

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS DE SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS

GUSTAVO GALETTI

**ANÁLISE MULTICRITERIAL DA FUNCIONALIDADE
ECOLÓGICA DE MODELOS DE RESTAURAÇÃO
EMPREGADOS EM FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL**

Sorocaba, SP
2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
CAMPUS DE SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS

GUSTAVO GALETTI
Gestor e analista ambiental

**ANÁLISE MULTICRITERIAL DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DE
MODELOS DE RESTAURAÇÃO EMPREGADOS EM FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Dissertação apresentada para o processo de defesa de mestrado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e uso de recursos renováveis, para obtenção do título de mestre em Planejamento e uso de recursos renováveis.

Orientação: Prof^a. Dra. Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues
Co-orientação: Prof. Dr. José Mauro Santana da Silva

Sorocaba, SP
2017

Galetti, Gustavo

ANÁLISE MULTICRITERIAL DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA
DE MODELOS DE RESTAURAÇÃO EMPREGADOS EM FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL / Gustavo Galetti. -- 2017.

47 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus
Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues, José Mauro
Santana da Silva

Banca examinadora: Kelly Cristina Tonello, Nivaldo Lemes da Silva Filho
Bibliografia

1. funcionalidade ecológica . 2. indicadores ambientais. 3. restauração de
áreas degradadas. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III.
Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

GUSTAVO GALETTI

ANÁLISE MULTICRITERIAL DA FUNCIONALIDADE
ECOLÓGICA DE MODELOS DE RESTAURAÇÃO
EMPREGADOS EM FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 19 de janeiro de 2017.

Orientadora:

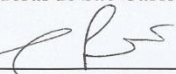


Prof. Dra. Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Sorocaba*

Examinadores:



Prof. Dra. Kelly Cristina Tonello
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Sorocaba*



Dr. Nivaldo Lemes da Silva Filho
Universidade de Sorocaba

DEDICO

Aos meu pais Ana e Artur que sempre me apoiaram e não mediram esforços para que eu chegasse até aqui.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de São Carlos - Campus Sorocaba e ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis (PPGPUR) pela oportunidade de realizar meu mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo apoio financeiro para realização de minha pesquisa.

À minha orientadora Profa. Dra. Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues pelo aprendizado e dedicação durante todo o período do meu mestrado.

À equipe Meio Ambiente Toyota pela oportunidade de pesquisa e todo apoio logístico.

Ao Laboratório de Sementes e Mudanças Florestais (LASEM) e todos os seus membros pela infraestrutura e apoio nas mais diversas atividades.

À Débora Bessi pelo apoio, dedicação e companheirismo dentro e fora de minha vida acadêmica.

À minha irmã Gabriela Galetti pela ajuda e incentivo na realização do mestrado.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO GERAL	5
CAPÍTULO 1	7
SUSTENTABILIDADE FUNCIONAL NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: CONCEITOS E CONSIDERAÇÕES	7
1.1 INTRODUÇÃO	7
1.2 RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	8
1.3 ESTABILIDADE E CONFIABILIDADE EM ECOSISTEMAS RESTAURADOS	9
1.4 CONCEITOS E MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL.....	10
1.5 MONITORAMENTO DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL	14
1.6 INDICADORES ECOLÓGICOS	15
1.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	17
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	18
CAPÍTULO 2	24
ANÁLISE MULTICRITERIAL DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DE MODELOS DE RESTAURAÇÃO EMPREGADOS EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	24
2.1 INTRODUÇÃO.....	24
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
2.2.1 Áreas de estudo.....	27
2.2.2 Coletas em campo.....	28
2.2.3 Avaliação da funcionalidade ecológica.....	30
2.2.4 Análise dos dados	35
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
2.3 CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42

APRESENTAÇÃO GERAL

A restauração ecológica visa o reestabelecimento dos processos funcionais, da estrutura e da resiliência em áreas degradadas (SER, 2004). Neste contexto, a escolha da metodologia adequada é essencial para o sucesso da restauração e depende de fatores como o conhecimento do local, seleção correta da metodologia de plantio, forma de utilização e biologia das espécies (RODRIGUES, et al., 2009; BRANCALION et al., 2010). Em São Paulo, a legislação fomentou a disseminação de práticas com modelos pré-estabelecidos em detrimento de ajustes a cada condição (DURIGAN et al. 2010). A consequência tem sido baixo sucesso, com menos de 25% nos plantios de restauração parcialmente estabelecidos, mesmo após 20 anos de sua implantação (RODRIGUES, 2013). Neste panorama, devido à problemas como altos custos de manutenção ou falta de operacionalidade para controle de espécies invasoras, novos modelos têm sido testados e empregados em diferentes condições.

Considerando que, a eficiência de projetos de recuperação depende não apenas da restauração da cobertura florestal, mas de sua função ecológica, o presente trabalho tem como hipótese, que sistemas com alta diversidade de funções e de espécies, podem promover a funcionalidade ecológica, associada à processos que proporcionam a sua estabilidade e confiabilidade. Com base nisto, o estudo tem como objetivo geral avaliar os atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade em diferentes modelos de restauração florestal. Para tanto, o trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo:

Capítulo 1: Sustentabilidade funcional na restauração de áreas degradadas: conceitos e considerações.

Constitui uma revisão bibliográfica referente à restauração ecológica de áreas degradadas, modelos de restauração e suas relações com a funcionalidade ecológica, estabilidade e confiabilidade nos ecossistemas. Ainda nesse capítulo é feito o levantamento bibliográfico sobre a importância do monitoramento, através da aplicação de indicadores ambientais, que propiciam a avaliação dos projetos de restauração contribuindo para a tomada de decisão no manejo dessas áreas quando necessário.

Capítulo 2: Análise multicriterial da funcionalidade ecológica de modelos de restauração empregados em floresta estacional semidecidual.

Nesse capítulo é realizada uma análise multicriterial de diferentes modelos de restauração ecológica, através da aplicação de um protocolo de indicadores ambientais, que abrange os atributos de estabilidade e confiabilidade de um ecossistema, em uma área de referência e em três áreas de restauração em Floresta Estacional Semidecidual localizadas no município de Sorocaba -SP, uma modelo denso-diverso-funcional (3 mudas por m²), com 53 meses de idade e duas no modelo de preenchimento e diversidade (espaçamento 3 x 2 m), com 35 e 60 meses de idade. O objetivo do trabalho é avaliar se alta diversidade de espécies, funções e densidade em restauração florestal resultam na recuperação da estabilidade e resiliência do sistema. Para isso, respondendo as seguintes questões: (a) sistemas de restauração mais densos e biodiversos são eficientes na restauração de processos ecológicos? (b) quais as condições ou processos que afetaram o restabelecimento da funcionalidade ecológica nos sistemas avaliados?

CAPÍTULO 1

SUSTENTABILIDADE FUNCIONAL NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: CONCEITOS E CONSIDERAÇÕES

Resumo: O processo de restauração de áreas degradadas pode ser entendido como a reconstrução dos processos ecológicos, garantindo a perpetuação e a evolução da comunidade no espaço e no tempo. Tendo em vista a complexidade deste processo, torna-se fundamental o desenvolvimento de indicadores que irão proporcionar o monitoramento da integridade ecológica dessas áreas, servindo como ferramenta para avaliação dos objetivos contidos nos projetos e fornecendo subsídio para tomada de decisão no manejo dessas áreas, quando necessário. O presente trabalho buscou conceituar e analisar, através de levantamento bibliográfico, os conceitos referentes à restauração ecológica, estabilidade e confiabilidade nos ecossistemas, e as principais medidas de monitoramento na restauração florestal, enfatizando as funções ecológicas presentes neste processo.

Palavras-chaves: modelos de restauração; indicadores ambientais; funcionalidade ecológica.

Abstract: The process of restoring degraded areas can be understood as the reconstruction of ecological processes, ensuring the continuation and development of the community in space and time. Given the complexity of this process, it is essential to develop indicators that will provide monitoring of the ecological integrity of these areas, serving as a tool for assessment of contained goals in projects and providing subsidies for decision-making in the management of these areas when required. This study aimed to conceptualize and analyze through literature, the concepts related to ecological restoration, stability and reliability in ecosystems, and key monitoring measures in forest restoration, emphasizing the ecological functions present in this process.

Keywords: restoration models; environmental indicators; ecological functionality.

1.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais passam por processos de degradação decorrente das atividades antrópicas e tais transformações provocam drástica redução da diversidade de espécies, fragmentação da vegetação e interferência nos processos ecológicos e de ciclagem de nutrientes, dentre outros (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Pode-se dizer, que a degradação de um ecossistema, transforma profundamente as interações que nele acontecem, afetando desde solo, em suas características químicas, físicas e biológicas, biodiversidade e até mesmo características climáticas (AZEVEDO, 2004).

A Floresta Atlântica está entre os ecossistemas tropicais mais ameaçados do mundo, apresentando atualmente menos de 10 % de sua cobertura original. Dos 232.939 fragmentos florestais acima de três hectares existentes na Floresta Atlântica, apenas 18.397 são maiores

que cem hectares ou 1 km² (IBF, 2015). Neste bioma, a Floresta Estacional Semidecidual (Floresta Atlântica do Interior) é a formação florestal mais devastada, devido à expansão agrícola sobre essas regiões, com fragmentos isolados na paisagem, a maioria encontra-se degradado e poucos têm tamanho suficiente para sustentar comunidades biológicas ao longo do tempo (DITT, 2002).

A restauração nesta região se faz necessária não somente para recompor a vegetação suprimida, mas para criar conectividade entre os fragmentos remanescentes, aumentando a capacidade de autorregeneração e resiliência do sistema, restaurando a capacidade do ambiente em sustentar-se sozinho estrutural e funcionalmente.

1.2 RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Restauração ecológica é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema no espaço e no tempo (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; SER, 2004; GANDOLFI et al., 2009). Com a restauração, almeja-se que o ecossistema se torne similar a uma área de referência; abrigue espécies indígenas e grupos funcionais necessários à estabilidade e ao desenvolvimento do ecossistema; possua ambiente físico capaz de sustentar populações reproduzindo-se; funcione normalmente, sem disfunções; integre-se com os demais elementos da paisagem; possua poucas ou nenhuma ameaça e seja resiliente aos distúrbios naturais e autossustentável (SER, 2004).

Muitas vezes “restauração” e “recuperação” são utilizados como sinônimos, mas existe diferenciação na definição dos termos (ENGEL & PARROTA, 2003). O Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000) define os conceitos, mas têm como único diferencial o produto final, o qual pode ser distinto da vegetação ou estrutura da floresta que recobria a área (**recuperação**) ou o mais próximo possível da sua condição original (**restauração**).

Por sua vez, a resolução SMA nº 32 de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), amplia os termos classificando-os como ‘restauração ecológica’ e define o termo “recomposição”, conforme segue:

“Restauração ecológica: Intervenção humana intencional em ecossistemas degradados ou alterados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica;

Recomposição: *restituição de ecossistema ou comunidade biológica nativa degradada ou alterada a condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original”;*

Segundo a Society for Ecological Restoration (Sociedade de Restauração Ecológica), independente ou não de retornar à condição original, o ecossistema foi recuperado – e restaurado – quando conta com recursos bióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem mais assistência ou subsídio. Ele irá sustentar-se sozinho estrutural e funcionalmente, irá apresentar resiliência às faixas normais de variação de estresse ambiental e perturbação e será capaz de interagir com ecossistemas contíguos por meio de fluxos bióticos e abióticos e interações culturais (SER, 2004). Esta abordagem foca mais nas questões do estabelecimento de processos ecológicos do que apenas na sucessão, estrutura e composição da floresta como constam nas demais definições, e ressalta a importância da recuperação ou restauração destes associada à estruturação da floresta.

1.3 ESTABILIDADE E CONFIABILIDADE EM ECOSSISTEMAS RESTAURADOS

A estabilidade é um processo adimensional que reflete a capacidade de um sistema manter sua trajetória apesar do estresse, o que denota um equilíbrio dinâmico, atingido parcialmente com base na capacidade do ecossistema para resistência e resiliência (ENGEL & PARROTA, 2003; SER, 2004).

Resistência é um termo que descreve a habilidade de um ecossistema de manter seus atributos estruturais e funcionais em face de stress e perturbações, ou seja, é a capacidade do sistema suportar variações quando submetido a distúrbios ambientais (SER, 2004). Já a Resiliência é a capacidade de um ecossistema de recuperar os atributos estruturais e funcionais que sofreram danos por estresse ou perturbação (SER, 2004), ela é medida em função do tempo que o sistema demora para retornar à situação de equilíbrio dinâmico (ENGEL & PARROTA, 2003). Assume-se que a resiliência do sistema aumenta à medida em que o tempo necessário para o retorno ao equilíbrio diminui após um distúrbio

Deve-se ressaltar que ecossistemas têm mais de um estágio de equilíbrio estável e podem se mover entre eles ao longo do tempo ou frente a alguma perturbação (GUNDERSON, 2000). Nesta perspectiva, os ecossistemas estão naturalmente sujeitos a distúrbios, que podem ser entendidos como eventos naturais discretos (ENGEL & PARROTA, 2003). Quando os

distúrbios ganham outra magnitude e intensidade, a perda da capacidade de assimilá-los significa a degradação do sistema e a perda da estabilidade.

A condução do sistema ao estado no qual os processos relacionados à estabilidade e resiliência se mantenham ao longo do tempo designam a confiabilidade deste sistema. Por definição é a capacidade do sistema de manter a produtividade em níveis próximos ao seu equilíbrio quando em face de alterações de longo prazo no ambiente (LÓPEZ-RIDAURA et al., 2002). Para alguns autores, como Rodrigues e Gandolfi (2001), a resiliência da área a ser restaurada é um dos principais aspectos a ser considerado na restauração.

As somas desses atributos dinâmicos dos ecossistemas, estabilidade, resiliência e confiabilidade, promovem as funções e processos ecológicos, ou seja, as interações entre os organismos e as interações entre os organismos e seus ambientes (SAMILA, 2015). Os processos ecológicos constituem-se na base da automanutenção do ecossistema. O uso do termo “funções dos ecossistemas” pode ser limitado àqueles atributos dinâmicos que mais diretamente afetam o metabolismo, principalmente a captura e a transformação de energia, nutrientes e umidade (SER, 2004). Quando as funções dos ecossistemas são definidas rigorosamente desta maneira, os outros atributos são diferenciados como “processos do ecossistema”, tais como a estabilização do substrato, o controle microclimático, a diferenciação de habitat para espécies especializadas, a polinização e a dispersão de sementes (SER, 2004; ENGEL, 2011)

1.4 CONCEITOS E MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Atualmente é discutido até que ponto a restauração da diversidade vegetal pode levar ao reestabelecimento das funções e processos ecológicos essenciais. Conforme destaca Engel (2011), nem sempre a recuperação da estrutura da vegetação e biodiversidade leva à recuperação do funcionamento do ecossistema. Porém, estudos realizados têm demonstrado que o emprego de alta diversidade de espécies com funções ecológicas complementares proporciona o restabelecimento de processos ecológicos, por meio da restauração da estrutura do ecossistema (CASTANHO, 2009).

De acordo com a abordagem Biodiversity and Ecosystem Functioning – BEF, a diversidade funcional passa a ser considerada como um fator que regula o funcionamento e a estabilidade de um ecossistema (GANDOLFI et al., 2009; ENGEL, 2011). A escolha de espécies com nichos complementares faz com que o ecossistema em restauração atinja mais rapidamente estabilidade e resiliência, pois cada espécie utiliza os recursos de forma diferente

de outras, exercendo funções diversas para o funcionamento do ecossistema, e as redundantes asseguram a persistência do ecossistema no longo prazo, sendo que tal redundância varia de acordo com a escala de comparação (NAEEM, 1998). O conhecimento das semelhanças e diferenças de funções entre grupos de espécies auxilia na sua seleção para restauração, tornando possível o manejo de grupos de espécies com respostas semelhantes (GANDOLFI et al., 2009).

Buscando o resgate da diversidade vegetal como um todo e o reestabelecimento dos processos e funções ecológicas em uma área restaurada, métodos vêm sendo desenvolvidos buscando a reintrodução de outros elementos no ecossistema, que não só o vegetal, método denominado nucleação (RODRIGUES e GANDOLFI, 2004; GANDOLFI et al., 2007c). Dentre as técnicas utilizadas pela nucleação pode-se destacar a introdução de poleiros naturais, por meio do uso de espécies atrativas para a fauna, ou poleiros artificiais; transposição de solo/topsoil; transposição de serapilheira, e plantio de pequenas ilhas de vegetação (REIS et al., 2003a, 2003b; MANDETTA, 2006; BARBOSA, 2006).

A introdução de poleiros artificiais e/ou naturais caracteriza uma ação complementar a um método de restauração. Esta técnica, por introduzir componentes como galharias, torres de cipós, dentre outros que possam gerar abrigo ou alimento, atraem a fauna, a qual irá agir como dispersores, possibilitando assim a chegada de novos propágulos, chuva de sementes e adição de novas espécies. Desta forma, é possível tornar mais acelerado os processos de restauração (ROBINSON & HANDEL, 1993; WUNDERLE JR., 1997; SILVA, 2003; REIS et al. 2003; BECHARA, 2003, 2006; JORDANO et al., 2006; MANDETTA, 2006).

Com a transferência de topsoil é possível utilizar a camada superficial do solo de áreas que irão passar por intensa intervenção, como no caso de minerações e represamentos, para fins de restauração de áreas próximas que tenham as mesmas características ambientais. Este método consiste na utilização do banco de sementes, presente nas camadas superficiais do solo, para a reintrodução de biodiversidade nas áreas de destino. Com isso há desde o enriquecimento nutricional do solo com aumento da matéria orgânica, incremento vegetal e de microorganismos, com a presença de sementes, esporos, fungos e ovos de insetos (BECHARA, 2006; MANDETTA, 2006).

No estado de São Paulo, segundo a Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), quatro métodos de restauração ecológica são considerados, sendo estes: (a) a condução da regeneração natural e espécies nativas; (b) o plantio de espécies nativas; (c) o plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas; e (d) o plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo exóticas com

nativas de ocorrência regional. Contudo, além destas, outras metodologias de restauração vêm sendo empregadas, como por exemplo, o adensamento, o enriquecimento, a semeadura direta e a nucleação (MANDETA, 2006).

A seleção do método e o grau de intervenção são condicionados ao diagnóstico do local a ser restaurado e de seu entorno imediato, considerando o uso atual da área, bem como seu histórico, a paisagem circundante e as características ambientais, com a definição do tipo de vegetação natural da área (PINAY et al., 1990; JOLY et al., 1995; KAGEYAMA & GANDARA, 2001; GANDOLFI et al., 2007c; GANDOLFI & RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009).

A princípio, quando se tem um diagnóstico da área com pequeno grau de perturbação e elevado potencial de auto recuperação (resiliência), é possível a utilização da condução da regeneração natural, sem o plantio de mudas. Esta técnica é viável tendo em vista o uso histórico da área, onde não se tenha extinguido as características do entorno, o que permitirá a chegada de novos propágulos das espécies nativas do local; e/ou a presença de banco de sementes, plântulas e regenerantes naturais (PARROTA, 1993; NÓBREGA et al., 2008; RODRIGUES et al., 2009)

Para a condução da regeneração natural, as intervenções consistem, primeiramente, no isolamento da área frente aos perturbadores com a construção de cercas ou aceiros. É necessário o controle periódico dos competidores e invasoras, como por exemplo a braquiária, por meio de coroamento dos indivíduos regenerantes ou o controle do mato em área total (TORIOLA et al., 1998; HOLL e KAPPELLE, 1999; FARIA et al., 2001; RODRIGUES, 2002).

Outra técnica recomendada para eliminar possíveis falhas da regeneração natural, é o adensamento. O adensamento consiste no plantio de mudas ou sementes de espécies pioneiras ou secundárias iniciais em espaços não ocupados pela regeneração natural (KAUANO, 2012). Também é indicado para áreas de clareias e bordas de fragmentos com o objetivo de refrear a entrada de espécies invasoras. Geralmente os espaçamentos utilizados nos plantios de adensamento são de 3x2 m ou 2x2 m (MANDETTA, 2006; RODRIGUES et al., 2009).

Por sua vez, a técnica de enriquecimento é recomendada para locais com baixa diversidade florística, e consiste na reintrodução de espécies extintas localmente ou com baixo número de indivíduos. Esta técnica permite a reintrodução de espécies arbóreas de maior interação com a fauna, bem como outras diversas formas vegetais como lianas, herbáceas e arbustivas. O espaçamento utilizado para o enriquecimento deve ser de 6 x 6m (MANDETTA, 2006; RODRIGUES et al., 2009).

A introdução de espécies nativas em área total pode ser realizada por meio da transferência de banco de sementes, semeadura direta ou pelo plantio de mudas. O plantio de espécies arbóreas e arbustivas elimina a etapa inicial da sucessão ecológica, onde se tem o surgimento gradual e espontâneo de espécies herbáceas e gramíneas, as quais enriquecem o solo e alteram suas características, permitindo o posterior surgimento de indivíduos arbustivo-arbóreos. Desta forma, esta metodologia aplicada em solo previamente corrigido e preparado, acelera os processos de sucessão, e conseqüentemente, de restauração em ambientes mais impactados (DUARTE e BUENO, 2006; RODRIGUES et al., 2009).

De modo geral, o plantio em área total busca a gradual substituição de grupos ecológicos ao longo do tempo, da mesma forma que ocorre na sucessão. Para isso, é realizado o plantio conjunto de espécies dos estádios iniciais de sucessão (espécies pioneiras e secundárias iniciais) e de espécies dos estádios finais de sucessão (secundárias tardias e clímax) (RODRIGUES et al., 2009)

Para possibilitar a combinação destas espécies e viabilizar o plantio, são utilizados dois grupos funcionais, sendo o grupo de preenchimento e o grupo de diversidade. O primeiro objetiva o rápido fechamento do dossel na área plantada, assim, este grupo é constituído por espécies de rápido crescimento e boa cobertura de copa, características encontradas, em sua maioria, nas espécies pioneiras e secundárias iniciais. Com o crescimento destas espécies, haverá rápido sombreamento da área, propiciando um ambiente favorável ao desenvolvimento dos indivíduos do segundo grupo, o de diversidade. Da mesma forma, irá dificultar o desenvolvimento de espécies competidoras. Ao grupo de diversidade pertencem as espécies de crescimento mais lento e cobertura de copa não tão boa, geralmente espécies secundárias tardias e clímax. Estas irão substituir gradualmente as espécies de crescimento, e garantir a perpetuação do plantio-(RODRIGUES et al., 2009). Recomenda-se que para o plantio de mudas de acordo com a metodologia diversidade e preenchimento, metade das mudas utilizadas no plantio deve conter 10 espécies do grupo preenchimento, e a outra metade, 70 espécies do grupo diversidade, no mínimo. Além disso, para cada grupo, as espécies devem estar o mais igualmente distribuídas possível. Com relação ao espaçamento de plantio, o mais utilizado entre os projetos de restauração é o espaçamento 3x2 metros, sendo recomendado o plantio em época chuvosa, para o melhor desenvolvimento das mudas (RODRIGUES et al., 2009; LELES et al., 2011).

Plantios de restauração adensados e com alta diversidade de espécies têm sido utilizados no Brasil e em vários países (MIYAWAKI, 1998; MIYAWAKI & ABE, 2004) por promoverem rápida cobertura das áreas e o reestabelecimento de processos ecológicos (PIÑA-

RODRIGUES et al., 1997; ARAÚJO, 2002). Dentre estes destaca-se o modelo denso-diverso-funcional (DDF) que associa alta diversidade de espécies e de funcionalidade ecológica à alta densidade de plantas. O método considera o resgate das características como altas diversidade e densidade de plantas e “florestas em multi-camadas” de altura, além de considerar as diferenças ecológicas, fisiológicas e morfológicas entre as espécies, que resultam em diferenças de funções das mesmas dentro de um ecossistema (PETCHEY & GASTON, 2006). A seleção das espécies é realizada considerando seus atributos de atração da fauna (polinização e dispersão), aporte de biomassa (espécies caducifólias), interações com microrganismos, grau de vulnerabilidade, hábito (arbusto e arbórea) e grupo ecológico. Portanto, os processos em ecossistemas funcionalmente diversos ocorrerão em detrimento dos funcionalmente redundantes, por conta da diversidade de traços funcionais (MIYAWAKI, 1999).

O modelo de plantio DDF emprega diversidade e espaçamento similares à floresta madura e em condições favoráveis à formação de multiestratos para compor as associações que representem a fitossociologia do local (MIYAWAKI, 1999). Em contrapartida, tem alto custo de implantação, mas reduz o número de manutenções, sendo empregado em áreas de difícil acesso e dificuldade para manutenção (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997; ARAÚJO, 2002).

1.5 MONITORAMENTO DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL

O monitoramento é uma etapa essencial para avaliar o sucesso da restauração, tanto no que se refere à avaliação dos métodos usados, como para inferir se a área em restauração está seguindo uma trajetória ecológica desejada (CASTANHO, 2009). As ações de restauração florestal ficariam incompletas sem o posterior retorno da investigação, sobre o que ocorreu após a intervenção. Deste modo, o monitoramento é parte fundamental do processo de restauração. Vale ressaltar que a partir dos dados de monitoramento que se avalia a necessidade de ações corretivas à trajetória da restauração, ou seja, uma área em processo de restauração pode seguir diversas trajetórias, caminhando para uma sucessão florestal, ou encontrar caminhos alternativos estáveis, onde pode permanecer estagnada ou até entrar em retrocesso, voltando ao estado de degradação anterior a intervenção (RODRIGUES et al., 2009).

A *Society of Ecological Restoration* (SER) publicou um guia com nove atributos de um ecossistema que deveriam ser considerados quando se pretende avaliar ou monitorar um projeto de restauração: (1) diversidade, similaridade e estrutura de comunidades em comparação com

áreas de referência; (2) presença de espécies invasoras; (3) presença de grupos funcionais necessários para a estabilidade a longo-prazo; (4) capacidade do ambiente físico de sustentar a reprodução das populações; (5) funcionamento normal; (6) integração com a paisagem; (7) eliminação dos fatores de degradação; (8) resiliência frente a distúrbios naturais e (9) auto sustentabilidade (SER, 2004). Embora a medição desses atributos possa avaliar com excelência o sucesso na restauração, poucos estudos têm recursos financeiros para avaliar todos eles e o monitoramento de tantos atributos requerem estudos de longo prazo. Para maior segurança na avaliação dos projetos, é sugerida a comparação com uma área de referência (GROFFMAN et al. 2001), principalmente próxima e de mesmo regime de distúrbios naturais (SER, 2004).

Apesar de muito difundida a utilização de áreas de referência é discutível, pois a restauração florestal nem sempre busca voltar o ecossistema a suas condições originais ou similares. O objetivo principal é a volta dos processos ecológicos necessários para que o ambiente tenha estabilidade e resiliência necessárias para se perpetuar e manter seus níveis produtivos. Também vale destacar que nem todos os atributos de florestas naturais maduras podem ser utilizados como metas para projetos de restauração. Muitos deles apresentam ampla variação entre as florestas naturais, sendo, portanto, imprevisíveis e, por isto não devem ser utilizados nem mesmo como referência para representar o conjunto de florestas naturais da região (SUGANUMA, 2013).

1.6 INDICADORES ECOLÓGICOS

Indicadores ambientais referem-se às variáveis capazes de descrever aspectos bióticos (como a fisiologia, florística e fenologia) e abióticos (como características climáticas) e que possam apresentar o presente estado do ecossistema e de seus componentes. Busca-se com isso, a compreensão do funcionamento, da evolução e da fragilidade destes ambientes (RODRIGUES et al., 2009; SOUZA, 2009; FONSECA, 2011).

Um indicador pode ser qualquer variável do projeto de restauração ecológica usada para inferir a condição de um determinado critério. Os indicadores devem transmitir uma informação e não devem ser confundidos como condições para satisfazer os critérios (RODRIGUES et al., 2009).

Dentro da grande variedade de indicadores ecológicos capazes de avaliar as áreas em processo de restauração, há os que podem ser obtidos por meio de medição e coleta de dados, estes estão divididos em indicadores qualitativos e quantitativos. Os indicadores qualitativos

são obtidos através da observação e julgamento do observador de forma não mensurável. Geralmente, por não agregarem um conjunto de dados, apresentam aplicação subjetiva e abstrata. Como exemplo para essa classe de indicadores seria a ocorrência de processos erosivos, que poderiam ser definidas em escala de intensidade alta, média ou baixa, a partir da observação do examinador (BRANCALION et al., 2012).

Com relação a classe de indicadores quantitativos, essa é definida pela sua capacidade de mensurar certos parâmetros descritores do local em restauração, como por exemplo a altura média dos indivíduos arbóreos, densidade de indivíduos regenerantes, a mortalidade, a riqueza e diversidade de espécies, dentre outros. A ausência de indicadores quantitativos na avaliação da restauração pode gerar problemas como dar margem a insegurança quanto ao método utilizado na restauração e impossibilitar testes e comparações estatísticas entre áreas, reduzindo diretamente a parcialidade e confiabilidade da avaliação (BRANCALION et al., 2012).

A escolha de indicadores ecológicos está sujeita a prévia seleção de uma área de referência, a qual servirá, inicialmente, como modelo para o planejamento da restauração, e, posteriormente, possibilitará sua avaliação e monitoramento, no sentido de comparar, em linhas gerais, a área melhor conservada, área de referência, e outra impactada (GROFFMAN et al. 2001; SER, 2004). Em função das particularidades que cada projeto de restauração ecológica pode ter, são estabelecidas metas específicas para cada ecossistema, tornando inviável a definição de um grupo de indicadores universais (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; BRANCALION et al., 2012).

Souza (2009) cita algumas características relevantes para a escolha correta de indicadores ambientais, como:

- “ 1) ser facilmente medidos – o indicador deve ser simples e relativamente barato.*
- 2) ser sensível às tensões sobre o sistema – o indicador deve ser sensível às mudanças antrópicas e naturais.*
- 3) responder ao estresse de forma previsível – a resposta do indicador deve ser inequívoca e previsível mesmo que o indicador responda a uma mudança gradual no meio.*
- 4) ser antecipatória – o indicador deve apresentar uma mudança antes do meio, deve prever uma mudança iminente nas características chave do sistema ecológico em questão.*
- 5) prever mudanças - indicadores devem prever mudanças que podem ser evitadas por ações de gestão.*

6) *ser integrativa – o conjunto completo de indicadores fornece uma medida de cobertura dos gradientes – chave do sistema ecológico, integrando gradientes ambientais.*

7) *ter uma resposta conhecido as perturbações antrópicas – apresentando uma resposta bem documentada para as alterações antrópicas e naturais tendo um padrão de resposta claramente conhecido.*

8) *ter baixa variabilidade na resposta – indicadores que apresentam um pequeno intervalo, em resposta aos estresses do meio, permitem mudanças no valor de resposta, apresentando variabilidade. Estes autores defendem ainda que os indicadores são usados para monitoramento e gerenciamento de recursos naturais, a dificuldade de sua seleção se deve a complexidade dos processos ecológicos, que representem estrutura, função e composição de sistemas ecológicos. ”*

Tendo em vista os diferentes ecossistemas a serem restaurados, bem como os inúmeros indicadores disponíveis, observa-se dificuldades em operacionalizar avaliações e monitoramentos com grande número de indicadores, para isso, na prática, tem-se utilizado um número restrito. Assim, diversas linhas de pesquisa foram desenvolvidas na tentativa de embasar o sucesso da restauração com indicadores, dentre elas estão: as características da vegetação (WALTERS, 2000; WILKINS et al., 2003); a diversidade de espécies (McCOY & MUSHINSKY, 2002); e processos ecológicos (RHOADES et al., 1998).

Nota-se que a avaliação da composição, estrutura e dinâmica da comunidade vegetal tem tido destaque na maioria dos estudos de restauração ecológica (JANSEN, 1997; LEOPOLD et al., 2001; SIQUEIRA, 2002; SOUZA e BATISTA, 2004), uma vez que, segundo Young (2000), a maioria dos processos de restauração estão intrinsecamente relacionados com a vegetação.

1.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A busca pela funcionalidade ecológica é fundamental e passa por uma questão básica que é o reestabelecimento da biodiversidade, processos e funções ecológicas. Como estes processos de restauração são muito dinâmicos e suscetíveis a uma série de variáveis externas e internas, a escolha da metodologia adequada depende de fatores como o conhecimento do local, seleção correta da metodologia de plantio, da biologia e forma de utilização das espécies para

o sucesso do plantio heterogêneo (RODRIGUES, et al., 2009; BRANCALION et al., 2010), aliados ao desenvolvimento de práticas de monitoramento. O uso de indicadores ambientais de sustentabilidade é uma ótima ferramenta para avaliar a eficiência de projetos e necessidade de manejo, além de fornecer subsídios e referenciais teóricos que podem contribuir em todo o processo de discussão que envolve a conservação, restauração e seus marcos legais.

Vale ressaltar que os indicadores descrevem processos específicos e são particulares a esses processos, e por isso não há um conjunto de indicadores globais adaptáveis a qualquer realidade. Os indicadores devem refletir o objetivo de seus propositores, tornando essencial para o alcance desse objetivo um processo participativo onde opiniões de avaliadores e avaliados devem ser valorizadas, com isso, obtendo eficácia na aplicação dos indicadores, permitindo, assim, examinar em que medida os sistemas são efetivamente mais sustentáveis e identificar pontos em que se faz necessário impulsionar mudanças (MASERA et al., 1999; DEPONTI et al., 2002).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, R.S. **Chuva de sementes e deposição de serapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas, na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ.** (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. 92p. Disponível em: <<http://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/araujo,rs.pdf>>, Acesso em julho de 2016.

AZEVEDO, A.C. de. Funções ambientais do solo. In: AZEVEDO, A.C.de.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.de A. (Org.). **Fórum Solos e ambiente**, 2004, Santa Maria: Pallotti, 2004. p.7-22.

BARBOSA, L.M. **Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Florestas Ciliares do Interior Paulista.** São Paulo: Instituto de Botânica, 129 p., 2006.

BECHARA, F.C. **Restauração ecológica de restinga contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

BECHARA, F.C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras:** Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese (Doutorado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, 2006. 249p.

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

BRANCALION, P.H.S., VIANI, R.A.G., RODRIGUES, R.R.R. & GANDOLFI, S. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: S.V. Martins (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Editora UFV, Viçosa, pp. 262-293.

BRASIL – SNUC. Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. **Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e dá outras providências**. Brasília, DF, 2000. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf>>. Acesso em maio de 2016.

BRASIL. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. **Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-32-2014/>>. Acesso em maio de 2016.

CASTANHO, G. G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piraciba, 111 p. 2009.

DEPONTI, C.M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J.L.B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v.3, n.4, outubro de 2002.

DITT, E. H., **Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema**. São Paulo: Annablume/IPÊ/IEEB, 2002. P. 140. Bibliografia, p.23-140.

DUARTE, R. M. R.; BUENO, M. S. G. Fundamentos ecológicos aplicados à rad para Florestas ciliares do interior paulista. In: **Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Florestas Ciliares do Interior Paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 129 p., 2006.

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

ENGEL, V. L., 2011. Abordagem “BEF”: um novo paradigma na restauração de ecossistemas? In: **Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros**. Coord. Barbosa, L. M. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo. p.155-165.

ENGEL, V.L. & PARROTTA, J.A. **Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. In: **Restauração Ecológica de Sistemas Naturais**. Organizadores: KAGEYAMA, P.Y (et al.). Botucatu, ed. FEPAF ed. 1, 2003. 3-25 p.

FARIA, H. H.; SÉRGIO, F. C.; GARRIDO, M. A. O. Recomposição da vegetação ciliar integrada à conservação de microbacia. **Revista do Instituto Florestal**, n.21, p.1-22, 2001.

FONSECA, V. H. C. **Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas**. 2011. Dissertação de Mestrado, UFSCar, Sorocaba – SP, 86 p. Disponível em:

<http://www.bdttd.ufscar.br/htdocs/tedeSimplificado//tde_busca/arquivo.php?codArquivo=5160>. Acesso em abril de 2016.

GANDARA, F. B. (Orgs.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. FEPAF. Boituva, SP.2003.p.01-26.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: Fundação Cargill (coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. p. 109-143.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007c. 286p.

GANDOLFI, S; BELOTTO, A.; RODRIGUES, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: Rodrigues, R. R.; Brancalion, P. H. S.; Isernhagen, I. **Pacto pela restauração da Floresta Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo. 2009. 256p.

GROFFMAN, P.M.; McDOWELL, W.H.; MYERS, J.C. & MERRIAM, J.L. 2001. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, 33: 1339-1348.

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

HOLL, K. D.; KAPPELLE, M. Tropical forest recovery and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 10, p. 378 – 379, 1999.

INTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS, **Bioma Floresta Atlântica**. Disponível em:<<http://www.ibflorestas.org.br/bioma-Floresta-atlantica.html>>. Acesso em maio de 2016.

JANSEN, A. Territorial on vertebrate community structure as an indicator of success of a tropical rain forest restoration project. *Restoration Ecology*, v.5, n.2, p.115-24, 1997.

JOLY, C. A.; SPIGOLON, J. R. & LIEBERG, S. Projeto Jacaré-Pepira V – O uso de espécies nativas para a recomposição de Florestas ciliares. In: XLVI Congresso Nacional de Botânica. 22 a 27/jan de 1995. **Anais...** Ribeirão Preto: FFCLRP/SP, 1995.

JORDANO, P.; M. GALETTI; M.A. PISO; W.R. SILVA. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M. (Ed.) **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: Rima Editora, p.411-436, 2006.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO Fº, H.F. **Florestas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001.

KAUANO, E. E. Caracterização da paisagem e sua influência sobre comunidades vegetais em restauração na região da Floresta atlântica no litoral paranaense. 66p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2012.

LELES, P. S. S.; ABAURRE, G. W.; ALONSO, J. M.; NASCIMENTO, D. F.; LISBOA, A. C. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 39, n. 90, p. 231-239, jun. 2011.

LEOPOLD, A.C.; AANDRUS, R.; FINKELDEY, A.; KNOWLES, D. Attempting restoration of wet tropical forest in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, v.142, p.243-49, 2001.

LÓPEZ-RIDAURA, S.; MASERA, O.; ASTIER, M. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. **Ecological Indicators**, v.2, p.135-148, 2002.

MANDETTA, E. C. N. Alternativas de RAD e importância da avaliação e monitoramento dos projetos de reflorestamento. In: **Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Florestas Ciliares do Interior Paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 129 p., 2006.

MASERA, O.; ASTIER, M.; LÓPEZ-RIDAURA, S. **Sustentabilidad y Manejo de Recursos Naturales: el marco de evaluación MESMIS**. México: Mundi-Prensa, 1999.

McCOY, E. D., H. R. MUSHINSKY. Measuring the success of wildlife community restoration. **Ecological Applications**, v.12, p.1861-1871, 2002.

MIYAWAKI, A. Creative ecology: restoration of native forests by native trees. **Plant Biotechnology**, v.16, p.15-25, 1999.

MIYAWAKI, A. Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology. **Ecological Engineering**. v.11, n. 1-4, p. 157-165, 1998.

MIYAWAKI, A.; ABE, S. Public awareness generation for the reforestation in Amazon tropical lowland region. **Tropical Ecology**, v.45, n.1, p.59-65, 2004.

NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**, v. 12. n. 1, p 39-45, 1998.

NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, p. 39-45. Vol. 12, n. 1, February 1998. Disponível em: <<http://www.cedarcreek.umn.edu/biblio/fulltext/t1866.pdf>>. Acesso em maio de 2016.

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

PARROTA, J. A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as “forest ecosystems”. In: LIETH, H.; LOHMANN, M. (Ed) **Restoration of tropical ecosystems**. The Hague: Kluwer Academic, 1993; cap. 2, p.63-73.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecological Letters**. v. 9, n. 6, p. 741-758. Jun. 2006.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; REIS, L.L.; MARQUES, S.S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Floresta Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, n.4, p. 30-41, 1997.

PINAY, G.; DECAMPS, H.; CHAUVET, E. & FUSTEC, E. Functions of ecotones in fluvial systems. In: Naiman & Decamps (eds). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. **Man and the Biosphere Series**, v.4. Unesco. Parthenon Publishing Group, 1990. p. 141-171.

PRIMACK, R. B., RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina, 2001. 328p.
REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B. de; VIEIRA, N.K. Restauração de Áreas Degradadas: A nucleação como base para Processos Sucessionais. **Revista Natureza & Conservação**, v. 1, n.1. 2003 a.

REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B. de; VIEIRA, N.K. A nucleação como ferramenta para restauração ambiental. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003 b. p. 32-39.

RHODES, C. C.; ECKERT, G. E.; COLEMAM, D. C. Effect of pastures trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 6, p.263-270, 1998.

ROBINSON, G.R. & HANDEL, S.N. Forest Restoration on a Closed Landfill: Rapid Addition of New Species by Bird Dispersal. **Conservation Biology** 7(2): 271 – 278, 1993.

RODRIGUES, C. M. 2013. **Eficiência na adoção de medidas para recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP.

RODRIGUES, R. R., BRANCALION, P. H. S., ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Floresta Atlântica**. Piracicaba: LERF/ESALQ. Instituto Bio Atlântica, 264p. 2009.

RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues R. R. & Leitão Filho H. de F. (eds) **Florestas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001, cap. 15.1, 235-247.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (orgs.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 3º edição. São Paulo: EDUSP, 2004, p. 235-247.

RODRIGUES, R.R. Restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo: iniciativas com base nos processos ecológicos. In: Reunião anual de pesquisa ambiental. **Resumos...** São Paulo: SMA, 2002.

SÃO PAULO. Resolução no32/2014, de 3 de abril de 2014. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 05/04/2014. Seção Meio Ambiente.

SAMILA, J. A. **Avaliação socioambiental de áreas em recuperação na microbacia do Ribeirão Pirai em Cabreúva, SP.** 145 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental). Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. **The SER International Primer on Ecological Restoration.** Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em maio de 2016.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (Org.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais.** Botucatu: FEPAF, p.77-90, 2003.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no estado de São Paulo, Brasil.** 2002. 128p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. 2002.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

SOUZA, M. C. **Monitoramento de sistemas agroflorestais para restauração de áreas degradadas da floresta ombrófila densa: caso Paraty, RJ.** Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2009.

SUGANUMA, M. S. et al. Ecossistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore.** v. 37, n. 5, p. 835-847. Set./Out. 2013.

TORIOLA, D.; CHAREYRE, P.; BUTTLER, A. Distribution of primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v.14, n.3, p.323-340, 1998.

WALTERS, B. B. Local mangrove planting in the Philippines: are fisherfolk and fishpond owners effective restorationists? **Restoration Ecology**, v.8, p.237 – 246, 2000.

WILKINS, S.; KEITH, D. A.; ADAM, P. Measuring success evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland on the Cumberland Plain, Sydney, Australia. **Restoration Ecology**, v. 11, p.489-503, 2003.

WUNDERLE JR, J.M. The role of seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, 99:223-235, 1997.

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

CAPÍTULO 2

ANÁLISE MULTICRITERIAL DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA DE MODELOS DE RESTAURAÇÃO EMPREGADOS EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Resumo: Tendo em vista a crescente necessidade de novos modelos para restauração florestal, mais adaptados e com melhores resultados, o presente estudo teve o objetivo de avaliar se alta diversidade de espécies, funções e densidade em restauração florestal resultaram na recuperação da estabilidade e resiliência do sistema, e quais as condições ou processos que afetaram o restabelecimento da funcionalidade ecológica nos sistemas avaliados. Para isso um protocolo de indicadores foi aplicado em uma área de referência e em três áreas de restauração, em Floresta Estacional Semidecidual de Sorocaba, São Paulo, Brasil, uma modelo denso-diverso-funcional (3 mudas por m²), com 53 meses de idade e duas no modelo de preenchimento e diversidade (espaçamento 3 x 2 m), com 35 e 60 meses de idade. Os resultados indicam que o modelo denso-diverso-funcional é eficiente na restauração da funcionalidade ecológica já aos 35 meses de idade e difere do sistema preenchimento e diversidade em relação às condições necessárias para promover a ciclagem de nutrientes e proteção do solo.

Palavras-chave: processos ecológicos; indicadores ambientais; recuperação de áreas degradadas.

Abstract: Given the growing need for new models for forest restoration, better adapted and better results, this study aimed to assess whether high diversity of species, functions and density in forest restoration resulted in the recovery of stability and system resilience, and what conditions or processes that affected the restoration of ecological functionality in the evaluated systems. For this a protocol indicators was applied in a reference area and in three areas of restoration in semideciduous forest of Sorocaba, São Paulo, Brazil, a density-different-functional model (3 seedlings per m²), with 53 months age and the two filling model and diversity (3 x 2 m spacing), with 35 and 60 months of age. The results indicate that the dense-several-functional model is effective in restoring ecological functionality as early as 35 months of age and differs from the system fill and diversity in relation to the necessary conditions to promote nutrient cycling and soil protection.

Keywords: ecological processes; environmental indicators; recovery of degraded areas.

2.1 INTRODUÇÃO

Devido aos sucessivos ciclos de uso do solo e também à pressão pelo crescimento urbano, grande parte das regiões tropicais apresenta sua cobertura florestal nativa degradada, fragmentada e/ou restrita a pequenas porções de terra (DEAN, 1996; BARBOSA & MANTOVANI, 2000; RODRIGUES & GANDOLFI, 2004). No Brasil estima-se o déficit de 43 milhões de hectares de áreas de preservação permanente e 42 milhões de hectares de reserva legal, tornando essencial a restauração ambiental dessas áreas (MMA, 2016).

Segundo a Society for Ecological Restoration (Sociedade de Restauração Ecológica), um ecossistema foi recuperado – e restaurado – quando conta com recursos bióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem mais assistência ou subsídio. Ele irá sustentar-se sozinho estrutural e funcionalmente, irá mostrar resiliência às faixas normais de variação de estresse ambiental e perturbação, irá interagir com ecossistemas contíguos por meio de fluxos bióticos e abióticos e interações culturais (SER, 2004).

Na restauração ecológica o aumento da biodiversidade incrementa os serviços ecológicos e ecossistêmicos tendo como consequência a criação de um ambiente adequado para a colonização por mais espécies e maior diversidade (BASTIAN, 2013). De acordo com a abordagem denominada *Biodiversity and Ecosystem Functioning* – BEF, a diversidade passa a ser considerada como um fator que regula o funcionamento e a estabilidade de um ecossistema (WRIGHT et al. 2009; ENGEL, 2011). O emprego de biodiversidade em restauração proporciona maior estabilidade, pois se cria complementaridade de nichos ecológicos, levando o sistema à integridade rapidamente, já que espécies com nichos complementares respondem aos distúrbios de formas diversas, fomentando a perpetuação do ecossistema, além de favorecerem a ocorrência dos processos ecológicos, mantendo sua autossustentação (GANDOLFI et al., 2009; ENGEL, 2011).

A estabilidade é um processo adimensional que reflete a capacidade de todas as variáveis do sistema de retornarem ao estado de equilíbrio dinâmico após distúrbios, enquanto a resiliência refere-se à velocidade em escala de tempo, em que estas variáveis retornam à condição original (ENGEL & PARROTA, 2003). Por outro lado, a condução de um sistema a um estado no qual os processos relacionados à estabilidade e resiliência se mantenham ao longo do tempo designam a confiabilidade deste sistema (LÓPEZ-RIDAURA et al., 2002).

Porém, nem sempre a recuperação somente da estrutura e diversidade da vegetação leva à recuperação do funcionamento do ecossistema (DIAZ e CABIDO, 2001; ENGEL, 2011). A disseminação de práticas com modelos pré-estabelecidos em detrimento de ajustes a cada condição (DURIGAN et al. 2010) tem como consequência o baixo sucesso nos plantios de restauração, com menos de 25% parcialmente estabelecidos no estado de São Paulo, mesmo após 10 a 20 anos de sua implantação (RODRIGUES, 2013).

Este debate se torna relevante pelas mudanças recentes de paradigmas na restauração, que levam a enfatizar não o produto final da sucessão, mas sim os processos internos (interações bióticas e abióticas) e externos (interações com a paisagem) que levam ao restabelecimento da trajetória sucessional considerada normal (SUDING e GROSS, 2006).

Neste contexto, em que se considera a diversidade funcional como geradora de processos ecológicos, torna-se de extrema importância o ajuste das metodologias adequadas para restauração florestal dessas áreas, que dependem de fatores como o conhecimento do local, seleção correta da metodologia de plantio, da biologia e forma de utilização das espécies para o sucesso do plantio heterogêneo (RODRIGUES, et al., 2009; BRANCALION et al., 2010).

Em São Paulo, o método de restauração comumente adotado considera o emprego da diversidade a partir do uso de grupos funcionais de plantio, dividindo-os em “espécies de preenchimento”, que recobrem rapidamente o solo, e “espécies de diversidade”, que crescem ou recobrem o solo mais lentamente, mas aumentam a diversidade por pertencerem a diversos grupos sucessionais (GANDOLFI et al., 2009). Porém, somente a diversidade de grupos sucessionais não garante a complementariedade de nichos ecológicos no sistema.

Além deste modelo, em várias regiões do Brasil e em outros países, plantios de restauração vêm sendo utilizados tendo como premissa o uso de alta diversidade de funções ecológicas e de espécies (MIYAWAKI, 1998; ARAÚJO, 2002; MIYAWAKI & ABE, 2004; LELES et al, 2011). Dentre estes destacam-se os métodos Miyawaki (SCHIRONE et al., 2011) e o DDF- denso-diverso-funcional que associam alta diversidade de espécies e de funcionalidade ecológica à alta densidade de plantas, promovendo rápida cobertura das áreas visando acelerar o reestabelecimento de processos como a sucessão e a ciclagem de nutrientes entre outros (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997).

A diversidade funcional considera que diferenças ecológicas, fisiológicas e morfológicas entre as espécies resultam em diferenças de funções das mesmas dentro de um ecossistema (PETCHEY e GASTON, 2006). Assim, os processos em ecossistemas funcionalmente diversos ocorrerão em detrimento dos funcionalmente redundantes, por conta da diversidade de traços funcionais (NAEEM, 1998; CIANCIARUSO et al., 2009; TRINDADEFILHO e LOYOLA, 2010).

O monitoramento ao longo do tempo de alguns parâmetros pode servir como ferramenta para avaliação dos objetivos contidos nos projetos (GANDOLFI, 2006). Para isso, é necessária a aplicação de indicadores ambientais capazes de avaliar a restauração de processos ecológicos e a recuperação de uma área (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998; FONSECA, 2011), fornecendo subsídios e referenciais teóricos que podem contribuir em todo o processo de discussão que envolve a conservação, restauração e seus marcos legais.

O método *Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales Incorporando Indicadores de Sustentabilidad* (MESMIS) auxilia na escolha de tais indicadores, pois considera o comportamento das características mais latentes do sistema avaliado e como

as características do sistema podem leva-lo a atingir estabilidade e resiliência (MASSERA et al., 1999). Propiciando a criação de protocolos de seleção e aplicação de indicadores, que consideram atributos, descritores e a integridade ecológica de um ecossistema, com isso, permitindo a caracterização dos sistemas em diferentes dimensões ecológicas. Os dados obtidos através da aplicação desses indicadores auxiliam a detectar pontos críticos no funcionamento dos ecossistemas, estabelecer correlações e levantar hipóteses, podendo também ser usados nas interpretações dos fenômenos naturais e previsões comportamentais de sustentabilidade de florestas, podendo refletir a trajetória e a perpetuação dos ecossistemas (PIÑA-RODRIGUES et al., 2015).

Considerando o apresentado, nossa hipótese é que sistemas com alta diversidade de funções e de espécies, pode promover a funcionalidade ecológica, associada à processos que proporcionam a sua estabilidade, resiliência e confiabilidade. Com base nisto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade em diferentes modelos de restauração florestal para responder as seguintes questões: (a) sistemas de restauração mais densos e biodiversos foram eficientes na restauração de processos ecológicos? (b) quais as condições ou processos que afetaram o restabelecimento da funcionalidade ecológica nos sistemas avaliados?

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Áreas de estudo

Para os estudos foram avaliadas quatro áreas situadas em zonas de Floresta Estacional Semidecidual, na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê, em Sorocaba – SP, no sudeste do Estado de São Paulo. A região apresenta clima tropical de altitude com verão moderadamente quente, temperatura média anual de 22°C, com períodos secos nos meses de junho a agosto, precipitação inferior a 100 mm mensais e temperaturas entre 15°C e 30°C (INMET, 2016). Os solos da região são predominantemente dos tipos Argissolos e Latossolos (SILVA et al., 2009).

Para o estudo foi selecionada a área de referência (AR) em fragmento de 4 ha no estádio de floresta secundária inicial (\approx 20 anos) com vegetação descrita por Kortz et al. (2014). Como áreas de restauração foram analisados 3 plantios, distantes aproximadamente 25 km em linha reta de AR (Figura 1). Um de 4 ha implantado em 2011, no modelo denso-diverso-funcional

(DDF), com idade de 53 meses, onde foram plantadas 81.594 mudas de 142 espécies sendo, 47% pioneiras e 53% não pioneiras, com 3 indivíduos/ m², selecionadas de acordo com Miyawaki (1999), considerando as suas funções ecológicas no sistema (atração da fauna, adubadoras, interação com microrganismos do solo, cobertura do solo). As demais áreas foram plantadas em espaçamento 3 x 2 m no modelo diversidade e preenchimento de acordo com Rodrigues et al. (2009), com proporção aproximada de 60% de pioneiras e 40% de não-pioneiras de acordo com a SMA nº 08/2008. Na área avaliada aos 35 meses (P&D - 35), foram plantados 20 ha com 97 espécies distribuídas em 33.000 mudas. Na área de 60 meses de idade (P&D - 60) foram plantados 37,25 ha com 80 espécies divididas em 62.000 mudas.

Figura 1: Localização da Área de Referência (AR), do modelo de restauração Denso-Diverso-Funcional (DDF) e dos modelos de Preenchimento e Diversidade (P&D-35) e (P&D-60) no município de Sorocaba-SP (Google Earth, 2016).



2.2.2 Coletas em campo

As coletas em campo foram realizadas entre os meses de janeiro e maio de 2016, em 56 parcelas de 10 x 10 metros, sendo 6 parcelas em AR, 15 no DDF, 15 no P&D-60 e 20 no P&D-35. Para os descritores de *diversidade de comunidade e funcional* foram coletados dados de identificação dos indivíduos arbóreos, altura total (cm) e circunferência a altura do colo - CAC (mm). Posteriormente, cada espécie foi classificada por grupo sucessional (pioneira e não

pioneira) empregando-se os mesmos critérios da resolução SMA n° 08 (SÃO PAULO, 2008). Para cada indivíduo arbóreo observado foram avaliados a presença de epífitas, cipós e lianas. No descritor de *controle e manejo* foram estimados a cobertura do solo por copa, calculada segundo as indicações da SMA n° 32/2014 (SÃO PAULO, 2014), incidência de luz (%), cobertura do solo (%) com gramíneas invasoras e avaliação de impactos causados pela presença humana, tanto positiva (manejo, capina, ausência de incêndios), quanto negativa (trilhas, caminhos e incêndios) realizada por meio de inspeção visual das parcelas de 100 m² e com base em informações obtidas com os responsáveis pela manutenção. No descritor de *proteção do solo e ciclagem de nutrientes* foram estimados: cobertura do solo (%) com herbáceas e serrapilheira e altura da serrapilheira (cm). Os indicadores de cobertura do solo com serrapilheira, herbáceas e gramíneas foram obtidos com o uso de um quadro de 0,50 x 0,50 m (Figura 2), subdividido em quatro quadrículas de 0,25 x 0,25 m lançado em três pontos de cada parcela. Cada quadrícula preenchida em mais da metade de sua área representou 25% de cobertura. Posteriormente, foram calculadas as médias de porcentagem de cobertura de cada indicador. Nestes mesmos pontos foi determinada a incidência de luz (Klux) com um luxímetro digital MLM-1011, da marca Minipa (Figura 3) posicionado a 1 m do solo na direção norte, também foi medida a incidência de luz a céu aberto a 1 m do solo a cada 30 min durante as coletas, para posterior cálculo da porcentagem de incidência de luz dentro das parcelas.

Figura 2: Quadrante utilizado para estimar a porcentagem de cobertura do solo com gramíneas, herbáceas e



serrapilheira.



Figura 3: Avaliação da incidência de luz com o equipamento luxímetro a 1 metro do solo.

2.2.3 Avaliação da funcionalidade ecológica

O protocolo de indicadores empregado baseou-se no método MESMIS (MASERA et al, 1999) e adaptado por Piña-Rodrigues et al. (2015) (Tabela 1). Para os atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade foram definidos descritores e cenários referenciais avaliados por meio de indicadores e seus parâmetros. Para cada indicador foram atribuídas notas variando de zero a 1 (grau crítico - ruim, inexistente ou distinto do cenário positivo), 2 (grau aceitável) e 3 (grau desejado de sustentabilidade, similar ao cenário positivo). A partir das notas obtidas foram elaborados gráficos de radar, contemplando os indicadores de estabilidade, resiliência, e os de confiabilidade, permitindo melhor visualização e análise dos indicadores e das condições de cada área de estudo. Este procedimento permitiu que os dados analisados pudessem ser comparados dentro da mesma unidade de avaliação.

A densidade de indivíduos foi estimada por hectare. O Incremento Médio Anual (IMA) foi calculado para cada modelo de restauração, dividindo-se a altura média dos indivíduos arbóreos amostrados em cada área pela idade em anos das respectivas áreas. A diversidade de espécies foi estimada pelos índices de Shannon-Wiener (H'), de equitabilidade de Pielou (J') e riqueza (S) segundo Magurran (2004).

Tabela 1: Protocolo de avaliação da funcionalidade ecológica de áreas de restauração empregado com base nos atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade do sistema baseado no método MESMIS (MASERA et al. 1999). Descritores, indicadores, cenários e referenciais e parâmetros adaptados por Piña-Rodrigues et al. (2015).

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e Referenciais	Parâmetros
Estabilidade/Resiliência	Diversidade da comunidade	Diversidade de espécies arbóreas (H')	Índice de Shannon próximo ao esperado para fragmentos referência estudados da região com $H' = 3,676$ bits.ind	$H' > 3,0 = 3$ $1,0 < H' < 2,9 = 2$ $H' < 0,9 = 1$
		Riqueza de espécies nativas (S)	Indesejável: Inferior ao previsto na Res. SMA nº.08/08. Regular: Baixa diversidade prejudica o estabelecimento da comunidade futura. Desejável: de acordo com a legislação SMA nº.08/08	Nº espécies > 30 = 3 $10 > \text{Nº espécies} < 30 = 2$ Nº espécies < 10 = 1
		Densidade de indivíduos arbóreos (nº.ha ⁻¹) (d)	Indesejável: alta mortalidade, considerando a densidade de plantas recomendada pela SMA nº 08/08. Regular: valores médios de densidade baseados na SMA nº 08/08. Desejável: valores aproximados aos recomendados pela SMA nº 08/08.	< 400 = 0 > 400 e < 800 = 1 > 800 e < 1200 = 2 > 1200 = 3
		Equitabilidade (J')	Índice de Pielou (J') similar ao de áreas de floresta secundária da região. Valor da área de referência (AR) – $J' = 0,854$ Referencial: E.C. LEITE & S. COELHO (dados não publicados)	$J' \geq 1$ – alta = 3 $0,5 < J' < 0,9$ - média = 2 $J' < 0,5$ – baixa = 1
		Nº de indivíduos/grupo sucessional (IND/Ge)	Indesejável: não atende a SMA nº 08/08 Desejável: atende a SMA nº 08/08	>40% e <60% de espécies/grupo = 3 IND < 40% e IND > 60% de espécies/grupo = 1

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e Referenciais	Parâmetros
Estabilidade /Resiliência	Diversidade funcional	Diversidade de grupos sucessionais das espécies arbóreas D (GE)	Maior número de espécies não pioneiras presentes no sistema	P < NP = 3 P ± NP = 2 P > NP = 1
		Incremento Médio Anual (m) - (IMA)	Indesejável: reflete crescimento lento dos indivíduos ou replantios constantes. (IMA < 0,5 m) Regular: valores considerados médios de crescimentos para plantios até 05 anos (IMA de 0,5 a 1,0 m) Desejável: valores considerados compatíveis com plantios de restauração até 05 anos (> 1,5 m) Referencial: MELO & DURIGAN (2007)	IMA > 2,0 = 3 1 < IMA < 2,0 = 2 0,5 < IMA < 1,0 = 1 IMA < 0,5 m = 0
		Área basal média - AB (m ²)	Indesejável: inferior a AR Desejável: similar ou superior a AR	AB > AR = 3 AB ≈ AR = 2 AB < AR = 1
		Diversidade de funções ecológicas F (eco)	Como principais funções da floresta foram consideradas: a- presença de espécies adubadoras ou fertilizadoras (com interação com microrganismos para fixação de nitrogênio); b- aporte de biomassa (espécies caducifólias); c- atração de fauna (espécies zoocóricas); d - cobertura do solo (copas largas e densas).	F (ecológica) > 4 = 3 1 > F (ecológica) < 4 = 2 1 F (ecológica) = 1 Nenhuma função = 0
		Epífitas (EPI)	Indesejável: ausente Desejável: presente, predomínio de posição nos terços superiores (TS) e médios (TM) dos indivíduos arbóreos. Referencial: Resolução nº 04/1994 (CONAMA, 1994)	Abundantes = 3 Regular/presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0
		Cipós e lianas (CIP)	Indesejável: Dominando a copa das árvores, em especial os terços superiores e médios	Ausente = 3 Poucas = 2 Regulares, Presentes = 1 Abundantes = 0

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e Referenciais	Parâmetros
Confiabilidade	Controle e Manejo	Cobertura de copa- CC (m) (%)	Referencial SMA N° 32/14 3 ANOS- > 15% 5 ANOS > 30%	CC > 80 = 3 30% < CC < 80 = 2 15% < CC < 30 = 1 CC < 15% = 0
		Fechamento de dossel -L (%)	Indesejável: áreas abertas, sem cobertura de copa, com luminosidade superior a 50%. Desejável: áreas fechadas com menor incidência de luz (<50%)	0 < L < 25% = 3 25% < L < 50% = 2 50% < L < 75% = 1 75% < L < 100% = 0
		Cobertura do solo com gramíneas invasoras – GRAM (%)	Indesejável: Res. SMA n° 08/08 prevê controle inicial de competidoras. Desejável: baixa densidade de invasoras é favorável ao desenvolvimento das nativas.	Ausente a 10% = 3 > 10 a 25% = 2 25-50% = 1 > 50% de cobertura = 0
		Presença humana - Phum (+) (Impactos positivos)	Visitas periódicas e manejo da área	Manejo recente = 3 Manejo antigo = 2 Não manejado = 1
		Presença humana - Phum (-) (Impactos negativos)	Presença de vestígios de incêndios na área, trilhas, caminhos e lixo	Não visitado = 3 Pouco visitado = 2 Muito visitado = 1

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e Referenciais	Parâmetros
Confiabilidade	Proteção do solo e ciclagem de nutrientes	Cobertura do solo com regenerantes (Herbáceas) - %herb	Indesejável: ausência de regenerantes. Regular: presença de alguns regenerantes na área Desejável: presença de regenerantes	75 – 100%= 3 50 – 75%= 2 25 – 50%= 1 1 – 25% = 0
		% serapilheira cobrindo o solo - %ser	% de serapilheira próxima à encontrada na área de referência (75-100%)	75 – 100%= 3 50 – 75%= 2 25 – 50%= 1 1 – 25% = 0
		Altura Serapilheira (cm) – (H-Ser)	Serapilheira cobrindo o solo com valores similares à área de floresta secundária na região (AR)	Maior a área de referência= 3 Similar à área de referência= 2 Menor do que a área de referência= 1

2.2.4 Análise dos dados

Foi empregado o teste de Kruskal-Wallis, com nível de confiança de 95%, para determinar se houve diferença significativa entre áreas. A similaridade entre as áreas foi estimada pela análise de agrupamento empregando-se uma matriz de 4 áreas por 19 indicadores adotando-se o método de Wards e distância euclidiana considerando-se o maior coeficiente de correlação cofenético. Todas as análises foram realizadas com o programa Past 3.13 (HAMMER et al., 2001).

Para o conjunto de indicadores de diversidade da comunidade e funcional, controle e manejo, proteção do solo e ciclagem de nutrientes foi calculado o Índice de Consolidação da Funcionalidade Ecológica – ICFE (PIÑA-RODRIGUES et al., 2015), obtido pela seguinte equação:

$$ICFE = \frac{\sum \text{notas dos indicadores} - n^{\circ} \text{ de indicadores}}{(n^{\circ} \text{ de indicadores}) * (n^{\circ} \text{ de parâmetros por indicador})}$$

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mesmo que se considere controverso o uso de indicadores baseados em ecossistemas de referência, sua utilização permite avaliar atributos estruturais, funcionais e de riqueza que podem ser utilizados como referenciais (SUGANUMA et al., 2013). A riqueza de espécies encontradas no modelo DDF e P&D-35 foram mais que o dobro da observada nas demais áreas, porém não houve diferença significativa ($\chi^2= 5,917$; $p= 0,1157$) no índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') (Tabela 2) entre todas as áreas. Esse fato pode ser explicado pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') considerar além da riqueza de espécies (S) a uniformidade das mesmas, ou seja, mesmo as áreas AR e P&D-60 tendo riqueza de espécies consideravelmente menor a DDF e P&D-35 a uniformidade da distribuição de indivíduos entre as espécies proporciona a essas áreas proximidade entre os índices de Shannon-Weaver. A distribuição de indivíduos por espécie (J) (Tabela 2) foi semelhante entre as restaurações e o fragmento de referência, e todos próximos à média dos valores encontrados em estudos fitossociológicos no Estado de São Paulo ($J' = 0,8425$) (TEIXEIRA & RODRIGUES, 2006; TANUS et al., 2012; COLMANETTI & BARBOSA, 2013).

Com relação a densidade de indivíduos (d) (Tabela 2), houve diferença significativa entre as áreas ($\chi^2= 13,65$; $p= 0,003399$), sendo que o teste de Man-Whitney apontou que essa diferença ocorreu entre o modelo DDF e todas as outras áreas ($p= 0,03689$; $p= 0,01219$; $p= 0,01193$ para AR, P&D-35 e P&D-60 respectivamente), o que já era esperado considerando a metodologia de implantação desse modelo (3 mudas por m^2).

Para o indicador cobertura do solo com copa (CC) (Tabela 2) também houve diferença significativa ($\chi^2= 12,95$; $p= 0,00472$) entre as áreas, onde o teste de Man-Whitney apontou que AR ($p= 0,03689$ e $p= 0,03689$ para P&D-35 e P&D-60) e DDF ($p= 0,01193$ e $p= 0,01193$ para P&D-35 e P&D-60) foram diferentes de P&D-35 e P&D-60. A diferença entre AR e as outras áreas já era esperada, considerando sua maior idade, porém a diferença significativa entre DDF e os modelos de P&D sugerem que a alta densidade de indivíduos arbóreos propicia maior cobertura de copa em menos tempo. Áreas com maior cobertura do solo com copa são mais sombreadas, dificultando o estabelecimento de gramíneas invasoras (MELO et al, 2010; MARTINS, 2011), como mostra a análise do indicador porcentagem de gramíneas invasoras – GRAM (%), que apontou diferença significativa ($\chi^2= 12,22$; $p= 0,006631$) entre as áreas, onde AR e DDF tiveram menor incidência de gramíneas invasoras do que P&D-35 e P&D-60.

Os indicadores de porcentagem de serapilheira (%ser) e altura de serapilheira (H-ser) (Tabela 2) também apontaram diferença significativa entre as áreas ($\chi^2= 12,67$; $p= 0,004719$ e $\chi^2= 12,78$; $p= 0,004648$), sendo que AR e DDF diferiram dos modelos de P&D, porém não houve diferença entre eles. Mostrando que DDF já tem produção de serrapilheira similar a um fragmento em estágio mais avançado de regeneração. Áreas com boa produção e cobertura de serapilheira propiciam a proteção do solo e mais recursos para ciclagem de nutrientes (VITAL et al., 2004).

Tabela 2: Valores obtidos para os indicadores dos atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade das áreas de restauração estudadas, AR= área de referência de fragmento florestal; DDF= área de restauração no modelo denso-diverso-funcional; Indicadores do descritores de diversidade de espécies - H' = índice de diversidade de Shannon; S = riqueza de espécies; d = densidade de indivíduos; $Ind(GE)$ = % indivíduo/grupo ecológico; Indicadores do descritor de diversidade funcional - J = índice de equitabilidade de Pielou; $D(Ge)$ = diversidade de grupos sucessionais das espécies arbóreas; IMA= incremento médio anual em metros; AB= área basal média m^2 ; Epi= epífitas; $F(eco)$ = diversidade de funções ecológicas; CIPL= cipós e lianas; Indicadores do descritor controle e manejo – CC= porcentagem de cobertura do solo por copa; L= porcentagem de incidência de luz; GRAM(%)= presença gramíneas invasoras em porcentagem; Phum (-)= presença humana negativa; Phum (+)= presença humana positiva; Indicadores do descrito proteção do solo e ciclagem de nutrientes - %herb= porcentagem de herbáceas; %ser= porcentagem de serrapilheira; H-ser=altura da serrapilheira.

ATRIBUTOS	INDICADORES	AR	DDF	P&D-35	P&D-60
ESTABILIDADE E RESILIÊNCIA	DIVERSIDADE DE ESPÉCIES				
	H' (bits.indv ⁻¹)	2,66	3,59	3,89	3,11
	S (n°) ± σ	19 ± 3,29	87 ± 3,27	75 ± 16,04	32 ± 2,05
	d (n°) ± σ	1155 ± 219,98	15024 ± 1379,81	2156 ± 283,28	2000 ± 197,08
	J	0,904	0,804	0,901	0,897
	Ind/GE (%) – NP ± σ	51,02 ± 11,21	51,0 ± 2,20	47,82 ± 14,96	38,33 ± 17,83
	Ind/GE (%) – P ± σ	48,97 ± 11,08	49,0 ± 2,12	51,59 ± 14,96	61,66 ± 15,70
	DIVERSIDADE FUNCIONAL				
	D(GE) (n° P)	9	34	30	13
	D(GE) (n° NP)	10	53	45	19
	IMA (m/ano) ± σ	0,339 ± 0,140	0,789 ± 0,063	0,841 ± 0,132	0,561 ± 0,097
	AB (m ²) ± σ	0,01208 ± 0,017	0,00235 ± 0,003	0,00415 ± 0,009	0,00532 ± 0,008
	F(eco)	3	4	3	2
	EPI	2	0	0	0
CIPL	1	3	3	3	
CONFIABILIDADE	CONTROLE E MANEJO				
	CC (%) ± σ	80,71 ± 4,45	82,73 ± 4,58	26,25 ± 18,11	20,44 ± 18,89
	L (%) ± σ	6,3 ± 8,08	0,40 ± 1,56	64,30 ± 36,14	69,21 ± 52,94
	GRAM (%) ± σ	19,4 ± 32,86	10,64 ± 16,99	67,50 ± 38,30	83,90 ± 27,4
	Phum (+)	1	2	2	1
	Phum (-)	1	1	1	2
	PROTEÇÃO DO SOLO E CICLAGEM DE NUTRIENTES				
	%herb ± σ	4,20 ± 7,85	0,90 ± 5,15	12,60 ± 25,29	0,0 ± 0,0
	%ser ± σ	91,70 ± 16,65	97,70 ± 9,46	12,90 ± 30,29	8,90 ± 26,43
	H-ser ± σ	1,30 ± 0,71	1,20 ± 0,67	0,20 ± 0,51	0,10 ± 0,26

Na área DDF houve o plantio dominante de espécies não pioneiras (53% não pioneiras e 47% pioneiras), seguindo os princípios do método que favorece a formação de multiestratos (MIYAWAKI, 1998). Se por um lado este procedimento difere do recomendado pela SMA n° 32 (SÃO PAULO, 2014) e dos modelos que utilizam maior porcentagem de espécies pioneiras (RODRIGUES et al., 2009), os resultados dos indicadores de estabilidade/resiliência e confiabilidade (Figura 4) mostraram que, já aos 53 meses, foi constatada a promoção de condições similares, e até superiores, às do fragmento de referência (Figura 4). Apesar de AR ter maior idade e desenvolvimento, conforme constatado em relação à presença de epífitas, cipós e lianas e a área basal, os resultados obtidos em DDF de riqueza e diversidade de espécies e funcional, além da alta densidade de indivíduos arbóreos, podem ter contribuído para a similaridade entre as áreas e maior diversidade de funções ecológicas em DDF em relação à AR.

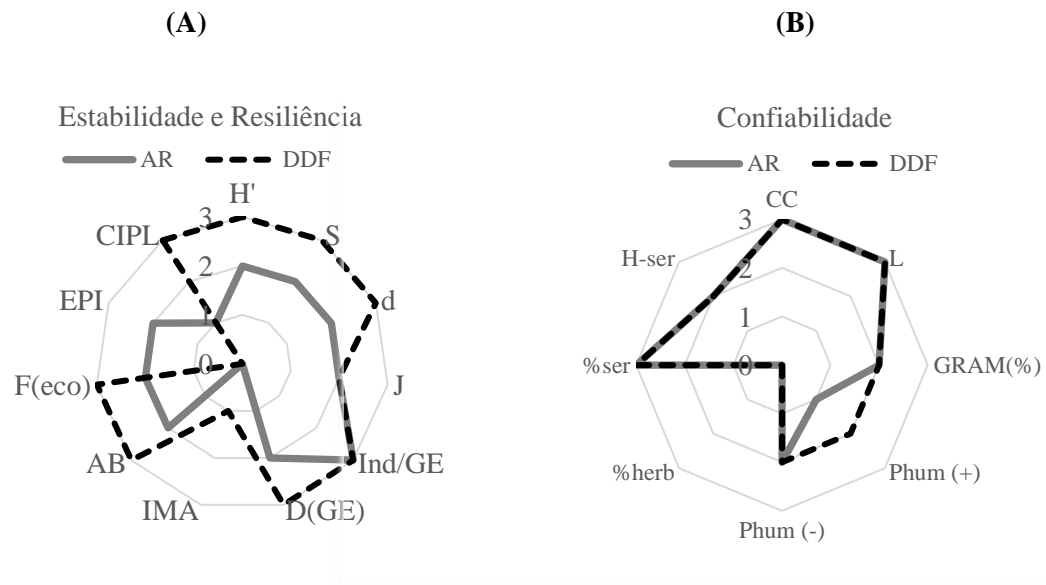


Figura 4: Valores atribuídos aos indicadores das áreas de restauração estudadas, AR= área de referência de fragmento florestal; DDF= área de restauração no modelo denso-diverso-funcional; (A) – Indicadores de estabilidade e resiliência; H'= índice de diversidade de Shannon; S= riqueza de espécies; d= densidade de indivíduos; Ind/GE= porcentagem de indivíduos/grupo ecológico; J= índice de equitabilidade de Pielou; D(Ge)= diversidade de grupos ecológicos; IMA= incremento médio anual; AB= área basal; F(eco)= diversidade de funções ecológicas; Epi= epífitas; CIPL= cipós e lianas; (B) – Indicadores de confiabilidade; CC= cobertura do solo com copa; L= incidência de luz; GRAM(%)= presença gramíneas invasoras; Phum (-)= presença humana negativa; Phum (+)= presença humana positiva; %herb= porcentagem de herbáceas; %ser= porcentagem de serrapilheira; H-ser=altura da serrapilheira.

Em P&D-35 e P&D-60, nos fatores geradores de estabilidade e resiliência de ambas restaurações se constatou valores de estrutura (área basal) e desenvolvimento (presença de epífitas) inferiores a AR, contudo estas condições se devem mais à diferença de idade entre elas do que devido aos indicadores. Por outro lado, os fatores relativos à sustentabilidade ambiental ao longo do tempo (*confiabilidade*) foram os que mais distinguiram as restaurações de AR (Figura 5 e 6). As más condições dos plantios P&D em relação aos indicadores de confiabilidade mostram que essas áreas não conseguiram se sustentar sozinhas ao longo do tempo, e caso não ocorra o manejo adequado dessas áreas tenderão a se tornar degradadas novamente.

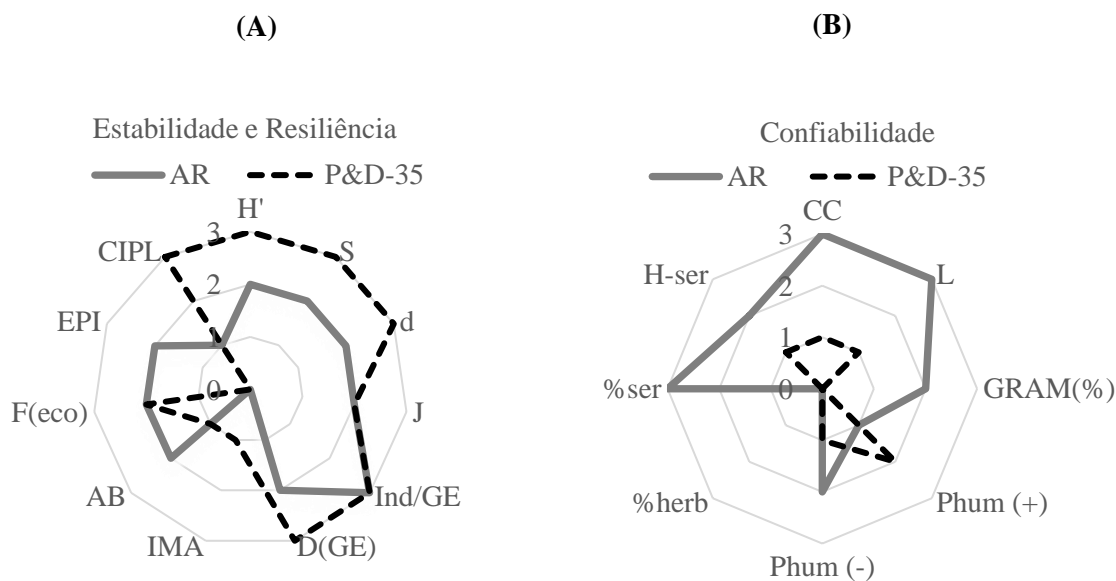


Figura 5: Valores atribuídos aos indicadores das áreas de restauração estudadas, AR= área de referência de fragmento florestal; P&D= área de restauração no modelo preenchimento e diversidade, com idade de 35 meses; (A) – Indicadores de estabilidade e resiliência; H'= índice de diversidade de Shannon; S= riqueza de espécies; d= densidade de indivíduos; Ind/GE= porcentagem de indivíduos/grupo ecológico; J= índice de equitabilidade de Pielou; D(Ge)= diversidade de grupos ecológicos; IMA= incremento médio anual; AB= área basal; F(eco)= diversidade de funções ecológicas; Epi= epífitas; CIPL= cipós e lianas; (B) – Indicadores de confiabilidade; CC= cobertura do solo com copa; L= incidência de luz; GRAM(%)= presença gramíneas invasoras; Phum (-)= presença humana negativa; Phum (+)= presença humana positiva; %herb= porcentagem de herbáceas; %ser= porcentagem de serrapilheira; H-ser=altura da serrapilheira.

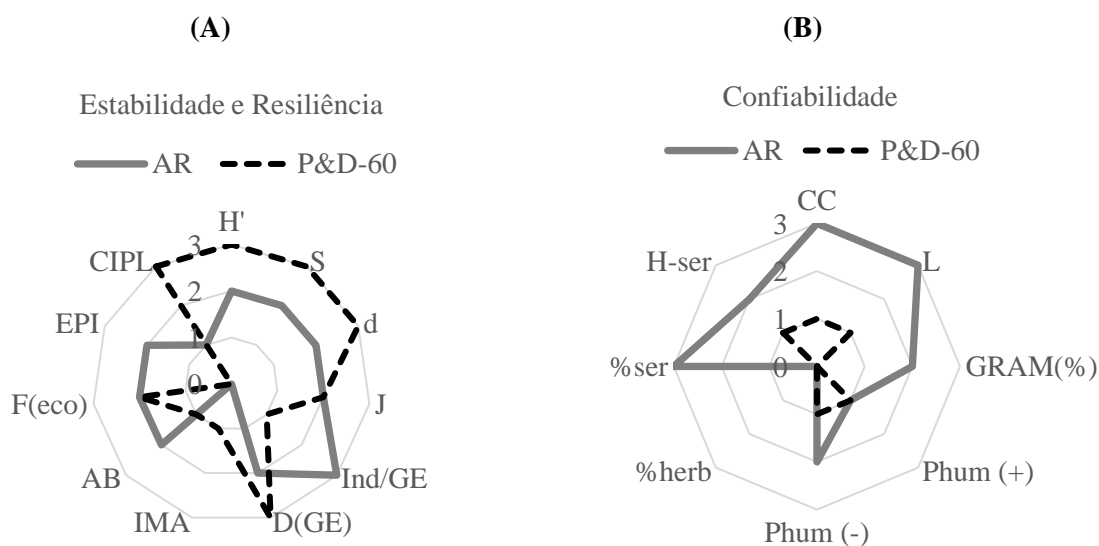


Figura 6: Valores atribuídos aos indicadores das áreas de restauração estudadas, AR= área de referência de fragmento florestal; P&D= área de restauração no modelo preenchimento e diversidade, com idade de 60 meses; (A) – Indicadores de estabilidade e resiliência; H'= índice de diversidade de Shannon; S= riqueza de espécies; d= densidade de indivíduos; Ind/GE= porcentagem de indivíduos/grupo ecológico; J= índice de equitabilidade de Pielou; D(Ge)= diversidade de grupos ecológicos; IMA= incremento médio anual; AB= área basal; F(eco)= diversidade de funções ecológicas; Epi= epífitas; CIPL= cipós e lianas; (B) – Indicadores de confiabilidade; CC= cobertura do solo com copa; L= incidência de luz; GRAM(%)= presença gramíneas invasoras; Phum (-)= presença humana negativa; Phum (+)= presença humana positiva; %herb= porcentagem de herbáceas; %ser= porcentagem de serrapilheira; H-ser=altura da serrapilheira.

O dendrograma de similaridade utilizando o método de Ward's para o agrupamento dos indicadores de estabilidade, resiliência e confiabilidade (Figura 7) das áreas estudadas mostra que as áreas de P&D foram similares entre si, porém diferiram de AR e DDF, que por sua vez foram similares entre si.

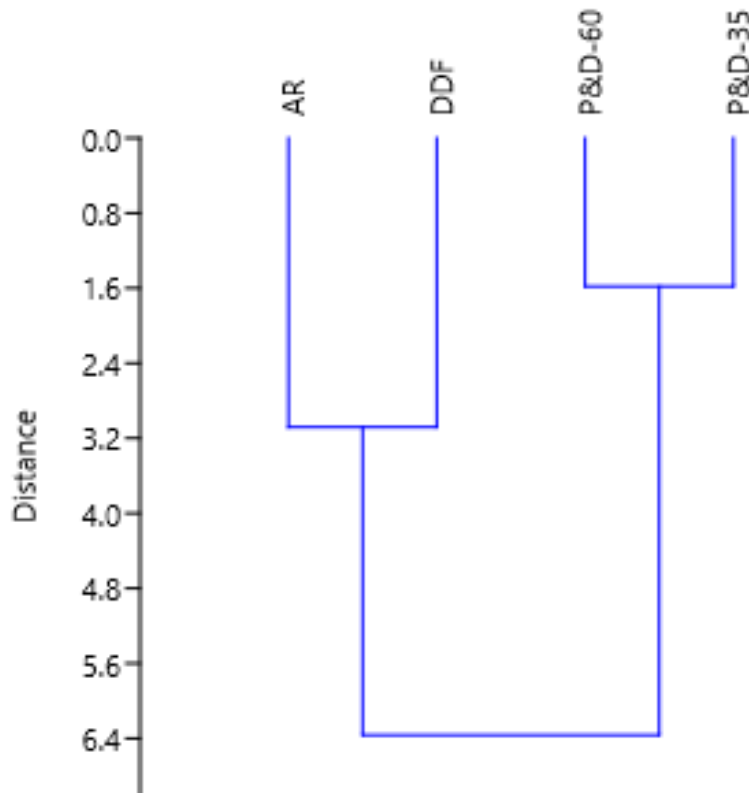


Figura 7: Dendrograma de similaridade utilizando o método de Ward's para o agrupamento em relação aos indicadores de estabilidade e resiliência e confiabilidade para as áreas de restauração e referência situadas no município de Sorocaba – SP. AR = área de referência; DDF = modelo denso-diverso-funcional; P&D-35= modelo preenchimento e diversidade com 35 meses de idade; P&D-60= modelo preenchimento e diversidade com 60 meses de idade.

Nos modelos P&D, embora apresentem boa diversidade de espécies, similar à DDF e AR, a ausência de processos ligados à ciclagem de nutrientes pode ser devida tanto à composição e densidade de espécies quanto ao manejo da área, o que pode causar a degradação e o estabelecimento de gramíneas exóticas no sistema (MELO et al., 2010). De maneira geral, até os 53 meses o modelo denso-diverso-funcional foi eficiente na recuperação das funções ecológicas capazes de gerar estabilidade e resiliência e de manutenção dos processos ecológicos em condições similares à fragmentos em estágio

inicial de sucessão, sendo que seu ICFE (Figura 8) foi similar a AR e superior aos constatados nas áreas restauradas no modelo de preenchimento e diversidade, nas condições testadas. Contudo, estas diferenças entre as áreas se devem mais a fatores relacionados como a capacidade do sistema de manter a produtividade em longo prazo, tais como ciclagem de nutrientes, proteção do solo e controle e manejo.

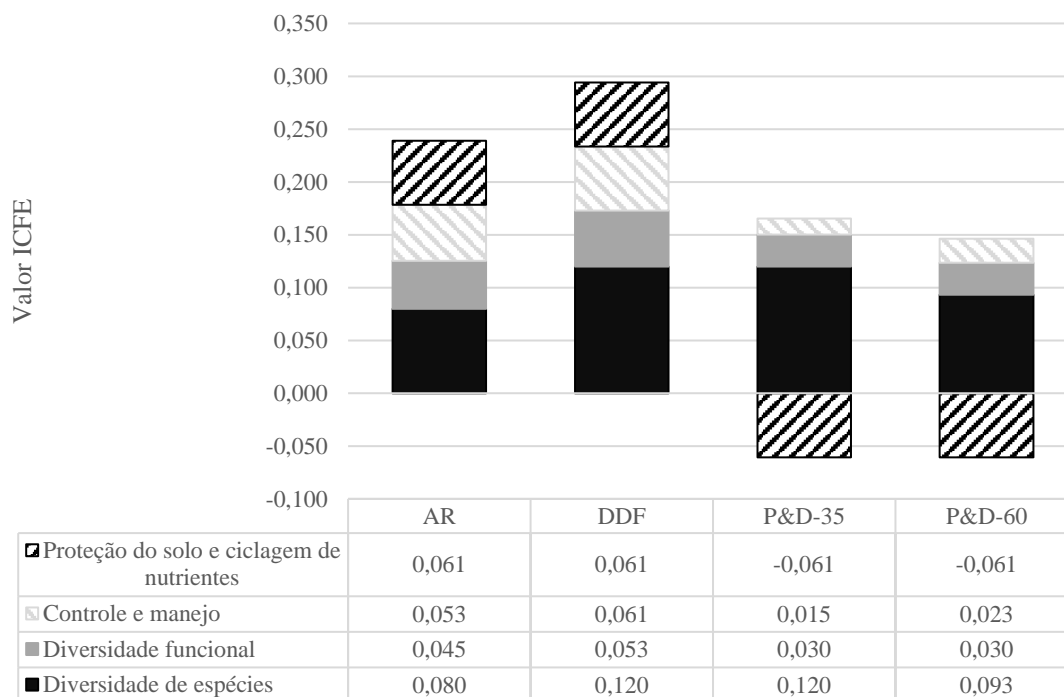


Figura 8: Valores do índice de consolidação da funcionalidade ecológica (ICFE) obtidos para os atributos de estabilidade e resiliência do sistema representados pela diversidade de espécies e funcional e de confiabilidade, representado pela proteção e ciclagem de nutrientes e o controle e manejo das áreas estudadas na região de Sorocaba, SP. AR= área referência de fragmentos florestais; DDF= sistema de plantio denso-diverso-funcional; P&D - 35= método diversidade e preenchimento com 35 meses de idade; P&D - 60= método diversidade e preenchimento com 60 meses de idade.

2.3 CONCLUSÕES

O modelo denso-diverso-funcional, baseado em alta densidade de plantas e diversidade de espécies e funcional, é eficiente na restauração da funcionalidade ecológica já aos 53 meses de idade, com características de estabilidade e confiabilidade similares ao da área de referência, diferindo dos modelos preenchimento e diversidade, quanto a funcionalidade ecológica em relação às condições para promover a ciclagem de nutrientes e proteção do solo.

Nos modelos P&D, os fatores referentes à cobertura do solo com copa, incidência de luz, presença gramíneas invasoras, recobrimento do solo com herbáceas e serapilheira

foram determinantes para que não tenham se estabelecidas as condições de funcionalidade ecológica que sejam capazes de permitir a autosustentabilidade das áreas sem a necessidade de execução de manejo e práticas culturais, ou seja, essas áreas necessitam de assistência para que consigam manter uma trajetória ecológica desejada, caso contrário tendem a se tornar degradadas novamente

Além disto, as análises realizadas reforçam a importância da utilização de maior número de espécies e densidade de indivíduos já na etapa de plantio, fornecendo subsídios e referenciais teóricos que podem contribuir em todo o processo de discussão que envolve a restauração e seus marcos legais. No entanto, deve-se ressaltar que os potenciais de restauração de processos em longo prazo somente serão confirmados com a continuidade do monitoramento ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, R.S. **Chuva de sementes e deposição de serapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas, na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. 92p. Disponível em: <<http://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/araujo,rs.pdf>>. Acesso em julho de 2016.

BARBOSA, L.M.; MANTOVANI, W. Degradação ambiental: conceituação e bases para o repovoamento vegetal. In: Recuperação de áreas degradadas da serra do mar e formações florestais litorâneas. **Anais.** São Paulo: SMA, p. 33-40, 2000.

BASTIAN, O. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. **Ecological Indicators.** v. 24, p. 12-22. Jan. 2013.

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

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica.** v. 9, n. 3, p. 93-103. Jun. 2009.

COLMANETTI, M. A. A.; BARBOSA, L. M. Fitossociologia e estrutura do estrato arbóreo de um reflorestamento com espécies nativas em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Hoehnea.** v. 40, n. 2, p. 419-435. Ago. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 04**, de 04 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da mata atlântica. Disponível em: <

<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0494.html>>. Acesso em julho de 2016.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Floresta Atlântica brasileira**. São Paulo, Companhia das Letras, 1996. 504p.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**. v. 16, n. 11, p. 646-655. Nov. 2001.

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

ENGEL, V. L., 2011. Abordagem “BEF”: um novo paradigma na restauração de ecossistemas? In: **Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros**. Coord. Barbosa, L. M. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo. p.155-165.

ENGEL, V.L. & PARROTTA, J.A. **Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. In: Restauração Ecológica de Sistemas Naturais. Organizadores: KAGEYAMA, P.Y (et al.). Botucatu, ed. FEPAF ed. 1, 2003. 3-25 p.

FONSECA, V. H. C. **Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas**. 2011. Dissertação de Mestrado, UFSCar, Sorocaba – SP, 86 p. Disponível em: <http://www.btdt.ufscar.br/htdocs/tedeSimplificado//tde_busca/arquivo.php?codArquivo=5160>. Acesso em abril de 2016.

GANDOLFI, S. Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas em recuperação. In: Workshop Sobre Recuperação De Áreas Degradadas Em Florestas Ciliares: modelos alternativos para recuperação de áreas degradadas em Florestas ciliares no estado de São Paulo. **Anais...** São Paulo: p.44-52. 2006.

GANDOLFI, S; BELOTTO, A.; RODRIGUES, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Floresta Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo. 2009. 256p.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Pack-age for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** 4: 1-9.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). 2016. **Dados climáticos da Estação de Sorocaba: série histórica de 2015. Banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/> Acesso em junho de 2016.

INTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS, **Bioma Floresta Atlântica**. Disponível em: <<http://www.ibflorestas.org.br/bioma-Floresta-atlantica.html>>. Acesso em maio de 2016.

KORTZ, A.R.; COELHO, S.; CASTELLO, A.C.D.; CORRÊA, L.S.; LEITE, E.C.; KOCH. Wood vegetation in Atlantic rain forest remnants in Sorocaba (São Paulo, Brazil). **Check List**. v. 10, n. 2, p. 344-4. Maio 2014.

LANARI, M. O.; COUTINHO, R. Biodiversidade e Funcionamento de Ecossistemas: síntese de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. **Oecologia Australis**. v. 14, n. 4, p. 959-988. Dez. 2010.

LELES, P.S.S., ABURRE, G.W, ALONSO, J.M, NASCIMENTO, D.F, Lisboa AC. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal. **Scientia Forestalis** 2011; 39(90): 231-239.

LÓPEZ-RIDAURA, S.; MASERA, O.; ASTIER, M. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. **Ecological Indicators**, v.2, p.135-148, 2002.

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

MARTINS, A.F., 2011. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu, SP**. Piracicaba: Universidade de São Paulo. 112 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais.

MASERA, O.; ASTIER, M.; LÓPEZ-RIDAURA, S. **Sustentabilidad y Manejo de Recursos Naturales: el marco de evaluación MESMIS**. México: Mundi-Prensa, 1999.

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

MELO, A. C. G; REIS, C. M.; RESENDE, R. U. **Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração – Circular Técnica 1**. São Paulo: SMA-SP, Jan. 2010. Disponível em: <http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Repositorio/222/Documentos/CTecnica_01.pdf>. Acesso em: 8 de julho de 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2016. **Programa Nacional de Florestas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/florestas/programa-nacional-de-florestas>>. Acesso em julho de 2016.

MIYAWAKI, A. Creative ecology: restoration of native forests by native trees. **Plant Biotechnology**, v.16, p.15-25, 1999.

MIYAWAKI, A. Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology. **Ecological Engineering**. v.11, n. 1-4, p. 157-165, 1998.

MIYAWAKI, A.; ABE, S. Public awareness generation for the reforestation in Amazon tropical lowland region. **Tropical Ecology**, v.45, n.1, p.59-65, 2004.

NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**. v. 12, p. 39-45. Fev. 1998

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecological Letters**. v. 9, n. 6, p. 741-758. Jun. 2006.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; REIS, L.L.; MARQUES, S.S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Floresta Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, n.4, p. 30-41, 1997.

PIÑA-RODRIGUES; F.C.M.; SILVA, J. M.; PIOTROWSKI, I.; LOPES, G. R.; GALETTI, G.; FRANCO, F. S.; ALVARES, S. M. R. **Protocolo de Monitoramento de Funcionalidade Ecológica de Áreas de Restauração**, 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/283355875_PROTOCOLO_DE_MONITORAMENTO_DA_FUNCIONALIDADE_ECOLOGICA_DE_AREAS_DE_RESTAURACAO#share>. Acesso em julho de 2016.

RODRIGUES, C. M. 2013. **Eficiência na adoção de medidas para recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP.

RODRIGUES, R. R., BRANCALION, P. H. S., ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Floresta Atlântica**. Piracicaba: LERF/ESALQ. Instituto Bio Atlântica, 264p. 2009

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

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. de (eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº32/2014, de 05 de abril de 2014. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Seção I. p. 36-37. Meio Ambiente, 2014.

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº08/2008, de 31 de janeiro de 2008. Diário Oficial do Estado de São Paulo, 01/02/2008. Seção I. Meio Ambiente, 2008.

SCHIRONE, B.; SALIS, A.; VESSELLA, F. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. **Landscape and Ecological Engineering**. v. 7, n. 1, p. 81-92. Jan. 2011

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em maio de 2016.

SUDDING, K. N.; GROSS, K. L. 2006. **The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories**. In: Falk, D. A.; Palmer, M. A.; Zedler, J.B. (Eds). *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, Island Press, p. 190-209.

SUGANUMA, M. S. et al. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore**. v. 37, n. 5, p. 835-847. Set./Out. 2013.

TANUS, M. R. et al. Estrutura e composição de um trecho de Mata Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**. v. 39, n. 1, p. 157- 168. Mar. 2012.

TEIXEIRA, A. P.; RODRIGUES, R. R. Análise florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 20, n. 4, p. 803-813. Out./Dez. 2006.

TRINDADE-FILHO, J.; LOYOLA, R. D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**. v. 7, n. 2, p. 27-38. Dez. 2010.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. Campinas: Instituto de Biologia da Unicamp, 2005.

VITAL, A.R.T; AMARAL, I.G.; FRANKENT, W.K.; FONSECA, R.C.B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**. v.28, n.6, p.793-800, 2004

WRIGHT, J; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J.; ENGELHARDT, K.M.; JACKSON, L; BEMHARD, E. 2009. **Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results?** In: NAEEM, D.E. et al. (Eds) *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*. Oxford University Press, p. 167-177.