possa causar problemas no sistema, como por exemplo, uma erosão no solo.

Da mesma forma que as espécies dominantes podem acarretarem complicações como o estabelecimento, a disseminação e dispersão das espécies, ocasionando alterações nos processos ecológicos do sistema, as espécies exóticas também causam problemas (MACK et al., 2000). No Brasil, no início dos projetos de restauração, eram comumente utilizadas espécies exóticas, já que na época não existiam restrições técnicas ou jurídicas em relação às espécies a serem plantadas (BELLOTTO et al., 2009; ASSIS et al., 2013; ICMBIO, 2019).

Assim como o eucalipto, o jambolão (*Syzygium cumini* (L.) Skeels) também foi utilizado em plantios de restauração antigos, pois além de ser uma espécie exótica, tem alto potencial de invasão devido à sua copa ser larga e densa, causando sombreamento excessivo no solo, atrapalhando a regeneração natural (SARTORELLI, 2018). Seus frutos, por serem apreciados por aves, podem fazer com

que as sementes sejam dispersas para locais mais longes, podendo formar maciços que competem com as espécies nativas. (SARTORELLI, 2018). Nesse sentido, o resultado do uso de espécies exóticas será visto a longo prazo (OLIVEIRA et al., 2015). Estas espécies causam problemas nos ecossistemas, fazendo com que haja competição com as espécies nativas, alterando o equilíbrio do ecossistema, podendo ocorrer até mesmo a substituição das nativas pelas exóticas no decorrer do tempo (DAVIS, 2009; OLIVEIRA et al., 2015).

O histórico da área também contribuiu para a alta porcentagem de gramínea exótica invasora. As áreas 6, 8 e 10 eram compostas por pastagem de *Urochloa decumbens* Stapf., o que pode ter acarretado problemas de deposição de sementes nativas no solo, bem como a germinação de suas próprias sementes que se encontram no banco de sementes (FRAGOSO et al., 2017). A gramínea do gênero *Urochloa* é conhecida como inibidora da regeneração florestal no Brasil (FRAGOSO et al., 2017). Deve-se ressaltar que esta gramínea invasora pode também atuar como competidora, pois possui características que facilitam sua dispersão e estabelecimento, permitindo mais fácil colonização de áreas que em comparação de espécies nativas (GRANT; PASCHKE, 2012). A presença de gramínea exótica invasora ainda é considerada um problema em áreas de restauração, devendo ser necessário a atenção do técnico ao realizar o monitoramento, para que não haja informações errôneas sobre as áreas. A alta proporção de gramíneas também pode evidenciar que os projetos de restauração podem ter sido administrados de forma inadequada, além de mostrar, de forma indireta, uma lenta recuperação da cobertura do dossel (LONDE et al., 2020; PROTOCOLO, 2013).

A fragmentação de habitat também pode ter contribuído com os baixos valores de área basal, além de favorecer o aumento na porcentagem de gramíneas exóticas invasoras, (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; SAKAI et al, 2001; LONDE et al., 2020). A fragmentação implica na dificuldade de se promover serviços ambientais, como o sequestro e alocação de carbono acima e abaixo do solo, produtividade primária, controle de enchentes e proteção do solo (TABARELLI et al., 2012; ROCHA et al., 2019; ZITTER et al., 2013). Nesse sentido, nota-se a importância de se incorporar a coleta de área basal no monitoramento da restauração ecológica quando o enfoque for produção de biomassa e estoque de carbono. Assim, auxiliaria a recomendação de espécies que sejam adequadas para aquele sítio, bem como para os objetivos traçados no projeto de restauração (ROCHA et al., 2019).

Estudos demonstram que a fragmentação pode ser uma barreira para a sobrevivência daquele habitat devido à diversos fatores como o efeito de borda, onde há o aumento da incidência de luz e temperatura (ONOFRE, 2009; TABARELLI et al., 2009), que podem potencializar a presença de espécies exóticas, que tem altas taxas de sobrevivência, como a *Urochloa* sp (TABARELLI et al., 2009; CARRANO, 2013), causando perda da biodiversidade (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; SAKAI et al, 2001).

Os indicadores complementares como área basal, presença de espécies exóticas e dominantes e gramínea exótica invasora ajudaram a entender os porquês de as áreas não conseguirem atingir os valores de adequação da resolução. Caso estes indicadores estivessem presentes na resolução nº32 da SMA, somente a área 3 estaria em uma trajetória sucessional considerada como adequada.

5.3 Indicadores da resolução nº 32 da SMA X Indicadores Complementares

Os indicadores presentes na resolução nº 32 da SMA conseguem apontar se uma área está em trajetória de restauração ou não. Entretanto, não consegue mostrar quais são as dificuldades existentes na área. Desse modo, os problemas encontrados nas áreas deste estudo foram respondidos a partir da utilização dos indicadores complementares (área basal, gramínea exótica invasora e presença de espécies exóticas e dominantes). Neste sentido, quando o intuito é entender os processos ecológicos que ocorrem naquela área, somente a utilização dos indicadores da resolução não são suficientes, sendo preciso incorporar outros indicadores para o monitoramento. Um exemplo encontrado são os baixos valores de área basal em áreas com mais de 20 anos. Essas áreas apresentaram valores baixos de riqueza e densidade de regenerantes e apresentaram a problemática que ao utilizar somente os indicadores da resolução, não saberíamos explicar o porquê desses resultados.

A partir do que se observou no estudo, os indicadores cobertura de copa e densidade de espécies nativas regenerantes são fáceis de medir em campo e de atingir os níveis de adequação. Porém, no caso da cobertura de copa deve-se atentar a presença de espécies exóticas nas áreas de restauração, pois estas interferem no resultado e podem não captar a porcentagem de gramínea existentes, podendo gerar dados imprecisos. O indicador de indivíduos nativos regenerantes se mostra mais difícil de se alcançar os valores adequados determinados pela resolução nº 32 da

SMA, se apresentando como um obstáculo. Isso demonstra que pode haver problemas quanto a metodologia utilizada para amostrar a riqueza, além de o tamanho da área também interferir na amostragem. Existe, também, a possibilidade de ocorrer problemas em relação a necessidade em se identificar ou diferenciar espécies, comprometendo a análise de adequação das áreas para cumprimento legal, pois há a necessidade de conhecimento de especialistas, o que pode dificultar a aplicação deste indicador.

Os indicadores complementares amostrados, como a área basal e a gramínea exótica invasora, auxiliam no entendimento melhor de o porquê de uma área não estar em trajetória de restauração e quais são ações que podem ajudar a retomar a trajetória. Por isso, a mensuração de outros indicadores, além dos propostos pela resolução nº 32 SMA, é importante, auxiliando no melhor entendimento da área estudada.

5.4 Recomendações de manejo

Ao restaurar uma área em degradação, muitos filtros podem existir, atrapalhando o processo sucessional. As espécies exóticas, sejam elas gramíneas ou arbóreas, são um exemplo, pois identificou que estas atuam de maneira negativa na trajetória, sendo recomendado o estudo da situação da área para possível remoção destas espécies na área restaurada, levando em consideração que estas podem estar desempenhando um papel ecológico e sua total remoção acarretaria problemas nas áreas, como por exemplo a erosão. Por este motivo o monitoramento se torna uma importante ferramenta para a restauração de áreas degradadas. No caso da cobertura de copas, a inclusão de exóticas arbóreas na mensuração trazem problema na análise da trajetória de um sistema, superestimando o valor de cobertura de copa.

Ao se medir riqueza e densidade de espécies nativas regenerantes, é importante que os técnicos tenham conhecimento das espécies nativas, bem como exóticas, que podem ocorrer nas áreas que estão sendo amostradas, uma vez que podem trazer problemas ao recrutamento de novas espécies no sistema. O indicador de riqueza de regenerantes nativos se mostra importante, pois apresenta dificuldade em atingir os valores de referências. Isso ocorre devido à dificuldade de amostragem deste indicador, pois quanto maior a amostragem feita, ou seja, quanto mais parcelas tivermos para serem amostradas, há mais chances de encontrarmos diferentes

espécies. Isso demonstra que aumentar o número de parcelas para mensurar este indicador, talvez não seja o mais adequado, sendo necessário adotar-se outra metodologia. Estudos demonstram que uma possível metodologia é avaliar a riqueza não por parcelas, mas por passeios aleatória na área de restauração, sendo necessários estudos mais elaborados para validar esta metodologia (VIANI et al., 2018). Além da metodologia, outros fatores como ausência de áreas próximas que podem prover propágulos ou locais onde o solo foi convertido em agricultura ou pastoreio a muito tempo, podem resultar em valores baixos de riqueza. A capacidade de diferenciação entre as espécies também é um fator importante, pois a não diferenciação pode trazer problemas na análise da área a ser restaurada.

5.4 Implicações para políticas públicas

Os indicadores da resolução nº 32 SMA conseguem mostrar a adequação da área restaurada, porém não conseguem mostrar os obstáculos que podem estar atrapalhando a trajetória sucessional de uma área. Neste aspecto, os indicadores complementares utilizados no presente estudo, ajudaram a entender os problemas que o sistema pode apresentar, auxiliando na decisão, para que se possa corrigir as trajetórias. Dessa forma, os governos estaduais poderiam indicar, por meio de portarias, a utilização desses indicadores para os restauradores nas tomadas de decisão.

Contudo, a maior dificuldade que pode se encontrar ao realizar o monitoramento de áreas degradadas é ter o conhecimento de conseguir identificar ou diferenciar uma espécie da outra, o que pode acabar comprometendo a verificação de adequação destas áreas, uma vez que se necessita conhecimento de especialistas. Sugere-se, então, a capacitação dos técnicos responsáveis por este monitoramento, a fim de conseguir diferenciar uma espécie da outra, além de ter um conhecimento de quais são as espécies invasoras mais encontradas na região onde se faz o monitoramento, não havendo necessidade de conhecimento prévio para tal capacitação. Essas informações de identificação podem ser encontradas em sites como o Instituto Hórus, o herbário presente no site do Instituto Agrônomo (IAC), bem como a utilização de guias ilustrados de cada região, como por exemplo o guia ilustrado para identificação das plantas da mata atlântica, da Escola Superior de

Agricultura “Luiz de Queiroz” (Esalq) e o Guia ilustrado para identificação das plantas da Mata Atlântica da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp).

6 CONCLUSÃO

Houve uma limitação em relação a quantidade de áreas amostradas e também quanto ao tamanho das áreas de restauração. Encontramos dificuldades em encontrar áreas de estudo, possíveis de serem analisadas, superior a dez anos de implantação do projeto de restauração. Isso ocorreu devido a pandemia de covid-19, afetando o acesso a locais restritos.

Os indicadores adotados pelo Estado de São Paulo são eficazes para avaliar a trajetória de restauração ecológica (elemento arbóreo) nas áreas estudadas. Dos três indicadores presentes da resolução, dois são de fácil medição em campo, sendo eles cobertura de copa e densidade de indivíduos nativos regenerantes. O indicador de riqueza de regenerantes se mostrou como um indicador de difícil medição em campo. Sua dificuldade se dá pela necessidade de o técnico possuir conhecimento básico sobre identificação de espécies na fase juvenil. Além disso, a intensidade de amostragem para este indicador, sugerida pelo protocolo CBRN/2015, pode não ser suficiente em alguns casos.

Os indicadores da resolução se mostram suficientes para amostragem cujo objetivo é o cumprimento legal. Contudo, para os técnicos que realizam a medição destes indicadores em campo, não são suficientes para o entendimento completo da adequação da área restaurada, sendo necessário o uso de indicadores complementares, em especial, a presença de espécies invasoras/dominantes.

A área basal reflete a biomassa, bem como a recuperação da estrutura dos plantios de restauração. Este indicador demonstrou baixos valores, podendo ter problemas associados ao tamanho das áreas de estudo, bem como o tipo de solo que ocorre no local.

Percebe-se o modelo metodológico sugerido pela portaria CBRN/ 2015 é adequado para as áreas superiores a 1 hectare, sendo necessário estudar e analisar novas metodologias para monitoramento em áreas inferiores a 1 hectare. Também se torna necessário o estudo de novas metodologias para a amostragem de riqueza de regenerantes. Para as áreas onde houve baixos valores de área basal, recomenda-se coletar e comparar os valores de referência de locais próximos.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R.; SANTOS, F.F.M. E DURIGAN, G. Changes in plant community of seasonally semideciduous forest after invasion by *Schizolobium parahyba* at southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, Assis, p.54:57-64, jan. 2014.
- AGUIRRE, A.G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração**. 2012. 168p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2012.
- ALVARES, C.A., J.L. STAPE, P.C. SENTELHAS, J.L. DE MORAES GONCALVES, G. SPAROVEK. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.** v. 22, p. 711–728. 2013.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 6, n. 2. 2006.
- ANDRESEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, v.26, p.87–97. 2003.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G. E BRANCALION, P.H.S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **Instituto Florestal. Série Registros**, São Paulo, v.44, p. 1-38. 2011.
- ASHFORD, O. S.; FOSTER, W. A.; TURNER, B. L.; SAYER, E. J.; SUTCLIFFE, L.; TANNER, E. V. J. Litter manipulation and the soil arthropod community in a lowland tropical rainforest. **Soil Biology E Biochemistry**, Oxford, v. 62, p. 5 – 12. 2013.
- ASSIS, G. B., SUGANUMA, M. S., MELO, A. C. G. E DURIGAN, G. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no Estado de São Paulo (1957-2008). **Revista Árvore**, v.37, p.599-609. 2013.
- AUGUSTYNICZIK, A. L. D. **Avaliação do tamanho de parcelas e intensidades de amostragem para a estimativa de estoque e estrutura horizontal em um fragmento de floresta ombrófila mista**. p.165 f. Dissertação (Mestrado Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, n.14, p.28-34, 2003.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R. E LEITAO-FILHO, H. de F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, p.289 - 312. 2001.

BELLOTTI, A., VIANI, R.A.G., NAVE, A.G., GANDOLFI, S. E 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. e Isernhagen. (Orgs.) - **Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações**. 2009.

BIZUTI, D.T., TANIWAKI, R.H., SILVA, R.J., COSTA, C.O.R., RONCON, T.J., VIANI, R.A.G., BRANCALION, P.H.S. O Uso de Espécie Pioneiras para a Regulação Microclimática de Plantios Florestais. **Ecofisiologia da Restauração Florestal: Uso de Indicadores Funcionais em áreas degradadas na Mata Atlântica**. São Paulo. 2017.

BLAKESLEY, D.; HARDWICK, K.; ELLIOTT, S. Research needs for restoring tropical forests in Southeast Asia for wildlife conservation: framework species selection and seed propagation. **New Forests**, Dordrecht, v. 4, n. 3, p.165-174, nov. 2002.

BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, Sebastião Venâncio (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 1, Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração florestal. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2015.

BREUGEL, M., HALL, J.S., CRAVEN, D.J., GREGOIRE, T.G., PARK, A., DENT, D.H., WISHNIE, M.H., MARISCAL, E., DEAGO, J., IBARRA, D., CEDEÑO, N. E ASHTON M. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. **Forest Ecology and Management** v. 261, p.1580–1589. 2011.

BRUDVIG, L.A. A restauração da biodiversidade: onde tem pesquisas esteve e para onde precisa ir. **American Journal of Botany**, v. 98, p.549 - 558. 2011

BRUDVIG, L.A. Toward prediction in the restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, v.54, p.1013–1017. 2017.

CALAÇA, A.M, GRELLE, C.E.V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecol Aust**, v.20, p.401–416. 2016.

CALAÇA, A.M, GRELLE, C.E.V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecol Aust** v.20, p.401–416. 2016.

CAMPBELL, C. S.; NORMAN, J. M. The description and measurement of plant canopy structure. In: RUSSELL, G.; MARSHALL, B.; JARVIS, P. G. **Plant canopies: Their growth, form and function**. Cambridge: Cambridge University. p.178. 1989.

CARRANO, E. **Efeitos da fragmentação e perturbação sobre aves de remanescentes de floresta ombrófila mista no Estado do Paraná**. Tese de doutorado (Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, setor de Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2013.

CARVALHO, P.E.R. Espécies arbóreas brasileiras: recomendações silviculturais de espécies florestais. Brasília: **EMBRAPA Informação Tecnológica**; Colombo: EMBRAA/CNPQ, v.1, 1039 p. 2003.

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

CBRN – Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. **Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA**. Portaria 01/2015. Estabelece o protocolo de monitoramento de projetos de restauração Ecológica. 2015.

CHAVES, R.B., Durigan, G., BRANCALION, P.H.S., ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, p. 754-759, 2015.

CIANCIARUSO, M. V. **Diversidade Funcional: como incluir a variação intra-específica e o efeito do fogo em comunidades vegetais do Cerrado**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 129 p. 2009.

CIANCIARUSO, M. V. **Diversidade Funcional: como incluir a variação intra-específica e o efeito do fogo em comunidades vegetais do Cerrado**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 129 p. 2009.

CONVENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA. 2001. Invasive alien species – Status, impacts and trends of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. **UNEP/CBD/SBSTTA/6/INF/11**. Montreal. Fev. 2001.

COUTINHO, M. P.; MEDEIROS, J. de D; SORIANO, É; LONDE, L de R; LEAL, P.J. V. L; SAITO, S. O Código Florestal Atual (Lei Federal nº 12.651/2012) e suas implicações na prevenção de desastres naturais. **Sustentabilidade em Debate**, v. 4, n.2, pp. 237-256, 2013.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G. H.; ALONSO, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 379 - 387, 2013.

CUNHA, G. C.; GRENDENE, L. A.; DURLO, M. A.; BRESSAN, D. A. Nutrient cycling in a seasonal deciduous forest with special respect to the mineral content produced by the litter fall. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 36-64, 1993.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 1992.

DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica. Disponível em: <<http://sibh.daee.sp.gov.br/chuva>> Acessado dia 18 de novembro de 2018.

DANCEY, C. E REIDY, J. Estatística Sem Matemática para Psicologia: usando SPSS para Windows. **Artmed**. Porto Alegre. 2006.

DARONCO, C. **Atributos funcionais de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantios de mata ciliar**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Botucatu, 2013.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Revista Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p.485-498, 2013.

DAVIS, M. A. Invasion biology. **New York**: Oxford. p.259. 2009.

DE STEVEN, D. 1994. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. **Journal of Tropical Ecology** v.10, p.385-398.1994.

DECRETO-LEI nº 1.257, de 01 de novembro de 2017. Regulamenta a Lei Complementar nº 592, de 26 de maio de 2017, no tocante as formas de regularização ambiental nos imóveis rurais. Mato Grosso, 2017.

DECRETO-LEI nº 1.491, de 15 de maio de 2018. Regulamenta a Lei Complementar nº 592, de 26 de maio de 2017, no tocante as formas de regularização ambiental nos imóveis rurais e altera dispositivos do Decreto nº 1.031 de 02 de junho de 2017. Distrito Federal, 2018.

DESOUZA, O., SCHOEREDER, J., BROWN, V. E BIERREGAARD JR., R. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. 2001.

DIAZ, S. E CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution** v.16, p. 646-655. 2001.

DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, Marburg, v. 116, p. 397-406, 1998.

DUNN, R.R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conserv. Biol**, v.18, p.302–309. 2004

DURIGAN, G. Diagnóstico y control de plantas invasoras en las áreas protegidas del Estado de Sao Paulo, Brasil. **Boletín de la Red Latinoamericana** Para el Estudio de Plantas Invasoras, v. 1, n. 1, p. 11-16, 2011.

DURIGAN, G. Uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: UEHARA,T. H.K. e GANDARA,F.B. org. **Cadernos da Mata Ciliar**. n. 4 Conteúdo: Monitoramento de áreas em recuperação: subsídios à seleção de indicadores para

avaliar o sucesso da restauração ecológica. São Paulo: SMA, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/292612146_Monitoramento_de_areas_em_recuperacao> Acessado dia 04 de outubro de 2018.

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

DURIGAN, G.; SANTOS, J.D. E GANDARA, F.B. Fitossociologia de dois fragmentos de floresta estacional semidecidual no Pontal do Paranapanema, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.14, p.13-26. 2002.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; MELO, A. C. G de. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. **Scientia Forestalis**, v. 4, n. 110, p. 463-474, 2016.

EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v.8, p.2–9. 2000.

ENGEL V. L.; PARROTTA J. A. Definindo a Restauração Ecológica: Tendências e Perspectivas Mundiais. in: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. et al. (coords.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, p. 1-26. 2003.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Restauração de Ecossistemas Florestais. **Agroecologia Hoje**, p. 22-23, ago-set 2000.

FARIA, M.B.B.C., ALFANO, A.C.C., ALVES, L.F. E FRANCO, G.A.D.C. 2003. Chuva de sementes em uma floresta tropical montana do planalto paulista. In **Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil**, p.310-311. Fortaleza, CE, nov, 2003.

FELFILI, J. M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 91, p. 235-245, 1997.

FERREIRA, V.L. **Avaliação da sustentabilidade de um trecho de mata ciliar inundável à margem do rio das velhas, Sabará, MG, com o uso de indicadores vegetais de restauração**. Dissertação (mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) - Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, MG, 2013.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G. et al. Influence of soils and topographic gradients on tree species distribution in a Brazilian Atlantic Tropical Semideciduous Forest. Edinburgh **Journal of Botany**, v.64, n.2, p.137-157, 2007.

FRAGOSO, R. de O.; CARPANEZZI, A. A.; KOEHLER, H. S.; ZUFFELLATO RIBAS, K. C. Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciênc. Florest.** vol.27 no.4 Santa Maria 2017.

GALVANI, E.; LIMA, N.G.B. Fotografias hemisféricas em estudos microclimáticos: Referencial teórico-conceitual e aplicações. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 36, ed. esp., p. 215-221, 2014.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, jul/ago. 2007.

GANN, G., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C. R., EISENBERG, C. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restor. Ecol.** v. 27, p.S3–S46. 2019.

GÓES, L.G. **Análise e proposta de matriz de avaliação para áreas em processo de restauração florestal no Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro – RJ.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica E Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2015.

GRANT, T. A.; PASCHKE, M. W. Department of Forest, Rangeland. Invasive plant impacts on soil properties, nutrient cycling, and microbial communities. In: MONACO, T. A.; SHELEY, R. L. Invasive plant ecology and management: linking processes to practice. **London: British Library.** p.216. 2012.

GUILHERME, F. A. G. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília-DF. **Cerne**, v.6, n.1, p. 60-66, 2000.

GUNDERSON, L. H. Ecological resilience: In theory application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.31, p.425-439. 2000.

HARPER, J. L. Population biology of plants. London: **Academic Press**, p.892. 1977.

HOBBS, R. J.; HALLETT, L. M.; EHRLICH, P. R., MOONEY, H. A. Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. **Bioscience**, v.61, p.442–450. 2011.

HOBBS, R.J. E HARRIS, J.A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v.9, p.239-246. 2001.

HOLL, K. D.; CAIRNS, J. Monitoring and appraisal. In: M. R. Perrow, E A. J. Davy (Eds.). **Handbook of ecological restoration**, p. 411–432. Cambridge, England. 2002.

HOLL, K.D, REID, J.L., CHAVES-FALLAS, J.M., OVIEDO-BRENES, F. E ZAHAWI, R.A. As estratégias de restauração da floresta tropical local afetam o recrutamento de árvores mais fortemente do que a cobertura florestal da paisagem. **Journal of Applied Ecology**, v.54, p.1091 - 1099. 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Disponível em < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/pedrinhas-paulista/panorama>> Acessado dia 16 de outubro de 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. **Série Manuais Técnicos em Geociências**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE. n. 1, p.271. 2012.

INSTITUTO CHICO MENDES (ICMBIO). GUIA DE ORIENTAÇÃO PARA O MANEJO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO FEDERAIS. 2019. Disponível em: < https://www.icmbio.gov.br/porta/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/guia_de_orientacao_manejo_especies_exoticas_invasoras_ucs_2019_v3.pdf> Acessado dia 16 de novembro de 2020.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo: **Publicação IPT**, 1981.

INVENTÁRIO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2020. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/sifesp/mapas-municipais/>

JESUS, E.N. **Avaliação dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Poxim (Sergipe - Brasil) para fins restauração ecológica**. Dissertação (mestrado) - São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe; 2013.

JORGE LAB, SARTORI MS. Land use and temporal analysis of natural vegetation at Edgardia experimental farm Botucatu-SP. **Rev Arvore**, v.26, p.585–592. 2002.

KAGEYAMA, P.Y. E CASTRO, C.F.A. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF. Piracicaba**, n. 41/42, p. 83-93, 1989.

KAGEYAMA, P.Y.; BIELLA, L.C.; PALERMO JUNIOR, A. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatórios. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. Anais. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. v. 1, p.109-112. **Publicado na Silvicultura**, n.42, 1990.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.; CARPANEZZI, A.A. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, São Paulo. **Anais... Campinas: Fundação Cargill**, 1989. p.130-143, 1989.

LAMB, D. et al. Rejoining habitat remnants: Restoring degraded rainforest lands. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants**. Chicago: The University of Chicago. p.366-385. 1997.

LIBONI, A. P.; VIDAL, C. Y.; ROTHER, D.C., FARAH, F. T.; RODRIGUES, R.R.. Diagnóstico de fragmentos florestais degradados como subsídio para o manejo adaptativo: proposta de avaliação ecológica rápida para a floresta estacional semidecidual. In: Manejo de fragmentos florestais degradados [S.l: s.n.], 2019.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. Pp. 131-138. In: M.D. Swaine (ed.). The ecology of tropical forest tree seedlings. Paris, **UNESCO and Parthenon Publishing Group**. 1996.

LIEBSCH, D.; ANTONIO A.L. Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de floresta ombrófila mista em tijucas do sul, PR. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, [S.l.], v.5, n.2, p.167-175, abr. 2007.

LIMA, J. O. S. **Aplicação de quatro métodos indiretos na medição de densidade de dossel em fragmento de mata nativa, recuperada e floresta de Eucalyptus urophylla (S.T. Blake)**. 2016. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

LIMA, J. P. C.; MELLO FILHO, J. A.; FREIRE, L. R.; VIEIRA, F. Absorção de nitrogênio para *Schizolobium parahyba*(Vell.) Blake, em fase de viveiro em três ambientes. **Floresta e Ambiente**, v.7, n. 1, p. 11-18, 2000.

LONDE, V., FARAH, T., RODRIGUES, R.R., MARTINS, F.R. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Elsevier**, 2020.

MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; MARK LONSDALE, W.; EVANS, H.; CLOUT, M. E BAZZAZ, F.A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological applications**, v.10, n.3, p.689-710. 2000.

MANOLIADIS, O.G. Development of ecological indicators - a methodological framework using compromise programming. **Ecological Indicators**, v.2, p.169-176. 2002.

MARCONATO, G.M. **Avaliação de quatro métodos de restauração florestal de áreas úmidas degradadas no município de Mineiros do Tiête – SP**. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual Paulista Campus de Botucatu, Botucatu, SP, 129p. Management 191, p. 185-200. 2010.

MARTINS, K.; SANTOS, J. D.; GAIOTTO, F. A.; MORENO, M. A.; KAGEYAMA, P. Y. Estrutura genética populacional de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae – Caesalpinioideae) em fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, V.31, n.1, p.61-69, jan.-mar. 2008.

MASON, N.W.H., MACGILLIVRAY, K., STEEL, J.B E WILSON, J.B. An index of functional diversity. **Journal of Vegetation Science**, v.14, p.571-578. 2003.

McCANN, K.S. The diversity-stability debate. **Nature**, v.405, p.228-233. 2000.

McGRADY-STEED, J.; HARRIS, P.M. E MORIN, P.J. Biodiversity regulates ecosystem predictability. **Nature**, v.390, p.162-165.1997.

- MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no MédioVale do Paranapanema. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 73, p. 101-111, 2007.
- MENEZES, T.G.C. **O papel da limitação de recrutamento na regeneração natural de uma paisagem fragmentada**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, 2014.
- MOCHIUTTI, S.; QUEIROZ, J. A. L.; MELÉM JUNIOR, N. J. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes de um povoamento de taxi-branco e de uma Floresta Secundária no Amapá. **Boletim de Pesquisas Florestais**, Colombo, n. 52, p.3-20, 2006.
- MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M.V.C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural em mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83, mar. 2010.
- MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração Florestal do diagnostico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v.14, n.2, p. 437-451, Junho 2010.
- MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; VUONO, Y. S. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. **Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 22, p. 9-16, 1999.**
- NOGUEIRA, J.C.B. 1977. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 24, p. 1-71.
- OLIVEIRA NETO, N.E., FONSECA, C.R., E CARVALHO, F.A. O problema das espécies arbóreas exóticas comercializadas nos viveiros florestais: Estudo de caso no município de Juiz de Fora (MG). **Revista de Biologia Neotropical**, v.11, p.28-46. 2015.
- OLIVEIRA, C.D.C. **Floresta Estacional Semidecidual em restauração: comparação com ecossistemas de referência e manejo adaptativo**. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Botucatu, 2020.

OLIVEIRA, R. E. **O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica.** São Paulo. 241 f. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP. 2011.

OLIVEIRA, R. O.; ENGEL, V. L. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia Plena**, [s.l.], v. 13, n. 12, p.1-13, 2018.

ONOFRE, F. F. **Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com Eucalyptus saligna Smith. no Parque das Neblinas, Bertioga, SP.** Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, 2009.

ORTEGA, V. R.; ENGEL, V. L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., São Paulo. Anais... São Paulo: **Revista do Instituto Florestal**, 1992. v. 4. p. 839-852. 1992.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA (PRMA). 2020. Disponível em: < <https://www.pactomataatlantica.org.br/o-pacto> > Acessado dia 11 de novembro de 2020.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; BRANCALION, Pedro Henrique Santin; ISERNHAGEM, Ingo. [S.l: s.n.], 2009.

PAIVA, Y.G. **Estimativa do índice de área foliar por métodos óticos e sensoriamento remoto para calibrar modelo ecofisiológico em plantios de eucalipto em áreas de relevo ondulado.** Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola) - Faculdade de Meteorologia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

PARROTA, J.A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, New Jersey, v. 6, n. 5, p.627-636, out. 1995.

PETERSON, G., C. R. ALLEN, AND C. S. HOLLING. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, v.1, p.6–18. 1998.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.32, n.3, p.545-556, 2008.

PIROLI, E.L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade de uso e avaliação do uso da terra do município de Botucatu-SP**. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas/Botucatu, p.58-60. 2002.

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia Info**, Sweden, n. 33, 2011.

Plano Diretor municipal de controle de erosão rural do município de Pedrinhas Paulista– SP. 2013. Acessado em: <<https://www.pedrinhaspaulista.sp.gov.br/plano-municipal/plano-municipal-index/download/1/>> Acessado dia 16 de outubro de 2020.

Plano Municipal de Pedrinhas Paulista, 2017. Disponível em: <<https://www.pedrinhaspaulista.sp.gov.br/plano-municipal/plano-municipal-index/download/2/>> Acessado dia 16 de outubro de 2020.

PODADERA, D. S. **Eliminação da espécie *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (sansão-do-campo) em florestas em processo de restauração**. 2013.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2013.

PROCTOR, J.; ANDERSON, J. M.; FOGDEN, S. C. L.; WALLACK, H. W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gulung Mulu National Park, Sarawak. **Journal of Ecology**, London, v. 71, p. 262-283, 1983.

PROTOCOL, MONITORING, 2013. Monitoring Protocol for Forest Restoration Programs and Projects [WWW Document]. **Pact Restoring Atl**. 2013.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018. Disponível em: <<https://www.Rproject.org/>>. Acesso em: 15 de novembro de 2020.

RAMOS, V. S.; DURIGAN, G.; FRANCO, G. A. D. C.; SIQUEIRA, M. F. DE; RODRIGUES, R. R. Árvores da floresta estacional semidecidual: guia de

identificação de Espécies. **São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.** 320 p. 2008.

REIS A, TRESS, D.R., BECHARA, F.C. A nucleação como novo paradigma na restauração ecológica: espaço para o imprevisível. Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas com ênfase em matas ciliares e workshop sobre recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo: Avaliação da aplicação e aprimoramento da resolução SMA 47/03. São Paulo, 2006. Disponível em:

<https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/41129865/A_Nucleao_como_Novo_Paradigma_na_Restaur20160114-18905-1px5ea1.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3AEEExpires=1546605791ESignature=vHYaFZ%2F%2FrSnVHCZGh8AwpvhZMLQ%3DEresponse-content-disposition=inline%3B%20filename%3DA_Nucleacao_como_Novo_Paradigma_na_Resta.pdf> Acessado dia 04 de janeiro de 2019.

REIS A.; KAGEYAMA P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interação interespecíficas. in: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. et al. (coords.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu: FEPAF,** p. 90-110, 2003.

REITZ, R. KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, **Ed Corag**, p.525. 1979.

RESOLUÇÃO INEA nº 143 de 14 de junho de 2017. Institui o sistema estadual de monitoramento e avaliação da restauração florestal (semar) e estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração florestal no estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2018.

RINCON, E.; HUANTE, P. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. **Trees: Structure and Function**, v.7, p.202-207, 1993.

ROCHA, S.J.S.S., TORRES, C.M.M.E., JACOVINE, L.A.G., SCHETTINI, B.L.S., VILLANOVA, P.H., RUFINO, M.P.M.X., VIANA, A.B.T. Efeito da borda na estrutura e estoque de carbono de uma Floresta Estacional. **Advances in Forestry Science.** 2019.

RODRIGUES R. R.; GANDOLFI S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares in: (R.R. Rodrigues, H. F. Leitão-Filho, eds.).

Edusp/Fapesp, São Paulo. Matas Ciliares: Conservação e Recuperação, p.235-247, 2004.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S. E ISERNHAGEN, I. - Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. LERF/ESALQ, **Instituto BioAtlântica**, São Paulo. Brasil. p.264. 2009.

RODRIGUES, W. A. et al. Variabilidade para o teor de tanino em sorgo (*Sorghum bicolor* L.) e sua associação com a resistência a pássaros. **Ciência Prática**, v. 16, p. 74 – 77, 1992.

RUIZ-JAEN MC, AIDE TM. Restoration success: How is it being measured? **Restor. Ecol.**, v.13, p.569–77. 2005.

SAKAI, A. K.; ALLENDORF, F. W.; HOLT, J. S.; LODGE, D. M.; MOLOFSKY, J.; WITH, K. A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R. J.; COHEN, J. E.; ELLSTRAND, N. C.; MCCAULEY, D. E.; O'NEIL, P.; PARKER, I. M.; THOMPSON, J. N.; WELLER, S. G. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.32, p.305–32. 2001.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; RODRIGUES, A. L.; WATZLAWICK, L. F. Inventários florestais: planejamento e execução. 4. ed. Curitiba: **Multi-Graphic**, p.406. 2014.

SANTOS, F. A. M. **Manejo de *Urochloa* spp. em povoamento florestal para restauração. 2013. Monografia** (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2013.

SANTOS, H. G., JACOMINE, P. K. T., ANJOS, L. H. C., OLIVEIRA, V. A., LUMBRERAS, J. F., COELHO, M. R., ... OLIVEIRA, J. B. Sistema brasileiro de classificação de solos, 3rd ed. Brasília: **Embrapa**. 2013.

SANTOS, J. D. dos. **Estudos ecológicos e genéticos numa paisagem fragmentada visando sua conectividade, no Pontal do Paranapanema - SP.** 2002. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, 2002.

SANTOS, S.L. E VÁLIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica** v.25, p.89-92. 2002.

SARTORELLI, P.A.R., BENEDITO, A. L. D., CAMPOS-FILHO, E. M., LIRA, A. Guia de plantas não desejáveis na restauração florestal. **INPUT Agroicone**, São Paulo. 2018.

SCHIEVENIN DF, TONELLO KC, SILVA DA, VALENTE ROA, FARIA LC, THIERSCH CR. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba – SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**; v.19, n.1, p.95-108. 2012.

SER – Society for Ecological Restoration. Fundamentos de Restauração Ecológica. Out, 2004. Disponível em:

<http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/2004_12%20Fundamentos%20de%20Restauracao.pdf>Acessado dia 25 de setembro de 2018.

SHVIDENKO, A., C.V. BARBER AND R. PERSSON. Forest and woodland systems. **Ecosystems and Human Well-being: Volume 1: Current State and Trends**, R. Hassan, R. Scholes and N. Ash, Eds., Island Press, Washington, District of Columbia, p.585-621. 2005.

SILVA, A.F.; FONTES, N.R.L.; LEITÃO FILHO, H.F. Composição florística e estrutura horizontal do estrato arbóreo de um trecho da Mata da Biologia da Universidade Federal de Viçosa. **Revista Árvore**, v.24, n.4, p. 397 – 406, 2000.

SILVA, C.C.; COELHO, R.M.; OLIVEIRA, S.R.M.; ADAMI, S.F. Digital soil mapping of the Botucatu sheet (SF-22-Z-B-VI-3): data training on conventional maps and field validation. **Brazilian Journal of Soil Science** v.37, p.846-857. 2013.

SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002.

SMITH, K. *Principles of applied climatology*. Berkshire, **England: McGraw-Hill**. 233p. 1975.

SOUZA, F.M. E BATISTA, J.L.F. **Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure**. Forest Ecology and SOUZA, M. C. Influência da mata ciliar na qualidade da água de trecho do rio Jacarecica –Maceió/AL –Dissertação Programa de Pós-Graduação Recursos Hídricos e Saneamento/UFAL. p.171. 2012.

SOUZA, J.S.; ESPIRÍTO-SANTO, F.D.B.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do Rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.2, p. 185 – 206, 2003.

SUDING, K. Em direção a uma era de restauração na ecologia: sucessos, fracassos e oportunidades futuras. **Revisão Anual de Ecologia, Evolução e Sistemática**, v.42, p.465 - 487. 2011.

SUGANUMA, M.S., DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**. Vol. 23, p.238–251. 2015.

SYDOW, J. D.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, M. N. I.; FIGUEIREDO FILHO, A. Comparação de métodos e processos de amostragem para inventário em floresta ombrófila mista. **Biofix Scientific Journal**, v. 2, n. 1, p. 60–68, 2017.

SYLVESTRE, L. S. E ROSA, M. M. T. Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica. Seropédica, **RJ: EDUR**. p.123. 2002.

TABARELLI, M., PINTO, S.R. E LEAL, I.R. Floresta Atlântica Nordeste: Fragmentação, degeneração e perda de biodiversidade. **Cienc. Hoje** v.44, p.36-4. 2009.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, v.80, p.1455- 1474. 1999.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M. E SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science** v.277, p.1300-1302. 1997.

TOLEDO, R.E.B.; DINARDO, W.; BEZUTTE, A.J.; ALVES, P.L.C.A.; PITELLI, R.A. Efeito da densidade de plantas de *Brachiaria decumbens* Stapf sobre o crescimento inicial de mudas de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.60, p.109-117. 2001.

TOREZAN, J. M. D.; MANTOANI, M. C. Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (Org.). Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas. **São Paulo: Páginas E Letras**, v. 1. p. 1-4. 2013

UEHARA, T.H.K., GANDARA, F.B. (eds) (2011) **Cadernos da Mata Ciliar** n. 4: Monitoramento de Áreas em Recuperação. SMA, São Paulo, Brazil.

UHL, C., NEPSTAD, D., BUSCHBACHER, R., CLARK, K., KAUFFMAN, B., SUBLER, S. Studies of ecosystem reponse to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land use systems in Amazonia. In: ANDERSON, A. (Ed,) Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest. New York: Columbia University Press. p.24-42. 1990.

VALLADARES, G. S.; COELHO, R. M.; CHIBA, M. K. Mapa Pedológico do Município de Campinas, SP: Legenda Expandida. **Comunicado Técnico**, Campinas, Julho. 2008.

VAN STRAALLEN, N.M. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, v.9, p.429-437. 1998.

VIANI, R.A., HOLL, K.D., PADOVEZI, A., STRASSBURG, B.B., FARAH, F.T., GARCIA, L.C., CHAVES, R.B., RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H. Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic forest restoration pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v.10, p.1-8 2017.

VIANI, R.A.G, BARRETO, T.E. , FARAH, F.T., RODRIGUES, R. R., BRANCALION, P.H.S. Monitoring young tropical forest restoration sites: how much to measure? **Trop Conserv Sci**. v.11. 2018.

VIOLLE, C.; NAVAS, M.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I. E GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos** 116: 882-892. 2007.

WERNECK, M. DE S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L. F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.24, n.2, p.195- 198, jun. 2001.

WESTMAN, W. E. Measuring the inertia and resilience of ecosystems. **Bioscience** v.28, 705–710. 1978.

WHISENANT, S. Wildland degradation and repair In: _____. Repairing damaged wildlands. **Cambridge**: Cambridge University Press. p. 1-23. 1999.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** v.70, p.536-538. 1989.

WILCOX, B., MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation. **American Naturalist**, v. 126, p.879-887. 1985.

WILLIAMSON, M.H. Biological Invasions. Chapman E Hall, London, UK. Nelder, John A; Wedderburn, Robert W (1972). Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society Series A**, v.135, n.3, p.370–384. 1996.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v.5, p.537–543.2013.

WWF-BRASIL. Restauração Ecológica no Brasil: Desafios e Oportunidades WWF-Brasil, 2017. Disponível em:
<https://scholar.google.com.br/scholar?hl=enEas_sdt=0%2C5Eq=Restaura%C3%A7%C3%A3o+Ecol%C3%B3gica+no+Brasil%3A+Desafios+e+Oportunidades+WWF-Brazil+EbtdG=> Acessado dia 11 de novembro de 2020.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 92, p. 73–83, 2000.

ZITTER, C.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Functional diversity and management mediate aboveground carbon stocks in small forest fragments. **Ecosphere**, v. 4, n. 7, 2013.

APÊNDICE A - Linha do tempo proposta por Oliveira (2011) adaptada, demonstrando marcos legais que afetaram a trajetória das ações e políticas públicas voltadas para a restauração florestal no Bioma Mata Atlântica, de 1980 a 2014

Ano	Importantes marcos na Legislação Ambiental
1981	Lei n. 6.938/81, sobre a Política Nacional de Meio Ambiente
1986	Final do incentivo ao desmatamento no Brasil e alteração e ampliação nas larguras da mata ciliar
1988	Constituição Federal Brasileira
1989	Instituição da Reserva Legal no Código Florestal Brasileiro (Publicação da Lei 7.803/89)
1991	A Política Nacional Agrícola prevê a recomposição da Reserva Legal
1993	Publicação do Decreto 750/93
1998	Aprovação e publicação da Lei de Crimes Ambientais (9.605/1998)
2001	Definidas, a partir da MP 2.166-67, as áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente nos moldes atuais
2001	Publicação da Resolução SMA nº 21 no Estado de São Paulo
2003	Publicação da Resolução SMA nº47 no Estado de São Paulo
2008	Publicação da Resolução SMA nº08 no Estado de São Paulo
2009	Publicação, no Diário Oficial da União, da Instrução Normativa no 5, do Ministério do Meio Ambiente, sobre restauração em APPs e RLs
2012	Publicação do “ <i>Novo Código Floresta</i> ” - Lei 12.651.
2014	Publicação da Resolução nº 32 SMA no Estado de São Paulo
2017	Publicação da Política Nacional para Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg) – Decreto nº 8.972.
2017	Publicação do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg) - Portaria Interministerial nº 230.

ANEXO A - Dados de área basal de nativa exótica/dominante, densidade de indivíduos adultos nativos e exóticos/dominantes, riqueza de regenerantes nativos e exóticos/dominantes, quantidade de indivíduos nativos e exóticos/dominantes regenerantes, riqueza de nativos e exóticos/dominantes regenerantes, densidade de indivíduos nativos e exóticos/dominantes regenerantes, altura de serapilheira, cobertura de copa de nativos e exóticos/dominantes, estratificação do dossel e gramínea exótica invasora coletados em campo

Área	Parcela	Área Basal Nativa	Área Basal	Área Basal Exótica	Densidade de indivíduos adultos nativos	Densidade de indivíduos adultos exóticos	Indivíduos nativos regenerantes	Nº de espécies nativas regenerantes	Densidade de indivíduos nativos regenerantes	Indivíduos exóticos regenerantes	Nº de espécies exóticas regenerantes	Densidade de indivíduos exóticos regenerantes	Altura de serapilheira	Cobertura de copas nativas	Cobertura de copas exóticas	Estrato subdossel	Estrato subdossel	Gramínea Invasora	Idade do plantio
		m²/há	m²/há.ano	m²/há	n/há	n/há	n/parcela	n/parcela	n/há	n/parcela	n/parcela	in/há	cm	%	%	m	%	%	anos
1	1	8,9	1,5	0	800	0	10	3	200	0	0	0	7	70	0	1,9	62	11	6
1	2	9,3	1,6	0	800	0	10	8	200	0	0	0	5	88	0	1,9	63	26	6
1	3	18,1	3,0	0	800	0	14	6	280	0	0	0	6	96	0	2,3	77	21	6
1	4	7,0	1,2	0	1000	0	6	4	120	0	0	0	3	97	0	1,2	39	36	6
1	5	9,6	1,6	0	1300	0	14	6	280	0	0	0	5	99	0	1,5	49	25	6
Total		10,6		0	940	0	54	8	1080	0	0	0	5	90	24	1,7	58	24	6
2	1	18,6	3,1	0	1100	0	23	12	460	0	0	0	3	62	0	1,7	56	0	6
2	2	12,9	2,1	0	500	0	34	9	680	0	0	0	1,6	78	0	1,9	63	0	6
2	3	14,7	2,5	0	700	0	73	9	1460	0	0	0	1,6	95	0	1,5	51	0	6
2	4	25,2	4,2	0	1400	0	60	11	1200	0	0	0	2,9	93	0	1,8	59	0	6
2	5	25,6	4,3	0	1200	0	65	7	1300	0	0	0	1,8	98	0	1,8	60	0	6
Total		19,4		0	980	0	255	12	5100	0	0	0	2	85	0	1,8	58	0	6
3	1	11,8	1,0	0	400	0	45	15	900	0	0	0	3,4	94	0	1,0	33	0	12
3	2	22,3	1,9	0	800	0	35	10	700	0	0	0	3,4	100	0	2	67	0	12
3	3	19,0	1,6	0	1000	0	63	12	1260	0	0	0	3,9	95	0	1,8	61	0	12
3	4	18,2	1,5	0	1400	0	38	9	760	0	0	0	2,9	98	0	1,2	39	0	12

3	5	17,3	1,4	0	1200	0	51	14	1020	0	0	0	3,9	100	0	1,5	51	0	12
Tot al 4		17,7		0	960	0	232	26	4640	0	0	0	3,5	97	0	2	50	0	12
4	1	3,1	0,3	0	600	0	68	19	1360	0	0	0	2,5	100	0	1,0	33	0	12
4	2	3,4	0,3	0	800	0	51	21	1020	0	0	0	3,6	100	0	0,9	29	0	12
4	3	2,9	0,2	0	400	0	41	21	820	0	0	0	4,0	100	0	1,0	33	0	12
4	4	1,0	0,1	0	300	0	51	15	1020	0	0	0	2,0	98	0	1,0	33	0	12
4	5	1,3	0,1	0	300	0	14	11	280	0	0	0	3,1	98	0	1,0	34	0	12
Tot al 5		2,3		0	480	0	225	25	4500	0	0	0	3,0	99	0	1,0	33	0	12
5	1	3,6	0,2	0	600	0	36	8	720	0	0	0	3	93	0	1,9	62	0,5	22
5	2	12,2	0,6	0	700	0	61	7	1220	0	0	0	3	98	0	1,5	50	2,8	22
5	3	2,4	0,1	0	600	0	54	7	1080	0	0	0	3	96	0	2,2	72	2,8	22
5	4	2,2	0,1	0	200	0	38	12	760	0	0	0	2	92,0	0	1,2	40	2,3	22
5	5	31,1	1,4	0	500	0	57	20	1140	0	0	0	2	95,0	0	1,5	50	2,0	22
Tot al 6		10,3		0	520	0	246	25	4920	0	0	0	2,4	95	0	1,6	55	2,1	22
6	1	7,1	0,3	0	900	0	42	6	840	0	0	0	3,7	84	0	0,5	17	3,0	22
6	2	2,3	0,1	0	300	0	73	11	1460	0	0	0	2,1	72	0	0,5	17	2,0	22
6	3	4,5	0,2	0	700	0	40	11	800	0	0	0	2,2	68	0	2,7	90	2,3	22
6	4	2,5	0,1	0	400	0	31	8	620	0	0	0	3,0	88	0	0,3	10	3,5	22
6	5	3,9	0,2	0	500	0	58	11	1160	0	0	0	3,2	100	0	1,0	33	3,2	22
Tot al 7		4,1		0	560	0	244	21	4880	0	0	0	3	82	0	1,0	33	2,8	22
7	1	7,3	0,3	0	800	0	46	11	920	0	0	0	6	90	0	1,8	61	0	22
7	2	36,8	1,7	0	800	0	29	7	580	0	0	0	3	100	0	1,5	49	0	22
7	3	0,4	0,0	0	300	0	69	6	1380	0	0	0	2	90	0	2,0	64	19	22
7	4	3,1	0,1	0	600	0	43	19	860	0	0	0	2	92	0	1,2	39	10	22
7	5	7,1	0,3	0	600	0	36	12	720	0	0	0	5,5	90	0	1,74	54	10	22
Tot al 8		10,9		0	620	0	223	26	4460	0	0	0	4	92	0	1,6	53	8	22
8	1	0,4	0,0	0	100	0	41	5	820	0	0	0	2	92	0	0,0	0	20	22
8	2	3,5	0,2	0	500	0	37	7	740	0	0	0	2	68	0	0,2	7	8	22
8	3	1,2	0,1	0	400	0	36	10	720	0	0	0	2	76	0	0,3	10	8	22

8	4	0,9	0,0	0	200	0	19	7	380	0	0	0	3	76	0	0,6	20	1	22
8	5	3,0	0,1	0	100	0	29	6	580	0	0	0	2	60	0	0,2	7	0	22
Tot al		1,8		0	260	0	162	18	3240	0	0	0	2	74	0	0,3	9	8	22
9	1	2,8	0,1	5,1	200	200	24	8	480	3	1	60	1,0	0	80	0,17	6	89	22
9	2	4,2	0,2	25,3	400	400	31	7	620	16	0	320	3,6	0	67	0,54	18	99	22
9	3	1,6	0,1	2,7	300	400	34	4	680	21	0	420	3,6	65	65	0,30	10	13	22
9	4	1,1	0,0	0,0	100	0	23	12	460	6	0	120	2,8	30	55	0,16	5	7	22
9	5	3,0	0,1	54,4	400	400	29	10	580	7	0	140	2,2	25	62	0,17	6	14	22
Tot al		2,5		17,5	280	280	141	16	2820	53	1	212	2,6	24	66	0,27	9	44	22
10	1	7,6	0,3	8,9	100	60	11	7	220	6	1	120	2,9	43	50	0,5	15	42	22
10	2	3,4	0,2	2,7	80	40	13	6	260	8	0	160	1,2	20	60	0,4	14	39	22
10	3	1,5	0,1	2,2	60	20	30	11	600	1	0	20	1,9	22	34	0,4	15	15	22
10	4	0,6	0,0	12,1	20	40	32	13	640	2	0	40	2,5	26	43	0,2	7	17	22
10	5	1,5	0,1	6,2	60	40	39	17	780	3	0	60	3,3	20	62	0,0	0	33	22
Tot al		2,9		6,4	320	200	125	20	2500	20	1	400	2,3	26	50	0,3	10	29	22
11	1	14,7	0,6	0,0	900	0	53	4	1060	2	1	40	3,0	92	0	2	67	11	23
11	2	19,3	0,8	13,7	1400	200	7	5	140	0	1	0	3,0	88	0	1	33	0	23
11	3	24,9	1,1	0,3	1200	100	32	10	640	0	0	0	4,8	68	52	1	40	36	23
11	4	4,3	0,2	0,0	400	0	38	9	760	6	0	120	3,8	84	0	2	63	36	23
11	5	8,2	0,4	1,0	600	400	33	9	660	8	0	160	4,0	92	0	2	67	17	23
Tot al		14,3		3,0	900	140	163	23	3260	16	2	320	3,7	84,8	10	2	54	20	23
12	1	10,2	0,4	0,0	800	0	13	8	260	2	2	40	3,0	92	0	2	67	0	23
12	2	16,4	0,7	0,4	900	0	49	9	980	1	0	20	3,0	96	0	2	67	0	23
12	3	16,1	0,7	0,0	700	0	52	15	1040	0	0	0	4,0	96	0	2	67	0	23
12	4	43,9	1,9	2,0	800	200	19	8	380	0	0	0	3,0	84	0	2	67	0	23
12	5	15,6	0,7	0,0	1000	100	32	8	640	0	0	0	4,0	100	0	1	33	0	23
Tot al		20,4		0,5	840	60	165	28	3300	3	2	60	3,4	93,6	0	2	60	0	23
13	1	9,6	0,4	9,0	700	0	16	9	320	0	1	0	4,0	80	20	1	33	0	23
13	2	26,8	1,2	0,0	700	0	35	8	700	6	2	120	5,0	76	0	1	33	6	23

13	3	21,8	0,9	0,0	600	0	51	11	1020	17	0	340	5,0	96	0	2	67	0	23
13	4	7,1	0,3	1,0	800	100	59	9	1180	17	0	340	4,0	96	0	2	67	1	23
13	5	10,8	0,5	0,6	900	200	60	9	1200	1	0	20	4,0	48	52	1	33	42	23
Tot al		15,2		2,1	740	60	221	21	4420	41	3	820	4,4	79,2	14	1	47	10	23
14	1	29,5	1,3	0,0	1100	0	42	11	840	0	0	0	3	96	0	2	67	0	23
14	2	5,0	0,2	31,0	100	400	13	5	260	4	1	80	5	0	100	1	33	0	23
14	3	28,0	1,2	0,0	900	0	87	9	1740	0	0	0	4	92	0	2	67	0	23
14	4	11,2	0,5	0,0	1400	0	59	11	1180	0	0	0	5	96	0	2	67	0	23
14	5	19,3	0,8	0,0	800	0	42	10	840	0	0	0	6	92	0	2	67	0	23
Tot al		18,6		6,2	860	80	243	20	4860	4	0	80	4,6	75,2	20	1,8	60	0	23

ANEXO B - Famílias e número de ocorrência de espécies nas áreas 5, 7 e 9, totalizando 15 parcelas

Área	Parcela	Família	Espécie	Número de ocorrências (indivíduos na parcela)
5	1	Piperaceae	E72	13
5	1	Fabaceae	E73	15
5	1	Fabaceae	E74	1
5	1	Fabaceae	E75	1
5	1	Euphorbiaceae	E76	1
5	1	Myrtaceae	E77	3
5	1	Malvaceae	E98	1
5	1	Malvaceae	E79	1
5	2	Malvaceae	E98	5
5	2	Fabaceae	E73	19
5	2	Piperaceae	E72	25
5	2	Fabaceae	E75	4
5	2	Myrtaceae	E77	1
5	2	Malvaceae	E80	3
5	2	Euphorbiaceae	E76	4
5	3	Fabaceae	E73	14
5	3	Myrtaceae	E77	9
5	3	Piperaceae	E72	23
5	3	Rubiaceae	E81	2
5	3	Anacardiaceae	E82	3
5	3	Fabaceae	E74	1
5	3	Malvaceae	E79	2
5	4	Mimosidae	E83	14
5	4	Malvaceae	E80	5
5	4	Euphorbiaceae	E76	1
5	4	Fabaceae	E73	1
5	4	Myrtaceae	E77	4
5	4	Piperaceae	E72	7
5	4	Rutaceae	E108	1
5	4	Fabaceae	E74	1
5	4	Fabaceae	E75	1
5	4	Rubiaceae	E81	1
5	4	Malvaceae	E79	1
5	4	Mimosidae	E85	1
5	5	Mimosidae	E86	4
5	5	Malvaceae	E79	4
5	5	Anacardiaceae	E82	1
5	5	Piperaceae	E72	6
5	5	Euphorbiaceae	E87	1
5	5	Euphorbiaceae	E88	8
5	5	Euphorbiaceae	E76	3

5	5	Mimosidae	E83	12
5	5	Clusiaceae	E89	1
5	5	Rubiaceae	E96	4
5	5	Rubiaceae	E81	2
5	5	Fabaceae	E75	1
5	5	Fabaceae	E74	1
5	5	Fabaceae	E91	1
5	5	Mimosidae	E92	1
5	5	Fabaceae	E93	1
5	5	Myrtaceae	E77	2
5	5	Arecaceae	E94	1
5	5	Euphorbiaceae	E100	2
5	5	Rutaceae	E108	1
7	1	Euphorbiaceae	E88	1
7	1	Piperaceae	E72	10
7	1	Euphorbiaceae	E100	2
7	1	Euphorbiaceae	E95	1
7	1	Fabaceae	E73	16
7	1	Malvaceae	E98	6
7	1	Malvaceae	E79	1
7	1	Fabaceae	E101	3
7	1	Myrtaceae	E77	1
7	1	Mimosidae	E83	2
7	1	Fabaceae	E74	3
7	2	Fabaceae	E73	14
7	2	Piperaceae	E72	6
7	2	Myrtaceae	E103	2
7	2	Annonaceae	E104	1
7	2	Anacardiaceae	E82	4
7	2	Fabaceae	E91	1
7	2	Euphorbiaceae	E76	1
7	3	Piperaceae	E72	40
7	3	Myrtaceae	E103	13
7	3	Fabaceae	E73	6
7	3	Anacardiaceae	E82	8
7	3	Euphorbiaceae	E88	1
7	3	Mimosidae	E92	1
7	4	Euphorbiaceae	E88	2
7	4	Euphorbiaceae	E76	9
7	4	Urticaceae	E90	1
7	4	Malvaceae	E98	1
7	4	Euphorbiaceae	E87	8
7	4	Piperaceae	E72	6
7	4	Myrtaceae	E103	1
7	4	Fabaceae	E73	1
7	4	Mimosidae	E92	3

7	4	Rutaceae	E108	1
7	4	Euphorbiaceae	E100	2
7	4	Bignoniaceae	E84	1
7	4	Malvaceae	E80	1
7	4	Euphorbiaceae	E95	1
7	4	Myrtaceae	E77	1
7	4	Malvaceae	E99	1
7	4	Annonaceae	E104	1
7	4	Anacardiaceae	E82	1
7	4	Fabaceae	E75	1
7	5	Piperaceae	E72	6
7	5	Myrtaceae	E103	2
7	5	Fabaceae	E73	4
7	5	Mimosidae	E92	1
7	5	Fabaceae	E93	6
7	5	Mimosidae	E83	5
7	5	Fabaceae	E91	6
7	5	Euphorbiaceae	E76	1
7	5	Rubiaceae	E81	2
7	5	Anacardiaceae	E82	1
7	5	Euphorbiaceae	E100	2
9	1	Piperaceae	E72	4
9	1	Fabaceae	E73	9
9	1	Piperaceae	E72	13
9	2	Fabaceae	E73	3
9	2	Fabaceae	E91	1
9	2	Myrtaceae	E103	1
9	2	Euphorbiaceae	E87	1
9	2	Rubiaceae	E108	1
9	2	Euphorbiaceae	E76	1
9	2	Fabaceae	E74	2
9	2	Fabaceae	E93	1
9	2	Fabaceae	E75	1
9	2	Myrtaceae	E77	5
9	2	Piperaceae	E72	14
9	2	Fabaceae	E101	2
9	2	Fabaceae	E102	2
9	2	Fabaceae	E105	3
9	2	Fabaceae	E106	1
9	2	Fabaceae	E107	8
9	3	Piperaceae	E72	20
9	3	Fabaceae	E73	2
9	3	Myrtaceae	E103	11
9	3	Rubiaceae	E81	1
9	3	Fabaceae	E91	21
9	4	Piperaceae	E72	7

9	4	Fabaceae	E73	1
9	4	Fabaceae	E101	1
9	4	Fabaceae	E75	1
9	4	Fabaceae	E74	3
9	4	Rubiaceae	E81	3
9	4	Fabaceae	E91	1
9	4	Fabaceae	E93	2
9	4	Fabaceae	E102	1
9	4	Fabaceae	E105	1
9	4	Fabaceae	E106	1
9	4	Fabaceae	E107	1
9	4	Fabaceae	E108	6
9	5	Rubiaceae	E108	4
9	5	Piperaceae	E72	9
9	5	Fabaceae	E75	3
9	5	Fabaceae	E102	3
9	5	Fabaceae	E74	1
9	5	Anacardiaceae	E84	2
9	5	Fabaceae	E105	2
9	5	Piperaceae	E72	2
9	5	Fabaceae	E93	1
9	5	Fabaceae	E97	1
9	5	Fabaceae	E73	1
9	5	Fabaceae	E101	7

ANEXO C - Famílias e número de ocorrência de espécies nas áreas 6, 8 e 10, totalizando 15 parcelas

Área	Parcela	Família	Espécie	Número de ocorrências (indivíduos na parcela)
6	1	Fabaceae	E108	35
6	1	Fabaceae	E109	2
6	1	Fabaceae	E110	1
6	1	Euphorbiaceae	E111	1
6	1	Myrtaceae	E112	2
6	1	Mimosidae	E113	1
6	2	Fabaceae	E110	38
6	2	Myrtaceae	E112	4
6	2	Mimosidae	E113	20
6	2	Clusiaceae	E114	1
6	2	Euphorbiaceae	E111	2
6	2	Fabaceae	E108	1
6	2	Rubiaceae	E115	1
6	2	Fabaceae	E109	3
6	2	Anacardiaceae	E116	1
6	2	Euphorbiaceae	E117	9
6	2	Myrtaceae	E118	1
6	3	Mimosidae	E 134	9
6	3	Euphorbiaceae	E111	1
6	3	Bignoniaceae	E119	1
6	3	Mimosidae	E113	1
6	3	Fabaceae	E110	1
6	3	Anacardiaceae	E120	1
6	3	Myrtaceae	E112	11
6	3	Rubiaceae	E115	3
6	3	Euphorbiaceae	E109	1
6	3	Fabaceae	E108	1
6	3	Malvaceae	E121	2
6	4	Myrtaceae	E118	7
6	4	Bignoniaceae	E119	1
6	4	Euphorbiaceae	E111	7
6	4	Mimosidae	E122	12
6	4	Fabaceae	E108	1
6	4	Fabaceae	E109	1
6	4	Myrtaceae	E122	1
6	4	Rubiaceae	E115	1
6	5	Clusiaceae	E123	1
6	5	Fabaceae	E108	2
6	5	Myrtaceae	E112	1
6	5	Euphorbiaceae	E111	40
6	5	Mimosidae	E113	3

6	5	Myrtaceae	E118	2
6	5	Bignoniaceae	E124	1
6	5	Fabaceae	E109	4
6	5	Euphorbiaceae	E125	2
6	5	Fabaceae	E126	1
6	5	Mimosidae	E113	1
8	1	Fabaceae	E108	2
8	1	Mimosidae	E113	32
8	1	Fabaceae	E109	2
8	1	Fabaceae	E126	4
8	1	Fabaceae	E110	1
8	2	Mimosidae	E113	8
8	2	Clusiaceae	E114	4
8	2	Fabaceae	E126	1
8	2	Fabaceae	E127	1
8	2	Fabaceae	E108	21
8	2	Myrtaceae	E112	1
8	2	Fabaceae	E109	1
8	3	Euphorbiaceae	E111	1
8	3	Fabaceae	E126	3
8	3	Euphorbiaceae	E109	17
8	3	Fabaceae	E127	1
8	3	Fabaceae	E108	1
8	3	Mimosidae	E130	1
8	3	Mimosidae	E113	1
8	3	Mimosidae	E122	7
8	3	Clusiaceae	E114	1
8	3	Clusiaceae	E123	3
8	4	Fabaceae	E132	1
8	4	Fabaceae	E108	1
8	4	Clusiaceae	E123	1
8	4	Euphorbiaceae	E111	8
8	4	Mimosidae	E113	6
8	4	Malvaceae	E121	1
8	4	Fabaceae	E109	1
8	5	Euphorbiaceae	E111	9
8	5	Myrtaceae	E112	5
8	5	Mimosidae	E113	12
8	5	Fabaceae	E108	1
8	5	Euphorbiaceae	E109	1
8	5	Clusiaceae	E123	1
10	1	Fabaceae	E108	3
10	1	Anacardiaceae	E120	1
10	1	Euphorbiaceae	E111	3
10	1	Clusiaceae	E123	1
10	1	Mimosidae	E113	1

10	1	Anacardiaceae	E116	2
10	1	Fabaceae	E109	6
10	2	Fabaceae	E108	2
10	2	Fabaceae	E109	1
10	2	Clusiaceae	E114	5
10	2	Fabaceae	E126	2
10	2	Euphorbiaceae	E111	3
10	2	Fabaceae	E110	8
10	3	Fabaceae	E108	8
10	3	Anacardiaceae	E120	1
10	3	Myrtaceae	E118	6
10	3	Mimosidae	E113	1
10	3	Clusiaceae	E123	2
10	3	Fabaceae	E127	2
10	3	Fabaceae	E126	4
10	3	Fabaceae	E109	1
10	3	Euphorbiaceae	E111	4
10	3	Anacardiaceae	E116	1
10	3	Clusiaceae	E114	1
10	4	Fabaceae	E108	1
10	4	Fabaceae	E126	1
10	4	Clusiaceae	E123	1
10	4	Clusiaceae	E128	3
10	4	Clusiaceae	E114	2
10	4	Fabaceae	E109	1
10	4	Fabaceae	E110	15
10	4	Myrtaceae	E118	1
10	4	Euphorbiaceae	E111	3
10	4	Anacardiaceae	E120	1
10	4	Mimosidae	E122	1
10	4	Rutaceae	E131	1
10	4	Fabaceae	E127	3
10	5	Euphorbiaceae	E111	11
10	5	Fabaceae	E108	1
10	5	Fabaceae	E110	1
10	5	Fabaceae	E109	1
10	5	Euphorbiaceae	E109	3
10	5	Clusiaceae	E123	2
10	5	Mimosidae	E113	3
10	5	Clusiaceae	E128	3
10	5	Fabaceae	E127	3
10	5	Myrtaceae	E112	1
10	5	Clusiaceae	E129	1
10	5	Fabaceae	E126	2
10	5	Myrtaceae	E122	3
10	5	Clusiaceae	E114	1

10	5	Anacardiaceae	E116	1
10	5	Clusiaceae	E133	1
