

# MODELOS BIODIVERSOS PROMOVEM A RESTAURAÇÃO DA FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA? ESTUDO DE CASO EM FLORESTA ESTACIONAL

## AUTORES

Fatima C.M. Piña-Rodrigues<sup>1</sup>; José Mauro Santana da Silva<sup>2</sup>; Ivonir Piotrowiski<sup>3</sup>; Gustavo Galetti<sup>4</sup>  
<sup>1</sup>Professora Titular, Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba-CCTS/DCA ([fpina@ufscar.br](mailto:fpina@ufscar.br)); <sup>2</sup>Professor Adjunto, Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba-CCTS/DCA ([josemauro@ufscar.br](mailto:josemauro@ufscar.br)); <sup>3</sup>Doutorando, PPGPUR, Universidade Federal de São Carlos campus Sorocaba ([ivonir@ufscar.br](mailto:ivonir@ufscar.br)); <sup>4</sup>Mestrando, PPGPUR, Universidade Federal de São Carlos campus Sorocaba ([gustavo\\_galetti@hotmail.com](mailto:gustavo_galetti@hotmail.com)).

Apresentado no IV CBRA -Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental – 19 a 21 de outubro de 2016, Rio de Janeiro/RJ.

**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 m<sup>2</sup>), 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; resiliência; recuperação de áreas degradadas.

## Introdução

Com base na Lei Florestal nº 12.651 de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012), a quantidade de áreas degradadas que o Brasil possui em reserva legal e proteção permanente é de aproximadamente 21 milhões de ha (SOARES-FILHO, et al., 2014). Para promover sua restauração, vários conceitos são apresentados e destacam-se: (a) reabilitação ecológica; (b) recuperação e (c) restauração ecológica. A funcionalidade ecológica de uma restauração pode ser avaliada por seus parâmetros de: (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 destes atributos possa avaliar com excelência o sucesso na restauração, poucos estudos têm recursos financeiros para analisar todo conjunto e o monitoramento de tantos atributos requer 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).

No Brasil o plantio por mudas tem sido uma das técnicas muito empregada e a escolha da metodologia adequada depende de fatores como o conhecimento do local, escolha correta da metodologia de plantio, da biologia e forma de utilização das espécies para o sucesso do plantio heterogêneo (RODRIGUES, et al., 2009). Plantios de restauração adensados e biodiversos têm sido utilizados no Brasil e em vários países (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997; MIYAWAKI & ABE, 2004) por promoverem rápida cobertura das áreas e o restabelecimento de processos como aporte de serapilheira e ciclagem de nutrientes (ARAÚJO, 2002; MACHADO et al., 2008; SCHIRONE et al., 2011). Dentre vários modelos, destaca-se o método denso-diverso-funcional- DDF que associa alta diversidade de espécies e de funcionalidade ecológica à alta densidade de plantas (PIOTROWISKI, ET AL., 2016, No Prelo). O método considera o resgate das características como biodiversidade de espécies e funcional e densidade de plantas para formar “florestas em multicamadas” (MIYAWAKI, 1998). A seleção das espécies é realizada baseada nos 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. Por princípio considera que os processos em ecossistemas funcionalmente biodiversos ocorrerão em detrimento dos funcionalmente redundantes, por conta da diversidade de traços funcionais (MIYAWAKI, 1999).

Considerando o apresentado, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a funcionalidade ecológica de diferentes modelos de restauração visando responder as seguintes questões: (a) o modelo DDF foi eficaz em estabelecer processos ecológicos em condições similares à floresta natural? (b) quais processos ecológicos ou condições foram limitantes para o estabelecimento da funcionalidade ecológica das áreas estudadas?

## Material e métodos

Para os estudos foram avaliadas quatro áreas situadas em zonas de Floresta Estacional Semidecidual, na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê. Como área de referência (AR) foi selecionado fragmento de 4 ha no estágio de floresta secundária inicial ( $\approx 20$  anos) e três restaurações sendo uma no modelo denso-diverso-funcional (DDF), com 53 meses, com 142 espécies (47% pioneiras e 53% não pioneiras), densidade de 3 indivíduos/  $m^2$ , e duas áreas no modelo diversidade e preenchimento no espaçamento 3 x 2 m, (Rodrigues et al., 2009) sendo uma de 35 meses (P&D - 35), com 97 espécies e outra de 60 meses de idade (P&D - 60) com 80 espécies, ambas com 60% de espécies pioneiras e 40% de não-pioneiras. A avaliação da funcionalidade ecológica foi realizada com base em protocolo de indicadores baseado no método MESMIS (MASERA et al, 1999) adaptado por Piña-Rodrigues et al. (2015). Para cada indicador foram atribuídas notas baseadas nos cenários e critérios para cada indicador. A partir das notas obtidas foram elaborados gráficos de radar, contemplando os indicadores de estabilidade, resiliência, e os de confiabilidade, para comparar as áreas dentro da mesma unidade de avaliação.

As coletas em campo foram realizadas em 56 parcelas de 10 x 10 metros, sendo 6 parcelas em AR, 15 no DDF, 20 no P&D-35 e 15 no P&D-60. Para os descritores de (a) **diversidade de comunidade e funcional**- foram coletados dados de identificação dos indivíduos arbóreos para cálculo dos índices de diversidade, altura total (cm) e circunferência a altura do colo - CAC (mm) e calculada a área basal. Posteriormente, cada espécie foi classificada por grupo sucessional (pioneira e não pioneira) e avaliada a presença de epífitas, cipós e lianas; (b) **controle e manejo**- foram estimados a cobertura de copa (SÃO PAULO, 2014), incidência de luz (%) e cobertura do solo (%) com gramíneas invasoras e impactos causados pela presença humana (manejo, capina, ausência de incêndios; trilhas, caminhos e incêndios); (c) **proteção do solo e ciclagem de nutrientes**- foram estimados: cobertura do solo (%) com herbáceas e serapilheira e altura da serapilheira (cm). Os indicadores de cobertura do solo foram obtidos com o uso de quadro de 0,50 x 0,50 m, subdividido em quatro quadrículas de 0,25 x 0,25 m lançado em três pontos de cada parcela, sendo que cada quadrícula preenchida em mais da metade de sua área representou 25% de cobertura. Nestes mesmos pontos foi determinada a incidência de luz com luxímetro (Klux).

## Resultados e Discussão

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 no índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) ( $\chi^2 = 5,917$ ;  $p = 0,1157$ ). Este fato pode ser explicado pelo fato do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) considerar além da riqueza de espécies ( $S$ ) a sua relação com a quantidade de indivíduos por espécie. Tanto em AR quanto na P&D-60 se constatou poucos indivíduos por cada espécie e maior concentração de plantas nos grupos de pioneiras. Esta condição faz com que, na avaliação realizada com fins de monitoramento por órgãos governamentais (RODRIGUES, 2013), se obtenha um valor de diversidade superior a 2,0 bits por indivíduo. Confirmando isto, a distribuição de indivíduos por espécie ( $J$ ) foi semelhante entre as restaurações ( $J_{DDF} = 0,804$ ;  $J_{P\&D-35} = 0,901$ ;  $J_{P\&D-60} = 0,897$ ) e o fragmento de referência ( $J_{AR} = 0,904$ ), e todos próximos à média dos valores encontrados em estudos fitossociológicos no Estado de São Paulo ( $J' = 0,8425$ ) (TANUS et al., 2012; COLMANETTI & BARBOSA, 2013).

Na área DDF, os indicadores de estabilidade/resiliência e confiabilidade mostraram a promoção de condições similares, e até superiores, às do fragmento de referência (Figura 1). Apesar de AR ter maior idade e desenvolvimento, 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.

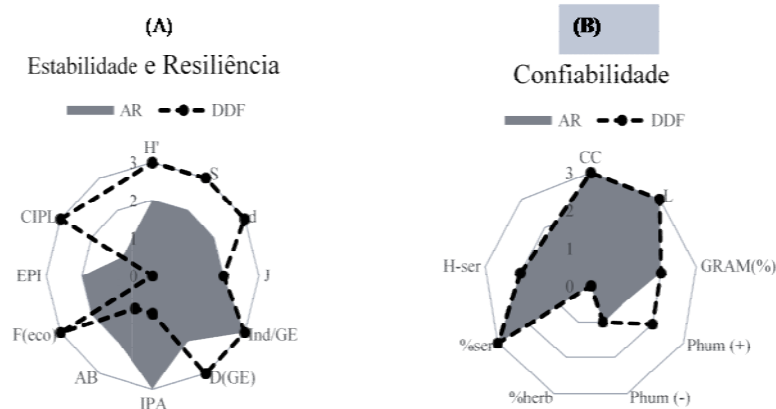


Figura 1: Valores atribuídos aos indicadores das áreas de restauração estudadas, AR= área de referência de fragmento florestal; DDF= área de restauração no modelo denso-diverso-funcional; (A) – Indicadores de estabilidade e resiliência;

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; IPA= 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 serapilheira; H-ser=altura da serapilheira.

Em P&D-35 e P&D-60, nos fatores geradores de estabilidade e resiliência 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. Por outro lado, os fatores relativos à sustentabilidade ambiental ao longo do tempo (confiabilidade) foram os que mais distinguiram as restaurações de AR (Figura 2). As condições dos plantios P&D em relação aos indicadores de confiabilidade mostraram que essas áreas não conseguiram até o presente, atingir condições que permitam a sua autosustentabilidade ao longo do tempo, requerendo ainda intervenções e manejo para evitar que retornem ao estágio de degradadas novamente.

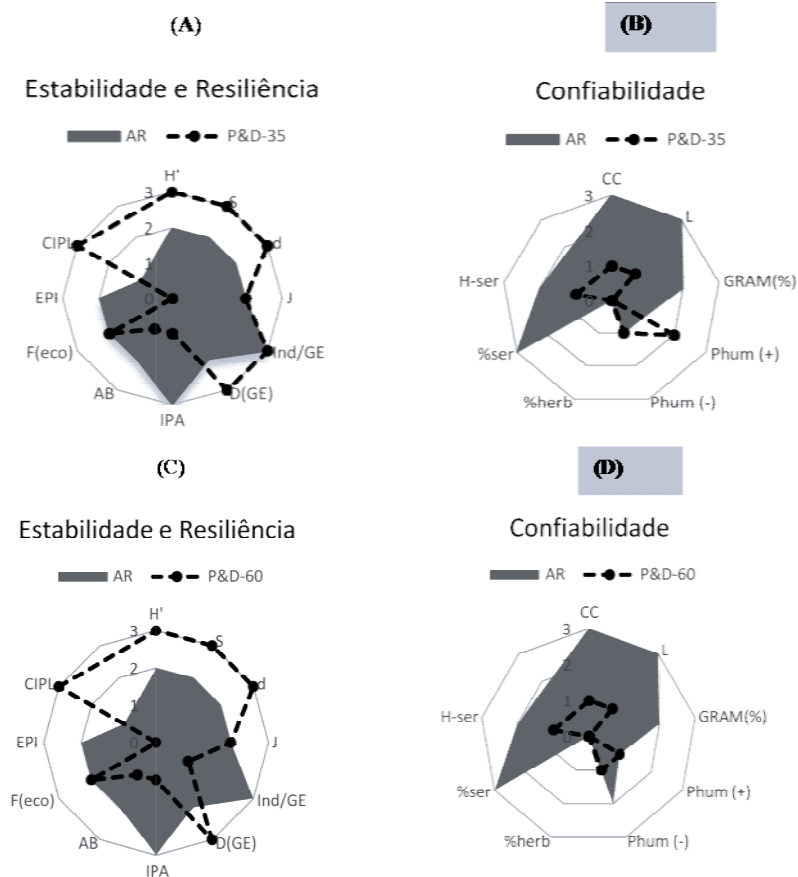


Figura 2: Valores atribuídos aos indicadores das áreas de restauração estudadas, AR= área de referência de fragmento florestal; P&D 35 (A e B) = área de restauração no modelo preenchimento e diversidade, com idade de 35 meses; P&D 60 (C e D) = área de restauração no modelo preenchimento e diversidade, com idade de 60 meses; 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; IPA= incremento médio anual; AB= área basal; F(eco)= diversidade de funções ecológicas; Epi= epífitas; CIPL= cipós e lianas; 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 serapilheira; H-ser=altura da serapilheira.

O emprego de alta diversidade de espécies e funcional em restauração proporciona maior estabilidade, criando a complementariedade de nichos ecológicos, já que espécies com nichos complementares respondem aos distúrbios de formas diversas, fomentando estabilidade e resiliência do ecossistema, favorecendo a ocorrência dos processos ecológicos (LANARI & COUTINHO, 2010). Nos modelos P&D, embora apresentem diversidade similar à DDF, a ausência de processos ligados ao aporte de biomassa e 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., 2016). De maneira geral, aos 53 meses o modelo denso-diverso-funcional se mostrou 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 superior a AR e as áreas restauradas no modelo de preenchimento e diversidade, nas condições testadas. Contudo, estas diferenças entre as

áreas se devem mais a fatores relacionados com a capacidade do sistema de manter a produtividade em longo prazo (confiabilidade), tais como aporte de biomassa, ciclagem de nutrientes, proteção do solo e controle e manejo.

## Conclusão

O modelo denso-diverso-funcional, baseado em alta densidade de plantas e diversidade de espécies e funcional, foi eficiente na restauração da funcionalidade ecológica aos 53 meses, diferindo dos demais modelos com 35 e 60 meses quanto a funcionalidade ecológica em relação às condições para promover o aporte de biomassa, 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, impactos humanos negativos, 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 da área sem a necessidade de execução de manejo e práticas culturais.

## 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.
- BRASIL. Lei nº 12651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, 2012.
- 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.
- 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.
- 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.
- MACHADO, M.R.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; PEREIRA, M.G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. *Revista Árvore*, v.32, n.1, p.143-151, 2008.
- 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; 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](http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Repositorio/222/Documentos/CTecnica_01.pdf)>. Acesso em: 8 de 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.
- 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](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.
- 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 agosto de 2016.
- SOARES-FILHO, B; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v.344, 2014.
- 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.