



Revista do --- INSTITUTO FLORESTAL

GOVERNADOR DO ESTADO

Geraldo Alckmin

SECRETÁRIO DO MEIO AMBIENTE

Bruno Covas

DIRETOR GERAL DO INSTITUTO FLORESTAL

Miguel Luiz Menezes Freitas



ISSN Online 2178-5031

Revista do

INSTITUTO FLORESTAL

v. 25 n. 1 p. 1 - 132 jun. 2013

REVISTA DO INSTITUTO FLORESTAL

São Paulo, Instituto Florestal.

1989, 1(1-2)	1999, 11(1-2)	2009, 21(1-2)
1990, 2(1-2)	2000, 12(1-2)	2010, 22(1-2)
1991, 3(1-2)	2001, 13(1-2)	2011, 23(1-2)
1992, 4	2002, 14(1-2)	2012, 24(1-2)
1993, 5(1-2)	2003, 15(1-2)	2013, 25(1-
1994, 6	2004, 16(1-2)	
1995, 7(1-2)	2005, 17(1-2)	
1996, 8(1-2)	2006, 18	
1997, 9(1-2)	2007, 19(1-2)	
1998, 10(1-2)	2008, 20(1-2)	

Esta publicação é indexada no Directory of Open Access Journal – DOAJ, E-Journals, Latindex, Open J-Gate e Sumários de Revistas Brasileiras.

Exemplares desta publicação podem ser solicitados ao:

Instituto Florestal
Rua do Horto, 931
Cep: 02377-000 – São Paulo – SP
Telefone/ Fax: (11) 2231-8555 – ramal: 2043
<http://www.iflorestal.sp.gov.br>
Email: publica@if.sp.gov.br

Publicada *online* em 17 dezembro de 2013

Tiragem: 400 exemplares

CORPO EDITORIAL/EDITORIAL BOARD

Lígia de Castro Etori – EDITOR-CHEFE/EDITOR-IN-CHIEF

Gláucia Cortez Ramos de Paula – EDITOR-ASSISTENTE/ASSISTANT EDITOR

EDITORES/EDITORS

Adriano Wagner Ballarin <i>FCA – UNESP – Botucatu</i>	Israel Luiz de Lima <i>Instituto Florestal</i>
Alexsandre Zamorano Antunes <i>Instituto Florestal</i>	João Carlos Nucci <i>UFPR</i>
Antonio da Silva <i>Instituto Florestal</i>	Leni Meire Pereira Ribeiro Lima <i>Instituto Florestal</i>
Antonio Ludovico Beraldo <i>FEAGRI – UNICAMP</i>	Leonardo Alves de Andrade <i>UEPB – Areia</i>
Beatriz Schwantes Marimon <i>UNEMAT – Nova Xavantina</i>	Maria de Jesus Robim <i>Instituto Florestal</i>
Carla Daniela Câmara <i>UTFPR – Medianeira</i>	Maurício Ranzini <i>Instituto Florestal</i>
Claudio de Moura <i>Instituto Florestal</i>	Miguel Angel Vales Garcia <i>Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba</i>
Daniela Fessel Bertani <i>Instituto Florestal</i>	Milton Cezar Ribeiro <i>IB – UNESP – Rio Claro</i>
Daysi Vilamajó Alberdi <i>Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba</i>	Paulo Eduardo Telles dos Santos <i>Embrapa Florestas</i>
Humberto Gallo Júnior <i>Instituto Florestal</i>	Rosângela Simão Bianchini <i>Instituto de Botânica</i>
Ingrid Koch <i>UFSCAR – Sorocaba</i>	Roseli Buzanelli Torres <i>Instituto Agronômico de Campinas</i>
Isabel Fernandes de Aguiar Mattos <i>Instituto Florestal</i>	Solange Terezinha de Lima-Guimarães <i>IGCE – UNESP – Rio Claro</i>

CONSELHO EDITORIA/EDITORIAL COUNCIL

Alain Philippe Chautems – <i>Conservatoire et Jardin Botanique de la ville de Genève, Suíça</i>
Eduardo Salinas Chávez – <i>Universidad de la Habana, Cuba</i>
Fábio de Barros – <i>Instituto de Botânica</i>
Fátima Conceição Márquez Piña-Rodrigues – <i>UFSCAR – Sorocaba</i>
George John Shepherd – <i>IB-UNICAMP</i>
Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo – <i>Instituto de Botânica</i>
Miguel Trefaut Urbano Rodrigues – <i>IB-USP</i>
Robin Chazdon – <i>The University of Connecticut, EUA</i>
Sueli Angelo Furlan – <i>FFLCH-USP</i>
Walter de Paula Lima – <i>ESALQ-USP</i>

REVISÃO DO VERNÁCULO/LÍNGUA INGLESA
PORTUGUESE/ENGLISH REVIWER
Yara Cristina Marcondes

REVISÃO FINAL
FINAL REVIEW
Yara Cristina Marcondes

REVISÃO DE LÍNGUA ESPANHOLA
SPANISH REVIWERS
Ivan Suarez da Mota
Miguel Angel Vales Garcia

EDITORAÇÃO GRÁFICA
GRAPHIC EDITING
Yara Cristina Marcondes

TRATAMENTO DE IMAGENS
IMAGE EDITING
Priscila Weingartner

CRIAÇÃO DA CAPA
COVER ART
Leni Meire Pereira Ribeiro Lima
Regiane Stella Guzzon

ANALISTAS/REFEREES

Adriana de Arruda Bueno <i>Fundação Florestal</i>	José Xaides de Sampaio Alves <i>Faculdade de Arquitetura, Artes e Comunicação de Bauru</i>
Bruna Gonçalves da Silva <i>LIVEP – UNICAMP</i>	Kátia Mazzei <i>Instituto Florestal</i>
Diego Nathan do Nascimento Souza Edgar Fernando de Luca <i>Instituto Florestal</i>	Leticia Couto Garcia <i>Centro de Referência em Informação Ambiental</i>
Eduardo Euclides de Lima e Borges <i>Universidade Federal de Viçosa</i>	Marcos Vinicius Winckler Caldeira <i>Universidade Federal do Espírito Santo</i>
Flaviana Maluf de Souza <i>Instituto Florestal</i>	Mauro Teixeira Junior <i>Universidade de São Paulo</i>
Humberto Gallo Junior <i>Instituto Florestal</i>	Renata Cecília Amaro <i>Universidade de São Paulo</i>
João Carlos Nucci <i>Universidade Federal do Paraná</i>	Rogério Rodrigues Faria <i>Universidade Federal de Mato Grosso do Sul</i>
João Vicente Coffani-Nunes <i>UNESP – Registro</i>	Roque Cielo Filho <i>Instituto Florestal</i>
José Marcelo Domingues Torezan <i>Universidade Estadual de Londrina</i>	Sérgio Roberto Garcia dos Santos <i>Instituto Florestal</i>

SUMÁRIO/CONTENTS

ARTIGOS CIENTÍFICOS/SCIENTIFIC ARTICLES

- Propuesta metodológica para la zonificación funcional de áreas naturales protegidas terrestres desde la perspectiva del paisaje. Methodological proposal for functional zoning of terrestrial natural areas protected from the landscape perspective. Adonis Maikel RAMÓN PUEBLA; Eduardo SALINAS CHÁVEZ; Carlos LORENZO MARTÍN 7-23
- Chemical and microbiological properties of an eutrophic Oxisol under riparian forest buffer reforestation and pasture. Propriedades químicas e microbiológicas de um Latossolo Vermelho eutrófico sob reflorestamento de mata ciliar e pastagem. Fabiana Marise PULITANO; Henrique Nery CIPRIANI; Luiz Eduardo DIAS; Giselda DURIGAN 25-33
- Avaliando a consolidação do Conselho Consultivo do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia. Evaluating the consolidation of the Advisory Board of the Serra do Mar State Park – Santa Virgínia Nucleus. Juliana Marcondes BUSSOLOTI; Solange Teresinha de LIMA-GUIMARÃES; Maria de Jesus ROBIM 35-51
- Sobrevivência de plântulas transplantadas de uma floresta tropical madura para viveiro de mudas na bacia do rio Xingu. Survival of seedlings transplanted from a mature tropical forest to nursery in Xingu river basin. Roberta Thays dos Santos CURY; Cândida Lahís MEWS; Gracildo Cordeiro CUNHA; Oswaldo de CARVALHO JR. 53-63
- Estádio inicial de sucessão em Floresta Estacional Semidecidual: implicações para a restauração ecológica. Early stage of succession in seasonal semideciduous forest: implications for the ecological restoration. Roque CIELO-FILHO; Joice Aparecida Dias de SOUZA; Geraldo Antonio Daher Corrêa FRANCO 65-89
- Herpetofauna do Parque Municipal Governador Mário Covas no município de Sorocaba, São Paulo, Sudeste do Brasil. Herpetofauna of the Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo, southeastern Brazil. Caio Vinícius de Mira MENDES; Paulo Tadeu Matheus de CAMARGO; Heitor Zochio FISCHER; Eliana Oliveira SERAPICOS; Fernanda Assef Sallit TONOLLI; Luciano Mendes CASTANHO; Luiz Arthur de Carvalho CINTRA; Rodrigo Castellari GONZALEZ 91-105

NOTAS CIENTÍFICAS/SCIENTIFIC NOTES

- Fenologia de *Annona coriacea* Mart. (Annonaceae) em um fragmento de Cerrado *sensu stricto* em Rio Verde, Goiás (Nota Científica). Phenology of *Annona coriacea* Mart. (Annonaceae) in a fragment of Cerrado *sensu stricto* in Rio Verde, Goiás (Scientific Note). Michellia Pereira SOARES; Patrícia Oliveira da SILVA; Janailson Leônidas de SÁ; Paula REYS; Daiane Moreira DOURADO; Thailliny Moraes SANTOS 107-113
- Métodos de quebra de dormência e características biométricas de mudas de flamboyant vermelho (*Delonix regia* Gul Mohr) (Nota Científica). Dormancy breakage methods and biometric characteristics in red flamboyant (*Delonix regia* Gul Mohr) seedlings (Scientific Note). Raissa Rachel Salustriano da SILVA-MATOS; Francisca Gislene ALBANO; Jailson Silva MACHADO; Aprigio Pereira dos SANTOS FILHO; Firmino Nunes de LIMA; Robson José de OLIVEIRA 115-121
- Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) (Aves, Strigidae): ocorrência e nidificação em um reflorestamento misto em Bauru, SP, Brasil (Nota Científica). *Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) (Aves, Strigidae): occurrence and nesting in a mixed reforestation in Bauru, SP, Brazil (Scientific Note). Guilherme Fernandes PEREIRA; Anderson da Silva LUCINDO 123-127

PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA ZONIFICACIÓN FUNCIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS TERRESTRES DESDE LA PERSPECTIVA DEL PAISAJE¹

METHODOLOGICAL PROPOSAL FOR FUNCTIONAL ZONING OF TERRESTRIAL NATURAL AREAS PROTECTED FROM THE LANDSCAPE PERSPECTIVE

Adonis Maikel RAMÓN PUEBLA^{2,5}; Eduardo SALINAS CHÁVEZ³;
Carlos LORENZO MARTÍN⁴

RESUMEN – La división de un área natural protegida en zonas de manejo es un proceso arduo y complejo, para lo cual es necesario un sistema de evaluación y clasificación de la superficie del territorio en cuestión que permita el reconocimiento en el terreno de los sitios donde se llevarán a cabo las acciones para la protección y el manejo de los valores y recursos del área. El presente trabajo propone una guía metodológica que describe, analiza y privilegia como soporte teórico-metodológico la Geoecología de los Paisajes como vía para llegar a la propuesta de zonificación funcional de un Área Natural Protegida terrestre, partiendo de la delimitación, clasificación y cartografía de las unidades de paisaje con el empleo de los Sistemas de Información Geográfica; el análisis de algunas de las propiedades sistémicas de los paisajes y el cálculo de indicadores como naturalidad, heterogeneidad, peligro, estabilidad y sensibilidad entre otros, así como la evaluación de los potenciales y los conflictos de uso como parte del diagnóstico, permitirá realizar la propuesta de zonificación funcional con una visión integral del territorio y determinar para cada zona y subzona las acciones a desarrollar para mitigar los impactos, atenuar o eliminar las amenazas, mejorar la salud de los objetos de conservación y proteger los valores en cada una de las áreas identificadas con problemas.

Palabras claves: zonificación funcional; zonas de manejo; sistema de información geográfica; indicadores de paisajes.

ABSTRACT – The division of a protected natural area in managed territories is a difficult and complex process for which an assessment and classification system of the surface of the territory, allowing the recognition of the places, where actions to protect the manage values and the resources of the area will be carried out, is necessary. This paper proposes a methodological guide, describes, assesses and favors, as a theoretical and methodological medium, the Geoecology of Landscapes as a means to reach the functional zoning proposal of a terrestrial protected area from defining, classifying and mapping landscape units with the use of GIS; the analysis of some of the systemic properties of landscapes and the calculation of indicators such as naturalness, diversity, danger, stability and sensitivity, among others, as well as the evaluation of the potentials and the use conflicts as part of the diagnosis to carry out the functional zoning proposal with a comprehensive approach of the territory and determine the steps to be taken to mitigate impacts, reduce or eliminate threats, improve the health of the objects of preservation and protect the values in every zone and sub-zone.

Keywords: functional zoning; managed areas; GIS; landscape indicators.

¹ Recebido para análise em 30.01.13. Aceito para publicação em 12.05.13.

² Órgano de Montaña Sierra Maestra, Calle Gral. Rabí s/n, Reparto Arevalos, Guisa, Granma, Cuba. omsm@granma.inf.cu

³ Universidad de la Habana, Facultad de Geografía, Calle L No. 353, Vedado, Habana 4, La Habana, Cuba. esalinas@geo.uh.cu

⁴ Centro Nacional de Áreas Protegidas, Calle 18-A No. 4114 e/ Avenida 41, Playa, La Habana, Cuba. carlos@cnap.cu

⁵ Autor para correspondência: Adonis Maikel Ramón Puebla – omsm@granma.inf.cu

1 INTRODUCCIÓN

La fase principal de la planificación de las Áreas Naturales Protegidas se corresponde con la zonificación funcional de las mismas. Su finalidad no es otra que la ordenación del territorio mediante zonas y/o subzonas que se identifican con la aplicación de determinados criterios, y que se adoptan como base para definir el grado y el tipo de intervención que garantizará el cumplimiento de los objetivos de protección en cada Área Natural protegida.

Este proceso según Gerhartz et al. (2007) requiere la representación cartográfica de las zonas de manejo, que permita el reconocimiento en el terreno de los sitios donde se llevarán a cabo las acciones para la protección y el manejo de los valores y recursos. Para ello es necesario establecer unidades espaciales, evaluar su vocación para los distintos tipos de uso de acuerdo con la categoría de manejo y establecer un sistema de clasificación de la superficie del área natural protegida, que regule dichos usos y establezca las acciones permitidas y necesarias en cada una de las zonas definidas.

Esto implica, adoptar un criterio de delimitación de las entidades espaciales que representen sistemas ecológicos cartografiados a una escala adecuada, de manera que induzcan el establecimiento de zonas donde la naturaleza de los atributos centrales de la unidad, dígame formaciones geológicas superficiales, relieve, vegetación, fauna y regímenes térmicos y de humedad, entre otros, condicionan relaciones y procesos físicos y biológicos propios del área considerada.

Para definir estas unidades espaciales, se utiliza el paisaje, que como concepto científico, es aportado por la Geografía Física Compleja y se refiere a un tipo particular de sistema material, que está constituido de componentes geográficos intercondicionados e interrelacionados en su distribución, desarrollándose en el tiempo, como parte del todo (Mateo, 2008).

Asumiendo en esta guía al paisaje como una porción del territorio donde existe un cierto nivel de organización del conjunto de componentes y factores actuantes en el ambiente local, que pueden ser integralmente estudiadas y cartografiadas con diferentes grados de abstracción, según el nivel

de percepción utilizado en el estudio, que ofrece la posibilidad de proporcionar las bases técnicas adecuadas para la planificación del uso de la tierra (Bastian y Steinhart 2002, 2006; Busquets y Cortina, 2009; Naveh y Lieberman, 2001).

Definida la unidad de paisaje como unidad espacial para la zonificación funcional de las áreas naturales protegidas, se adopta entonces el procedimiento metodológico de la planificación ambiental tomado de Mateo (2002) con las etapas a seguir enfocadas a la organización de las tareas a ejecutar durante el proceso de zonificación funcional, dividido en las fases siguientes.

2 ESTUDIO DE LA ORGANIZACIÓN PAISAJÍSTICA

Parte de la clasificación y la taxonomía de las estructuras paisajísticas, esta puede centrarse en la descripción inicial del mismo con vistas a su posterior interpretación, o bien enfocarse directamente a la valoración de su calidad o fragilidad dejando implícita su descripción. El objetivo primordial es la obtención de una tipificación del territorio según su paisaje, que permita utilizar los mapas resultantes como herramienta en la gestión del territorio (Acevedo, 1996; Salinas, 2007).

La misma se realiza atendiendo a factores como las dimensiones del territorio y su relación con la escala de trabajo, y al propio comportamiento de los componentes naturales, cabe señalar, que la importancia relativa de cada componente puede variar de un caso de estudio a otro, razón por la cual se puede plantear que no existe una regla absoluta para confeccionar un mapa de paisajes. Como tampoco, existe una regla que defina lo que se puede hacer mediante el uso de los Sistemas de Información Geográfica – SIG (Salinas y Quintela, 2001; Bocco et al., 2009; Pereira, et al., 2011).

A continuación se presenta en la Figura 1 el procedimiento metodológico a seguir, con los pasos necesarios resumidos en la Tabla 1, para obtener el mapa de unidades de paisajes de un territorio a escalas medias y grandes, parte esencial de la presente guía, pues constituye la base a partir de la cual se propone realizar la zonificación funcional de un área natural protegida. Una explicación más detallada y completa del proceso puede consultarse en Ramón y Salinas (2012).

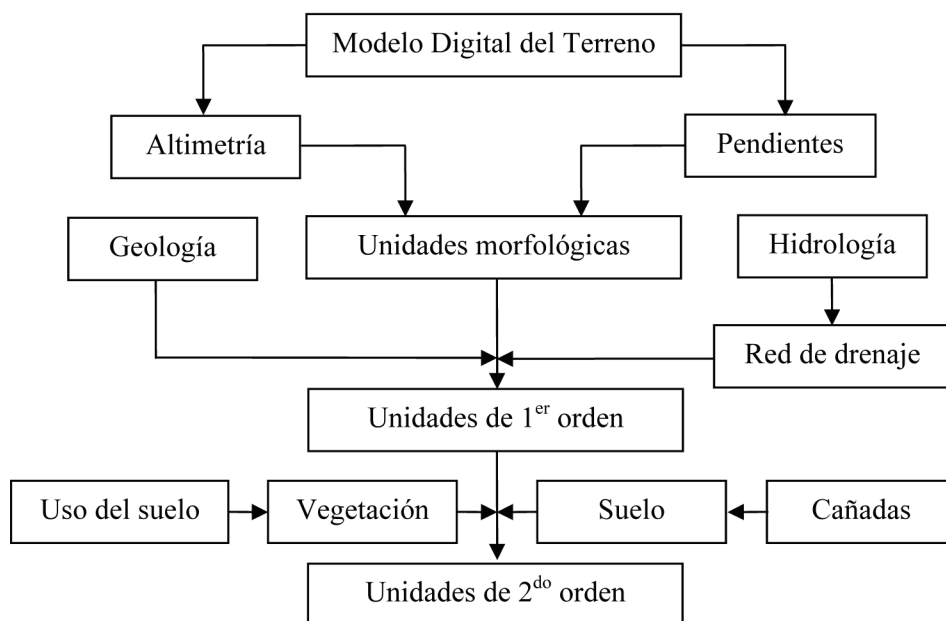


Figura 1. Esquema metodológico para la realización de mapas de paisajes con el uso de los SIG. Fuente: Salinas y Quintela (2001).

Figure 1. Methodological scheme to obtain landscape map with GIS. Source: Salinas and Quintela (2001).

En la Tabla 1 se presentan de forma general las herramientas y la metodología a usar con el ArcGIS Desktop bajo el supuesto de contar con las capas temáticas de unidades del relieve, litología, variables climáticas, tipos de suelos, vegetación y uso del suelo con vistas a la obtención del mapa de unidades del paisaje.

En interés de contar con una escala idónea que permita la planificación espacial a nivel local se propone utilizar en esta guía el enfoque topológico de los paisajes que se basa en la distinción de paisajes de carácter local, formados en la interacción de los componentes naturales y la acción humana, que se caracterizan por poseer rasgos particulares y propios (Mateo, 2008). En las que se pueden apreciar cambios importantes en decenas o centenas de metros, de forma tal que los rasgos individuales pasan a un segundo plano y se hacen más importantes los topológicos, de ahí que sean estudiados desde el punto de vista de la tipología.

Es debido esencialmente a lo anterior, que la alta variabilidad del espacio geográfico generada por la diferenciación geomorfológica, le confiere al mismo una importante connotación ecológica sobre la superficie terrestre. Esta diferenciación espacial se expresa en la existencia de unidades de distinto rango taxonómico.

En este sentido a nivel local (a escalas entre 1:10 000 y 1:100 000) Mateo (2008) propone distinguir cuatro unidades tipológicas: localidades, comarcas, subcomarcas y facies. En la presente metodología, teniendo en cuenta los aspectos enunciados anteriormente se trabajará con unidades de paisajes correspondientes a tres niveles taxonómicos: localidades, comarcas y subcomarcas y se propone establecer antes de su identificación los índices diagnósticos para la definición de cada nivel taxonómico en el área a estudiar, lo que permitirá una mejor delimitación, clasificación y cartografía de dichas unidades.

Tabla 1. Procedimiento para la obtención de las unidades de paisajes con el software ArcGIS Desktop.

Table 1. Process to obtain landscape unit with ArcGIS Desktop.

Paso	Operación	Comando	Observaciones y explicaciones básicas
1.	Superposición del mapa de las unidades morfométricas del relieve con el mapa litológico (tipos de rocas)	Union (Analysis Tools)	En este paso se identifica el material litológico que constituye a las unidades morfométricas del relieve; por ejemplo, alturas medias fuertemente inclinadas, constituidas por basalto, etc.
2.	Generalización espacial por área mínima cartografiable	Eliminate (Management)	Identificación e incorporación a entidades de mayor tamaño, de las entidades entre 2 y 4 mm ² en el papel, para mejorar la legibilidad del mapa, tratando de no modificar sustancialmente los límites de las unidades morfométricas
3.	Superposición del mapa del punto 2 con el mapa de tipos de climas o de parámetros climáticos seleccionados	Union (Analysis Tools)	Este paso sigue la secuencia del paso 1 de esta tabla, ahora la idea es adicionar al mapa del punto 2 el atributo climático; ejemplo, alturas medias fuertemente inclinadas, constituidas por basalto en clima fresco con lluvias en verano
4.	Generalización espacial por área mínima cartografiable	Eliminate (Management)	Identificación e incorporación a entidades de mayor tamaño, de las entidades entre 2 y 4 mm ² en el papel, para mejorar la legibilidad del mapa, tratando de no modificar sustancialmente los límites de las unidades identificadas
5.	Superposición del mapa del punto 4 con el mapa de los tipos de suelos (sustrato edáfico)	Union (Analysis Tools)	Ahora el propósito es adicionar, al mapa del punto 4, el atributo de los tipos de suelos; ejemplo, alturas medias fuertemente inclinadas, constituidas por basalto en clima fresco con lluvias en verano, con suelo aluvial
6.	Superposición del mapa del punto 5 con el mapa de vegetación y de usos del suelo	Union (Analysis Tools)	Finalmente, al mapa del punto 5 se le adiciona el atributo de los tipos de vegetación y usos del suelo; ejemplo, alturas medias fuertemente inclinadas, constituidas por basalto en clima fresco con lluvias en verano, suelo aluvial, con bosque semidecídúo

Fuente: Elaborado por los autores a partir de Priego-Santander et al. (2008), Ramón et al. (2009), Ramón y Salinas (2012).
 Source: Prepared by the authors from Priego-Santander et al. (2008), Ramón et al. (2009), Ramón and Salinas (2012).

3 ANÁLISIS DE LOS PAISAJES

El análisis de los paisajes o análisis paisajístico, está considerado como la piedra angular de las investigaciones geoecológicas; el mismo consiste en el conjunto de métodos y procedimientos técnico-analíticos, que permiten conocer y explicar las regularidades de la estructura del paisaje, sus propiedades, índices y parámetros geoecológicos, la dinámica, la historia del desarrollo, los estados, los procesos de formación y transformación del paisaje y su tratamiento científico como sistemas manejables y dirigibles (Acevedo, 1996).

Es objetivo fundamental de esta etapa la comprensión de cómo está estructurado el paisaje. No tratando en ningún momento de hacer una valoración completa y profunda de estas propiedades, sino tener una idea lo bastante objetiva que ayude en el cálculo de los índices previstos, que constituyen la base informativa para la elaboración de propuestas de zonificación funcional del territorio.

Dada la diversidad de posiciones y de puntos de vista a la hora de acometer las tareas que se incluyen en esta fase, solo se detallarán las más trascendentes y las que comúnmente se utilizan en proyectos de investigación, tanto en Cuba como en el extranjero.

Iniciando con la determinación de la imagen del paisaje definido por Viktorov (1986) apud Quintela (1995) como “el mosaico (visto en planta) que se forma por las unidades paisajísticas que existen en un territorio dado” siendo este el punto de partida para el planteamiento de la mayor parte de los indicadores que existen en la literatura geográfica. Dentro de los que se encuentran:

- cantidad total de entidades (polígonos). Es la magnitud que expresa el número total de polígonos diferentes que se observan en un territorio no poniendo atención a su contenido;
- número de clases (tipos) de paisajes presentes en la unidad. Expresa la cantidad de tipos diferentes de paisajes que existen en un territorio. En este caso son tratados como componentes de la imagen, ya que todos los polígonos son definidos y clasificados en el número de clases e acuerdo a su contenido;
- número de entidades (polígonos). Expresa la cantidad de polígonos de un mismo tipo presentes en la unidad.

El conocimiento de la imagen es el elemento base para la interpretación del paisaje, que está compuesto por todo un conjunto de elementos. La imagen y la discriminación de los elementos que la componen se pueden aplicar e inferir a cualquier escala.

No obstante la gran cantidad de información que se puede obtener por esta vía, a partir del aporte de interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes, la proporción de cada cubierta del suelo o la superficie y la forma de los elementos del paisaje es recomendable la combinación de distintos índices para obtener resultados más fiables e interpretar los resultados correctamente que de forma combinada aportan mayor información sobre el estado y características de los paisajes y por ende una mayor ayuda a la hora de establecer las distintas zonas y subzonas de manejo del área natural protegida.

Dentro de estos índices que pueden brindar una mayor información sobre el estado de los paisajes y brindar un aporte importante en la zonificación funcional, están los relacionados con la naturalidad, heterogeneidad y antropización. A continuación se brinda la descripción de algunos de ellos.

3.1 Índice de Naturalidad

Para el cálculo de la naturalidad aunque existen diversas propuestas se sugiere utilizar el índice propuesto por Machado (2004), que basa sus criterios diagnósticos en los aspectos del paisaje que pueden ser medidos.

La escala de naturalidad se lee de arriba hacia abajo y cada categoría es definida por las condiciones descriptivas que se enumeran a continuación:

[10] Sistemas vírgenes naturales: solo están presentes elementos y procesos naturales. Posible presencia anecdótica o absolutamente insignificante de elementos antrópicos, o totalmente insignificantes de polución físico-química proveniente de fuentes antrópicas exteriores.

[9] Sistemas naturales: muy poca presencia de elementos biológicos externos (sin efectos cualitativos); infraestructura artificial mínima, temporal removible. Polución físico-química ausente o poco significativa.

[8] Sistemas sub-naturales: posible presencia extendida de especies exóticas, pero no dominante (bajo impacto); localización de elementos artificiales, no extensos. Polución ocasional capaz de ser asimilada por el sistema (no más allá de su capacidad de recuperación). Posible extracción menor de recursos renovables. Fragmentación irrelevante. Dinámica natural poco alterada.

[7] Sistemas cuasi naturales: actividades antrópicas extensivas y bajo impacto físico; las instalaciones existentes están dispersas y no conectadas; especies exóticas bien arraigadas pero no dominantes. Moderada extracción de recursos renovables, si está presente. Poca alteración de la dinámica del agua.

[6] Sistemas seminaturales: infraestructura antrópica escasa o concentrada; posible dominancia de especies exóticas, elementos nativos considerablemente reducidos. Adición ocasional de energía y/o extracción de recursos renovables o materiales no relevantes. Dinámica general aun controlada por procesos naturales. Puede incluir sistemas culturales abandonados en proceso de recuperación natural.

[5] Sistemas culturales auto mantenido: procesos condicionados por las actividades extensivas del hombre; producción biológica no demasiado forzada, especies nativas alteradas, ocasionalmente manejadas. Poca presencia de construcciones o instalaciones. Poca o ningún manejo del ciclo del agua (pasivo).

[4] Sistemas culturales asistidos: infraestructuras importantes y/o condicionamiento del medio ambiente físico; producciones biológicas forzadas; moderada adición de materia (usualmente con polución asociada). Elementos naturales entremezclados, en parches o corredores. Manejo activo del agua.

[3] Sistemas muy intervenidos: áreas con producciones biológicas (naturales/cultivadas/crías) mixtas (mosaicos) con construcciones e infraestructuras. Diversidad natural severamente reducida; elementos algo aislados (intensa fragmentación). Agua dinámicamente manipulada. Geomorfología usualmente alterada, suelos eventualmente removidos.

[2] Sistemas semi-transformados: producción biológica no dominante, desarticulada. Predominancia de elementos construidos; desarrollo vertical moderado de instalaciones; entrada intensiva de materia y energía (comida, agua) desde el exterior. Control intensivo del agua.

[1] Sistemas transformados: gobernados por procesos antrópicos, clara dominancia de elementos artificiales; desarrollo vertical intensivo frecuente; vestigios de elementos naturales; los elementos naturales son exóticos confinados, decorativos o no visibles. Total dependencia externa de entradas de materia y energía desde el exterior. Control absoluto del agua.

3.2 Heterogeneidad de los Paisajes

Como regularidad general, la mayor heterogeneidad del paisaje se asocia a una alta complejidad geólogo-geomorfológica y con ella, una mayor riqueza de especies y una alta variabilidad en formaciones vegetales y usos del suelo. Esto coincide con lo encontrado por Velázquez y Bocco (2001), quienes obtuvieron patrones parecidos al cartografiar la biodiversidad mediante un enfoque geoecológico (Land Unit) en zonas de México y a lo encontrado en otras zonas tropicales por Priego-Santander y Rodríguez-Farrat (1998), a escala regional en el archipiélago del norte de Camagüey y Jiménez et al. (2007) en Viñales Cuba. Por tanto, las tendencias encontradas en los estudios hechos por estos autores en Cuba y en varias regiones de México pueden tomarse como regularidad general y como tal se asume en esta metodología para la determinación de la riqueza específica de un ecosistema mediante el estudio de la riqueza y diversidad del paisaje.

Con tal fin, se hace uso de índices que en su mayoría se han aplicado para explorar la diversidad biológica, pero en esta metodología se proponen a partir de los resultados obtenidos con estos por Priego-Santander (2004) para conocer la heterogeneidad de los paisajes geográficos, en los que se sustituye el número de especies por clases de paisajes y número de individuos por cantidad de polígonos, que se contabilizan sobre la base del mapa de paisajes.

Algunos de los indicadores recomendados y que han sido usados ya por este autor y otros son: complejidad corológica (*CC*), riqueza relativa (*R*), complejidad tipológica (*CT*), diversidad (*U*) y dominancia (*D*) de McIntosh; abundancia de Pielou (*E*); y el índice de dominancia (*Di*). La fórmula para su determinación se puede apreciar en la Tabla 2.

Tabla 2. Ecuaciones de los índices empleados para calcular la heterogeneidad geoecológica.

Table 2. Equation to make use of indexes to calculate ecological heterogeneity.

Índice	Ecuación
Complejidad Corológica	$CC = n_i / A$
Riqueza Relativa de Ecosistemas	$R = Nc / Nc_{max}$
Complejidad Tipológica	$CT = n_i / Nc$
Diversidad de McIntosh	$U = \sqrt{\sum n_i^2}$
Dominancia de McIntosh	$D = N(1 - \sqrt{\sum p_i^2}) / N - \sqrt{N}$
Abundancia de Pielou	$E = H' / \ln(Nc)$
Dominancia de Turner	$Di = H'_{max} - H'$ donde $H'_{max} = \ln(Nc)$

Fuente: Priego-Santander (2004).

Dónde: n_i : número de polígonos de la clase i en la unidad; Nc : número de clases de paisajes presentes en la unidad; Nc_{max} : número máximo de clases de paisajes posibles de ocurrir en la unidad; A : área de la unidad; p_i : n_i/N ; N = número total de polígonos en la unidad.

Source: Priego-Santander (2004).

Where: n_i : number of polygons of the class i in the unit; Nc : number of landscapes classes present in the unit; Nc_{max} : maximum number of classes of possible landscapes to happening in the unit; A : area of the unit; p_i : n_i/N ; N = total number of polygons in the unit.

Estos índices, son solo una parte de muchos otros que pueden consultarse en la bibliografía disponible al respecto (Eagles et al., 2002; Martínez y Martín, 2003; Geneletti et al., 2010) y que, según Priego-Santander (2004) su correcta valoración, puede servir a los propósitos de esclarecer las áreas de mayor variabilidad bio-abiótica, que pueden ser obviamente definidas como “zonas calientes” de biodiversidad, de igual modo, reflejan la unicidad de determinados tipos de ecosistemas y la frecuencia de la ocurrencia de los mismos.

3.3 Índice de Peligro

Es un índice que puede ser de utilidad para determinar aquellas zonas importantes para la conservación. Su función es determinar el número de especies bajo las distintas categorías de amenaza y vulnerabilidad por unidad de paisaje y tener una noción del grado de significación de la unidad como refugio o de servir de habitat y soporte a estas especies. A mayor número de especies bajo las distintas categorías de amenaza en una unidad de paisaje, mayor será la significación de esta para la conservación.

Se calcula a partir de la determinación de la cantidad de especies vegetales o animales bajo las distintas categorías de amenazas entre el número total de especies en la unidad de paisaje.

4 EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE LOS PAISAJES

Se fundamenta en la evaluación de los potenciales o aptitud de las unidades de paisajes y en los problemas geoecológicos que pueden generarse o que ya existen, como consecuencia no solo de los procesos naturales, sino también de forma muy significativa, por las actividades humanas actuales o que se desean implantar.

Existen, según Salinas (1991) tres formas de abordar la evaluación del potencial o aptitud de los paisajes y cada una de ellas puede combinar diversos métodos para su determinación, ellas son: mediante la sumatoria de los potenciales parciales, mediante la utilización de índices por componentes y mediante el uso de valores o índices globales.

Este proceso de evaluación de la aptitud de los paisajes, según diversos autores (Salinas, 1991 y Secretaría de Desarrollo Social/ Universidad Nacional Autónoma de México – SEDESOL/UNAM, 2002) abarca tres etapas que son: la evaluación de la aptitud natural de las unidades de paisaje respecto a los Tipos de Utilización del Territorio – TUT seleccionados; la evaluación de la compatibilidad jurídica, la viabilidad socioeconómica, ambiental y técnico-financiera de la dichos TUT y de los cambios

implementación de uso que estos llevan implícitos; y finalmente la determinación de la aptitud de uso del territorio.

Para comenzar con este proceso y siguiendo con las etapas antes mencionadas, primeramente se deben de seleccionar los TUT específicos a evaluar, que en nuestro caso serían: conservación, uso público, restauración y socioeconómico, estableciéndose, además, para cada uno de ellos los requerimientos necesarios (Tabla 3).

Tabla 3. Tipos de utilización del territorio a evaluar y requerimientos.

Table 3. Land use to evaluate and its requirement.

Conservación: nivel de naturalidad; valores de diversidad biológica; existencia de especies en peligro o amenazadas; grado de endemismo y existencia de asentamientos humanos.	Uso público: nivel de naturalidad, grado de representatividad de las características, especies, ecosistemas y paisajes del área natural protegida; accesibilidad; existencia de infraestructuras; valores escénicos; existencia de asentamientos humanos y valores histórico-culturales.
Restauración: nivel de naturalidad; existencia de áreas degradadas por actividades humanas históricas o actuales; existencia de asentamientos humanos; existencia de áreas de actividad económica tradicional; valores de diversidad biológica; existencia de especies en peligro o amenazadas y grado de endemismo; nivel de compatibilidad con la vocación de los suelos y categoría del área natural protegida.	Socioeconómico: nivel de naturalidad; existencia de asentamientos humanos; existencia de áreas de actividad económica tradicional; accesibilidad; nivel de compatibilidad con la vocación de los suelos y categoría del área natural protegida.

Fuente: Elaborada por los autores.

Source: Prepared by the authors.

Definidos los TUT a evaluar y sus requerimientos se buscan las unidades de paisaje que cumplen con estos requisitos a partir de lo cual entonces se obtiene la Aptitud Natural – AN de cada unidad de paisaje para cada TUT y se confeccionan los mapas de aptitud natural referidos a cada tipo de utilización de la tierra. Estableciéndose cuatro categorías de aptitud natural a saber: A1 (Apto), A2 (Moderadamente apto), A3 (Marginalmente apto) y N (No apto).

Posteriormente sobre la base de la aptitud natural obtenida para cada unidad de paisaje se

realiza el análisis de la compatibilidad jurídica y/o normativa para cada TUT evaluado. Esta es de suma importancia pues es excluyente, lo que quiere decir, que independientemente de la aptitud natural de una unidad del paisaje, si ella está sujeta a alguna regulación normativa o jurídica respecto a su uso, dicha aptitud se convierte automáticamente en N, por lo menos para el espacio ocupado por dicha área. Este análisis de la compatibilidad jurídica se realiza para los valores positivos de la aptitud natural (excluyendo las unidades no aptas).

Las unidades de paisaje que después del análisis de su compatibilidad jurídica resultan aptas para continuar con el proceso de evaluación de la aptitud del territorio son sometidas entonces a la evaluación de la viabilidad socioeconómica, ambiental y técnico-financiera, considerando para ello los criterios siguientes:

Viabilidad Socioeconómica – VSE

- Inercias asociadas a los usos tradicionales en la región.
- Generación de empleo y oportunidades de desarrollo social en el territorio.
- Satisfacción de necesidades de la población.
- Disponibilidad de mano de obra.
- Disponibilidad de viales o caminos de acceso.

Viabilidad Ambiental – VA

- Poder degradante del TUT en el mediano y largo plazo.
- Capacidad de carga de la unidad frente al TUT.
- Restricciones por amenazas naturales y antrópicas.
- Restricciones por procesos de degradación actuales.

Viabilidad Técnica y Financiera – VTF

- Disponibilidad de conocimientos y recursos técnicos y tecnológicos requeridos.
- Disponibilidad de recursos financieros.
- Disponibilidad de infraestructura física requerida.

Esta evaluación de la VSE, VA y VTF se realiza utilizando algún método de expertos. Evaluándose cada tipo de viabilidad para cada unidad de paisaje en cada TUT como: viable, viable con condiciones y no viable, a los que se les asignan los valores de 2, 1 y 0, respectivamente.

A continuación se relacionan estas escalas y las obtenidas de la valoración de la aptitud natural: N (0), A3 (1), A2 (2) y A1 (3), llevándolas a un máximo común de 100 y asignándoles su valor equivalente. Con estos valores obtenidos se calcula el Índice de Aptitud de Uso – IAU de cada unidad de paisaje para cada TUT, según la fórmula:

$$IAU = \frac{(AN + VSE + VA + VTF)}{4}$$

El valor del índice calculado estará entre 0 y 100, estableciéndose cuatro categorías para cada TUT específico que son:

- A1: 75,1 – 100
- A2: 50,1 – 75
- A3: 25,1 – 50
- N: 0 – 25.

A partir de estos valores de aptitud se confeccionan los mapas de aptitud del territorio para la conservación, el uso público, la restauración y la actividad socioeconómica. Los cuales se combinan a partir de matrices para conformar la matriz de aptitud principal y secundaria del territorio, con lo cual se elabora el mapa final de aptitud del territorio (SEDESOL/UNAM, 2002).

4.1 Evaluación de los Conflictos de Uso

La evaluación de los conflictos de uso se considera la etapa culminante del diagnóstico del uso del territorio y se realiza tomando como referencia la información recogida en las fases anteriores y la aptitud de uso del territorio, buscando determinar los conflictos de uso existentes (Ramón et al., 2011).

Para obtener los conflictos posibles se confrontan las aptitudes de uso (usos potenciales) y los usos actuales, a partir del análisis de la concurrencia espacial de actividades sectoriales incompatibles. Expresando el nivel de conflictos en función de la propuesta de clasificación de conflictos ambientales que se detalla en la Tabla 4.

El resultado es un mapa que refleja el gradiente de intensidad de los conflictos ambientales en las unidades de paisajes.

Tabla 4. Propuesta de clasificación de los conflictos ambientales.

Table 4. Environmental conflicts classification proposal.

Nivel de conflicto	Descripción
Sin Conflicto	El uso actual refleja la aptitud potencial del territorio sin existir sobreposiciones con las aptitudes de otros sectores.
Conflicto Muy Bajo	El uso actual es compatible con una de las aptitudes potenciales del territorio, pero no es el óptimo desde el punto de vista ambiental.
Conflicto Bajo	El uso actual es diferente a la aptitud deseada (en términos de similitud al funcionamiento natural del territorio), pero coincide con una de las actitudes que presenta la zona.
Conflicto Moderado	No existe coincidencia con las actitudes presentes, sin embargo la similitud del uso actual con las diferentes aptitudes reduce el nivel de conflicto.
Conflicto Alto	Las actividades necesarias para la permanencia del uso actual lo hacen completamente incompatible con aquellas necesarias para alcanzar la vocación del territorio.
Conflicto Muy Alto	La incompatibilidad de los usos actuales con los de mayor aptitud del territorio, hacen que estas prácticas sean insostenibles y que presentes serios riesgos de degradación ambiental.

Fuente: Elaborado por los autores a partir de la propuesta de Instituto Nacional de Ecología/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales – INE/SEMARNAT (2006).

Source: Prepared by the authors from the proposal of Instituto Nacional de Ecología/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales – INE/SEMARNAT (2006).

4.2 Diagnóstico Integrado

Para realizar el diagnóstico integrado de las condiciones actuales es vital basarse en la información de las etapas anteriores, utilizándose como técnica de trabajo, el uso de matrices de doble entrada, donde se relacionan las unidades de paisajes con los indicadores e índices sintéticos como es el caso de la evaluación de los conflictos de uso, la naturalidad, los índices de diversidad y otros, los cuales de conjunto van a constituir la base para establecer el estado de las unidades de paisajes, su problemática y objetivos de manejo.

5 ZONIFICACIÓN Y REGULACIONES DEL USO, MANEJO Y PROTECCIÓN DE LOS VALORES DEL ÁREA NATURAL PROTEGIDA

El último paso de este proceso lo constituye la zonificación funcional del área natural

protegida, que se realizará a partir del diagnóstico de las unidades de paisajes obtenidos durante el proceso y la clasificación de estas unidades en las distintas zonas y/o subzonas funcionales que puedan ser establecidas a partir del criterio de los planificadores en dependencia del país o región que se trate, en esta guía se proponen en caso de no contar con criterios para establecer las distintas zonas de manejo, las sugeridas por Gerhartz et al. (2007) en “Metodología para la elaboración de los planes de manejo de las áreas naturales protegidas de Cuba”, en el acápite correspondiente a la zonificación funcional (y que están relacionadas con las categorías de manejo propuestas en diversos documentos por la UICN, WWF y otras instituciones internacionales), aplicada desde el año 2008 en todo el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba – SNAP, que establece las siguientes zonas de manejo para las áreas naturales protegidas terrestres:

Zona de Conservación

En esta zona se incluyen las áreas mejor conservadas y que representan los más importantes y más frágiles valores del área, los cuales, en la gran mayoría de los casos, son la razón de ser del área natural protegida.

Dentro de esta zona no será permitida ninguna actividad humana que degrade esos valores. El principal objetivo de este tipo de zona es la protección de recursos únicos o muy valiosos en un estado casi inalterado. Solo se permiten las actividades y las estructuras necesarias para el manejo y conservación de las cualidades silvestres, constituidas generalmente por los sitios de acceso y los senderos que sean imprescindibles para los recorridos del personal del área e investigadores relacionados, con vistas a facilitar el acceso a los sitios donde se realizan investigaciones y monitoreo. Debe evitarse siempre la fragmentación de estas áreas con senderos, caminos o trochas cortafuegos.

Los usos y actividades serán muy limitados. Se permitirán sólo aquellas acciones de manejo encaminadas a evitar o eliminar algún tipo de proceso dañino o presión (debido a causas históricas, inactivas en el presente) que aunque reconocible, no afectan de manera profunda la salud de los ecosistemas y objetos de conservación. Ejemplo de estas acciones son la eliminación de especies exóticas y medidas anti-erosivas para eliminar antiguos senderos o caminos. El acceso a esta zona será controlado y permitido exclusivamente en funciones de protección y manejo y a visitantes autorizados en funciones investigativas, de monitoreo o docentes.

Dentro de ella se establecerá, donde haya condiciones mínimas para ello, una subzona de conservación estricta donde ninguna actividad humana será permitida, excepto aquellas relacionadas con la investigación y el monitoreo, que no impliquen alteración alguna de los hábitat y ecosistemas.

Cuando dentro de una zona conservada, exista una alteración drástica debido a un disturbio natural como un huracán, fuego u otro, se podrá definir dentro de ella una subzona de regeneración natural, donde se deja que el ecosistema evolucione sin intervención humana sobre la sucesión que se establece. Solo, excepcionalmente, se permitirá en ella algún manejo activo, cuando por ejemplo, llegase al área alguna especie exótica invasora que pueda competir con las especies nativas.

La delimitación de la zona de conservación debe realizarse de forma cuidadosa. Asegurándose de incluir solo áreas bien conservadas que no requieren mejoramiento ni manejo activo. Pensando en cuáles actividades se realizan hoy y analizar si esas actividades son compatibles con los requerimientos de la zona y si pueden modificarse o prohibirse para hacerlas compatibles con las regulaciones de la misma.

Zona de Uso Público

La zona de uso público es aquella que dentro del área natural protegida se dedica fundamentalmente a actividades de recreación y educativas. Generalmente, son de fácil acceso y poseen muestras representativas de las características, especies, ecosistemas y paisajes del área natural protegida, pero sin que constituyan sus valores fundamentales, por lo que pueden tener cierto grado de alteración y requerirán de una infraestructura específica, acciones de manejo y un eficiente sistema de monitoreo del impacto de los visitantes, tanto sobre el medio natural como sobre la infraestructura.

Las subzonas se determinarán en función de la carga de visitantes y el tipo de actividad a realizar. De acuerdo con la carga de visitantes puede dividirse en:

- zona de uso extensivo: se limitará la cantidad de visitantes diarios y la infraestructura será la mínima requerida para garantizar la seguridad y provocar un impacto mínimo en el funcionamiento natural de los ecosistemas.

- zona de uso intensivo: se concentrará la infraestructura más masiva como los servicios básicos (posta médica, áreas de venta, servicios sanitarios), los accesos viales, senderos de corta duración y elevada capacidad de carga, centros de visitantes, campamentos y áreas de acampada entre otros. El área intensiva debe limitarse al máximo para promover el disfrute, educación ambiental y la protección del visitante en un entorno natural, que es el objetivo fundamental de la visita a las áreas protegidas.

Las infraestructuras de uso intensivo tales como hoteles, restaurantes, tiendas u otras de elevado consumo de recursos y gran impacto sobre el entorno, serán localizadas fuera del área natural protegida y sólo en casos excepcionales, si la categoría de manejo del área lo admite, estarán dentro de sus límites, tratando en todos los casos de limitar su número, capacidad y área.

Zona Histórico-cultural

En esta zona se incluirán aquellos sitios que tienen importancia arqueológica, histórica o cultural, usualmente de relevancia nacional o internacional. Las actividades a desarrollar en ella serán la preservación, restauración e interpretación de valores histórico-culturales. Esta zona puede superponerse parcialmente con la de uso público, en los casos en que los valores histórico-culturales son, además de preservados, mostrados al público.

Zona de Recursos Genéticos Manejados

Este es un nuevo tipo de zona que aunque es poco utilizada en la planificación en Cuba, puede resultar de gran utilidad. Ha surgido por la necesidad de desarrollar acciones de manejo intensivas para lograr la conservación de determinados objetos cuyo funcionamiento natural está siendo alterado por diferentes amenazas. Debido a que las acciones de manejo que se desarrollan en esta zona son de tipo intensivo, incidiendo directamente en los procesos ecológicos, requieren estar fundamentadas en los resultados de investigaciones científicas de alto nivel y evaluar constantemente sus resultados a través de un riguroso sistema de monitoreo.

Además, las acciones a realizar deben estar en concordancia con la legislación vigente en materia de seguridad biológica y control ambiental.

Entre las acciones de manejo que se desarrollan en esta zona se incluyen:

- control de plantas y animales (nativas e incluso endémicas) que debido a alteraciones en el estado natural de los ecosistemas, han incrementado sus poblaciones y compiten con los recursos, son depredadoras o parásitas de otras especies, que por su importancia y situación conservacionista, se consideran de alta prioridad.
- limitar o favorecer, de acuerdo con las circunstancias, procesos naturales de disturbio, tales como incendios, erosión, plagas u otros.
- introducción adicional de individuos de las especies bajo manejo, para incrementar la variabilidad genética y el potencial reproductivo de las poblaciones nativas.
- creación de condiciones que faciliten la reproducción, alimento o refugio de determinadas especies.
- introducción o reintroducción de especies nativas en peligro de extinción, desde localidades con ecosistemas amenazados, hacia otras donde dicho ecosistema se encuentra en buen estado de conservación. Estas acciones requieren un sólido conocimiento científico de sus posibles impactos, pues implican siempre variar las proporciones originales de las poblaciones en las comunidades donde se efectúa la reintroducción (si es una especie presente en el ecosistema del área natural protegida), o introducir una especie nativa del país que es exótica para la localidad (si la especie dada no estuviera originalmente en este ecosistema). Este tipo de acción es más recomendable para el manejo de especies que se encuentran en áreas más o menos degradadas de determinado ecosistema dentro del área natural protegida.

De acuerdo con los tipos de manejo que se realicen, esta zona podrá superponerse a la de uso público y la de restauración.

Zona de Restauración

En esta zona se incluirán áreas degradadas por actividades humanas históricas o actuales, tales como tala, pastoreo, quema, minería, agricultura y otras que por determinada razón deben mantenerse como parte del área natural protegida, y cuyo uso y estado actual puede modificarse, para tratar de restaurar sus condiciones naturales mediante medidas de manejo adecuadas.

Un área degradada se mantiene dentro de los límites del área natural protegida por las razones siguientes:

- porque a pesar de su degradación, aún existen allí valores a proteger o cumple una función ecológica importante;
- porque su ubicación geográfica al interior del área natural protegida, no permite excluirla con un cambio de límite, a pesar de que el uso o condición actual del área es altamente incompatible con la vocación del territorio y con los objetivos del área natural protegida.

En la zona de restauración, como su nombre lo indica, se desarrollan los programas dirigidos a tratar de restaurar la salud de los hábitats o ecosistemas para acercarlos a su estado original. Acciones de manejo típicas de esta zona son la reconstrucción de ecosistemas, la reforestación, los tratamientos silviculturales, la agro-silvicultura, el silvo-pastoreo, y otras de acuerdo con los objetivos del área y su categoría de manejo. En muchos casos, la restauración de los terrenos a sus condiciones originales puede ser factible y será un objetivo a plantearse en estas áreas.

En esta zona es posible y recomendable realizar experimentos controlados de métodos de recuperación con vistas a restaurar ecosistemas, recuperar funciones hidrológicas, disminuir la erosión, lograr rápidas coberturas vegetales y otras. En función del tipo de acción a desarrollar, de la localización de los parches dedicados a la recuperación o por el componente principal a restaurar, esta zona debe dividirse en subzonas. Así podrá subdividirse en las de restauración de suelos, reforestación, restauración de hábitat o ecosistema, u otra.

Este tipo de zona puede generar grandes gastos y podrá superponerse parcialmente con las zonas de uso público y de recursos genéticos manejados.

Zona Administrativa

Está formada por aquellas parcelas dentro del área natural protegida donde se concentran la infraestructura y los servicios básicos que facilitan la administración del área, tales como albergues, oficinas, almacenes, talleres, parqueos y otras instalaciones. Esta zona no se crea por la existencia de una estructura aislada sino donde se concentran varias facilidades de manejo administrativo. Muchas veces se encuentra estrechamente vinculada a la zona de uso socioeconómico, en la periferia o fuera del área natural protegida.

Zona Socioeconómica

Está constituida por aquellas zonas dentro de los límites del área donde se realizan actividades socioeconómicas y productivas, como es el caso de los asentamientos humanos, áreas agrícolas y ganaderas, zonas de explotación forestal, instalaciones industriales, canteras y otras.

Las actividades socioeconómicas sólo pueden desarrollarse dentro de las áreas naturales protegidas siempre y cuando la categoría de manejo lo permita. Por tanto, en las áreas con categoría más estricta, en esta zona sólo se incluirán aquellas parcelas dedicadas a actividades productivas que por razones de su situación geográfica, fue imposible dejar fuera del área natural protegida en el momento de su delimitación, puesto que generalmente son incompatibles con sus objetivos de conservación.

En áreas naturales protegidas de estas categorías de manejo se deben tratar de reducir al mínimo las actividades socioeconómicas y si esto no fuera posible, entonces se establecerán regulaciones de acuerdo a la categoría de manejo que garanticen un mínimo impacto sobre las áreas naturales. Estas regulaciones serán conciliadas con los interesados. Siempre que resulte viable, una vez cesen las actividades socioeconómicas, las áreas afectadas (canteras, minas, bosques talados, etcétera) se pasarán a la zona de restauración y se tratará de recuperar el hábitat o ecosistema original.

Hay que señalar, sin embargo, que para las categorías de manejo menos estrictas la utilización racional (compatible) y controlada de los recursos naturales, tanto por las comunidades locales como por el sector empresarial, constituye un objetivo importante del plan de manejo. En ellas las actividades socioeconómicas que se realicen deben estar encaminadas al uso sostenible de los recursos, pues el objetivo final de las áreas naturales protegidas es la conservación de la naturaleza.

En general, la zona socioeconómica puede estar compuesta por:

- áreas de actividad económica tradicional, compatible con la vocación del suelo (generalmente agricultura, pastoreo o silvo-pastoreo), que por uno u otro motivo se hallan dentro de los límites del área natural protegida;
- áreas de actividad económica incompatible con la vocación del suelo o con los objetivos del área que por uno u otro motivo quedaron incluidas en la misma. En estos casos las acciones del plan de manejo estarán encaminadas a que en el futuro, esta área pase a ser zona de restauración;
- áreas de actividad económica que son necesarias para el funcionamiento de la unidad administrativa del área natural protegida (autoconsumo, viveros forestales o para la comercialización de posturas y otras);
- áreas que por interés económico, uso tradicional u otro motivo, se destinarán al uso sostenible de determinado recurso, siempre y cuando los mismos sean compatibles con la categoría de manejo, como pueden ser:

- el bosque: subzona de uso forestal;
- el agua: instalaciones hidráulicas;

- la biodiversidad: subzona de uso de la diversidad biológica, la que incluirá las áreas dedicadas a viveros o cría en cautiverio de especies con fines de uso sostenible, comerciales o de conservación, y aquellas donde se realice la extracción sostenible de individuos de determinadas especies para su comercialización.

El objetivo de la zona socioeconómica es, dentro del horizonte temporal del plan (5 años), modificar los usos actuales a fin de hacerlos sostenibles y compatibles con la categoría de manejo, pero manteniendo las actividades económico-productivas, sin que se reconstruyan los ecosistemas originales. En la zona de restauración, sin embargo, el objetivo es suspender los usos socioeconómicos para reconstruir los hábitats o ecosistemas originales.

Zona de Amortiguamiento

Se ubica en la periferia del área natural protegida y su objetivo es garantizar que haya una transición entre los usos intensivos que se realizan fuera del área natural protegida y las áreas de conservación, de manera que se reduzcan los impactos sobre los valores del área.

Estas áreas de amortiguamiento cuando son diseñadas y manejadas adecuadamente pueden servir de corredores que conecten otros núcleos de conservación más estricta. En su delimitación, siempre que sea posible se deben seguir límites reconocibles en el terreno para que puedan incorporarse de manera efectiva en los planes de ordenamiento territorial.

Se realizará en primer lugar un análisis de la extensión del área de amortiguamiento actual. La extensión que se recomienda puede ser variable y dependerá de la fragilidad de los ecosistemas en el área natural protegida en relación con las amenazas que representen las actividades de uso actual en su periferia, así como de las necesidades de movimiento de determinadas especies de importancia para la conservación.

En algunos lugares puede ser más ancha y en otros más estrecha. Pueden establecerse subzonas con diferente nivel de restricción en el uso, las cuales generalmente son concéntricas, con mayores restricciones en las cercanías de los límites del área natural protegida, las cuales deberán definirse teniendo en cuenta aquellas zonas en las que se desarrollen actividades que ejerzan presiones directas sobre el área natural y aquellos ecosistemas que presenten características ecológicas similares y puedan estar conectados con el área natural protegida.

Es importante entender que las áreas de amortiguamiento se manejan mediante regulaciones de uso y constituyen zonas de negociación, pues están fuera de la jurisdicción de la administración del área natural protegida (excepto en los casos que se hallen dentro del área). Por lo tanto, su delimitación, así como sus regulaciones y las propuestas de cambio de uso de los recursos que se estimen necesarios, se realizarán en estrecha colaboración con las autoridades de planificación territorial de la zona y se incluirán en el plan de manejo para que, mediante los instrumentos de ordenamiento ambiental y territorial, se implementen y puedan garantizar así la integridad ecológica del área natural protegida.

6 CONCLUSIONES

La propuesta metodológica aquí presentada y que se basa en la experiencia adquirida por los autores durante muchos años de investigaciones en Cuba y otros países de América Latina, en la aplicación del enfoque geoecológico para la delimitación, clasificación y cartografía de los paisajes como fundamento para la propuesta de zonificación funcional en Áreas Naturales Protegidas, consideramos puede facilitar dichos estudios a la vez que posibilitará su modificación y actualización al estar sustentada en el uso de las técnicas más actualizadas para el análisis y cartografía espacial que son la aplicación de los Sistemas de Información Geográfica.

Este enfoque posibilitará además la incorporación de estos estudios en los planes de Ordenamiento, Planificación y Gestión Ambiental y Territorial que tienen una larga historia en muchos países y que se sustenta, en el análisis de diversas unidades físicas, especialmente los paisajes y que en los últimos años han incorporado como elementos esenciales el análisis de los riesgos naturales y antrópicos, la vulnerabilidad ante el Cambio Climático y la determinación de los Ecosistemas o Paisajes Sensibles. Todos ellos aspectos claves para la delimitación y cartografía de las zonas de manejo en las Áreas Naturales Protegidas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO, P. **Análisis de los paisajes del archipiélago Sabana-Camagüey**. 1986. 112 f. Tesis (Doctorado en Ciencias Geográficas) – Facultad de Geografía, Universidad de La Habana, La Habana, Cuba.
- BASTIAN, O.; STEINHARDT, U. **Development and perspectives of landscape ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. 498 p.
- BOCCO, G. et al. **La cartografía de los sistemas naturales como base geográfica para la planeación territorial**. México: SEMARNAT, 2009. 72 p.
- BUSQUETS, J.; CORTINA, A. **Gestión del paisaje: manual de protección, gestión y ordenación del paisaje**. Barcelona: Editorial Ariel, 2009. 703 p.
- EAGLES, P.F.; McCOOL, S.; HAYNES, C.D. **Sustainable tourism in protected areas: guidelines for planning and management**. Gland: IUCN, 2002. 183 p.
- GENELETTI, D. et al. Designing and comparing zoning scenarios for the Viñales National Park, Cuba. **GEOSIG**, año 2, n. 2, p. 164-185, 2010. Disponible en: <<http://www.gesig-proeg.com.ar>>. Acceso en: 10 dic. 2012.

GERHARTZ, J.L. et al. **Metodología para la elaboración de los planes de manejo de las áreas protegidas de Cuba**. Santa Clara: Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas; Villa Clara: Editorial Feijoo, 2007. 117 p.

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA/ SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES – INE/SEMARNAT. **Manual del proceso de ordenamiento ecológico**. México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2006. 335 p.

JIMÉNEZ, Y. et al. La planificación ambiental en el Parque Nacional Viñales (Cuba). Transferencia de tecnología de análisis y gestión del desarrollo sostenible en espacios protegidos andaluces. In: CONGRESO DE LA AGE, 20., 2007, Sevilla. **Memorias...** Sevilla: AGE, 2007. 15 p.

MACHADO, A. An index of naturalness. **Journal for Nature Conservation**, v. 12, p. 95-110, 2004.

MARTÍNEZ, J.; MARTÍN, M.A. **Métodos para la planificación de espacios naturales protegidos**. Madrid: CSIC, 2003. 219 p. (Colección de Estudios Ambientales y Socioeconómicos).

MATEO, J. **Geografía de los paisajes**: primera parte: paisajes naturales. La Habana: Editorial Universitaria, 2008. 190 p.

_____. **Planificación ambiental**. La Habana: Editorial Universitaria, 2002. 94 p.

NAVEH, Z.; LIBERMAN, A.S. **Ecología de paisajes**: teoría y aplicación. Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía: Universidad de Buenos Aires, 2001. 570 p.

PEREIRA, G.; SALINAS, E.; SIQUEIRA, M.E. O estudo das unidades de paisagem do bioma Pantanal. **Ambiente & Água**, v. 6, n. 3, p. 18-34, 2011.

PRIEGO-SANTANDER, A. **Relación entre la heterogeneidad geocológica y la biodiversidad en ecosistemas costeros tropicales**. 2004. 117 f. Tesis (Doctorado en Ciencias) – Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.

_____. et al. **Propuesta para la generación semi automatizada de unidades de paisajes**: fundamentos y métodos. México: Instituto Nacional de Ecología, 2008. 98 p.

PRIEGO-SANTANDER, A.; RODRÍGUEZ-FARRAT, L. Diversidad de paisajes terrestres. In: CENTRO NACIONAL DE BIODIVERSIDAD. **Estudio nacional de la diversidad biológica en la República de Cuba**. Cuba: Proyecto PNUMA: Instituto de Ecología y Sistemática: CITMA, 1998, p. 171-174.

QUÍNTELA, J. **El inventario, el análisis y el diagnóstico geocológico de los paisajes mediante el empleo de los SIG**. 1995. 112 f. Tesis (Doctorado en Ciencias Geográficas) – Facultad de Geografía, Universidad de La Habana, La Habana, Cuba.

RAMÓN, A.; SALINAS, E. **Guía para la elaboración de mapas de paisajes con el uso del ArcGIS**: metodología para la determinación de unidades de paisajes del nivel local con ArcGIS Desktop. Berlin: Editorial Académica Española, 2012. 70 p.

_____.; _____.; ACEVEDO, P. La determinación de los conflictos de uso del territorio: cuenca alta del río Cauto. **Terra**, v. 27, n. 42, p. 47-72, 2011.

_____.; _____.; REMOND, R. Diseño metodológico para la elaboración de mapas de paisajes con el uso de los SIG: aplicación a la cuenca alta del río Cauto, Cuba. **Geografía y Sistemas de Información Geográfica (GeoSIG)**, v. 1, n. 1, p. 95-108, 2009.

RUBIO, P.; MUÑOZ, J. Gestión del paisaje en áreas de interés natural. **Cuadernos Geográficos**, n. 43, p. 271-288, 2008.

SALINAS, E. **Análisis y evaluación de los paisajes en la planificación regional de Cuba**. 1991. 187 f. Tesis (Doctorado en Ciencias Geográficas) – Facultad de Geografía, Universidad de La Habana, La Habana, Cuba.

_____. **Métodos de evaluación de los paisajes**. La Habana–Cuba: Universidad de la Habana. 2007. 141 p. (Material para el curso impartido en la Universidad de La Habana).

_____.; QUÍNTELA, J. Paisajes y ordenamiento territorial: obtención del mapa de paisajes del estado de Hidalgo en México a escala media con el apoyo de los SIG. **Revista de Investigación del Bajo Segura**, n. 7, p. 517-527, 2001.

SECRETARÍA DE DESARROLLO SOCIAL/
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO – SEDESOL/UNAM. **Programas
estatales de ordenamiento territorial**. Segunda
parte. Guía conceptual y metodológica para el
diagnostico integrado del sistema territorial.
México: Instituto de Geografía: UNAM, 2002.
176 p.

VELÁZQUEZ, A.; BOCCO, G. Land unit approach
for biodiversity mapping. In: ZEE, D. van der;
ZONNEVELD, I. (Ed.). **Landscape ecology applied
in land evaluation, development and conservation**.
The Netherlands: ITC, 2001. p. 273-285. (ITC
Publications 81).

CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL PROPERTIES OF AN EUTROPHIC OXISOL UNDER RIPARIAN FOREST BUFFER REFORESTATION AND PASTURE¹

PROPRIEDADES QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DE UM LATOSSOLO VERMELHO EUTRÓFICO SOB REFLORESTAMENTO DE MATA CILIAR E PASTAGEM

Fabiana Marise PULITANO²; Henrique Nery CIPRIANI^{3, 6};
Luiz Eduardo DIAS⁴; Giselda DURIGAN⁵

ABSTRACT – Regardless of their ecological importance, riparian forest strips are frequently suppressed to allow greater expansion of arable and urban areas. Agroforestry might be an effective alternative to recompose riparian forests. Soil chemical and microbial properties are important environmental indicators to evaluate the reclamation process. This study tested the hypothesis that, in the course of time, reforestation by means of agroforestry improved soil microbial and chemical properties in a riparian forest buffer. Soil samples were collected from three layers (0.0-2.5; 2.5-7.5; 7.5-20 cm) in two sectors of a reforested riparian buffer strip in Cananéia Farm, São Paulo state, Brazil, one 18 years old and other 28 years old, and in an adjacent pasture area. The samples were assessed for pH_{H2O}, available P and K, exchangeable, Ca, Mg and Al, H+Al, sum of bases (SB), pH 7.0 CEC, percent base saturation (V), soil organic matter (SOM) and light organic matter (LOM). Microbial biomass carbon (MBC) and nitrogen (MBN) were analyzed only in the first layer. The pattern for Ca, Mg, SB and V (all layers) was 28-year-old sector = 18-year-old-sector > pasture. The SOM at 0.0-2.5 cm was higher in the 28-year-old sector. The LOM pattern was 28-year-old sector > 18-year-old sector > pasture. MBC did not differ among areas. MBN was significantly higher comparing the 28-year-old sector and the pasture area. The results probably reflected the higher litterfall and the N-richer organic matter in the reforested sectors. Reforestation by means of agroforestry improved soil quality, contributing to the ecosystem sustainability.

Keywords: land reclamation; soil quality; environmental indicators; agroforestry; semideciduous forest; soil organic matter.

RESUMO – Independentemente de sua importância ecológica, matas ciliares são frequentemente suprimidas e ocupadas por lavouras e cidades. Agroflorestas podem ser eficazes para a recomposição dessas áreas. Propriedades químicas e microbiológicas do solo são importantes indicadores ambientais para avaliar o processo de recomposição. Este estudo testou a hipótese: com o tempo, a recomposição de mata ciliar por meio de agrofloresta melhorou propriedades microbiológicas e químicas do solo. Amostras foram coletadas nas camadas 0,0-2,5; 2,5-7,5; 7,5-20 cm, em dois setores da mata ciliar revegetada na Fazenda Cananéia, SP, um com 18 anos e outro com 28 anos, e em área de pastagem adjacente. As amostras foram avaliadas quanto ao pH_{H2O}, P e K disponíveis, Ca, Mg e Al trocáveis, H+Al, soma de bases, CTC a pH 7,0, saturação por bases (V), matéria orgânica do solo (SOM) e matéria orgânica leve (LOM). O carbono (MBC) e o nitrogênio (MBN) da biomassa microbiana foram analisados somente na primeira camada. O padrão para Ca, Mg, SB e V (todas as profundidades) foi: 28 anos = 18 anos > pastagem. A SOM na camada 0,0-2,5 cm foi maior no setor com 28 anos. O padrão para LOM foi 28 anos > 18 anos > pastagem. O MBC não diferiu entre as áreas. O MBN foi maior no setor com 28 anos em comparação à pastagem. Os resultados refletiram a maior produção de serapilheira e a matéria orgânica mais rica em N nos setores reflorestados. A revegetação melhorou a qualidade do solo, contribuindo para a sustentabilidade do ecossistema.

Palavras-chave: recuperação de áreas degradadas; qualidade do solo; indicadores ambientais; sistemas agroflorestais; floresta estacional semidecidual; matéria orgânica do solo.

¹ Recebido para análise em 07.02.13. Aceito para publicação em 12.05.13.

² Rua Francisco Cassiano Lopes, 227, 13566-140, São Carlos, SP, Brasil. fapulitano@yahoo.com.br

³ Embrapa Rondônia, BR 364, Km 5,5, Cidade Jardim, 76815-800, Porto Velho, RO, Brasil. henrique.cipriani@embrapa.br

⁴ Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos, Av. P.H. Rolfs, s/n, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil. ledias@ufv.br

⁵ Instituto Florestal, Rua do Horto 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil. giselda@femanet.com.br

⁶ Autor para correspondência: Henrique Nery Cipriani – henrique.cipriani@embrapa.br

1 INTRODUCTION

Riparian forest buffers are implemented to mitigate the impact of land use on streams, springs and lakes. A well-established riparian forest buffer can, besides protecting water quality, provide food and shelter for upland wildlife, link the land and aquatic environment, and give landscape a more pleasant aspect (Gênova et al., 2007; Pires et al., 2009; Faria and Silveira, 2011; Lóis et al., 2011). Recently, studies have also been addressing the importance of riparian forest buffers for carbon sequestration (Melo and Durigan, 2006; Velasco and Higuchi, 2009). However, regardless of their ecological importance, riparian forest buffers are usually suppressed to allow greater expansion of arable and urban areas, in neglect to their protection by Federal Law (Brasil, 2012).

Agroforestry systems might be an effective alternative to the common reforestation practices used to recompose riparian forest buffers, which do not provide financial income to farmers. These tree-crop consortia have proved to be financially feasible and might even have some advantages over single crops, such as lower vulnerability to price drops (Souza et al., 2007; Coelho Júnior et al., 2008; Rodrigues et al., 2008; Pye-Smith, 2010). Since, in general, riparian forest buffers cannot be exploited directly (Brasil, 2012), after some years the crops would be removed, allowing the native forest to regenerate. Nevertheless, some financial income would have been made from the consortium before that.

Regardless of the strategy adopted, the main purpose of the riparian forest buffer reclamation is to ensure environmental welfare and habitat for wildlife. The reclamation process must lead the ecosystem to a stage of self-sustainability. This is a complex task and many indicators have been proposed to evaluate it, comprising mainly vegetation and soil properties (Ignácio et al., 2007; Melo et al., 2007, 2009; Gil et al., 2009; Vezzani and Mielniczuk, 2009; Seely et al., 2010; Gomide et al., 2011; Cotler et al., 2013; Liu et al., 2013).

Pulitano et al. (2004) evaluated vegetation indicators in the riparian forest buffer in Cananéia Farm and showed positive results, such as increasing plant diversity and canopy cover. However, in land reclamation processes, the soil fertility is also an important indicator, since the nutrient content in the soil allows inferring about the soil-vegetation relationship and possible limiting factors for the vegetation establishment.

In this regard, soil microbial properties are valuable information, since they are very sensible to soil disturbances and might act as nutrient source, influencing soil quality and nutrient cycling (Tótola and Chaer, 2002; Gama-Rodrigues and Gama-Rodrigues, 2008; Siqueira et al., 2008; Vezzani and Mielniczuk, 2009). Thereupon, this study tested the hypothesis that, in the course of time, reforestation by means of agroforestry improved soil microbial and chemical properties at a riparian forest buffer in Cananéia Farm.

2 MATERIALS AND METHODS

The studied area is located at Cananéia Farm, Cândido Mota city, São Paulo state, Brazil, within the coordinates 22°46' – 22°28'S and 50°27' – 50°29'W. The average altitude is 430 m. The local climate is of Cwa type, according to Köppen classification, i.e., mesothermal with dry Winter and rainy Summer, coldest-month temperature between -3 and 18 °C and hottest-month temperature higher than 22 °C. The average annual precipitation is 1,550 mm. A seasonal semideciduous forest on a eutrophic Oxisol composes the remaining vegetation.

Reforestation at Cananéia Farm began in 1972 around the banks and streams of Água Nova brook, a small Paranapanema River tributary. Before planting, the entire area had undergone a careful terracing operation to minimize erosion. The soil was plowed and harrowed in isoline curves. Native (from all over Brazil) and exotic species were continually planted through the years until 2000, using seedlings produced at Cananéia Farm or local nurseries. The species distribution in the area was random. Ant control was also done continually through the years.

Between-line spacing was 4 m to allow intercropping with rice, maize, soy and cassava until shading reached a prohibitive level, from when trees were planted in substitution for the crops. Besides helping funding the riparian forest buffer recomposition, intercropping allowed the area to remain free from weeds, facilitating the second stage of revegetation (planting in between-lines).

The reclaimed riparian forest buffer was divided in two sectors: one 18 years old and other 28 years old. The sectors occupied approximately 30,000 and 4,400 m², respectively, and were 500 m distant from each other. The younger sector had 37.0 m² ha⁻¹ of basal area and 84% of canopy cover, whereas the older one had 51.3 m² ha⁻¹ of basal area and 93% of canopy cover (Pulitano et al., 2004). Details on the phytosociology and other characteristics of the reclaimed riparian forest buffer can be found in Pulitano et al. (2004).

The assessments were made in the two sectors aforementioned and in a pasture area adjacent to the forest buffer. Before the studied area had been reforested, it was occupied by pasture. Therefore, the pasture area soil properties might be an indicative of the conditions previously found in the studied area.

In each sector, five composite soil samples (composed of three subsamples each) were randomly collected, comprising three layers (0.0-2.5, 2.5-7.5 and 7.5-20.0 cm). In the pasture area, three composite soil samples were randomly collected at the same layers. The samples were collected in August, 2000.

The samples were assessed for pH_{H₂O}, available P and K, exchangeable Ca, Mg and Al, potential acidity (H+Al), sum of bases (SB), pH 7.0 cation exchange capacity (CEC), percent base saturation (V), organic matter (SOM), light organic matter (LOM), microbial biomass carbon (MBC) and microbial biomass nitrogen (MBN). The MBC and MBN were analyzed only in the 0-2.5 cm layer. The methodologies utilized are described in: Ingram and Anderson (1993) for LOM,

Ferreira et al. (1999) for MBC, Joergensen and Brookes (1990) for MBN, and Embrapa (1997) for the other analyses. All analyses were performed at Laboratório de Análises de Solos of Universidade Federal de Viçosa.

The data normality and homoscedasticity were verified by Ryan-Joiner and Bartlett tests, respectively, at 1% significance level. To correct possible deviations from normality or heteroscedasticity, the Box-Cox transformation was applied. The data were then subjected to analysis of variance and the Tukey's test at the 5% significance level to compare the different layers within each sector and the same layer among sectors. All statistical analyses were processed using Sisvar and Minitab 16 software.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Considering the same layer, there was no significant difference among areas regarding pH_{H₂O}, available P and K and H+Al (Table 1). On the other hand, Ca, Mg, SB and V values differed among areas, showing similar pattern (28-year-old sector = 18-year-old sector > pasture) (Table 1). The CEC pattern was 28 years > 18 years > pasture, except at the 7.5-20.0 cm layer, where the 18-year-old sector value did not differ from the values of the other sectors, but the 28-year-old sector value was greater than the pasture value. Exchangeable Al was equal to 0.0 cmol_c dm⁻³ for all areas and layers due to the high pH_{H₂O} observed.

Soil pH and potential acidity (H+Al) affect plant growth and soil physical, chemical and microbiological properties (Sousa et al., 2007), being assessed often as indicators of soil quality (Gomide et al., 2011; Cotler et al., 2013; Liu et al., 2013). The lack of significant difference in soil pH_{H₂O} and H+Al among layers and sectors is probably due to the characteristically low acidity of the studied area soil and the management applied to the pasture.

Table 1. Soil chemical properties of two riparian forest buffer sectors and pasture in Cananéia Farm, Cândido Mota, São Paulo, Brazil.
Tabela 1. Propriedades químicas do solo em dois setores de mata ciliar e pastagem na Fazenda Cananéia, Cândido Mota, São Paulo, Brasil.

Area	Layer	pH _{H2O}	P	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CEC	V	SOM	LOM
	cm		mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³			%	dag kg ⁻¹	
18 years old	0.0-2.5	5.84 Aa	1.66 Aa	133.20 Aa	9.47 Aa	3.75 Aa	4.16 Aa	13.57 Aa	17.72 Ba	76.54 Aa	5.50 Ba	0.09 Ba
	2.5-7.5	5.78 Aa	0.70 Aab	86.76 Aab	7.79 Aa	2.76 Ab	4.49 Aa	10.77 Aab	15.26 Bab	70.04 Ab	3.66 Aa	0.03 Bb
	7.5-20.0	5.88 Aa	0.46 Ab	71.38 Ab	7.20 Aa	2.88 Aab	4.16 Aa	10.26 Ab	14.42 ABb	70.84 Aab	2.86 Ab	0.03 Bb
28 years old	0.0-2.5	6.40 Aa	5.02 Aa	164.08 Aa	12.46 Aa	3.83 Aa	3.83 Aa	16.70 Aa	20.53 Aa	80.68 Aa	8.00 Aa	0.15 Aa
	2.5-7.5	6.20 Aa	2.87 Aab	121.40 Aab	10.45 Aa	3.25 Aab	4.38 Aa	14.01 Aab	18.39 Aab	71.5 Aab	6.10 Ab	0.06 Ab
	7.5-20.0	5.90 Aa	0.90 Ab	70.58 Ab	7.79 Aa	2.62 Ab	5.21 Aa	10.59 Ab	15.80 Ab	65.64 Ab	4.12 Ab	0.05 Ab
Pasture	0.0-2.5	5.97 Aa	5.90 Aa	222.93 Aa	5.03 Ba	2.02 Ba	4.18 Aa	7.62 Ba	11.80 Ca	64.57 Ba	5.41 Ba	0.05 Ca
	2.5-7.5	5.90 Aa	3.97 Aab	129.60 Aab	4.79 Ba	1.77 Bab	4.73 Aa	6.89 Bab	11.62 Cab	59.23 Bb	4.91 Aa	0.02 Cb
	7.5-20.0	5.87 Aa	2.1 Ab	99.37 Ab	4.94 Ba	1.40 Bb	4.29 Aa	6.6 Bb	6.60 Bb	60.6 Bab	4.80 Aa	0.01 Cb

H+Al = potential acidity; SB = sum of bases; CEC = cation exchange capacity at pH 7.0; V = base saturation; SOM = soil organic matter; LOM = light organic matter. Exchangeable Al was equal to 0.0 cmol_c dm⁻³ for all areas and depths. Means followed by the same capital (same layer among areas) and small (layers within each area) letters are not different according to the Tukey's test at the 5% significance level.

H+Al = acidez potencial; SB = soma de bases; CEC = capacidade de troca catiônica a pH 7.0; V = saturação por bases; SOM = matéria orgânica do solo; LOM = matéria orgânica leve. O teor de Al trocável foi igual a 0,0 cmol_c dm⁻³ em todas as áreas e profundidades. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas (entre áreas na mesma camada) e minúsculas (entre profundidades na mesma área) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Available P and K are indicators of soil fertility (Cantarutti et al., 2007). However, they might not be efficient to monitor soil reclamation due to their high spatial variability, requiring a large number of samples to be accurately assessed (Barreto et al., 1974; Souza et al., 1998). Also, these variables might have been influenced by eventual fertilizer applications to the pasture. The values observed (Table 1) can be considered low for P and high for K (Cantarutti et al., 2007), which is normal for eutrophic Oxisols.

Lower values of Ca, Mg, SB and V were observed in the pasture area, whereas there was no difference between the 28-year-old and the 18-year-old sectors (Table 1). Besides foraging, which contributes to base exporting, pasture residues usually return less Ca and Mg to the soil than forest residues (Markewitz et al., 2004). This reflects directly in SB and V values, since these variables are strictly related to Ca and Mg contents in the soil (Souza et al., 2007).

In Oxisols, the cation exchange capacity is highly correlated to the soil organic matter (Bayer and Mielniczuk, 2008). However, the CEC rank did not follow the SOM rank in this study (Table 1). This might be due to the influence of bases, mainly Ca and Mg, and also the quality of soil organic matter in CEC. In general, CEC was high in all layers and areas, reflecting the eutrophic soil's character.

Soil organic matter in the 0.0-2.5 cm layer was significantly higher in the 28-year-old sector, whereas the 18-year-old sector and the pasture area showed statistically similar values (Table 1). Considering the other layers, no significant difference was found for SOM among the areas. The LOM pattern, however, was 28-year-old sector > 18-year-old sector > pasture for all layers (Table 1).

The higher SOM and LOM values in the 28-year-old sector probably resulted from the higher organic matter accumulation in soil through the years, especially due to litterfall. Between March, 1999 and February, 2000, litterfall in the 18-year-old sector was 10.2 Mg ha⁻¹, whereas in the 28 year-old sector, litterfall reached 11.8 Mg ha⁻¹ (Pulitano, 2003). Pulitnik et al. (2009) found higher LOM in eucalypt stands, in comparison to cerrado and pasture areas, reinforcing the contribution of litterfall to the soil LOM.

This is one of the reasons why nutrient availability generally diminishes with increasing depth (Table 1).

In addition to the lower litterfall, the soil disturbance in intensively-managed systems contributes to the shortening of the organic matter turnover (Roscoe and Buurman, 2003; Siqueira et al., 2008; Guareschi et al., 2012). Therefore, the conversion of forests to pasture usually leads to a reduction in organic matter, with consequent loss of fertility (Cerri et al., 2008; Siqueira et al., 2008). In fact, the SOM is considered the main attribute of soil quality (Siqueira et al., 2008; Vezzani and Mielniczuk, 2009; Seely et al., 2010). On the other hand, the SOM is a complex attribute (Silva and Mendonça, 2007) and the analysis of its content alone might not be the best indicator for the riparian forest buffer reclamation process.

The light organic matter is the SOM fraction partially humified, composed mainly of plant residues in various stages of alteration (Silva and Mendonça, 2007). It is characterized by its high availability to soil microorganisms and sensibility to disturbances in the environment (Roscoe and Buurman, 2003; Silva and Mendonça, 2007). This is why the LOM content have been assessed more frequently in the monitoring of soil quality (Guareschi et al., 2012; Potes et al., 2012; Rangel-Vasconcelos et al., 2012).

In this study the higher sensibility of LOM as an indicator could be observed. Significant improvement in SOM could be detected only in the 0.0-2.5 cm layer of the 28-year-old sector; whereas LOM was significantly higher than pasture in the 18-year-old sector, which was lower than in the 28-year-old-sector. The results also indicated that SOM showed significant improvement more than 18 years after reforestation, reinforcing the importance to adopt conservationist cultivation systems to avoid SOM reduction.

No significant difference was found for microbial biomass carbon (MBC) among the areas (Table 2). Usually, MBC is strictly related to soil organic matter (Anderson and Domsch, 1989). In this study, however, MBC did not follow the pattern for SOM or LOM (Table 1). On the other hand, the microbial biomass nitrogen (MBN) differed significantly between the 28-year-old sector and the pasture area, with not significantly different value in the 18-year-old sector (Table 2).

Table 2. Soil microbial biomass carbon (MBC) and microbial biomass nitrogen (MBN) in the 0.0-2.5 cm layer of two riparian forest buffer sectors and pasture in Cananéia Farm, Cândido Mota, São Paulo, Brazil.

Tabela 2. Carbono (MBC) e nitrogênio (MBN) da biomassa microbiana do solo, na camada de 0,0-2,5 cm, em dois setores de mata ciliar e pastagem na Fazenda Cananéia, Cândido Mota, São Paulo, Brasil.

Area	MBC	MBN
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ -----	
18 years old	79.9 a	12.9 ab
28 years old	98.6 a	29.4 a
Pasture	68.4 a	1.0 b

Means followed by the same letters at the column are not different according to the Tukey's test at the 5% significance level.

Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

The soil microbial biomass is defined as the living part of the soil organic matter, including bacteria, actinomycetes, fungi, algae and microfauna (Gama-Rodrigues and Gama-Rodrigues, 2008). The quantification of the soil microbial biomass is important to understand the dynamics of carbon and nitrogen. It has fast turnover, comparing to other organic matter compartments, being more responsive to soil disturbances than SOM (Sparling, 1992; Tótolá and Chaer, 2002; Gama-Rodrigues and Gama-Rodrigues, 2008). Aragão et al. (2012), for instance, concluded that MBC and MBN were more sensible to treatment effects than SOM while testing different techniques of soil reclamation.

The results for MBC and MBN reflect the quality of the soil organic matter present in each area. The reforested sectors probably have more lignified residues, such as tree branches, and also residues with higher N content, due to the greater plant diversity (Pulitano et al., 2004). Usually, the higher the lignin content, the lower the decomposition rate of the residue (Berg, 2000; Silva and Mendonça, 2007). In addition, in spite of improving the initial decomposition rate of the residue, higher N content in the litter might retard decomposition at further stages (Berg, 2000).

Therefore, higher SOM or LOM might not imply, necessarily, in higher MBC, since microbial growth is also dependent on the quality of the residue (Sparling, 1992; Gama-Rodrigues and Gama-Rodrigues, 2008). The higher MBN might also indicate a greater N soil reserve for the plants in the reforested sectors (Gama-Rodrigues and Gama-Rodrigues, 2008), conducive to the riparian forest buffer sustainability.

The soil properties assessed in this study complemented the vegetation variables evaluated by Pulitano et al. (2004) in Cananéia Farm. The latter showed that the riparian forest buffer vegetation is established and regenerating naturally; the former exhibited the improvement of soil quality after reforestation. Although some analyses, such as LOM, MBC and MBN, may not be considered of easy replicability, they are valuable tools to assess the effectiveness of the reclamation process and to monitor possible disturbances. The assessment of these variables should be encouraged whenever possible.

4 CONCLUSIONS

Reforestation by means of agroforestry improved soil microbial and chemical properties at the riparian forest buffer in Cananéia Farm, contributing to the ecosystem sustainability.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

To the anonymous reviewers who helped improve this work with their comments.

REFERENCES

- ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, p. 471-479, 1989.
- ARAGÃO, D.V. de et al. Avaliação de indicadores de qualidade do solo sob alternativas de recuperação do solo no Nordeste Paraense. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, p. 11-18, 2012.

- BARRETO, A.C.; NOVAIS, R.F.; BRAGA, J.M. Determinação estatística do número de amostras simples de solo por área para avaliação de sua fertilidade. **Revista Ceres**, v. 21, p. 142-147, 1974.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A. de et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 7-18.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 133, p. 13-22, 2000.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Legislativo, 28 maio 2012. Seção 1, p. 1-9.
- CANTARUTTI, R.B. et al. Avaliação da fertilidade do solo e recomendação de fertilizantes. In: NOVAIS, R.F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa-MG: SBCS, 2007. p. 769-850.
- CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G.A. de et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 325-358.
- COELHO JÚNIOR, L.M. et al. Análise de investimento de um sistema agroflorestal sob situação de risco. **Cerne**, v. 14, 368-378, 2008.
- COTLER, H. et al. Forest soil conservation in central Mexico: an interdisciplinary assessment. **CATENA**, v. 104, p. 280-287, 2013.
- FARIA, L.R.R.; SILVEIRA, F.A. da. A fauna de abelhas euglossinas (Hymenoptera, Apidae) em uma área central do Cerrado, Brasil: importância das florestas ripárias como corredores para espécies de abelhas associadas a florestas. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 87-94, 2011.
- FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 991-996, 1999.
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A. de et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 159-170.
- GÊNOVA, K.B. de; HONDA, E.A.; DURIGAN, G. Processos hidrológicos em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de cerrado. **Revista do Instituto Florestal**, v. 19, n. 2, p. 189-200, 2007.
- GIL, S.B. et al. Intensificación agropecuaria evaluada por indicadores de sustentabilidad ambiental. **Archivos de Zootecnia**, v. 58, p. 413-423, 2009.
- GOMIDE, P.H.O.; SILVA, M.L.N.; SOARES, C.R.F.S. Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em ambientes de voçorocas no município de Lavras – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 567-577, 2011.
- GUARESCHI, R.F.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de Carbono e Nitrogênio e Fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado Goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 909-920, 2012.
- IGNÁCIO, E.D.; ATTANASIO, C.M.; TONIATO, M.T.Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 19, n. 2, p. 137-148, 2007.
- INGRAM, J.S.I.; ANDERSON, J.M. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1993. 240 p.
- JOERGENSEN, R.G.; BROOKES, P.C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 1023-1027, 1990.
- LIU, C. et al. The effect of long-term reclamation on enzyme activities and microbial community structure of saline soil at Shangyu, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 69, p. 151-159, 2013.

LÓIS, E.; LABAKI, L.C.; SANTOS, R.F. Efeitos de diferentes estruturas de vegetação ciliar sobre as variáveis de microclima e a sensação de conforto térmico. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 117-136, 2011.

MARKEWITZ, D. et al. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 177-199, 2004, Supl.

MELO, A.C.G. de; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 71, p. 149-154, 2006.

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

_____. et al. Biomassa, fixação de carbono e estrutura da vegetação de cerrado em restauração aos seis anos, Assis, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 21, n. 1, p. 73-78, 2009.

PIRES, L.F. et al. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ^{137}Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 81, p. 271-279, 2009.

POTES, M. da L. Soil organic matter in fire-affected pastures and in an Araucaria forest in South-Brazilian Leptosols. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 707-715, 2012.

PULITANO, F.M. **Análise da estrutura e funcionamento de reflorestamento de mata ciliar aos 18 e 28 anos após o plantio, no município de Cândido Mota – SP**. 2003. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

_____.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: BÔAS, O.V.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. p. 419-445.

PULROLNIK, K. et al. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

PYE-SMITH, C. **A window on a better world: an innovative agroforestry development programme is transforming lives, and landscapes in rural Cameroon**. Nairobi: World Agroforestry Centre, 2010. 34 p.

RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T.; KATO, O.R.; VASCONCELOS, S.S. Matéria orgânica leve de solo em sistema agroflorestal de corte e trituração sob manejo de capoeira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1142-1149, 2012.

RODRIGUES, E.R. et al. O uso do sistema agroflorestal taungya na restauração de reservas legais: indicadores econômicos. **Floresta**, v. 38, p. 517-525, 2008.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 70, p. 107-119, 2003.

SEELY, B.; WELHAM, C.; BLANCO, J.A. Towards the application of soil organic matter as an indicator of forest ecosystem productivity: deriving thresholds, developing monitoring systems, and evaluating practices. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 999-1008, 2010.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E. de S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa-MG: SBCS, 2007. p. 275-374.

SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria orgânica em solos de áreas degradadas. In: SANTOS, G.A. de et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 495-524.

SOUZA, A.N. de et al. Viabilidade econômica do sistema agroflorestal. **Cerne**, v. 13, p. 96-106, 2007.

SOUSA, D.M.G. de; MIRANDA, L.N. de; OLIVEIRA, S.A. de. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa–MG: SBCS, 2007. p. 205-274.

SOUZA, L. da S.; COGO, N.P.; VIEIRA, S.R. Variabilidade de fósforo, potássio e matéria orgânica no solo em relação a sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 77-86, 1998.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, p. 195-207, 1992.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: CURI, N. et al. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa–MG: SBCS, 2002. v. 2, p. 195-276.

VELASCO, G. del N.; HIGUCHI, N. Estimativa de seqüestro de carbono em mata ciliar: projeto POMAR, São Paulo (SP). **Ambiência**, v. 5, p. 135-141, 2009.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 743-755, 2009.

AVALIANDO A CONSOLIDAÇÃO DO CONSELHO CONSULTIVO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – NÚCLEO SANTA VIRGÍNIA¹

EVALUATING THE CONSOLIDATION OF THE ADVISORY BOARD OF THE SERRA DO MAR STATE PARK – SANTA VIRGÍNIA NUCLEUS

Juliana Marcondes BUSSOLOTI^{2,5}; Solange Teresinha de LIMA-GUIMARÃES³;
Maria de Jesus ROBIM⁴

RESUMO – O Parque Estadual da Serra do Mar – PESM, Núcleo Santa Virgínia – NSV, abrange a porção norte da Floresta Atlântica do Estado de São Paulo, Brasil, considerado detentor de uma valiosa riqueza biológica e cultural, vem sofrendo ameaças e pressões antrópicas, causadoras de degradação e perda, quer da biodiversidade quer das tradições e identidades culturais. Sob a perspectiva da gestão participativa, instituiu-se, como espaço de diálogo entre Comunidade-Parque, o Conselho Consultivo. O presente trabalho teve por objetivo analisar o desenvolvimento do conselho consultivo no Parque Estadual da Serra do Mar – PESM, no Núcleo Santa Virgínia. A investigação utilizou-se de metodologias da pesquisa experimental, dos dados obtidos nas fontes bibliográficas e documentais, e entrevistas aos conselheiros. Levantou o histórico dos conselhos nessa Unidade de Conservação, analisou a dinâmica da participação dos conselheiros no Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia, PESM, entre 2007 e 2012 e de sua interpretação em relação ao seu desenvolvimento.

Palavras-chave: Unidade de Conservação; Conselho Consultivo; gestão participativa.

ABSTRACT – The Serra do Mar State Park – PESM, Santa Virgínia Nucleus – NSV, covers the northern portion of the Atlantic Forest in the state of São Paulo, Brazil, considered as having a biological and cultural valuable richness, it has been suffering anthropogenic threats and pressures, which has been causing degradation and losses, either biodiversity or the traditions and cultural identities. From the perspective of participatory management, an Advisory Board was instituted, as a space for dialogue between Community-Park. The work aimed to analyze the development of the advisory board at the PESM – NSV. This research used experimental research methodologies from obtained data in the bibliographic and documentary sources and interviews with counselors. The counselors' background was raised in this Conservation Unit, the dynamics of participation on the Advisory Board of the PESM – NSV was analyzed between 2007-2012 and its interpretation in relation to its own development.

Keywords: Conservation Unit; Advisory Board; participatory management.

¹ Recebido para análise em 06.11.12. Aceito para publicação em 30.06.13.

² Universidade de Taubaté – UNITAU, Campus Ubatuba, EAD, Polo Ubatuba, Av. Castro Alves, 392, Itaguá, 11680-000, Ubatuba, SP, Brasil. julianabussolotti@gmail.com

³ Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Geociências e Ciências Exatas de Rio Claro, Departamento de Geografia, Avenida 24 A, 1515, Jardim Bela Vista, 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil. hadra@uol.com.br

⁴ Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil. mjesusrobim@gmail.com

⁵ Autor para correspondência: Juliana Marcondes Bussolotti – julianabussolotti@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

O Parque Estadual da Serra do Mar – PESM constitui-se num corredor ecológico fundamental para a manutenção da Mata Atlântica, devido à sua localização geográfica, integrando, assim, uma área contínua que conecta os remanescentes florestais entre o sul do Rio de Janeiro, São Paulo e norte do Paraná. Também é caracterizado como a unidade de conservação nacional com maior superfície florestal abrangendo o domínio do Bioma Mata Atlântica – Floresta Ombrófila Densa Montana e Alto Montana –, com cerca de 315.390 ha, abrangendo municípios do litoral e Vale do Paraíba, no Estado de São Paulo (SP), estando incluído na Reserva de Biosfera (1991) e na Lista de Patrimônio Natural Mundial (1999) (Fundação Florestal, 1999; São Paulo, 2006; Bussolotti, 2012; Guimarães, 2011).

Desde sua criação, em 1977, desafios complexos frequentemente se apresentaram interferindo na gestão efetiva de seus diferentes Núcleos, considerando-se a falta ou dificuldades de integração do Plano de Manejo com as políticas governamentais e públicas municipais e regionais, a exemplo dos planos diretores e projetos de desenvolvimento regionais.

Entre esses desafios, analisando a historicidade de vários aspectos, a ocupação urbana (legal ou não) nas áreas de entorno e as ocupações internas (em processo de regularização da malha fundiária) constituem problemas e conflitos permanentes para a gestão do PESM, tendo em vista que sua maior extensão se localiza na região Sudeste, caracterizada como a de maior densidade demográfica do país, segundo o Censo do IBGE (Brasil, 2010), representando 42,1% da população brasileira. Além desses pontos, o PESM também apresenta problemas específicos referentes à eficácia das estratégias pertinentes à gestão integrada de seus núcleos “com autonomia administrativa sem comando unificado” (São Paulo, 2006, p. 8).

Segundo o Plano de Manejo, o PESM tem como missão “ser o maior corredor biológico da Mata Atlântica, fonte de vida e patrimônio comum da sociedade, onde as pessoas se sentem responsáveis pela conservação dos seus recursos naturais, históricos e culturais” (São Paulo, 2006, p. 310). Desse modo, o processo de planejamento

participativo buscou consolidar o zoneamento do PESM, com o desenvolvimento e ordenação propostos no Plano de Manejo, por meio de suas diretrizes estratégicas, ações e atividades organizadas em Programas de Manejo, como os de Patrimônio Natural, Patrimônio Cultural, Interação Socioambiental, Proteção, Pesquisa, Uso Público e Gestão.

Destaca-se, como fato importante do Plano de Manejo aprovado em 2006, o desenvolvimento das etapas pertinentes ao planejamento participativo, envolvendo toda a comunidade local, na forma de oficinas destinadas aos representantes de prefeituras, organizações, associações diversas, pesquisadores, empresários e população moradora na Unidade de Conservação. Nesse contexto, a partir das primeiras oficinas, desde 1997, foram criados os comitês gestores, denominação dada anteriormente aos Conselhos Consultivos das Unidades de Conservação que compõem o PESM. Um desses novos espaços se dá nos Conselhos Consultivos criados nas Unidades de Conservação de Proteção Integral do Estado de São Paulo, como o PESM – Núcleo Santa Virgínia – NSV.

Na atualidade, verifica-se que esses processos de formação e organização de espaços interativos entre as unidades de conservação e as populações residentes no entorno e dentro das unidades de proteção integral se constituem como fóruns institucionalizados para discutir os problemas históricos, socioeconômicos e culturais advindos da implantação destas Unidades.

1.1 Problema

Observa-se que processos de implementação de ações e estratégias, tanto no cenário internacional como nacional (consideradas as escalas regionais e locais), visando aproximações com as comunidades do entorno e interior das unidades de conservação, não são tarefas fáceis. Ao buscarem vencer distintos obstáculos originados por intrincadas situações de distanciamentos geográficos, socioculturais e econômicos esbarram em visões diferentes sobre a paisagem construídas pelos conselheiros, enfrentamentos muito debatidos nos conselhos de cada Unidade de Conservação. Questiona-se: como se deu a construção da participação nos conselhos do Parque Estadual da Serra do Mar e como podemos avaliar os gradientes de participação?

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Como objetivo geral pretende-se analisar a consolidação dos conselhos consultivos no Parque Estadual da Serra do Mar, mais especificamente no Núcleo Santa Virgínia.

1.2.2 Objetivos específicos

- Discutir as falas, a participação e envolvimento dos membros desse conselho;
- Categorizar os gradientes de participação desse conselho por meio da matriz criada por Arnstein (2002).

2 MATERIAL E MÉTODOS

Neste item, serão tratados os aspectos da paisagem do Núcleo Santa Virgínia e da metodologia utilizada no trabalho.

2.1 Localização e Aspectos da Paisagem do PESH–Núcleo Santa Virgínia

A paisagem estudada insere-se na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos: UGRHI 2, Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul no Estado de São Paulo, situada na margem Atlântica do Brasil, na macrounidade geomorfológica do Planalto Atlântico Paulista, entre a costa e o Vale do Paraíba, e se apresenta ligada geneticamente ao Litoral Norte do Estado (São Paulo, 2006) (Figura 1).

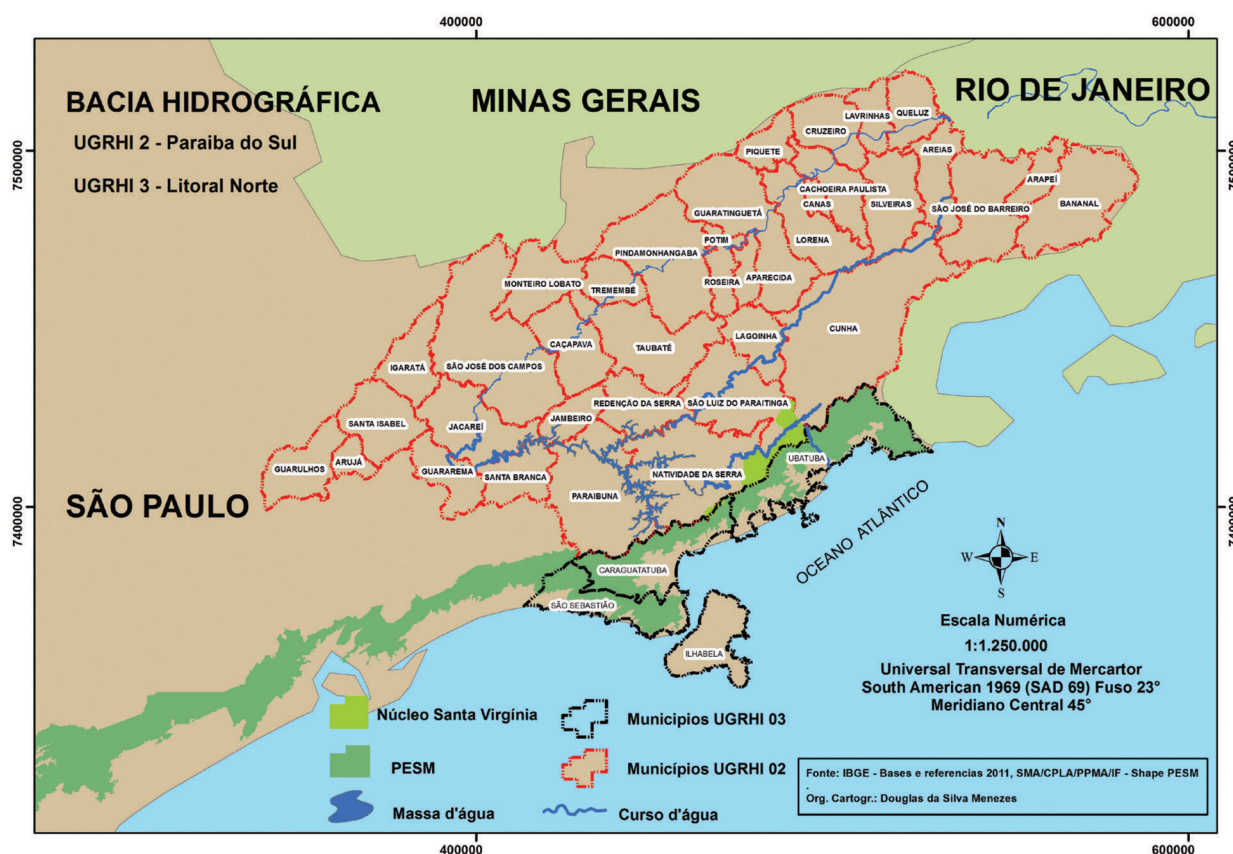


Figura 1. Localização do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, destacando-se as UGRHIs 2 e 3. Fonte: IBGE, bases e referências 2011 – Bases layers PPMA/IF/SMA 2007. Organizado por Douglas Menezes. (Bussolotti, 2012).

Figure 1. Location of Serra do Mar State Park – Santa Virgínia Nucleus, highlighting the UGRHIs 2 and 3. Source: IBGE, bases and references 2011 – Bases layers PPMA/IF/SMA 2007. Edited by Douglas Menezes. (Bussolotti, 2012).

A bacia do rio Paraíba do Sul, porção do Estado de São Paulo, constitui-se como grande produtor dos serviços ambientais para os três estados – São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais – regidos pelo Comitê Interestadual; o rio Paraíba nasce dentro do município de Cunha, com vários afluentes nos Núcleos Cunha e Santa Virgínia; o rio Paraitinga, também nasce em uma área protegida, com a maioria de seus afluentes na Área de Preservação Ambiental Silveiras,

em São Paulo; ambos abastecem a bacia que drena estes estados caracterizados pela intensa produção industrial e populacional (São Paulo, 2011b).

O Núcleo Santa Virgínia está localizado na região geográfica do Vale do Paraíba (SP), entre as coordenadas geográficas de 23°17' a 23°24' de latitude Sul e 45°03' a 45°11' de longitude Oeste (Bussolotti, 2012; Guimarães, 2011) (Figura 2).

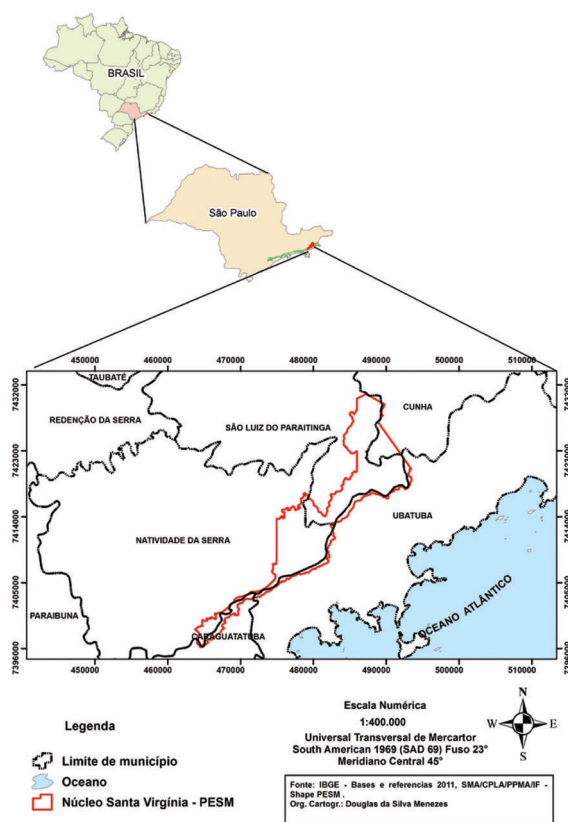


Figura 2. Localização do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar.

Fonte: IBGE, bases e referências 2011 – Bases de dados SMA/CPLA/PPMA, 2001. Organizado por Douglas Menezes.

Figure 2. Location of Serra do Mar State Park – Santa Virgínia Nucleus.

Source: IBGE, bases and references 2011 – Basis of SMA/CPLA/PPMA 2001 data. Edited by Douglas Menezes.

Situa-se no reverso da Serra do Mar no Planalto Atlântico Paulista, com relevo escarpado e altas declividades em vertentes retilíneas e vales em “V” bem marcados. A altitude varia de 960 a 1.160 metros com pico culminante a 1.585 metros, em um gradiente topográfico entre 60 e 500 metros. Tem colúviação intensa, com alúvios mais expressivos nas partes mais baixas, próximos aos rios. Os desníveis tectônicos,

com mudança acentuada na relação talvegue e recuo das vertentes, são frequentes em toda a paisagem do Núcleo. Soleiras Rochosas, que funcionam como diques, represam sedimentos à montante e controlam a presença de rápidos e cachoeiras à jusante. O clima tropical úmido e subúmido tem temperatura média de 21° Celsius e precipitação média anual de 2.200 milímetros ao ano (Villani et al., 1998).

A vegetação classificada dentro do domínio da Floresta Ombrófila Densa Montana e Alto-Montana (Kronka et al., 2005) apresenta-se sob a forma de mosaico, onde 60% das áreas são compostas por florestas primitivas ou pouco antropizadas, sendo o restante formado por campo limpo, campo sujo, capoeira, capoeirão, floresta secundária e reflorestamento de *Eucalyptus saligna* (Tabarelli et al., 1994).

Os principais dados sobre a fauna da região encontram-se na unidade administrativa que compõe o Núcleo Santa Virgínia (São Paulo, 2006) e indicam, por exemplo, 373 espécies de aves identificadas no PESM, sendo 185 delas encontradas na porção norte do Parque – núcleos Santa Virgínia e Cunha, na área do Planalto Paulista.

O processo de implantação do Núcleo Santa Virgínia iniciou-se em 2 de maio de 1989. O Instituto Florestal recebeu, da Fazenda do Estado, as Fazendas Ponte Alta e Santa Virgínia que deram origem a esse Núcleo, tendo atualmente uma área de 19.731,47 hectares. Abrange os municípios de Natividade da Serra com 40% da área do Núcleo; São Luís do Paraitinga totalizando 45%; Cunha 12% e Ubatuba 3%.

A paisagem cultural do Núcleo Santa Virgínia foi construída historicamente como toda a região do Vale do Paraíba, hoje, com propriedades rurais de diversos tipos – fazendas, sítios entre outros –, tanto na zona de ocupação temporária como em seu entorno. Embora tenha havido manejo de quase 60% de sua área, atestados por floresta em estágios sucessionais recobertas por manacás (*Tibouchina mutabilis*), apresenta intenso processo de recuperação florestal.

Antes de 1977, a área do Núcleo Santa Virgínia vivia o ciclo da pecuária, a floresta foi cortada de São Luiz do Paraitinga até o Núcleo, de onde retiravam madeira para serrarias, carvoarias e para a semeadura de pastagens, sendo que estes processos interferiram efetivamente na paisagem natural e cultural do Parque e de seu entorno. O ciclo do café, antecessor ao da pecuária, pouco interferiu na área do Parque, ocorrendo efetivamente de Catuçaba em direção ao Vale do Paraíba (São Paulo, 2006).

A área que compreende o Núcleo era terra de sesmarias doadas em 1781 por Manoel Luiz Landim e João Alves Pereira, situadas no caminho entre as vilas de São Luiz do Paraitinga e Ubatuba, e os rios Paraíba e Ipiranga.

Em 1826, as terras de Landim começaram a ser vendidas após sua morte. Em 1895, o comendador José Pereira da Rocha Paranhos e sua esposa adquiriram mais de 5.000 alqueires, constituindo a Fazenda Nossa Senhora da Ponte Alta. Em 1943, a Fazenda do Estado de São Paulo adquiriu as terras na região montanhosa da Serra do Mar, nos municípios de Natividade da Serra e São Luiz do Paraitinga, com exceção dos imóveis, Ponte Alta e Rio Prata. Já no início da década de 1970, o grupo Alcântara Machado adquiriu 5.000 ha do comendador Paranhos. Em 1989, a Fazenda do Estado adquiriu as fazendas Ponte Alta e Santa Virgínia (Villani et al., 1998).

Essa região se caracteriza pela ocupação rural voltada para as atividades agropecuárias, embora muitos imóveis no entorno do Núcleo vêm, paulatinamente, se transformando em sítios de lazer de moradores de São Paulo e cidades do Vale do Paraíba. As atividades agrícolas são relacionadas a cultivos de subsistência, como horta, milho, mandioca, pomar, pastagem, cana, feijão e banana. Como criação, constata-se que as atividades pecuárias são relacionadas à criação de bovinos, porcos e aves. Segundo o censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, de 2010, os municípios que têm áreas nessa Unidade de Conservação ainda possuem um grande número de moradores nas áreas rurais. Natividade da Serra tem 6.678 habitantes, cuja população residente, Urbana, é de 41% (2.788 habitantes), e a população residente, Rural, de 58% (3.890 habitantes). São Luís do Paraitinga tem 10.397 habitantes, com população residente, Urbana, de 59% (6.180 habitantes), e a população residente, Rural, de 40% (4.217 habitantes) (Brasil, 2010).

2.2 Procedimentos Metodológicos

A investigação descrita neste trabalho utilizou-se de metodologias concernentes à pesquisa experimental, dos dados obtidos nas fontes bibliográficas e documentais, observação participante de reuniões, aplicação de questionário e entrevistas junto ao Conselho Consultivo do PESM–NSV, analisando a dinâmica da participação dos conselheiros e de sua interpretação da paisagem.

Para a seleção dos participantes da pesquisa utilizou-se o conceito de “universo pesquisado, que não são os sujeitos em si, mas suas representações, conhecimentos, práticas, comportamentos e atitudes”; em vez de se definir a “amostra de sujeitos” usou-se o termo “sujeitos incluídos na pesquisa”, grupo da investigação, conforme Minayo et al. (2011, p. 48). Participaram da pesquisa 17 conselheiros titulares das 19 cadeiras disponíveis e 14 conselheiros suplentes das 18 cadeiras disponíveis.

A pesquisa “documental”, entendida como aquela que utiliza material produzido pela instituição pesquisada (Lakatos e Marconi, 1992), referiu-se a:

- análise do Plano de Gestão Ambiental do Núcleo Santa Virgínia (Villani et al., 1998);
- análise do Plano de Manejo do PESM (São Paulo, 2006);
- análise das Atas das Reuniões do Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia da gestão entre 2007 a 2010;
- avaliação do Questionário aplicado pela consultoria solicitada pela Fundação Florestal (Steinmetz, 2010).

Esses documentos colaboraram para o entendimento da visão da gestão sobre o Conselho e sobre o Núcleo Santa Virgínia – NSV, proporcionando uma compreensão de como se propõe a vivência do cotidiano dentro da Unidade de Conservação, como são estabelecidos os diálogos com as comunidades do entorno; como ocorrem os ritmos e o entendimento da apreensão dos papéis sociais de cada um e de cada instituição na relação com o Conselho Consultivo.

No total, foram analisadas 19 Atas entre os anos de 2007-2010, levando-se em conta para a análise a participação e observação de oito reuniões entre 2009 a 2011.

Considerou-se, para a avaliação dos questionários, a visão da gestão sobre estes, apresentada na reunião ordinária do Conselho Consultivo em fevereiro de 2011, sendo também realizada a avaliação do questionário aplicado pela consultoria solicitada pela Fundação Florestal a 14 titulares dos 30 conselheiros, entre titulares e suplentes do Núcleo Santa Virgínia, da gestão 2007-2010.

As entrevistas com os membros do Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia abrangeram 32 pessoas, no período de novembro de 2010 a junho de 2011, e se caracterizaram como semiestruturadas com sondagem de opinião e informações “construídas no diálogo com o indivíduo entrevistado”, trazendo a reflexão do próprio sujeito sobre a realidade que vivenciou (Minayo et al., 2011, p. 65). A partir da gravação dos relatos orais das histórias de vida, foram recortadas as falas, de modo a comporem a tessitura de uma narrativa que tratou da identidade e da percepção da paisagem do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisar-se-á, a seguir, o processo de discussão global e nacional do tema por meio da revisão da literatura, bem como uma avaliação da atuação do Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia até 2011 nas falas, nas atas e nas observações de suas reuniões.

3.1 Os Conselhos Consultivos e as Unidades de Conservação do Estado de São Paulo

Há duas décadas, a implantação de Conselhos Consultivos em Unidades de Conservação – UCs vem ocorrendo no Brasil. Todavia, as UCs criadas até a década de 1990 apresentavam processos de desconexão relacionados aos lugares em que estavam inseridas, sendo impactadas sob diferentes modos e graus, direta e/ou indiretamente. Esses fatos exigiam, na maioria das vezes, investimentos crescentes destinados aos projetos de recuperação de áreas degradadas, reabilitação e revitalização patrimonial, entre outros, além de adequações pertinentes às novas necessidades da gestão e do planejamento ambiental e paisagístico das áreas.

A gestão participativa nas Unidades de Conservação pressupõe o comprometimento da Instituição com a promoção de mudanças na situação existente, consideradas suas várias instâncias, por meio de mecanismos, tais como:

reuniões técnicas, oficinas de planejamento e de capacitação e atualização profissional, e conselhos consultivos. Esse modelo de planejamento participativo foi adotado, primeiramente, pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, a partir da década de 1990, sendo, hoje, exigência legal, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC (Brasil, 2000).

Palmieri e Veríssimo (2009) destacam que 67% das unidades de conservação federais e estaduais, em 2008, não possuíam conselho instalado de acordo com o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação, demonstrando a morosidade de implementação de processos participativos em UCs, embora houvesse um movimento referente às políticas públicas no sentido de favorecer, propiciar e incentivar a participação cidadã nas áreas protegidas nacionais e internacionais.

A lei que dispõe sobre o funcionamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC foi criada em 2000 (Brasil, 2000) e regulamentada em 2002 (Brasil, 2002), quase uma década depois das primeiras experiências de conselhos em UCs, já prevendo a implantação de instrumentos democráticos de gestão, como o conselho consultivo. Conforme o SNUC (Brasil, 2000), no artigo 5º, incisos III e IV e artigo 29, as UCs de proteção integral podem ter Conselhos Consultivos, pois são de domínio público, sendo necessário explicitar com clareza qual a relação administrativa possível entre organizações não governamentais e outros segmentos da sociedade. Já o Decreto Federal nº 4.340 (Brasil, 2002) regulamenta artigos do SNUC e detalha, no seu capítulo 5, sobre os Conselhos em Unidades de Conservação. Especificamente no artigo 20, inciso IX, expõe a competência do Conselho de Unidade de Conservação para propor diretrizes e ações para compatibilizar, integrar e aperfeiçoar a relação com a população do entorno ou do interior da Unidade.

A movimentação para a participação cidadã na gestão de Unidades de Conservação ocorreu na América Latina na década de 1990, conforme preconizou o I Congresso Latino Americano de Parques Nacionais e outras Áreas Protegidas, realizado em 1997.

No II Congresso Latino Americano de Parques Nacionais e outras Áreas Protegidas, promovido pela Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza – UICN (2007), estabeleceu-se uma carta intitulada *Declaração de Bariloche*, em que se reafirmaram as intenções de valorização do processo participativo em UCs, preconizado no I Congresso.

Já se vai também uma década de reflexões sobre o sucesso das vivências em Conselhos Consultivos. Nesse sentido, Oliva (2000), durante o II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, em 2000, tece vários apontamentos, avaliando a necessidade da administração da UC e os demais segmentos terem motivação para participar, afirmando que esta motivação é gerada quando ambas as partes percebem as vantagens do processo participativo.

Em 1997, ocorreu a primeira experiência de criação de fóruns participativos em Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, sendo dez Unidades de Conservação contempladas pelo Projeto de Preservação da Mata Atlântica – PPMa, que previa a primeira fase de criação dos Planos de Manejo nestas áreas protegidas. Durante o projeto, foram criados os Comitês de Apoio à Gestão, atualmente denominados Conselhos Consultivos. (Raimundo et al., 2002). O Núcleo Santa Virgínia foi uma das Unidades de Conservação que instituiu esse Comitê, hoje chamado Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar.

Embora a Fase 1 do Plano de Manejo tenha sido executada de forma participativa, trazendo as expectativas e aspirações de vários segmentos da sociedade ligados às Unidades de Conservação – UCs, estas não foram suficientemente analisadas à luz da legislação vigente ou da capacidade institucional de realização, faltando “[...] diretrizes e definições institucionais que pudessem contribuir de forma integrada com a sociedade civil, na elaboração de um plano de metas para as UCs, no âmbito dos Planos de Manejo” (Oliva, 2000, p. 122). Durante avaliação do processo de implantação dos conselhos consultivos em Unidades de Conservação, em 2000, observou-se (Quadro I):

Quadro 1. Avaliação da implantação dos conselhos consultivos.

Table 1. Evaluating the implementation of advisory boards.

PONTOS POSITIVOS	PONTOS NEGATIVOS	PRINCIPAIS CAUSAS PARA O CUMPRIMENTO PARCIAL DOS ESTATUTOS DESTES COMITÊS
Participação da comunidade com colaboração na administração	Deficiência na representação, principalmente de comunidades mais isoladas	Falta de frequência na realização das reuniões
Maior transparência da gestão com aumento na credibilidade da gestão pública	Pouco envolvimento de alguns membros	Pequeno tempo para adaptação dos membros ao sistema de gestão participativa
Processo de troca permanente de informações	Fragilidade da gestão quando não apresentava respostas às demandas locais	Dificuldade de desenvolvimento de projetos conjuntos, principalmente com as prefeituras locais
Apoio na tomada de decisões	Desestímulo dos gestores para o processo participativo	Ipossibilidade legal da regularização de atividades de uso dos recursos naturais dentro da Unidade, embora tenha havido, no início da implantação dos conselhos, o entendimento de que a questão fundiária deva ser tratada em instância própria, a do Judiciário
Envolvimento dos gestores e funcionários na gestão participativa	Descontinuidade de projetos e programas de Manejo e comunidade do entorno e por mudanças de membros do Estado e falta de funcionários nas UCs	Substituição frequente dos membros de alguns setores e dificuldade de ampliação dos quadros mínimos de pessoal das Unidades de Conservação para atuarem nos diferentes programas de manejo
Envolvimento dos gestores e funcionários na efetivação do conselho consultivo	Falta de envolvimento dos representantes comunitários na efetivação do Conselho Consultivo	Funcionários das Unidades de Conservação assumindo cargos de vice-coordenação e secretaria dos comitês e não a sociedade civil

Fontes: Oliva (2000); Oliva e Costa Neto (2000).

Sources: Oliva (2000); Oliva and Costa Neto (2000).

Conforme podemos constatar, a maioria das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo encontra-se sob a responsabilidade administrativa do Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR, criado pelo Decreto Estadual nº 51.453/2006 (São Paulo, 2005). O SIEFLOR é composto pela Fundação Florestal – FF e o Instituto Florestal – IF. Em 2002, a situação dos Conselhos Consultivos de 31 UCs, dentre as 90 administradas pelo SIEFLOR, considerando cada núcleo do PESM como uma Unidade de Conservação, se configurava assim:

14 unidades não haviam iniciado os seus Conselhos; oito instalados; oito em revitalização; e dois em criação. Para Mattoso et al. (2009), somente na elaboração dos Planos de Manejo é que os processos de fortalecimento dos Conselhos Consultivos se estabeleceram. Os autores afirmam que durante a implantação dos Conselhos Consultivos do Plano de Manejo do PESM, em 2007, dos oito Núcleos, seis estavam implantados e dois revitalizados (um deles era o Conselho do Núcleo Santa Virgínia).

3.2 O Processo Participativo do Conselho Consultivo do Parque Estadual da Serra do Mar – PESM

A fim de esclarecer como se dão a constituição, as funções, atribuições e diretrizes dos Conselhos Consultivos de Unidades de Proteção Integral no Estado de São Paulo, utilizou-se como material de pesquisa o Decreto nº 49.672, de 6 de junho de 2005 (São Paulo, 2005) e as matrizes elencadas no Plano de Manejo do PESM. Os Conselhos Consultivos do PESM foram regulamentados pelo Decreto citado acima, que instituiu os Conselhos Consultivos das Unidades de Conservação de Proteção Integral do Estado de São Paulo, definindo sua composição e as diretrizes para seu funcionamento e dando providências correlatas.

É importante explicar que no artigo 4º do Decreto nº 49.672 (São Paulo, 2005), os Conselhos Consultivos são considerados órgãos colegiados voltados à consolidação e legitimação do processo de planejamento e gestão participativa dentro das Unidades de Proteção Integral, tendo como princípios:

- valorização, manutenção e conservação dos atributos naturais protegidos;
- otimização da inserção da Unidade de Conservação no espaço regional, auxiliando no ordenamento das atividades antrópicas no entorno da área;
- busca de alternativas de desenvolvimento econômico local e regional em bases sustentáveis no entorno da Unidade de Conservação;
- otimização do aporte de recursos humanos, técnicos e financeiros;
- divulgação da importância dos serviços ambientais prestados pela área protegida, sensibilizando as comunidades locais e regionais para a preservação;
- aplicação dos recursos na busca dos objetivos da Unidade de Conservação, observadas as regras que regem a administração pública.

O Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia segue o mesmo modelo do Conselho Consultivo do Parque Estadual da Serra do Mar – PESM, e se baseia também no Decreto nº 49.672, de 6 de junho de 2005.

Na sua constituição, tanto no Conselho Consultivo do PESM como dos Núcleos, há a representação do poder público e privado que devem ter CNPJ e escolher entre seus pares o representante da instituição no Conselho Consultivo. O responsável é o gestor da Unidade de Conservação e, no caso do PESM, este é entendido como uma Unidade de Conservação composta por várias Unidades Administrativas, que são os seus Núcleos. Os dois têm a função de consolidar o processo de planejamento participativo e garantir, na qualidade de órgão consultivo, a representatividade das comunidades e dos setores públicos relevantes para a gestão destas UCs. Até o momento deste artigo, o Conselho Consultivo do Parque Estadual da Serra do Mar não estava constituído de fato.

Em maio de 2010, foi contratada uma consultoria pela Fundação Florestal para a capacitação dos oito Conselhos Consultivos do Parque Estadual da Serra do Mar. Em seu Relatório Final, Steinmetz (2010) demonstrou que houve um avanço no processo participativo de gestão do PESM, porém, algumas questões ainda chamaram a atenção neste trabalho.

Confrontando a avaliação elaborada por Oliva (2000) sobre os Comitês de Apoio à Gestão que deram origem aos Conselhos Consultivos, e a avaliação elaborada pela consultoria solicitada pela Fundação Florestal em 2010, constata-se que:

- os conselheiros e a gestão das Unidades ainda não praticavam e não praticam até hoje uma vivência participativa dentro dos Núcleos. Existe, nos conselhos capacitados em 2010, uma falta de conhecimento sobre o seu real papel como conselheiros. A gestão de dois anos é pequena para a adaptação dos membros ao sistema de gestão participativa;
- em relação à representação, Oliva (2000) apontava a deficiência na representação e, paralelamente, a consultoria observou que havia baixa produtividade dos Conselhos Consultivos em relação a apoiar a gestão do PESM, levando a crer que os conselheiros que participam destes conselhos têm dificuldade de representar a sua instituição e de levar as questões da Unidade para as mesmas.

A discussão da representação é trazida como diretriz de atuação para a gestão das Unidades no Plano de Manejo do PESM: “A palavra-chave para a constituição e manutenção em funcionamento de qualquer instância desta natureza é a representatividade” (São Paulo, 2006, p. 227).

A tarefa principal da Consultoria de 2010 era a de preparar e capacitar os conselheiros dos núcleos, para fazerem parte do conselho do PESM, ainda não instalado, o que caracteriza a dificuldade institucional de articulação entre os conselhos até hoje. “Este conselho teria um papel de caráter político mais acentuado e tenderia a apoiar os encaminhamentos regionais” (Mattoso, 2009, p. 7). Outro ponto importante, constatado na consultoria em 2010 e na narrativa dos entrevistados em 2011, é que há pouco conhecimento do Plano de Manejo pelos conselheiros. Embora venha sendo construído de forma participativa, desde o final da década de 1990, com o Plano de Gestão Ambiental, nomeado como Fase 1 do Plano formalizado em 2006.

Em 2000, foi apontado um indicador que reflete a falta de integração entre Unidade de Conservação e municípios do entorno – a dificuldade de desenvolvimento de projetos conjuntos com as Unidades de Conservação, principalmente com as prefeituras locais. O mesmo indicador permaneceu avaliado negativamente pela consultoria em 2010, apontando o baixo índice de parcerias formais das instituições locais com o PESM.

Jacobi (2003), em seu estudo sobre o movimento ambientalista no Brasil, analisa as organizações da sociedade civil, comentando o desestímulo dos representantes na participação de conselhos e espaços democráticos de debate e a institucionalização crescente da sociedade civil, mas com atuação de baixa eficácia e pouca qualificação técnica das organizações (tanto governamentais como não governamentais) ligadas às questões ambientais. Apesar de serem temas emergentes ainda pouco valorizados pelos poderes locais, “os espaços de participação da sociedade ainda são subutilizados e em geral ainda apresentam problemas de institucionalidade e de pouca representatividade e alcance político institucional” (Jacobi, 2003, p. 32), tendo em vista que a maioria dos Conselhos é Consultiva, como no caso dos Conselhos de Unidades de Conservação de Proteção Integral,

desestimulando a participação sistemática e mais efetiva dos representantes tanto municipais como de ONGs, “na medida em que apenas têm eficácia simbólica e não efetiva” (Jacobi, 2003, p. 32).

Como causas dessa desmotivação, bem como a baixa participação dos conselheiros, Oliva (2000), aponta: a falta de frequência na realização das reuniões, a substituição frequente dos membros de alguns setores e a dificuldade de ampliação dos quadros mínimos de pessoal das UCs. A questão do desestímulo de gestores para com o processo participativo é evidenciada pelo fato de os funcionários das UCs assumirem cargos de vice-coordenação e secretaria dos conselhos, o que demonstra a dificuldade de compromisso dos demais conselheiros em relação ao Conselho, considerada por Oliva (2000) e por Mattoso et al. (2009, p. 14), visto que o “gestor da unidade deve estar capacitado para conduzir os debates”, havendo a necessidade de capacitações básicas para os conselheiros e suas organizações e para os funcionários do PESM, com frequência. Esses apontamentos se tornam mais evidentes em alguns Núcleos, e são observados ainda hoje, tendo em vista suas raízes históricas estarem relacionadas à dinâmica explicitada por esses autores.

Identificou-se a necessidade de uma integração maior entre os Núcleos para a gestão do PESM, embora esta integração já esteja preconizada no Plano de Manejo: “Tanto o PESM, em seu conjunto, como os núcleos dele integrantes, são unidades de conservação. Assim, além dos Conselhos Consultivos de cada núcleo está prevista a criação de um Conselho para o PESM como um todo.” (São Paulo, 2006, p. 227).

Durante a consolidação de uma Unidade de Conservação, como mencionado acima, normalmente não há o reconhecimento pela maioria do Conselho e pela comunidade do entorno, dos benefícios diretos e indiretos destas áreas protegidas, e este deve ser o fio condutor das discussões neste. Segundo Oliva (2000), um documento de planejamento muito importante como o Plano de Manejo é pouco conhecido pelos conselheiros, embora construído num processo de planejamento participativo há mais de dez anos.

O planejamento participativo é termo-chave para a política pública do Estado de São Paulo, desde o final da década de 1990, em relação às Unidades de Conservação de Proteção Integral,

apesar de demonstrar em suas avaliações que a adaptação dos membros ao sistema de gestão participativa ainda não é satisfatória, seja para os avaliadores institucionais, como para comunidade representada nos seus conselhos.

3.3 O Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia – PESM

O primeiro momento do Conselho do Núcleo Santa Virgínia foi instituído em 1998, quando do Plano de Gestão Ambiental, fase 1 do Plano de Manejo, e permaneceu ativo até 2003. Após o Plano de Manejo em 2006, constituiu-se de fato a primeira organização do Conselho de 2007 a 2010 e, hoje, a gestão do Conselho se encontra em sua segunda etapa, posterior ao Plano de Manejo 2011-2013.

Dos 32 entrevistados, metade, 16 conselheiros, disseram ser a sua primeira gestão e nove fizeram observações sobre o fato de estarem participando do Conselho pela sua história profissional, de vida ou da importância do papel para a instituição ou município representado. Todos os entrevistados eram brasileiros; apenas dois dos entrevistados não são do Estado de São Paulo; 12 dos entrevistados nasceram em São Luiz do Paraitinga; dois em Natividade da Serra e cinco em Taubaté, municípios próximos ao Núcleo Santa Virgínia. Desses, 18 são homens e 14 são mulheres, sendo um grupo equilibrado quanto à questão de gênero. Há uma maior concentração de conselheiros entre 26 a 45 anos. A faixa etária de maior concentração está entre 36 a 45 anos, com nove entrevistados.

Para comunicar os objetivos do Parque e seus Programas de Manejo, bem como promover a visibilidade e relevância da área em questão, a gestão do Núcleo Santa Virgínia utiliza: reuniões ordinárias e extraordinárias do Conselho Consultivo; articulação e parcerias institucionais; participação em projetos junto às escolas municipais; cursos para professores da rede municipal de ensino e distribuição ampla da folheteria do PESM. Porém, há pouca divulgação dos objetivos de conservação do PESM para o público externo, por faltar mais apoio da gestão central para a divulgação da Unidade, assim como a situação fundiária do Núcleo é tema não solucionado, prejudicando as relações com o seu entorno.

Há um entendimento diferenciado sobre a vivência nesta paisagem. Na paisagem estão inseridos todos os elementos naturais e culturais, na qual produzem os conselheiros suas relações internas e externas de comunicação. Por um lado, há uma variabilidade da percepção e dos sujeitos que observam um mesmo assunto, dependendo da situação que este ocupa nesta paisagem, tornando-se necessário assumir e integrar múltiplas abordagens para que o entendimento sobre a representação no Conselho e seu papel neste, por parte dos conselheiros, ocorra. Por outro, a paisagem de hoje corresponde às interações do passado, um registro da memória coletiva e da vivência, que necessita ser construída na perspectiva de uma Unidade de Conservação.

Os conselheiros que participaram do 1º mandato do conselho consultivo do Núcleo Santa Virgínia misturam seu relato de história de vida profissional, pessoal e de críticas a ele. Posicionam-se frente ao conselho consultivo avaliando diferentes aspectos da história vivida na gestão passada. Um dos conselheiros, que já está no seu 2º mandato no Conselho do NSV, descreve a situação analisada por Oliva (2000); Mattoso et al. (2009) e Steinmetz (2010), queixando-se da falta de comunicação e disposição de informar sobre a gestão da Unidade de Conservação:

Eu não tô vendo muita, muita, parte objetiva da coisa como conselheiro... eu acho que, não sei se é problema do gestor, ou problema do próprio esquema do Estado, certo? Eles não transmitem para os conselheiros o programa do Parque. (Bussolotti, 2012).

Quando discutimos o papel e a ação dos conselheiros, em termos de responsabilidade social, estamos falando de um ideal de participação e inclusão de cada conselheiro nesse Conselho. É necessário avaliar as categorias desses ideais para discutir as formas de construção das ações democráticas do grupo. “A patologia da participação” discutida por Santos e Avritzer (2003), como característica do final do século passado, com a expansão da democracia liberal, nos remete à análise dos Conselhos Consultivos, sobre o abstencionismo dos representantes nas reuniões, e o fato de estabelecerem uma pequena representação com seus pares, por não perceberem as mudanças das problemáticas enfrentadas pela sociedade e não verem suas ideias e opiniões incorporadas, por meio da representação e participação nos fóruns de políticas públicas, instituídos pelos governos (Santos e Avritzer, 2003, p. 3).

Para os autores, deve haver uma combinação entre a democracia representativa e participativa de coexistência e complementaridade. Convivência “em níveis diversos, das diferentes formas de procedimentalismo, organização administrativa e variação de desenho institucional” (Santos e Avritzer, 2003, p. 25). E de complementaridade com o reconhecimento pelo governo de que as formas públicas de monitoramento e os processos de consulta e deliberação públicas, como os Conselhos Consultivos em Unidades de Conservação, “podem substituir parte do processo de representação e deliberação, tais como concebidos no modelo hegemônico de democracia”.

O conselheiro nº 22 relata uma experiência em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo, que criou e adaptou à dinâmica local os processos de coexistência e complementaridade democrática.

(...) quando estava na Ilha do Cardoso, o conselho dele era praticamente deliberativo, assim, não era formalmente, mas era tudo discutido, e tudo... Governança de fato, inclusive coisas de licenciamento, de laudos que tinha que dar parecer ao Ministério Público passava pelo Conselho (...) com bastante transparência... (Bussolotti, 2012).

Os conselheiros apontam soluções para o que Santos e Avritzer (2003) colocam sobre a busca da coexistência e complementaridade das formas de democracia, exemplificadas nas falas abaixo:

- *buscar novos caminhos, ouvir as experiências das pessoas em outras áreas, tentar trazer isso para nossa rede de ensino;*
- *levando propostas e trazendo propostas para a educação;*
- *deixar o produtor produzir, viver e dar auxílio, dar conhecimento pelo conselho pra sociedade do entorno;*
- *sanar dúvidas, orientar o grupo, operacionalizar a participação;*
- *articulação, na visão do todo do parque e ser um canal de comunicação entre a gestão e este grupo de conselheiro, tentar aparar as arestas, entender a visão dos da gestão e esta interação;*

- *identificar os problemas que podem ser resolvidos com alguma pesquisa e tentar ou desenvolver projeto de pesquisas ou ir atrás de universidades, institutos que possam dar as respostas àquelas questões que estão sendo discutidas no conselho;*
- *partilhar e tomar decisões;*
- *poder contribuir com o conselho, em prol da mata, do meio ambiente, tudo que envolve a natureza que é muito peculiar na nossa região;*
- *fazer a interação da secretaria com o parque (Bussolotti, 2012).*

Pela visão dos conselheiros da 2ª gestão (2011 a 2013), as pessoas da comunidade mais envolvidas com o Conselho são aquelas que estão próximas espacialmente ao Núcleo, como “o pessoal de RPPN” (Bussolotti, 2012), da comunidade de dentro do Núcleo e as instituições parceiras. A fala é constante, entre os entrevistados, da distância do Núcleo Santa Virgínia da comunidade, como fica registrado no depoimento do conselheiro nº 24: “[...] apesar de o Núcleo Santa Virgínia estar tão perto, ainda está distante, há muitas pessoas que não conhecem os propósitos do Núcleo Santa Virgínia” (Bussolotti, 2012).

3.4 Análise da Participação dos Conselheiros do Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia, PESM

Para analisar os gradientes de participação dos cidadãos em fóruns, a exemplo do conselho consultivo, Arnstein (2002, p. 2) criou uma tipologia que apresenta oito tipos de participação, estando “dispostos em forma de uma escada, onde cada degrau corresponde ao nível de poder do cidadão em decidir sobre os resultados” de sua participação. Todavia, a contraposição proposta por essa divisão pode estabelecer uma análise entre apenas dois pontos de vista, entre os poderosos e os sem poder. Para uma análise mais aprofundada, as nuances entre os diferentes pontos de vista das relações em um fórum de participação social devem ser consideradas.

Essa tipologia propõe uma categorização ilustrativa das relações entre os indivíduos, não se aprofundando nas causas que levam à participação e à não participação, mostrando as etapas principais que um grupo passa até seu amadurecimento como fórum de decisão coletiva e de maneira objetiva, permitindo uma visualização das várias situações em que os grupos avaliados se encontram. Essa matriz auxilia a uma primeira observação das relações de poder no grupo de conselheiros, colaborando para a reflexão das questões relacionadas às estratégias de atuação mais convencionais deste fórum.

O primeiro degrau, “Manipulação”, representa os grupos com poder de decisão utilizando esses fóruns para seus interesses particulares. Essa fase foi relatada pelo gestor na sua avaliação da primeira composição do conselho, em 1998.

O segundo degrau, “Terapia”, é aquele em que os grupos com poder de decisão, ao invés de discutirem os temas que geraram as queixas sobre problemas aparentemente individuais de um conselheiro, preferem tratar do problema individual a discutir as relações deste com o grupo e não resolvem a situação que gerou a queixa. No caso deste conselho consultivo, a morosidade para a resolução dos problemas fundiários e para o estabelecimento das normas para o *rafting* geraram debates individuais, observados nas reuniões em que as pesquisadoras estiveram presentes, demonstra esta categoria, apesar do esforço evidente da gestão para que os focos principais que provocavam as queixas tivessem as possíveis soluções agilizadas institucionalmente.

Para Arnstein (2002, p. 5), os primeiros dois degraus, “Manipulação” e “Terapia”, camuflam o objetivo real de alguns fóruns que não é o de “permitir à população a participar nos processos de planejamento ou conduzir programas, mas permitir que os tomadores de decisão possam ‘educar’ ou ‘curar’ os participantes”. Muitos trabalhos de capacitação de fóruns democráticos não levam ao empoderamento do grupo ou às tomadas de decisões visando à solução dos problemas efetivos. Haja vista que a capacitação proposta pela Fundação Florestal de todos os conselheiros dos conselhos consultivos dos Núcleos do Parque Estadual da Serra do Mar, em 2010, não serviu para a consolidação do conselho maior do Parque, frutificando apenas na socialização da avaliação individual aplicada aos conselheiros e gestores

e socialização entre os conselheiros dos Núcleos. O verdadeiro tomador de decisão, que no caso é a Fundação Florestal, não efetivou o objetivo maior de construção do fórum democrático que seria o conselho do Parque Estadual da Serra do Mar.

O terceiro degrau, “Informação”, é aquele demonstrado nas análises das atas do 1º mandato de 2007-2010 e nas observações das reuniões em que a gestão passava informes de sua atuação em grande parte do tempo, embora tivesse também como prática de encaminhamento das reuniões ocorrerem no degrau “Consulta”, solicitando aos conselheiros sua opinião sobre os encaminhamentos da gestão. Esses dois degraus ocorrem nas reuniões do conselho, mas em alguns momentos houve queixas de conselheiros sobre a efetividade da consulta, pois questionavam se por ser um conselho consultivo, as decisões consensuais no grupo seriam acatadas institucionalmente.

Quando esses níveis são definidos pelos poderosos como o grau máximo de participação possível, existe a possibilidade de os cidadãos realmente ouvirem e serem ouvidos. Mas, nesses níveis, eles não têm o poder para assegurar que suas opiniões serão aceitas por aqueles que detêm o poder (Arnstein, 2002, p. 5).

Pelos relatos do gestor, e ainda por meio das análises das atas, relatórios e demais artigos sobre o tema, constata-se que atualmente o Conselho do Núcleo Santa Virgínia vive uma relação pacificada entre todos, executando parcerias originadas dentro do próprio Conselho, tais como o desenvolvimento de projetos socioambientais, as resoluções sobre o *rafting*, o estímulo à criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNs, bem como o empenho institucional na regularização fundiária. Dessa forma, consideramos que esse conselho já escalou os degraus “Pacificação” e “Parceria”.

O degrau (5) *Pacificação* consiste simplesmente de um nível superior dessa concessão limitada de poder, pois permite aos sem-nada aconselhar os poderosos, mas retém na mão destes o direito de tomar a decisão final. (...) Os cidadãos podem participar de uma (6) *Parceria* que lhes permita negociar de igual para igual com aqueles que tradicionalmente detêm o poder (Arnstein, 2002, p. 3).

Nesse contexto, para um melhor entendimento das relações e inter-relações desenvolvidas, cabe destacar que a Gestão ainda não faz uma delegação de poder, pois não instituiu suas câmaras técnicas, e os conselheiros, por sua vez, têm uma participação indireta nos processos inerentes à gestão, como um controle cidadão de fato. Já o cargo de secretaria é delegado a um funcionário do Núcleo; e o vice-presidente e demais conselheiros não participam de reuniões ou de outras atividades do dia a dia com o gestor, para trabalhar de forma colegiada as decisões do Conselho Consultivo. “Nos degraus superiores, (7) *Delegação de poder* e (8) *Controle cidadão*, o cidadão sem-nada detém a maioria nos

fóruns de tomada de decisão, ou mesmo o completo poder gerencial” (Arnstein, 2002, p. 3) (Quadro 2).

A participação popular, quanto à sua eficácia de ação, é conceituada no caso de um Conselho Consultivo como não vinculante às decisões da gestão, mas, quanto à matéria e à estrutura de sua intervenção, é entendida como colegiado de entidades representativas do direito de integrar órgão de consulta no poder público. Os Conselhos Consultivos são instrumentos que podem servir à participação popular, à expressão política da coletividade, porque são ricos no plano normativo, mas ainda pobres no plano da vivência efetiva da participação (Modesto, 2005).

Quadro 2. Análise da participação dos conselheiros do conselho consultivo gestão 2007 a 2010 – Núcleo Santa Virgínia, PESM.

Table 2. Analysis of the participation of the councilors of the advisory board from 2007 to 2010 – Santa Virgínia Nucleus, PESM.

NÍVEIS DE PARTICIPAÇÃO		NÍVEIS DE PODER
8	Controle cidadão	Níveis de poder cidadão
7	Delegação de Poder	
6	Parceria	
5	Pacificação	Níveis de concessão mínima de poder
4	Consulta	
3	Informação	
2	Terapia	Não participação
1	Manipulação	

Fonte: Arnstein (2002, p. 2). Adaptado por Bussolotti (2011).
Sources: Arnstein (2002, p. 2). Adapted by Bussolotti (2011).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a análise do processo de consolidação dos conselhos consultivos no Parque Estadual da Serra do Mar, mais especificamente no Núcleo Santa Virgínia, constatou-se que:

- uma das causas de não se conseguir implementar um sistema de planejamento participativo manifesta-se na dificuldade de todos os membros dos conselhos em assumir o papel de representantes de seus pares;

- a desmotivação e baixa participação dos conselheiros, o desestímulo de gestores para o processo participativo, a baixa produtividade dos Conselhos Consultivos, de modo geral, em relação a apoiar a gestão do PESM, além da pouca frequência na realização das reuniões, demonstram a necessidade de maior vontade, comprometimento e envolvimento político da instituição por meio dos gestores, para a efetivação dos Conselhos Consultivos nas outras Unidades de Conservação ligadas ao SIEFLOR (Steinmetz, 2010);

- há uma grande porcentagem de conselheiros participantes e motivados para atuarem no Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia, relatada nesta pesquisa na gestão 2007-2010. Todos procuram identificar o seu papel dentro das instituições representadas com o fato de serem indicados para o papel de conselheiros. No diálogo e nas respostas dadas durante as entrevistas, testemunham o vínculo com a paisagem do Núcleo Santa Virgínia e demonstram as expectativas quanto ao seu desempenho como conselheiros. A maioria das narrativas deixa clara a situação tanto das opiniões ante os problemas da Unidade como em relação às propostas para sua solução. Os testemunhos que trazem maior número de propostas para a solução dos problemas são os dos conselheiros na sua segunda gestão, porque têm mais vivência com o gerenciamento da Unidade de Conservação, e
- a gestão acerca dos conflitos inerentes à falta de definições institucionais sobre as questões que envolvem a ocupação humana, no interior das Unidades de Conservação de Proteção Integral, é a principal causa da geração de alterações e problemas na gestão das populações nas áreas protegidas.

Para Bolos (1992), as paisagens são estruturas integradas, e paisagens sobre paisagens formam conjuntos complexos e que não se reduzem à soma de seus elementos constituintes, mas das suas interconexões. Gerenciar uma Unidade de Proteção Integral, tendo em vista que esta é uma paisagem de ocupação e uso das terras, de territorialidades diferenciadas que se entremesclam, na concepção histórica da cultura local, é dizer a estas pessoas que a vivência nestas paisagens, hoje, é ilegal, fato que gera, evidentemente, conflitos de interesses e objetivos vivenciados e interpretados sob diferentes ângulos cotidianamente.

Ainda há um paradoxo entre o conhecimento detalhado sobre toda a UC, por parte do gestor, e a falta de conhecimento sobre o seu real papel, por parte dos conselheiros, para atuarem em consenso na função dominante ou nas transformações concernentes à multifuncionalidade desta paisagem da Unidade de Conservação.

Também os problemas de comunicação observados se tornam evidentes, entendidos aqui como troca de informações entre todos – gestão dos Núcleos e conselheiros –, sendo indicados pelo baixo índice de parcerias formais das instituições locais com o PESM, mais a dificuldade de desenvolvimento de projetos conjuntos, principalmente com as prefeituras, desde o início da implantação dos processos de planejamento participativo nesta Unidade de Conservação de Proteção Integral, avaliada neste artigo.

Finalizando, acredita-se que, embora o Conselho Consultivo do Núcleo Santa Virgínia discuta a sabedoria e preferências existentes nas comunidades representadas e procure consensuar suas práticas, ainda não consegue viver a representação de seus grupos; entretanto, devemos destacar que caminha para a autonomia na participação dos conselheiros nas decisões da gestão com as câmaras técnicas, por exemplo, e inicia a convergência de seus programas e diretrizes com os municípios abrangidos pela Unidade de Conservação, delineando perspectivas no sentido de uma gestão mais integrada e colaborativa, alinhada às especificidades das realidades regionais e locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARNSTEIN, S.R. Uma escada da participação cidadã. **Revista da Associação Brasileira para o Fortalecimento da Participação – Participe**, v. 2, n. 2, p. 4-13, jan. 2002. Disponível em: <<http://www.calameo.com/books/00007359096ef6fd13b72>>. Acesso em: 10 fev. 2011.

BOLÓS, M. de. (Org.). **Manual de ciência del paisaje** – teoria, métodos y aplicaciones. Barcelona: Masson, 1992. 273 p.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: maio 2011.

BRASIL. Decreto Federal nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, e dá outras providências. 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm>. Acesso em: maio 2011.

_____. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo demográfico 2010**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/calendario.shtm>>. Acesso em: jul. 2011.

BUSSOLOTI, J.M. **Construindo indicadores para a paisagem do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia**. 2012. 245 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

FUNDAÇÃO FLORESTAL DE SÃO PAULO. **Parque Estadual da Serra do Mar: Núcleo Santa Virgínia**. São Paulo, 1999. Disponível em: <<http://www.fflorestal.sp.gov.br/hotsites/hotsite/sobre.php>>. Acesso em: 7 ago. 2011.

GUIMARÃES, S.T.L. Aspectos da percepção e valoração de paisagens do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar (SP), Brasil. **OLAM – Ciência & Tecnologia**, v. 11, n. 2, p. 228-249, jul./dez. 2011. Disponível em: <<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/olam/article/view/5279>>. Acesso em: 24 nov. 2012.

JACOBI, P. Movimento ambientalista no Brasil: representação social e complexidade da articulação de práticas coletivas. In: RIBEIRO, W. (Org.). **Patrimônio ambiental**. São Paulo: EDUSP, 2003. Disponível em: <<http://www.teia.fe.usp.br/wp-content/uploads/2011/02/Baixar-artigo4.pdf>>. Acesso em: set. 2011.

KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

LAKATOS, E.; MARCONI, M. de A. **Metodologia do trabalho científico: procedimentos básicos, pesquisa bibliográfica, projeto e relatório, publicações e trabalhos científicos**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 1992.

MATTOSO, A.Q. et al. La creación de consejos consultivos en el Parque Estadual da Serra do Mar, PESM. São Paulo, Brasil. In: CONGRESO ÁREAS PROTEGIDAS, 6., 2009, Cuba. **Anais...** La Havana–Cuba: Ministério de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de la República de Cuba, 2009.

MINAYO, M.C. de S.; DESLANDES, S.F.; GOMES, R. **Pesquisa social: teoria, método e criatividade**. 30. ed. Petrópolis, Rio de Janeiro: Vozes, 2011.

MODESTO, P. Participação na administração pública: mecanismos de operacionalização. **Revista Eletrônica de Direito do Estado**, n. 2, abr./maio/jun., 2005. Disponível em: <<http://www.direitodoestado.com.br>>. Acesso em: 10 fev. 2011.

OLIVA, A. Gestão de unidades de conservação – processo participativo ou outorga de atribuições e prerrogativas? In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000. v. 1, p. 117-131.

_____.; COSTA NETO, J. de B. Comitês de apoio à gestão – histórico da implantação e avaliação dos resultados para dez unidades de conservação de proteção integral do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000. 3v.

PALMIERI, R.; VERÍSSIMO, A. **Conselhos de Unidades de Conservação: guia sobre sua criação e seu funcionamento**. Piracicaba: Imaflora; Belém: Imazon, 2009. 95 p.

RAIMUNDO, S. et al. A criação dos conselhos consultivos nas unidades de proteção integral – estudo de caso no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3., 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza: Associação Caatinga, 2002. v. 1, p. 223-233.

SANTOS, B. de S.; AVRITZER, L. Para ampliar o cânone democrático. In: SANTOS, B. de S. (Org.). **Democratizar a democracia**. Porto: Afrontamento, 2003. p. 35-69.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 49.672, de 6 de junho de 2005. Dispõe sobre a criação dos Conselhos Consultivos das Unidades de Conservação de Proteção Integral do Estado de São Paulo, define sua composição e as diretrizes para seu funcionamento e dá providências correlatas, 2005. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/2005_Dec_Est_49672.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2011.

_____. Decreto nº 51.453, de 29 de dezembro de 2006, que institui o Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/92176/decreto-51453-06-sao-paulo-sp>>. Acesso em: dez. 2011.

_____. Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Parque Estadual da Serra do Mar** – plano de manejo. São Paulo, 2006.

STEINMETZ, S. **Capacitação dos oito conselhos consultivos do Parque Estadual da Serra do Mar**: relatório final, consultoria prestada à Fundação Florestal. São Paulo, 2010. 63 p.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia/SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 6, n. 1, p. 1-11, 1994.

UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA – UICN. Declaração de Bariloche. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE PARQUES NACIONAIS E OUTRAS ÁREAS PROTEGIDAS, 2., 2007, Bariloche.

VILLANI, J.P. et al. (Org.). **Planos de Manejo das unidades de conservação** – Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia – Plano de Gestão Ambiental – fase 1. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente: Coordenadoria de Informações Técnicas, Documentação e Pesquisa Ambiental: Instituto Florestal: Fundação Florestal, 1998. 16 p.

SOBREVIVÊNCIA DE PLÂNTULAS TRANSPLANTADAS DE UMA FLORESTA TROPICAL MADURA PARA VIVEIRO DE MUDAS NA BACIA DO RIO XINGU¹

SURVIVAL OF SEEDLINGS TRANSPLANTED FROM A MATURE TROPICAL FOREST TO NURSERY IN XINGU RIVER BASIN

Roberta Thays dos Santos CURY^{2,4,5}; Cândida Lahís MEWS³;
Gracildo Cordeiro CUNHA²; Oswaldo de CARVALHO JR.²

RESUMO – A utilização da diversidade de plântulas de espécies arbóreas, oriundas de áreas cuja vegetação teve a supressão autorizada, no enriquecimento de viveiros, tem sido recomendada como uma técnica alternativa na produção de mudas. Neste trabalho, avaliamos a sobrevivência de plântulas transplantadas da regeneração natural de uma floresta madura para um viveiro de mudas em uma área de transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso, Brasil. Foram alocados três transectos de 10 x 1 m, com 10, 50 e 500 m de distância da borda de onde foram coletados todos os indivíduos lenhosos entre 5-20 cm de altura, no período da manhã (7h às 9h), e sequencialmente plantados em sacos plásticos. Os indivíduos foram identificados, quantificados e classificados quanto ao estágio sucessional. A sobrevivência das plântulas foi avaliada durante quatro meses. No total foram coletados 1.179 indivíduos arbóreos pertencentes a 48 espécies, 31 gêneros e 23 famílias, dos quais 71% sobreviveram. No conjunto dos dados, houve um aumento gradativo na abundância e riqueza de espécies arbóreas da borda para o interior da floresta, sendo maior a 500 m. A abundância e o número de espécies não pioneiras coletadas foram maiores que as pioneiras. Os resultados apontam elevadas taxas de sobrevivência e que a técnica de transplante pode facilitar o enriquecimento de viveiros com espécies regionais de difícil obtenção e de diferentes grupos funcionais.

Palavras-chave: resgate de mudas; silvicultura; restauração florestal; estágio sucessional; supressão florestal; bacia Amazônica.

ABSTRACT – The use of the diversity of tree species, present in areas where vegetation removal had been authorized, as means of nursery enrichment, has been recommended as an alternative technique for seedling production. The aim of this study was to evaluate the survival rate of transplanted seedlings, from natural regeneration in mature forests, to the nursery. Seedlings were obtained from three 10 x 1 m transects allocated in Amazon transitional forest in Mato Grosso state, Brazil. All woody individuals with heights between 5 and 20 cm were collected at 10, 50, and 500 m from the forest edge, during the morning period (7 a.m. to 9 a.m.), and subsequently replanted into plastic bags. Identification of species and successional stage classification followed the replanting. Survival was evaluated monthly, for four months. In total, 1,179 tree seedlings were collected and they represented 48 species, 31 genera, and 23 families, with an overall survival of 71%. Richness and abundance of tree seedlings increased from the edge, with highest values at 500 m. Abundance and richness of non-pioneer seedlings were higher than those of pioneer species. These results suggested high survival rates and that transplanting native seedlings could be used to enrich species diversity in nurseries, through the inclusion of species that are difficult to obtain (by seeds) and species belonging to different functional groups.

Keywords: rescue of seedlings; forestry; restoration forest; successional stage; reforestation; forest suppression; Amazon basin.

¹ Recebido para análise em 23.05.12. Aceito para publicação em 08.04.13.

² Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, Rua Horizontina, 104, 78640-000, Canarana, MT, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília – UnB, Campus Universitário Darcy Ribeiro, 70910-900, Brasília, DF, Brasil.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados, Universidade Estadual de Londrina – UEL, Rod. Celso Garcia Cid, PR 445, Km 380, Campus Universitário, 86051-980, Londrina, PR, Brasil.

⁵ Autor para correspondência: Roberta Thays dos Santos Cury – rtscury@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

A borda sul Amazônica desponta como uma das mais recentes fronteiras de degradação florestal para formação de lavouras e pastagens (Fearnside, 2005), atingindo sua média histórica de desmatamento entre 1996 e 2005, com $7.500 \text{ km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ (Fearnside, 2006; Macedo et al., 2012). Nos últimos anos, a perda da biodiversidade e os impactos climáticos são as maiores preocupações advindas do desmatamento das florestas da Amazônia (Fearnside, 2005), assinalando diretamente que as necessidades de restauração dos ecossistemas degradados e a redução do desmatamento são prementes e previstas na legislação (e.g., Lei nº 12.187 de 2009; Lei nº 12.651 de 2012).

No entanto, as iniciativas de restauração em florestas tropicais carecem de pesquisas e de desenvolvimento de técnicas adequadas com eficácia ecológica e econômica (Florentine e Westbrooke, 2004). Nesse âmbito, as iniciativas de plantios com mudas nativas enfrentam grandes gargalos, entre eles, a dificuldade na obtenção de mudas em quantidade, diversidade de espécies e diversidade genética, sendo um dos entraves ao sucesso da restauração florestal (Santarelli, 2004).

O cultivo de mudas em viveiros florestais ocorre majoritariamente via semeadura direta até a obtenção da muda. Tais processos demandam tempo, recursos e conhecimento técnico referente a cada espécie (e.g., época de frutificação, modo de coleta, tratamentos pré-germinativos; Fonseca e Freire, 2003; Hahn et al., 2006; Instituto Socioambiental – ISA, 2009a; Mews et al., 2012). Desse modo, muitas “espécies-chave”, que teriam grande peso no sucesso dos plantios florestais heterogêneos (Engel e Parrota, 2003), são excluídas das ações de restauração por não terem sua silvicultura dominada (Galvão e Porfírio-da-Silva, 2005; Barbosa e Barbosa, 2006).

Alternativamente, novos métodos de restauração visam corroborar a importância em subtrair as etapas iniciais na produção de mudas (Viani e Rodrigues, 2007; Viani e Rodrigues, 2008; Calegari et al., 2011; Viani et al., 2012) e maximizar a diversidade vegetal em áreas de restauração, dando enfoque ao

papel do resgate da diversidade regional (Almeida-Scabbia, 2011; Ivanauskas et al., 2007) de áreas florestais convertidas em usos alternativos do solo (e.g., áreas destinadas à transmissão e geração de energia, mineração e transporte, assentamentos urbanos).

Desse modo, este estudo apresenta resultados sobre a técnica de transferência ou “resgate” de indivíduos regenerantes de áreas florestais para viveiros, e objetivou: (i) analisar a sobrevivência das mudas transplantadas e (ii) indicar quais as espécies potenciais para aplicação da técnica. Adicionalmente, ao considerar que os efeitos de borda podem reduzir a diversidade de espécies arbóreas nos primeiros metros nas florestas (Alves et. al., 2006), propomos verificar se há necessidade de se distanciar das bordas florestais para se obter maior abundância, riqueza de espécies e espécies não pioneiras.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado no viveiro de mudas da base experimental do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, instalado em uma fazenda particular de 82.000 ha, onde 58% da área total são constituídos por florestas preservadas e contínuas, localizada no município de Querência-MT, região sul da bacia Amazônica ($13^{\circ}14'S$; $52^{\circ}23'O$; Figura 1).

A vegetação predominante na região é a Floresta Estacional Perenifólia, ecótono entre os biomas de Cerrado e Floresta Amazônica (Oren, 2005). O clima, segundo a classificação de Köppen, é tropical de savana (Aw), com chuvas concentradas no verão e quatro a cinco meses de seca (maio a setembro; Mato Grosso, 1999). A média anual de precipitação é de 1.740 mm. Durante o período de estiagem, a temperatura média diária é de 25°C e 66% de umidade relativa do ar (Balch et al., 2008). O solo da região é ácido com elevada toxidez de alumínio. A região possui histórico de uso do solo para pecuária, agricultura extensiva e exploração madeireira (Fearnside, 2005).

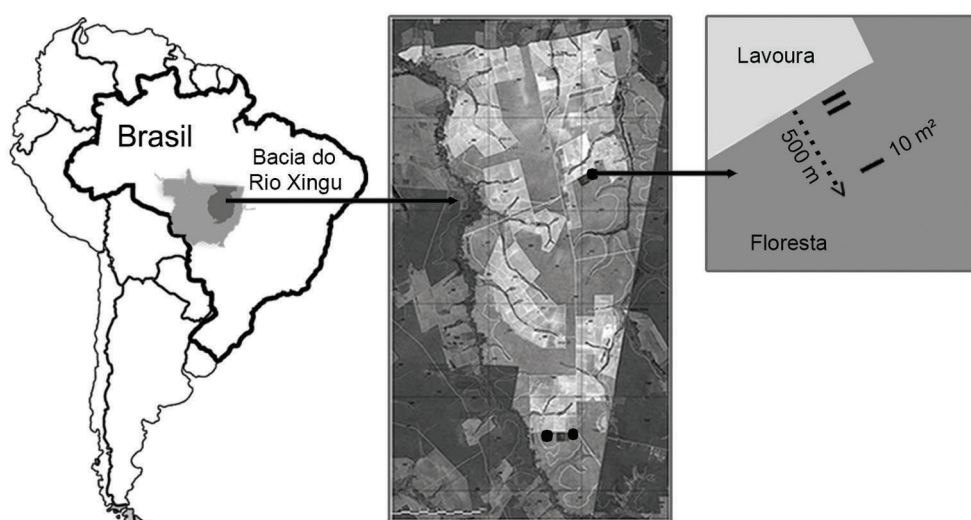


Figura 1. Localização da área de estudo na bacia do rio Xingu, Estado do Mato Grosso, Brasil. A imagem central mostra as áreas agricultáveis em tons claros e as reservas florestais em tons escuros, onde os pontos escuros correspondem às réplicas dos experimentos. A imagem da direita apresenta o desenho experimental em cada réplica.

Figure 1. Location of study site in the Xingu river basin, in Mato Grosso state, Brazil. The middle picture shows agriculture sites in light tones and native forests in dark tones, where the black dots indicated the replicates of experiment design. The right box shows the scheme of plots distribution by replicate.

2.2 Transplante de Plântulas

As mudas foram resgatadas de três parcelas de 10 m² (10 x 1 m), dispostas a 10, 50 e 500 m de distância da borda florestal (Figura 1). Todas as parcelas amostradas foram instaladas no sentido leste-oeste. O experimento foi replicado em três pontos na reserva florestal (Figura 1).

As mudas foram coletadas manualmente, com auxílio de uma pá de jardinagem, no período matutino (entre 7h e 9h), durante os meses de abril e maio de 2010. Os indivíduos foram acondicionados em baldes contendo água e mantidos em local sombreado até serem transplantados para o viveiro, a fim de minimizar a desidratação (Calegari et al., 2011). O tempo de transplante não ultrapassou quatro horas.

Foram transplantados para o viveiro todos os indivíduos com caule lenhoso, incluindo os arbustivos e lianas que possuíam entre 5-20 cm de altura do nível do solo até a inserção da última gema apical.

O viveiro era coberto com telas de poliolefinas de cor preta (sombrite), com nível de sombreamento de 70%. Durante o transplante os indivíduos foram plantados em sacos de polietileno de 17 x 25 cm. O substrato era composto por uma mistura de solo e serapilheira fina retirados da floresta, apresentando as seguintes concentrações: P = 5,7 mg/dm³, K = 21 mg/dm³, Al = 1,1 cmol_c/dm³ e matéria orgânica = 42,2 g/dm³.

O substrato foi umedecido antes do plantio das mudas para reduzir o ressecamento das raízes. Ao longo do experimento, a irrigação era semimecanizada e realizada duas vezes ao dia por 30 minutos. As mudas eram dispostas de forma aleatória no solo sobre lonas plásticas e periodicamente era realizado o controle fitossanitário.

2.3 Análise de Dados

As espécies arbóreas foram identificadas segundo o sistema de classificação APG III, os nomes atualizados segundo a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013) e, posteriormente, categorizadas como pioneiras (P) e não pioneiras (NP; Budowski (1965) através de guias regionais que apontam sua ocorrência em formações florestais secundárias (e.g., ISA 2009b; Nepstad et al., 2007; Cury e Carvalho, 2011).

As lianas não foram categorizadas devido à escassez de literatura que auxiliasse na identificação das plântulas, porém foram contabilizadas após serem diferenciadas das espécies arbóreas.

Este estudo apresenta os dados de abundância e riqueza de espécies total, por estágio sucessional, por distância da borda e suas respectivas taxas de sobrevivência após quatro meses. Para comparar as taxas de sobrevivência por distância, foram utilizados os dados transformados em arcoseno da raiz da proporção, $x' = \sqrt{x} + 0,5$ para riqueza; $x = \log(x + 1,0)$ para abundância (Zar, 1990).

Os dados analisados apresentaram distribuição normal, porém, não homogêneos, de acordo com os testes Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente. Os grupos foram comparados pelos testes não paramétricos de Kruskal-Wallis H e Mann-Whitney U ($\alpha = 0,05$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo foram coletadas 2.234 plântulas (9 m²), sendo que 1.179 eram de porte arbóreo e 1.055 eram lianas. Os indivíduos de porte arbóreo pertenciam a 23 famílias botânicas, 31 gêneros e 48 espécies. Oito gêneros permaneceram indeterminados e 11 indivíduos morreram antes que pudessem ser identificados (Tabela 1). Segundo Kunz et al. (2008), que estudou os aspectos florísticos da região, a composição das espécies pode variar de acordo com o segmento da floresta amazônica inventariado, onde os extremos desta formação florestal tendem a apresentar menor riqueza, de tal modo que se torna importante obter o máximo de diversidade nos viveiros destinados à restauração dessas áreas.

Do total das plântulas arbustivo-arbóreas coletadas, 71% permaneceram vivas até quatro meses após o transplante (Tabela 1). Viani e Rodrigues (2007) e Calegari et al. (2011), ao avaliarem a viabilidade do “resgate de plântulas” de Floresta Estacional Semidecidual, encontraram taxas de sobrevivência semelhantes a este estudo (69 e 79%, respectivamente) e ambos apontaram que as espécies apresentam taxas variáveis de sobrevivência.

Tabela 1. Famílias e espécies de indivíduos arbustivo-arbóreos coletados em diferentes distâncias da borda florestal e transplantados para um viveiro, no Estado do Mato Grosso, Brasil.

Table 1. Families and shrub-arboreal individuals species collected in different distances from the forest edge and transplanted to nursery, in Mato Grosso state, Brazil.

Família <i>Espécie</i>	CS	Total			10 m			50 m			500 m		
		N	N%	S%	N	N%	S%	N	N%	S%	N	N%	S%
ANACARDIACEAE													
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P	43	3,6	93	1	2,3	0	27	62,8	100	15	34,9	87
ANNONACEAE													
<i>Guatterriopsis blepharophylla</i> (Mart.) R.E.Fr.	NP	9	0,8	33				8	88,9	38	1	11,1	0
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	NP	1	0,1	100							1	100	100
<i>Xylopia amazonica</i> R.E. Fr.	NP	23	2,0	74	6	26,1	67	7	30,4	86	10	43,5	70
Indet. 1	nc	3	0,3	100							3	100	100
APOCYNACEAE													
<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	P	78	6,6	94	9	11,5	100	32	41,0	91	37	47,4	95
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Mull. Arg.) Woodson	P	3	0,3	100	1	33,3	100	2	66,7	100			
ARALIACEAE													
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyererm. & Frodin	P	3	0,3	100	2	66,7	100				1	33,3	100
BURSERACEAE													
<i>Dacryoides microcarpa</i> Cuatrec.	NP	2	0,2	50							2	100	50
<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	NP	136	11,5	40	3	2,2	33	35	25,7	34	98	72,1	43
<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.	NP	23	2,0	39	11	47,8	9	10	43,5	70	2	8,7	50
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart.	NP	148	12,6	26	4	2,7	0	2	1,4	0	142	95,9	27
URTICACEAE													
<i>Cecropia palmata</i> Willd.	P	1	0,1	0							1	100	0
CHRYSOBALANACEAE													
<i>Licania</i> cf. <i>octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	nc	3	0,3	67	1	33,3	0	2	66,7	100			
<i>Licania egleri</i> Prance	P	1	0,1	100							1	100	100
ELAEOCARPACEAE													
<i>Sloanea eichleri</i> K. Schum.	NP	15	1,3	93				7	46,7	86	8	53,3	88

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Família Espécie	CS	Total			10 m			50 m			500 m		
		N	N%	S%	N	N%	S%	N	N%	S%	N	N%	S%
ERYTHROXILACEAE													
<i>Erythroxylum rufum</i> Cav.	nc	11	0,9	91				7	63,6	86	4	36,4	100
EUPHORBIACEAE													
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	P	2	0,2	50	2	100	50						
HUMIRIACEAE													
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	P	11	0,9	45	2	18,2	100				9	81,8	56
LAURACEAE													
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	NP	147	12,5	79	27	18,4	78	44	29,9	93	76	51,7	71
<i>Ocotea leucoxylon</i> (Sw.) Laness.	NP	57	4,8	91	19	33,3	89	28	49,1	89	10	17,5	100
<i>Ocotea cujumary</i> Mart.	NP	37	3,1	70	8	21,6	50	18	48,6	72	11	29,7	82
<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	NP	132	11,2	94	18	13,6	89	25	18,9	100	89	67,4	93
FABACEAE-FABOIDEAE													
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	NP	4	0,3	50							4	100	50
FABACEAE-MIMOSOIDEAE													
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	NP	9	0,8	56				5	55,6	80	4	44,4	25
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	P	6	0,5	100	1	16,7	100	1	16,7	100	4	66,7	100
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	P	16	1,4	100				16	100	100			
MELASTOMATACEAE													
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	NP	1	0,1	100				1	100	100			
<i>Miconia punctata</i> (Desr.) DC.	nc	3	0,3	67							3	100	67
MELIACEAE													
<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	NP	23	2,0	74	2	8,7	100	16	69,6	69	5	21,7	80
MEMECYLACEAE													
<i>Mouriri nigra</i> (DC.) Morley	NP	4	0,3	75				2	50,0	50	2	50,0	100
MORACEAE													
<i>Sorocea</i> sp.	nc	4	0,3	0							4	100	0
MYRISTICACEAE													
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	P	25	2,1	72	4	16,0	100	14	56,0	57	7	28,0	86

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Família <i>Espécie</i>	CS	Total			10 m			50 m			500 m		
		N	N%	S%	N	N%	S%	N	N%	S%	N	N%	S%
MYRTACEAE													
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	NP	63	5,3	89	48	76,2	88	3	4,8	100	12	19,0	92
<i>Myrcia silvatica</i> (G.Mey.) DC.	NP	3	0,3	100							3	100	100
OCHNACEAE													
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	NP	1	0,1	100							1	100	100
RUBIACEAE													
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	NP	39	3,3	90	3	7,7	67				36	92,3	92
<i>Psychotria</i> cf <i>platypoda</i> DC.	NP	45	3,8	98				3	6,7	100	42	93,3	98
<i>Psychotria</i> cf <i>prunifolia</i> (Kunth) Steyerf.	NP	8	0,7	100							8	100	100
SAPOTACEAE													
<i>Micropholis egensis</i> (A. DC.) Pierre	nc	3	0,3	33							3	100	33
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	P	12	1,0	83	1	8,3	100	8	66,7	75	3	25,0	100
Indeterminadas													
Indet. 2	nc	1	0,1	100	1	100	100						
Indet. 3	nc	1	0,1	100				1	100	100			
Indet. 4	nc	3	0,3	100	1	33,3	100				2	66,7	100
Indet. 5	nc	2	0,2	100				1	50,0	100	1	50,0	100
Indet. 6	nc	1	0,1	0							1	100	0
Indet. 7	nc	1	0,1	100							1	100	100
Indet. 8	nc	1	0,1	100				1	100	100			
Mortas antes da identificação		11	0,9					6	54,5		5	45,5	
Abundância de arbóreas		1179		71	175	14,8	76a	332	28,2	79a	672	57,0	66a
Abundância de lianas		1055		–	106	10,0	–	103	9,8	–	786	74,5	–

Categoria sucessional (ES) incluindo espécies pioneiras (P), não pioneira (NP) e não classificadas (nc). Total de indivíduos transplantados (N), porcentagem do total de indivíduos transplantados (N%) e porcentagem de sobrevivência (S%). Valores seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não diferem entre si pelo teste Mann-Whitney a 5% de probabilidade.

Successional stage (ES) including pioneer species (P), non pioneer (NP) and not classified (nc). Total of transplanted sapling (N), percentage of transplanted sapling (N%) and percentage of survival (S%). Same letters indicated no differences by Mann-Whitney test ($p = 0.05$).

Evidenciamos que aproximadamente 50% da amostra eram lianas e, dentre as arbóreas, 57,8% pertenciam às famílias Burseraceae e Lauraceae. Apesar do elevado número de lianas e prevalência das famílias mencionadas anteriormente, ao analisar o conjunto amostrado, o transplante possibilitou a obtenção de mudas de espécies cujas sementes são de difícil obtenção, provenientes de árvores altas (e.g., *Protium guianense* (Aubl.) Marchand) e/ou anemocóricas (e.g., *Aspidosperma excelsum* Benth.) e sementes com reduzida longevidade e, portanto, com restrições quanto ao armazenamento (e.g., *Nectandra cuspidata* Nees, *Ocotea guianensis* Aubl., *Ocotea leucoxylon* (Sw.) Laness. e *Myrcia multiflora* (Lam.) DC; Tabela 1), sendo, portanto, recomendadas para o transplante.

Houve maior mortalidade entre alguns indivíduos não pioneiros (e.g., *Trattinnickia glaziovii* Swart apresentou grande número de indivíduos, porém elevada mortalidade; Tabela 1). Algumas espécies são naturalmente menos expostas à luminosidade e têm menor plasticidade para suportar as condições de estresse fisiológico (Lüttge, 2008), que podem ter ocorrido durante os processos de transplante.

Durante as coletas houve aumento gradativo na riqueza de espécies arbóreas (KW, $H = 7,26$; $p = 0,026$) e na abundância (KW, $H = 6,48$; $p = 0,039$) da borda para o interior da floresta, sendo maior a 500 m (MW, $U = 0,0$; $p = 0,049$). Após quatro meses de observação a riqueza se manteve elevada, sendo maior a 50 e a 500 m (MW, $U = 0,00$; $p = 0,049$) e a abundância maior a 500 m (MW, $U = 0,0$; $p = 0,049$). O número total de indivíduos sobreviventes foi elevado a 10, 50 e 500 m, (76, 79, 66%, respectivamente) e não apresentou diferenças entre as distâncias (MW, $U = 3,0$; $p = 0,512$), no entanto, recomendamos que as coletas sejam realizadas distantes da região de borda para se obter maior riqueza e número de indivíduos.

Das 48 espécies arbóreas amostradas, 23 foram classificadas como não pioneiras (NP), 12 como pioneiras (P) e 13 não foram classificadas (Tabela 1). No conjunto dos dados, o número de espécies (MW, $U = 5,5$; $p = 0,001$) e a abundância de indivíduos NP foi maior que as P (MW, $U = 5,0$; $p = 0,001$).

Ao longo da borda florestal, a abundância de indivíduos NP foi maior a 10 m, com 31%, contra 25% de P (MW, $U = 0,0$; $p = 0,049$), e a 500 m, com 62%, contra 25% de P (MW, $U = 0,0$; $p = 0,049$). A 50 m de distância da borda não houve diferença entre a abundância de indivíduos NP e P, com 45 e 20%, respectivamente (MW, $U = 2,0$; $p = 0,275$). A riqueza de espécies NP foi maior a 50 e a 500 m (MW, $U = 0,0$; $p = 0,046$), com 46 e 63% de espécies NP, contra 20 e 26% P, respectivamente. As taxas de sobrevivência das espécies P e NP não variaram ao longo da borda.

É conhecido que a borda e o interior florestal são ambientes distintos em vários aspectos abióticos (e.g., as bordas apresentam menor cobertura de dossel, a alta incidência de luz e vento, menor umidade). Tais alterações microclimáticas provocam mudanças na composição de espécies e propiciam a colonização por um número restrito de indivíduos adaptados a esses habitats (Gandolfi, 2003; Alves et al., 2006), de modo que se justifica a maior riqueza e abundância de indivíduos não pioneiros quanto mais distantes da borda florestal.

3.1 Recomendações para o Uso da Técnica

Este estudo evidencia altas taxas de sobrevivência e, portanto, é viável a adoção da prática de resgate de plântulas da regeneração natural de florestas nativas para viveiros de mudas destinados à restauração em florestas de transição na bacia do rio Xingu. No entanto, recomendamos que o coletor tenha o mínimo conhecimento botânico para selecionar em campo as formas de vida desejadas; enfatizamos a utilização da técnica prioritariamente em áreas florestais, cuja vegetação teve a supressão autorizada pelo licenciamento ambiental, ou, se para fins comerciais, com utilização em diferentes escalas de produção, a utilização da vegetação nativa será dependente do Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS (e.g., PMFS para Reserva Legal; Lei nº 12.651 de 2012), visando não comprometer a riqueza e reduzir a regeneração de espécies que ocorrem em baixa densidade. Complementarmente, é recomendado o monitoramento posterior das populações regenerantes nas matrizes florestais doadoras (Viani e Rodrigues 2008).

4 AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos técnicos de campo Jeferson Silva, Darlisson Nunes e Gracindo Cunha (Jr.) por zelarem pelo viveiro de mudas, ao Raimundo Mota Quintino (Santarém) pelo auxílio na separação morfológica e identificação das espécies e aos revisores Marcelle A. Moreira, Maurício C. Mantoani, Marcia Macedo, Alba Lucia Cavalheiro, Angela Oster e Eduardo Pacífico. Ao Grupo André Maggi por ceder a Fazenda Tanguro e ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM pelo apoio logístico. A pesquisa foi realizada dentro das atividades do Consórcio Governança Florestal, financiado pela Comunidade Europeia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-SCABBIA, R.J. Riqueza florística aplicada à recuperação florestal. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, 4., 2011. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica: SMA, 2011. p. 91-99.
- ALVES JÚNIOR, F.T. et al. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 1, p. 49-56, 2006.
- BALCH, J.K. et al. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, p. 2276-2287, 2008.
- BARBOSA, L.M.; BARBOSA, C.C. Políticas públicas para recuperação florestal em áreas degradadas do estado de São Paulo: histórico e novas propostas. In: BARBOSA, L.M. **Manual para recuperação de áreas degradadas e matas ciliares do estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP, 2006. p. 6-32.
- BRASIL. Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009. Institui a política nacional sobre mudança do clima. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L12187.htm#art11>. Acesso em: 20 fev. 2013.
- _____. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 20 fev. 2013.
- BUDOWISKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 1, n. 5, p. 40-42, 1965.
- CALEGARI, L. et al. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens. **Revista Árvore**, v. 35, p. 41-50, 2011.
- CURY, R.T.S.; CARVALHO JR., O. **Manual para restauração florestal**: florestas de transição. Canarana: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, 2011. 78 p. (Série Boas Práticas, 5). Disponível em: <<http://www.ipam.org.br/biblioteca/livro/Manual-para-Restauracao-Florestal/591>>. Acesso em: 28 ago. 2012.
- ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-26.
- FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- _____. Desmatamento na Amazônia brasileira: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 394-400, 2006.
- FONSECA, S.C.L.; FREIRE, H.B. Sementes recalcitrantes: problemas na pós-colheita. **Bragantia**, v. 62, p. 297-303, 2003.
- FLORENTINE, S.K.; WESTBROOKE, M.E. Restoration on abandoned tropical pasturelands: do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v. 12, p. 85-94, 2004.

GALVÃO, A.P.M.; PORFÍRIO DA SILVA, V. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. 139 p.

GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In: CLAUDINO-SALES, V. (Ed.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão, 2003. p. 305-311.

HAHN, C.M. et al. **Recuperação florestal: da semente à muda**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2006. 144 p.

INSTITUTO SOCIOAMIENTAL – ISA. **Plante as árvores do Xingu e Araguaia: manual do plantador**. São Paulo, 2009a. v. 1, 44 p.

_____. **Plante as árvores do Xingu e Araguaia: guia de identificação**. São Paulo, 2009b. v. 2, 295 p.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; SOUZA, V.C. The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 63-76.

LISTA de espécies da flora do Brasil. 2013. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 16 mar. 2013

KUNZ, S.H. et al. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifolia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 20, p. 245-254, 2008.

LÜTTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants**. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 2008. 458 p.

OREN, D. **Portfolio of important areas for biodiversity conservation in Brazil: an analyze by ecorregion**. Brasília, DF: The Nature Conservancy, 2005. 36 p.

MACEDO, M. N. et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **PNAS**, p. 1-6, 2012. Disponível em: <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1111374109>. Acesso em: 31 ago. 2012.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral de Mato Grosso. **Dados secundários do DSEE/MT: zoneamento – divulgação**. CD-Rom. Versão 1.01.

MEWS, C.L. et al. Efeito do substrato e de diferentes tratamentos pré-germinativos na germinação de sementes de Tenta – *Ormosia paraensis* Ducke (FABACEAE). **Biotemas**, v. 25, n. 1, p. 11-16, 2012.

NEPSTAD, D.C. et al. **Manejo e recuperação de mata ciliar em regiões florestais da Amazônia**. Canarana: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, 2007. 72 p. (Série Boas Práticas, 1). Disponível em: <http://www.ipam.org.br/publications?filtro=titulo&search=ciliar>>. Acesso em: 3 set. 2012.

SANTARELLI, E.G. Produção de mudas de espécies nativas. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2004. p. 313-318.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 1067-1075, 2007.

_____. Impacto da remoção de plântulas sobre a estrutura da comunidade regenerante de Floresta Estacional Semidecidual. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 1015-1026, 2008.

CURY, R.T.S. et al. Sobrevivência de plântulas transplantadas de uma floresta para viveiro de mudas

VIANI, R.A.G.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R. Corte foliar e tempo de transplântio para o uso de plântulas do sub-bosque na restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 331-339, 2012.

ZAR, J.H. Data transformations. In: **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. p. 273-280.

ESTÁDIO INICIAL DE SUCESSÃO EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: IMPLICAÇÕES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA¹

EARLY STAGE OF SUCCESSION IN SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST: IMPLICATIONS FOR THE ECOLOGICAL RESTORATION

Roque CIELO-FILHO^{2,3}; Joice Aparecida Dias de SOUZA²; Geraldo Antonio Daher Corrêa FRANCO²

RESUMO – Projetos de recuperação florestal no Estado de São Paulo devem seguir um conjunto de normas legais que inclui, entre outros aspectos, o número total de espécies a serem plantadas. Contudo, questiona-se o embasamento ecológico dessas normas e a sua coerência com mecanismos que atuam na organização das comunidades vegetais. Neste trabalho, apresentamos uma abordagem para o desenvolvimento de modelos de recuperação florestal que visa a atender às metas legais e, ao mesmo tempo, incorporar mecanismos ecológicos presumivelmente importantes na recuperação florestal baseada no plantio de mudas. Para isso, desenvolvemos um modelo básico de restauração, a partir de informações obtidas em um estudo fitossociológico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação em estágio inicial de sucessão secundária na Floresta Estadual de Avaré – SP. O modelo básico deixou de atender a quatro das oito metas definidas pela legislação e foi modificado, incorporando-se informações de um estudo florístico da mesma vegetação, tendo em vista o atendimento de todas as metas legais, mas preservando a estrutura interna que lhe confere coerência ecológica. Nessa abordagem, as informações oriundas dos estudos florístico e fitossociológico auxiliam na definição das espécies a serem plantadas e os dados fitossociológicos permitem definir a densidade de cada espécie. Assim, obteve-se um modelo recomendado para projetos de restauração florestal na região da área de estudo, em sítios apresentando condições abióticas similares. A abordagem proposta pode ser aplicada também em outras situações, permitindo o desenvolvimento de modelos adequados a diferentes contextos ambientais.

Palavras-chave: legislação ambiental; regeneração natural; restauração ecológica; sucessão secundária.

ABSTRACT – Projects of forest recovery in the São Paulo state must follow a set of legal rules, including, among other aspects, the total number of species to be planted. However, the ecological basis of these rules and its coherence with the plant communities' assembly rules are matter of debate. In the present work, we present an approach to the development of forest recovery models which aims to comply with legal goals and, at the same time, to incorporate ecological mechanisms presumable to be important in the forest recovery based on the planting of seedlings. For this, we developed a basic model from information obtained in a phytosociological study of the shrub-tree component of the vegetation in initial stage of secondary succession growing in the State Forest of Avaré – SP. The basic model did not match four of the eight goals defined in the legislation and was modified incorporating information from a floristic study of the same vegetation, in order to comply with all the legal goals, but preserving the internal structure which gives its ecological coherence. In this approach, the floristic and phytosociological information aid in the definition of the species to be planted and the phytosociological data allow the definition of the density of each species. Thus, it was obtained a recommended model for forest recovery projects in the study area region, in sites presenting similar abiotic conditions. The proposed approach can be applied also to other situations, allowing the development of models suitable for different environmental contexts.

Keywords: environmental legislation; natural regeneration; ecological restoration; secondary succession.

¹ Recebido para análise em 07.02.13. Aceito para publicação em 06.11.13.

² Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

³ Autor para correspondência: Roque Cielo Filho – roque@if.sp.gov.br

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Estacional Semidecidual, ou Floresta Atlântica de Interior, correspondia originalmente a 49% do domínio da Floresta Atlântica e foi reduzida a 7,1% de sua área original, sendo que apenas 6,8% dos remanescentes se encontram protegidos em unidades de conservação (Ribeiro et al., 2009). No Estado de São Paulo, essa formação florestal foi a que mais cedeu espaço às atividades agropecuárias, sendo reduzida a menos de 5% da cobertura existente no final do século XIX (Ramos et al., 2008). Sua área de abrangência geográfica ultrapassa os limites do Estado estendendo-se até Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Bahia (Leitão Filho, 1982; 1987) e alcançado o Leste do Paraguai e o Nordeste da Argentina (Oliveira-Filho e Fontes, 2000). Os fragmentos remanescentes são, em geral, pequenos, perturbados e submetidos aos efeitos de borda (Viana e Tabanez, 1996; Viana et al., 1997; Ribeiro et al., 2009).

A restauração ecológica constitui uma das principais ações necessárias à conservação das diferentes formações florestais do domínio da Floresta Atlântica, entre elas, a Floresta Estacional Semidecidual (Ribeiro et al., 2009). No Estado de São Paulo, Rodrigues et al. (2011) avaliaram a necessidade de restauração em áreas de preservação permanente, concluindo que a maior parte dos sítios a serem restaurados dependerão do plantio de mudas para sua recuperação, tendo em vista a baixa resiliência daqueles sítios, a reduzida cobertura de vegetação nativa e o elevado grau de fragmentação da vegetação remanescente.

A sucessão secundária é um fenômeno relativamente bem estudado em florestas tropicais em geral (Puig, 2008) e na Floresta Estacional Semidecidual em particular (e.g., Martins e Rodrigues, 2002; Martins et al., 2008). Os processos envolvidos na sucessão secundária influenciaram profundamente o desenvolvimento teórico da ciência da restauração ecológica (ver revisão em Rodrigues et al., 2009).

Estudos qualitativos e quantitativos, abordando os estádios iniciais de sucessão de florestas nativas em terras com histórico de uso silvicultural, abandonadas, podem fornecer informações importantes para a restauração. A vegetação resultante de sucessão secundária após o corte raso de antigo plantio de *Cupressus lusitanica* Mill., na Floresta Estadual de Avaré, apresentou

elevada riqueza, diversidade e proporções de espécies não pioneiras e zoocóricas, revelando um potencial relativamente alto de restauração passiva (*sensu* Aronson et al., 2011a) ou recuperação autogênica (*sensu* Rodrigues et al., 2011) na área estudada (Roque Cielo Filho, comunicação pessoal). Informações sobre essa vegetação podem auxiliar na definição das espécies e densidades a serem utilizadas em plantios de recuperação em sítios vizinhos à área de estudo, em ambientes compatíveis com a ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual.

Sob um enfoque mais amplo, descrições quali-quantitativas da vegetação resultante de sucessão secundária em condições de pleno sol e em sítios com elevado potencial de restauração passiva/recuperação autogênica podem auxiliar o restaurador florestal a incorporar processos ecológicos no cumprimento das normas estabelecidas na legislação que orienta a recuperação florestal no Estado de São Paulo (São Paulo, 2008), bem como fornecer valores de referência para avaliação destas normas.

Atualmente, há um debate na literatura sobre o quão específicas devem ser as normas legais para a recuperação florestal (Aronson et al., 2011b). Um grupo de pesquisadores defende diretrizes específicas quanto ao número mínimo de espécies a serem empregadas nos plantios de recuperação (Brancalion et al., 2010). Segundo esse grupo, um mínimo de 80 espécies arbustivas e arbóreas deveria ser utilizado para garantir o sucesso da recuperação de ecossistemas altamente diversos como a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Ombrófila e o Cerradão.

A legislação atual sobre recuperação florestal no Estado de São Paulo (Resolução SMA 8/2008) adota essa abordagem, e especifica, além do número de espécies, valores para vários outros parâmetros da recuperação, tais como proporção de espécies (e indivíduos) não pioneiras e zoocóricas (São Paulo, 2008).

Em oposição a essa abordagem, outro grupo de pesquisadores argumenta que a legislação deve trazer apenas orientações de caráter geral e que o conhecimento disponível sobre regras de montagem e sucessão florestal ainda não permitiria estabelecer diretrizes específicas, tais como o número mínimo de espécies a ser empregado na recuperação florestal (Durigan et al., 2010). Para esse grupo de pesquisadores, as normas estabelecidas pela legislação paulista (Resolução SMA 8/2008),

especialmente o número mínimo de 80 espécies, podem dificultar em vez de facilitar o processo de restauração, em virtude do desconhecimento sobre a atuação dos filtros ambientais em cada situação específica.

Ainda não há consenso entre os pesquisadores sobre os limites da legislação (Aronson et al., 2011b), mas, na prática, as normas estabelecidas para a recuperação florestal em território paulista estão vigentes.

Uma maneira de atenuar os problemas decorrentes do desconhecimento sobre os filtros ambientais e as interações interespecíficas no planejamento de projetos de restauração com elevada diversidade de espécies é a incorporação de informações sobre a composição e estrutura da vegetação regenerante em áreas com elevado potencial para a restauração passiva/recuperação autogênica. Tal prática pode contribuir para o sucesso da recuperação florestal ao fornecer uma base empírica para a escolha das espécies e suas abundâncias relativas no planejamento da restauração. Essa abordagem pode ser replicada em diferentes situações, desde que respeitadas as condições de proximidade espacial, de correspondência do tipo de vegetação e das condições edáficas entre a área onde se desenvolve a regeneração natural utilizada como modelo e a área a ser restaurada.

Por outro lado, o debate sobre a adequação da legislação paulista continua sendo travado, tendo em vista um novo texto que venha a substituir a Resolução SMA 8/2008 (Aronson et al., 2011b).

Uma maneira de contribuir para esse debate é fornecer valores de referência que possam ser utilizados para discutir alternativas de atendimento e a adequação das diferentes metas estabelecidas pela legislação em projetos de restauração florestal. Tais valores de referência podem ser obtidos a partir do estudo sobre a composição e estrutura da vegetação regenerante em áreas com elevado potencial para a restauração passiva/recuperação autogênica.

O presente trabalho teve como objetivo geral descrever a composição florística e a estrutura fitossociológica da vegetação resultante de sucessão secundária que se desenvolveu após o corte raso de um antigo plantio de *Cupressus lusitanica* Mill. na Floresta Estadual de Avaré. Além dos seguintes objetivos específicos:

1) propor um protocolo para elaboração de um modelo a ser empregado em projetos de restauração florestal em sítios vizinhos à área de estudo, de modo a ampliar a coerência ecológica na aplicação das normas estabelecidas pela legislação paulista nos respectivos projetos, e 2) discutir alternativas para atendimento e adequação das metas estabelecidas pela legislação paulista à luz de valores de referência observados em processos de sucessão secundária.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo e Desenho Amostral

A Floresta Estadual de Avaré – FEA situada na zona urbana do município de Avaré, sudoeste do Estado de São Paulo, ocupa uma área de 95,3 ha, sob as coordenadas 23°05'57"S e 48°54'44"W, a 770 m de altitude. A precipitação média anual é de 1.274 mm e a temperatura média anual é de 20,3 °C (Sentelhas et al., 2010).

Vários plantios florestais, predominantemente de espécies exóticas, foram estabelecidos na FEA a partir da segunda metade do século XX, ocupando atualmente uma área de 64 ha, florestas secundárias recobrem aproximadamente 10 ha, ao longo das margens do ribeirão Lajeado, o principal curso d'água local. Essas florestas podem ser classificadas como Floresta Estacional Semidecidual (Veloso et al., 1991).

A área de estudo florístico possui 4,25 ha e apresenta relevo colinoso incluindo as vertentes que drenam para o córrego da Cascata que deságua no ribeirão Lajeado. O solo pode ser classificado como Latossolo Vermelho Distrófico, horizonte A moderado, textura média (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, 2006).

Até 2009, encontrava-se nessa área um reflorestamento de *Cupressus lusitanica* Mill., estabelecido entre 1956 e 1959 (Figura 1). Essa floresta sofreu corte raso em março de 2009 e, desde então, se verifica no local vigorosa regeneração natural de espécies da Floresta Estacional Semidecidual. Uma avaliação desse processo mostrou que a restauração passiva ou recuperação autogênica da área vem ocorrendo de forma satisfatória, tendo como base atributos como riqueza, diversidade, proporção de espécies (e indivíduos) não pioneiras e zoocóricas (Roque Cielo Filho, comunicação pessoal).

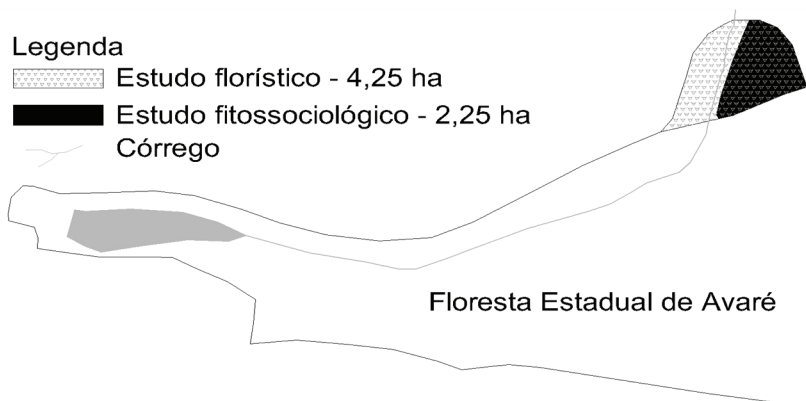
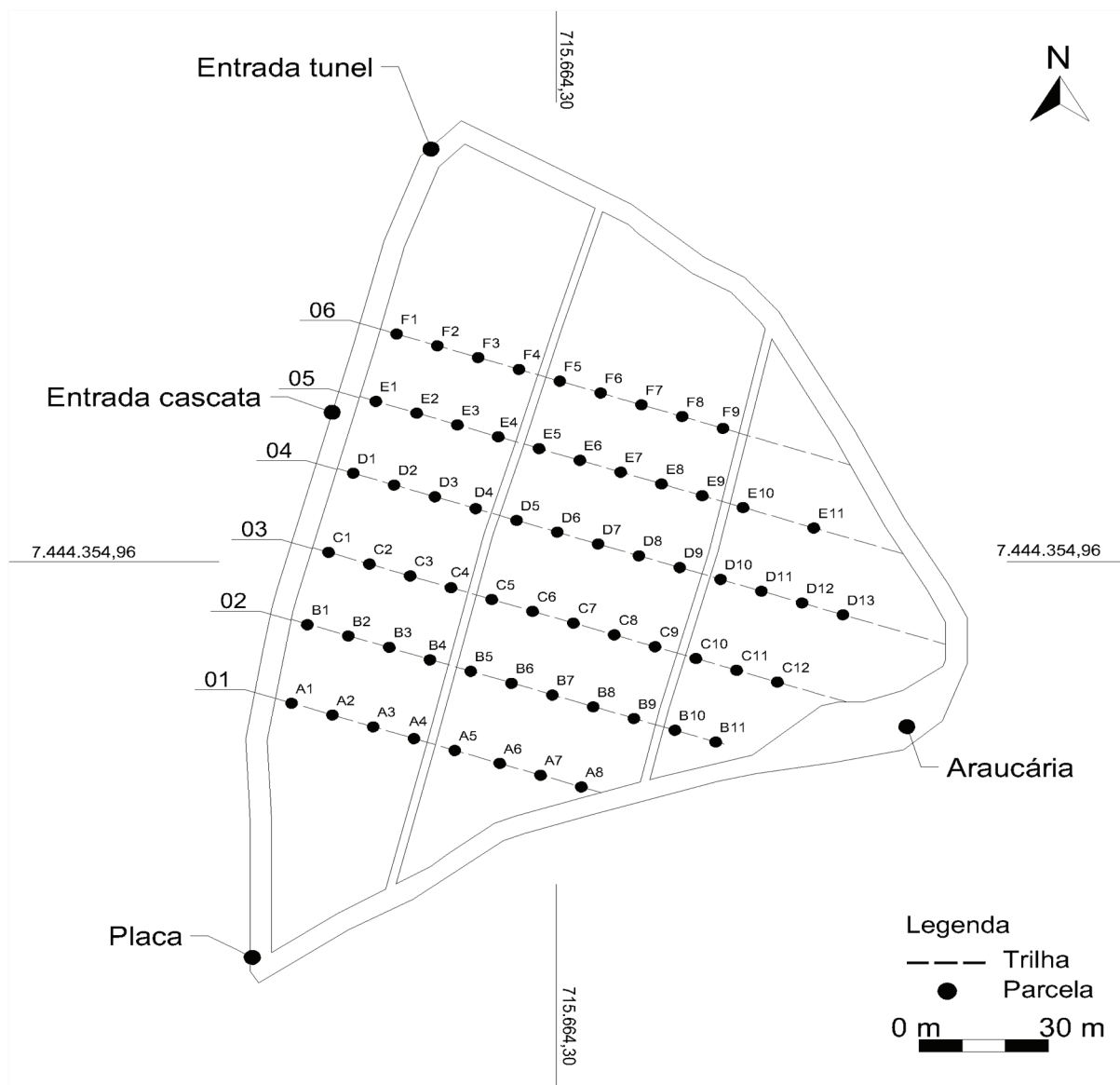


Figura 1. Floresta Estadual de Avaré e localização da área de estudo florístico e da área de estudo fitossociológico, esta última está inclusa na anterior.

Figure 1. State Forest of Avaré and location of the floristic study area and the phytosociologic study area, the later is included in the former.

Incluída nos 4,25 ha, encontra-se a área de estudo fitossociológico com 2,25 ha (Figura 1), onde foram estabelecidas 64 parcelas circulares com 3 m de diâmetro ao longo de seis transecções dispostas a cada 20 m. A distância entre parcelas adjacentes em cada transecção foi de aproximadamente 10 m (Figura 1). A área total amostrada foi de 0,0452 ha. A área de estudo fitossociológico concentra-se nos terços médio e superior da vertente situada do lado esquerdo do córrego da Cascata, em solo bem drenado.

2.2 Coleta e Análise de Dados

Entre os meses de setembro de 2011 e fevereiro de 2012 coletou-se material botânico na área para o estudo florístico, considerando todos os hábitos de crescimento. No estudo fitossociológico apenas os hábitos arbustivo e arbóreo foram considerados. A identificação do material botânico fértil e estéril foi feita por meio de comparação com materiais depositados nos herbários Dom Bento José Pickel (SPSF) e Irina Delanova Gemtchynicov (BOTU).

O sistema de classificação adotado foi o APG III (Souza e Lorenzi, 2012) e as sinonímias botânicas, grafias e abreviações foram verificadas no banco de dados Lista de Espécies da Flora do Brasil (Forzza et al., 2012). Para as espécies de hábito arbustivo-arbóreo, foram obtidas informações disponíveis na literatura sobre categoria sucessional (*sensu* Swaine e Whitmore, 1988) e síndrome de dispersão (*sensu* Pijl, 1982).

A verificação da presença de espécies ameaçadas de extinção foi feita com base na Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo – SMA–SP (São Paulo, 2004).

Dentro das parcelas, os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro do caule medido a uma altura de 0,8 m acima do solo, igual ou superior a 1 cm, foram identificados e contados, bem como tiveram o perímetro do caule naquela altura medido com fita métrica. Os parâmetros fitossociológicos convencionais foram estimados utilizando-se planilha eletrônica Microsoft® Office Excel versão 7: densidade (número de indivíduos por hectare), frequência (proporção de parcelas em que a espécie está presente), dominância (área basal por hectare) e a soma dos valores relativos destes parâmetros ou índice de valor de importância – IVI (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974).

O IVI foi o parâmetro escolhido para avaliar a abundância das espécies, por apresentar a melhor relação entre precisão da estimativa e conteúdo de informação dentre os descritores de abundância mencionados (Cielo-Filho et al., 2009a). Devido à inerente variabilidade da posição ocupada pelas espécies no ranking de abundância em levantamentos fitossociológicos utilizando amostragem (Cielo-Filho et al., 2011), optamos por considerar as espécies coletivamente em apenas duas classes de abundância, comuns e raras, para tecer recomendações sobre recuperação florestal. Para isso, adaptamos o método de Gaston (1994): o ponto de separação das espécies comuns foi o terceiro quartil do ranking de abundância (ordem crescente) e as demais espécies foram consideradas raras.

Construímos um modelo básico de recuperação florestal para uma área de 1 ha a partir da resposta a duas perguntas: 1) quais espécies deveriam ser priorizadas em projetos de recuperação a serem implementados em sítios vizinhos e com condições abióticas similares às verificadas na área de estudo? 2) em que quantidades as espécies prioritárias raras e comuns poderiam ser utilizadas nesses projetos? A resposta à primeira questão foi extraída das informações qualitativas do estudo fitossociológico.

Para responder à segunda questão, utilizamos a equação abaixo:

$$x + r \times x = 1666 \quad (1)$$

Em que:

x é a quantidade de indivíduos das espécies raras a ser plantada;

r é a razão entre os somatórios dos IVIs das espécies comuns e raras (o produto de $r \times x$ resulta na quantidade de indivíduos das espécies comuns a ser plantada);

1666 é o número aproximado de indivíduos a ser plantado por hectare, considerando um espaçamento de 2 m x 3 m.

Os valores de x e $r \times x$ resultaram na elaboração do modelo básico de recuperação florestal. Dividindo x pelo número de espécies raras, obteve-se o número de indivíduos por espécie para o grupo das raras. Dividindo $r \times x$ pelo número de espécies comuns, obteve-se o número de indivíduos por espécie para o grupo das comuns.

As espécies arbustivo-arbóreas registradas nos estudos florístico e fitossociológico foram consideradas prioritárias para uso em projetos de recuperação em sítios vizinhos à área de estudo. Contudo, para a construção do modelo básico, consideramos apenas as espécies registradas no estudo fitossociológico. Para a construção do modelo recomendado, consideramos também as espécies registradas exclusivamente no estudo florístico, e assumimos que estas espécies podem ser consideradas raras na área de estudo.

O modelo básico foi avaliado quanto ao atendimento das metas definidas no artigo 6º da Resolução SMA 8/2008 e seus parágrafos (São Paulo, 2008), no que se refere ao número total de espécies, à representatividade das categorias sucessionais, síndromes de dispersão e espécies ameaçadas. A partir dessa avaliação construiu-se o modelo recomendado, introduzindo-se alterações no modelo básico de modo integrado, com vistas a atender a todas as exigências da legislação.

As alterações referentes ao número total de espécies resultaram da incorporação de espécies arbustivo-arbóreas registradas exclusivamente no estudo florístico. Essas espécies foram adicionadas ao grupo das raras, tendo em vista o pressuposto mencionado no parágrafo anterior. Em relação às espécies ameaçadas, optamos por introduzir espécies ameaçadas da flora paulista, conforme São Paulo (2004), que são apontadas no anexo da Resolução SMA 8/2008 como ocorrentes na Floresta Estacional Semidecidual da região sudoeste do Estado de São Paulo.

Neste trabalho, o modelo básico representa a melhor forma de operacionalizar um projeto de restauração que mantenha a

coerência ecológica interna, ou seja, que se baseie no resultado de processos ecológicos que operam na região da área de estudo, incluindo os filtros ambientais e as interações interespecíficas. Assim, tal modelo teria maior probabilidade de ser bem-sucedido em sítios vizinhos à área de estudo do que qualquer outro modelo baseado em informações sobre a composição e a estrutura de comunidades em escalas mais amplas ou em locais mais distantes.

A aderência desse modelo às metas estabelecidas na Resolução SMA 8/2008 pode ser utilizada como ponto de partida para uma discussão sobre alternativas de atendimento e adequação daquelas metas no caso específico da região da área de estudo, indicando caminhos para o aprimoramento da legislação. Já o modelo recomendado representa a melhor forma de operacionalizar um projeto de restauração ecologicamente coerente e, ao mesmo tempo, em conformidade com a legislação vigente, para a região da área de estudo. Assim como o modelo básico, o modelo recomendado teria maiores chances de sucesso do que modelos baseados em informações sobre a composição e a estrutura de comunidades em escalas mais amplas ou em locais mais distantes.

3 RESULTADOS

Na área estudada, foram encontradas cinco espécies arbustivo-arbóreas exóticas: *Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch, *Persea americana* Mill., *Morus nigra* L., *Prunus persica* L. e *Syzygium jambos* (L.) Alston. Apenas esta última foi encontrada nas parcelas, totalizando menos de 0,8% do total de indivíduos amostrados. As demais espécies exóticas também apresentaram ocorrência pontual e, por esta razão, não receberam considerações adicionais neste trabalho.

No estudo florístico foram registradas 122 espécies, com predomínio do hábito de crescimento arbóreo, 62 espécies de árvores, seguido pelo arbustivo com 24 espécies, além de ervas e lianas com 21 e 15 espécies, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies encontradas na área de estudo florístico na Floresta Estadual de Avaré. SPSF, número de tombo no herbário Dom Bento José Pickel.

Table 1. List of species found in the floristic study area in the State Forest of Avaré. SPSF, record number in the Dom Bento José Pickel herbarium.

FAMÍLIA/Espécie	HÁBITO	SPSF
APOCYNACEAE		
<i>Asclepias curassavica</i> L.	erva	46044
<i>Oxypetalum capitatum</i> Mart.	liana	46048
ARALIACEAE		
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	árvore	material estéril
ARISTOLOCHIACEAE		
<i>Aristolochia arcuata</i> Mast.	liana	material estéril
ASTERACEAE		
<i>Ambrosia</i> sp.	erva	46066
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	arbusto	45986
<i>Calea pinnatifida</i> (R.Br.) Less.	liana	46068
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	erva	46069
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	erva	46063
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	árvore	material estéril
<i>Mikania campanulata</i> Gardner	liana	46062
<i>Mutisia coccinea</i> A.ST-Hil.	liana	46070
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	erva	material estéril
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	liana	46065
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	erva	material estéril
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	arbusto	46067
<i>Vernonia echinoides</i> Less.	arbusto	46061
BIGNONIACEAE		
<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	liana	46088
<i>Anemopaegma</i> sp.	liana	46087
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	árvore	material estéril
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	árvore	material estéril
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	liana	46085
BORAGINACEAE		
<i>Cordia corymbosa</i> (L.) Don	arbusto	46077
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	árvore	material estéril
CANNABACEAE		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	árvore	46083
CONNARACEAE		
<i>Bernardinia fluminensis</i> (Gardner) Planch.	árvore	46071

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

FAMÍLIA/Espécie	HÁBITO	SPSF
CONVOLVULACEAE		
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	liana	46050
CUCURBITACEAE		
<i>Cayaponia espelina</i> (Silva Manso) Cogn.	liana	46080
CYPERACEAE		
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	erva	material estéril
<i>Scleria latifolia</i> Sw.	erva	46082
ERYTHROXYLACEAE		
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	árvore	46035
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	árvore	46037
EUPHORBIACEAE		
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	árvore	material estéril
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	árvore	46033
<i>Dalechampia triphylla</i> Lam.	liana	46036
FABACEAE		
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	árvore	material estéril
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	árvore	46042
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	árvore	46046
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	árvore	46040
<i>Calliandra selloi</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	árvore	46041
<i>Centrosema</i> sp.	erva	material estéril
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	árvore	material estéril
<i>Eriosema</i> sp.	liana	46090
<i>Machaerium brasiliensis</i> Vogel	árvore	material estéril
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	árvore	material estéril
<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	árvore	material estéril
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	árvore	Material estéril
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	árvore	46039
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	árvore	material estéril
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	árvore	material estéril
IRIDACEAE		
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	erva	material estéril
LACISTEMATAACEAE		
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	árvore	46022
LAMIACEAE		
<i>Peltodon radicans</i> Pohl	erva	46023

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

FAMÍLIA/Espécie	HÁBITO	SPSF
LAURACEAE		
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	árvore	material estéril
<i>Nectandra grandiflora</i> Ness	árvore	material estéril
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	árvore	material estéril
LECYTHIDACEAE		
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	árvore	material estéril
LOGANIACEAE		
<i>Spigelia scabra</i> Cham. & Schltdl.	erva	material estéril
LYTHRACEAE		
<i>Cuphea calophylla</i> Cham. & Schltdl.	erva	46021
MALPIGHIACEAE		
<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb.	liana	46029
MALVACEAE		
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	árvore	46030
<i>Sida planicaulis</i> Cav.	erva	45978
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	arbusto	material estéril
MELASTOMATACEAE		
<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	arbusto	45977
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	árvore	material estéril
MELIACEAE		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	árvore	material estéril
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	árvore	material estéril
MORACEAE		
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	árvore	material estéril
MYRTACEAE		
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	árvore	material estéril
NYCTAGINACEAE		
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	árvore	material estéril
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	árvore	material estéril
PASSIFLORACEAE		
<i>Passiflora campanulata</i> Mast.	liana	45980
PERACEAE		
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	árvore	46034
PHYLLANTHACEAE		
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	erva	material estéril

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

FAMÍLIA/Espécie	HÁBITO	SPSF
PIPERACEAE		
<i>Piper aduncum</i> L.	arbusto	material estéril
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	arbusto	material estéril
<i>Piper hispidum</i> Sw.	arbusto	material estéril
<i>Piper lhotzkyanum</i> Kunth	arbusto	material estéril
<i>Piper regnellii</i> (Miq.) C.DC.	arbusto	material estéril
PLANTAGINACEAE		
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	erva	46019
POLYGALACEAE		
<i>Asemeia acuminata</i> (Willd.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	erva	45979
POLYGONACEAE		
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	árvore	material estéril
PRIMULACEAE		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	árvore	material estéril
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	árvore	material estéril
RHAMNACEAE		
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	arbusto	material estéril
ROSACEAE		
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	arbusto	45985
<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schltdl.	arbusto	material estéril
RUBIACEAE		
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	erva	46094
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	árvore	material estéril
<i>Galium noxium</i> (A.St.-Hil.) Dempster	erva	46093
<i>Palicourea</i> sp.	árvore	45984
<i>Psychotria beyrichiana</i> Mull.Arg.	árvore	45982
<i>Psychotria brevicollis</i> Mull.Arg.	árvore	45981
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	árvore	material estéril
RUTACEAE		
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	árvore	material estéril
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	árvore	material estéril
SALICACEAE		
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	árvore	material estéril
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	árvore	46055

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

FAMÍLIA/Espécie	HÁBITO	SPSF
SAPINDACEAE		
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	árvore	46054
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	árvore	46053
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	árvore	material estéril
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	árvore	material estéril
SAPOTACEAE		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	árvore	material estéril
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	árvore	material estéril
SOLANACEAE		
<i>Brunfelsia</i> sp.	arbusto	material estéril
<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	arbusto	46056
<i>Cestrum</i> sp.	arbusto	material estéril
<i>Solanum americanum</i> Mill.	erva	material estéril
<i>Solanum concinnum</i> Schott ex Sendtn.	arbusto	46051
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	arbusto	material estéril
<i>Solanum paniculatum</i> L.	arbusto	46058
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	arbusto	46052
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	árvore	material estéril
TURNERACEAE		
<i>Turnera subulata</i> Sm.	erva	46024
URTICACEAE		
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	árvore	material estéril
VERBENACEAE		
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	árvore	46076
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	árvore	46072
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	árvore	material estéril
<i>Lantana camara</i> L.	arbusto	46027
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	arbusto	46045
VIOLACEAE		
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub.	arbusto	46028
VOCHYSIACEAE		
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	árvore	material estéril

Não foram registradas epífitas, árvores e arbustos totalizaram 86 espécies no estudo florístico. Nenhuma espécie se encontra em risco de extinção de acordo com a lista oficial paulista (São Paulo, 2004). No estudo fitossociológico, identificamos 64 espécies arbustivo-arbóreas em um total de 366 indivíduos amostrados (Tabela 2).

O terceiro quartil do ranking de IVI delimitou as 16 espécies classificadas como comuns (Tabela 2). O somatório do IVI para esse grupo de espécies assumiu o valor de 231,597. As demais espécies compuseram o grupo das raras, com valor de 68,403 para o somatório do IVI.

Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos estimados para as espécies amostradas na área de estudo fitossociológico na Floresta Estadual de Avaré. Ni, número de indivíduos. Cs, categoria sucessional. Sd, síndrome de dispersão. Nc, não classificada. DR, densidade relativa. FR, frequência relativa. DoR, dominância relativa. IVI, índice de valor de importância. As espécies estão em ordem decrescente de abundância medida através do IVI. As linhas das espécies classificadas como comuns estão sombreadas.

Table 2. Phytosociological parameters estimated for the species sampled in the phytosociological study area in the State Forest of Avaré. Ni, number of individuals. Cs, successional category. Sd, dispersal syndrome. Nc, non classified. DR, relative density. FR, relative frequency. DoR, relative dominance. IVI, importance value index. Species are in decreasing order of abundance measured through the IVI. The lines of the species classified as commons are shaded.

Espécie	Ni	Cs	Sd	DR	FR	DoR	IVI
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	41	pioneira	anemocoria	11,2	11,58	15,755	38,5331
<i>Croton floribundus</i>	21	pioneira	autocoria	5,74	5,79	23,352	34,8778
<i>Trema micrantha</i>	30	pioneira	zoocoria	8,2	8,04	15,278	31,5138
<i>Aegiphila sellowiana</i>	29	pioneira	zoocoria	7,92	6,75	7,672	22,3477
<i>Casearia sylvestris</i>	38	pioneira	zoocoria	10,38	9,32	2,584	22,291
<i>Maclura tinctoria</i>	21	não pioneira	zoocoria	5,74	5,14	2,681	13,5633
<i>Vernonanthura phosphorica</i>	16	pioneira	anemocoria	4,37	2,89	3,975	11,2406
<i>Solanum concinnum</i>	14	pioneira	zoocoria	3,83	3,86	1,116	8,7993
<i>Cecropia pachystachya</i>	9	pioneira	zoocoria	2,46	2,89	3,18	8,533
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	11	não pioneira	zoocoria	3,01	3,22	1,876	8,0965
<i>Myrsine coriacea</i>	9	pioneira	zoocoria	2,46	2,25	1,297	6,0072
<i>Allophylus edulis</i>	8	pioneira	zoocoria	2,19	2,25	1,399	5,836
<i>Cordia ecalyculata</i>	7	não pioneira	zoocoria	1,91	1,93	1,933	5,7749
<i>Vochysia tucanorum</i>	2	não pioneira	anemocoria	0,55	0,64	3,942	5,1311
<i>Cordia corymbosa</i>	7	pioneira	zoocoria	1,91	2,25	0,499	4,6622
<i>Cabralea canjerana</i>	6	não pioneira	zoocoria	1,64	1,93	0,821	4,3896
<i>Solanum granuloseprosum</i>	5	pioneira	zoocoria	1,37	1,61	1,312	4,2862
<i>Solanum pseudoquina</i>	7	pioneira	zoocoria	1,91	1,93	0,328	4,17
<i>Jacaranda micrantha</i>	6	pioneira	anemocoria	1,64	1,61	0,41	3,6573
<i>Psychotria vellosiana</i>	5	não-pioneira	zoocoria	1,37	1,61	0,438	3,4122
<i>Alchornea glandulosa</i>	5	pioneira	zoocoria	1,37	1,61	0,358	3,332

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Espécie	Ni	Cs	Sd	DR	FR	DoR	IVI
<i>Nectandra lanceolata</i>	5	não pioneira	zoocoria	1,37	1,61	0,32	3,2934
<i>Solanum paniculatum</i>	5	pioneira	zoocoria	1,37	1,29	0,585	3,2373
<i>Psychotria vellosiana</i>	5	não pioneira	zoocoria	1,37	1,61	0,438	3,4122
<i>Alchornea glandulosa</i>	5	pioneira	zoocoria	1,37	1,61	0,358	3,332
<i>Nectandra lanceolata</i>	5	não pioneira	zoocoria	1,37	1,61	0,32	3,2934
<i>Solanum paniculatum</i>	5	pioneira	zoocoria	1,37	1,29	0,585	3,2373
<i>Machaerium hirtum</i>	4	pioneira	anemocoria	1,09	1,29	0,567	2,9464
<i>Lantana camara</i>	4	pioneira	zoocoria	1,09	1,29	0,433	2,8116
<i>Triumfetta semitriloba</i>	3	pioneira	zoocoria	0,82	0,96	0,198	1,9822
<i>Cariniana estrellensis</i>	3	não pioneira	anemocoria	0,82	0,96	0,142	1,9261
<i>Bernardinia fluminensis</i>	2	pioneira	zoocoria	0,55	0,64	0,356	1,5459
<i>Machaerium nictitans</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,947	1,5418
<i>Myrsine umbellata</i>	2	não pioneira	zoocoria	0,55	0,64	0,316	1,5054
<i>Helietta apiculata</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,861	1,4557
<i>Myrcia hebeptala</i>	2	não pioneira	zoocoria	0,55	0,64	0,144	1,3331
<i>Bauhinia longifolia</i>	2	pioneira	autocoria	0,55	0,64	0,116	1,3053
<i>Guapira opposita</i>	2	não pioneira	zoocoria	0,55	0,64	0,105	1,294
<i>Piper hispidum</i>	3	Nc	Nc	0,82	0,32	0,098	1,2397
<i>Casearia lasiophylla</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,505	1,0997
<i>Handroanthus ochraceus</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,461	1,0557
<i>Senegalia polyphylla</i>	1	pioneira	autocoria	0,27	0,32	0,437	1,0315
<i>Piper lhotzkyanum</i>	1	pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,413	1,0079
<i>Citharexylum myrianthum</i>	1	pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,368	0,9626
<i>Guapira hirsuta</i>	2	não pioneira	zoocoria	0,55	0,32	0,066	0,9336
<i>Luehea divaricata</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,305	0,8997
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,257	0,8518
<i>Cestrum sp.</i>	1	Nc	Nc	0,27	0,32	0,222	0,8164
<i>Dalbergia frutescens</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,205	0,7996
<i>Piper arboreum</i>	1	pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,177	0,772
<i>Coutarea hexandra</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,138	0,7325

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Espécie	Ni	Cs	Sd	DR	FR	DoR	IVI
<i>Bauhinia forficata</i>	1	pioneira	autocoria	0,27	0,32	0,118	0,7131
<i>Andira anthelmia</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,103	0,698
<i>Nectandra grandiflora</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,092	0,6867
<i>Aloysia virgata</i>	1	pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,089	0,684
<i>Rubus brasiliensis</i>	1	pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,081	0,6761
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,076	0,671
<i>Gochnatia polymorpha</i>	1	pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,076	0,671
<i>Coccoloba mollis</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,067	0,6613
<i>Brunfelsia sp.</i>	1	Nc	Nc	0,27	0,32	0,058	0,6523
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,053	0,6481
<i>Cupania vernalis</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,047	0,642
<i>Dendropanax cuneatus</i>	1	pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,041	0,6363
<i>Calliandra foliolosa</i>	1	não pioneira	autocoria	0,27	0,32	0,034	0,6292
<i>Piper regnellii</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,033	0,6275
<i>Psychotria brevicollis</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,033	0,6275
<i>Machaerium brasiliensis</i>	1	não pioneira	anemocoria	0,27	0,32	0,030	0,6244
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	não pioneira	zoocoria	0,27	0,32	0,021	0,6157
Totais	366			100	100	100	300
Densidade total: 8.090 ind./ha							
Dominância total: 8,6 m ² /ha							
Frequência total: 485,9375							

A razão entre esses dois valores é de aproximadamente 3,4 e corresponde ao parâmetro r da equação (1). Aplicando a propriedade distributiva e resolvendo a equação obtivemos um valor de x de aproximadamente 379 indivíduos e $r \times x$ de aproximadamente 1.287 indivíduos. Esses dois valores correspondem, respectivamente, aos números de indivíduos de espécies raras e comuns a serem empregados no modelo básico. Como são 16 espécies no grupo das comuns, resulta que devem ser plantados $1287/16 = 80,44$ indivíduos por espécie desse grupo. Os outros 379 indivíduos são distribuídos entre as espécies classificadas como raras.

Esse grupo é constituído por 45 espécies (duas espécies foram excluídas por estarem identificadas apenas ao nível de gênero – *Brunfelsia* sp. e *Cestrum* sp., e a espécie *Piper hispidum* foi excluída por não ter sido classificada quanto à categoria sucessional e síndrome de dispersão), resultando em $379/45 = 8,42$ indivíduos por espécie. O modelo básico em números inteiros, portanto, consiste no plantio de 80 indivíduos por espécie para as 16 espécies comuns e 8 indivíduos por espécie para as 45 espécies raras, resultando em uma densidade de 1.640 indivíduos/ha, o que pode ser obtido com um espaçamento de 2,21 m x 2,76 m (Tabela 3).

Tabela 3. Modelos básico e recomendado para projetos de recuperação de Floresta Estacional Semidecidual a serem implementados nas vizinhanças da área de estudo, em áreas com condições abióticas similares às verificadas na Floresta Estadual de Avaré. Ni, número de indivíduos. As linhas das espécies classificadas como comuns estão sombreadas.

Table 3. Basic and recommended models for Seasonal Semideciduous Forest recovery projects to be implemented in the neighborhoods of the study area, in areas with abiotic conditions similar to the verified in the State Forest of Avaré. Ni, number of individuals. The lines of the species classified as commons are shaded.

Modelo básico		Modelo recomendado	
Espécie	Ni	Espécie	Ni
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	80	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	62
<i>Croton floribundus</i>	80	<i>Croton floribundus</i>	54
<i>Trema micrantha</i>	80	<i>Trema micrantha</i>	54
<i>Aegiphila sellowiana</i>	80	<i>Aegiphila sellowiana</i>	54
<i>Casearia sylvestris</i>	80	<i>Casearia sylvestris</i>	54
<i>Maclura tinctoria</i>	80	<i>Maclura tinctoria</i>	54
<i>Vernonanthura phosphorica</i>	80	<i>Vernonanthura phosphorica</i>	54
<i>Solanum concinnum</i>	80	<i>Solanum concinnum</i>	54
<i>Cecropia pachystachya</i>	80	<i>Cecropia pachystachya</i>	54
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	80	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	54
<i>Myrsine coriacea</i>	80	<i>Myrsine coriacea</i>	54
<i>Allophylus edulis</i>	80	<i>Allophylus edulis</i>	54
<i>Cordia ecalyculata</i>	80	<i>Cordia ecalyculata</i>	54
<i>Vochysia tucanorum</i>	80	<i>Vochysia tucanorum</i>	54
<i>Cordia corymbosa</i>	80	<i>Cordia corymbosa</i>	54
<i>Cabralea canjerana</i>	80	<i>Cabralea canjerana</i>	54
<i>Solanum granulosoleprosum</i>	8	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	12
<i>Solanum pseudoquina</i>	8	<i>Solanum pseudoquina</i>	12
<i>Jacaranda micrantha</i>	8	<i>Jacaranda micrantha</i>	12
<i>Psychotria vellosiana</i>	8	<i>Psychotria vellosiana</i>	12
<i>Alchornea glandulosa</i>	8	<i>Alchornea glandulosa</i>	12
<i>Nectandra lanceolata</i>	8	<i>Nectandra lanceolata</i>	12
<i>Solanum paniculatum</i>	8	<i>Solanum paniculatum</i>	12
<i>Machaerium hirtum</i>	8	<i>Machaerium hirtum</i>	12
<i>Lantana camara</i>	8	<i>Lantana camara</i>	12
<i>Triumfetta semitriloba</i>	8	<i>Triumfetta semitriloba</i>	12
<i>Cariniana estrellensis</i>	8	<i>Cariniana estrellensis</i>	12
<i>Bernardinia fluminensis</i>	8	<i>Bernardinia fluminensis</i>	12

continua
to be continued

continuação – Tabela 3
 continuation – Table 3

Modelo básico		Modelo recomendado	
Espécie	Ni	Espécie	Ni
<i>Machaerium nictitans</i>	8	<i>Machaerium nictitans</i>	12
<i>Myrsine umbellata</i>	8	<i>Myrsine umbellata</i>	12
<i>Helietta apiculata</i>	8	<i>Helietta apiculata</i>	12
<i>Myrcia hebeptala</i>	8	<i>Myrcia hebeptala</i>	12
<i>Bauhinia longifolia</i>	8	<i>Bauhinia longifolia</i>	12
<i>Guapira opposita</i>	8	<i>Guapira opposita</i>	12
<i>Casearia lasiophylla</i>	8	<i>Casearia lasiophylla</i>	12
<i>Handroanthus ochraceus</i>	8	<i>Handroanthus ochraceus</i>	12
<i>Senegalia polyphylla</i>	8	<i>Senegalia polyphylla</i>	12
<i>Piper lhotzkyanum</i>	8	<i>Piper lhotzkyanum</i>	12
<i>Citharexylum myrianthum</i>	8	<i>Citharexylum myrianthum</i>	12
<i>Guapira hirsuta</i>	8	<i>Guapira hirsuta</i>	12
<i>Luehea divaricata</i>	8	<i>Luehea divaricata</i>	12
<i>Machaerium stipitatum</i>	8	<i>Machaerium stipitatum</i>	12
<i>Dalbergia frutescens</i>	8	<i>Dalbergia frutescens</i>	12
<i>Piper arboreum</i>	8	<i>Piper arboreum</i>	12
<i>Coutarea hexandra</i>	8	<i>Coutarea hexandra</i>	12
<i>Bauhinia forficata</i>	8	<i>Bauhinia forficata</i>	12
<i>Andira anthelmia</i>	8	<i>Andira anthelmia</i>	12
<i>Nectandra grandiflora</i>	8	<i>Nectandra grandiflora</i>	12
<i>Aloysia virgata</i>	8	<i>Aloysia virgata</i>	12
<i>Rubus brasiliensis</i>	8	<i>Rubus brasiliensis</i>	12
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	8	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	12
<i>Gochnatia polymorpha</i>	8	<i>Gochnatia polymorpha</i>	12
<i>Coccoloba mollis</i>	8	<i>Coccoloba mollis</i>	12
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	8	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	12
<i>Cupania vernalis</i>	8	<i>Cupania vernalis</i>	12
<i>Dendropanax cuneatus</i>	8	<i>Dendropanax cuneatus</i>	12
<i>Calliandra foliolosa</i>	8	<i>Calliandra foliolosa</i>	12
<i>Piper regnellii</i>	8	<i>Piper regnellii</i>	12

continua
to be continued

continuação – Tabela 3
 continuation – Table 3

Modelo básico		Modelo recomendado	
Espécie	Ni	Espécie	Ni
<i>Psychotria brevicollis</i>	8	<i>Psychotria brevicollis</i>	12
<i>Machaerium brasiliensis</i>	8	<i>Machaerium brasiliensis</i>	12
<i>Matayba elaeagnoides</i>	8	<i>Matayba elaeagnoides</i>	12
Total: 61	1640	<i>Nectandra cissiflora</i>	12
		<i>Myroxylon peruiferum</i>	12
		<i>Nectandra hihua</i>	12
		<i>Apuleia leiocarpa</i>	12
		<i>Eugenia brasiliensis</i>	12
		<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	12
		<i>Erythroxylum deciduum</i>	12
		<i>Endlicheria paniculata</i>	12
		<i>Lacistema hasslerianum</i>	12
		<i>Miconia ligustroides</i>	12
		<i>Parapiptadenia rigida</i>	12
		<i>Cedrela fissilis</i>	12
		<i>Pera glabrata</i>	12
		<i>Piper aduncum</i>	12
		<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	12
		<i>Cupania tenuivalvis</i>	12
		<i>Solanum pseudocapsicum</i>	12
		<i>Baccharis semiserrata</i>	12
		<i>Calliandra selloi</i>	12
		Total: 80	1640

A avaliação do modelo básico, quanto ao atendimento das metas legais, revelou que quatro das oito metas não foram atendidas (Tabela 4). Iniciamos a construção do modelo recomendado adicionando ao modelo básico cinco espécies enquadradas na categoria “Ameaçada” na lista de espécies ameaçadas da flora paulista, constantes no anexo da Resolução SMA 8/2008: *Nectandra cissiflora* Nees, *Nectandra hihua* (Ruiz & Pav.) Rohwer, *Eugenia brasiliensis* Lam., *Myroxylon peruiferum* L. f. e *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J. F. Macbr. Todas são espécies não pioneiras e as três primeiras são zoocóricas. Desse modo, o percentual de espécies ameaçadas no modelo recomendado passou a ser 6,25% e ficou acima do mínimo exigido pela legislação (5%). Essas espécies foram incluídas no grupo das raras (Tabela 3).

Também nesse grupo foram incluídas outras 14 espécies escolhidas entre as 22 registradas exclusivamente no estudo florístico, sendo sete não pioneiras: *Erythroxylum cuneifolium* (Mart.) O.E.Schulz, *Erythroxylum deciduum* A.St.-Hil., *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr., *Lacistema hasslerianum* Chodat, *Miconia ligustroides* (DC.) Naudin, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Cedrela fissilis* Vell.; e sete pioneiras: *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill., *Piper aduncum* L., *Rhamnus sphaerosperma* Sw., *Cupania tenuivalvis* Radlk., *Solanum pseudocapsicum* L., *Baccharis semiserrata* DC., *Calliandra selloi* (Spreng.) J.F. Macbr. As cinco primeiras espécies de cada um dos dois conjuntos acima são zoocóricas. Obteve-se, assim, um total de oitenta espécies no modelo recomendado, conforme preconizado pela legislação.

Tabela 4. Metas legais para recuperação florestal no Estado de São Paulo (São Paulo, 2008) e valores correspondentes obtidos para os modelos básico e recomendado desenvolvidos a partir das informações obtidas nos estudos florístico e fitossociológico realizados na Floresta Estadual de Avaré. SMA – SP, Resolução SMA 8/2008. Mb, modelo básico. Mr, modelo recomendado. O sombreado da célula indica o não atendimento da legislação.

Table 4. Legal goals for forest recovery in the São Paulo state (São Paulo, 2008) and correspondence values obtained for the basic and recommended models developed from the information obtained in the floristic and phytosociological studies carried out in the State Forest of Avaré. SMA – SP, Resolution SMA 8/2008. Mb, basic model. Mr, recommended model. The cell shading point to the non compliance with legislation.

Metas	SMA–SP	Mb	Mr
Número de espécies	80	61	80
Percentagem de espécies zoocóricas	≥ 20%	66%	66,25%
Percentagem de espécies ameaçadas	≥ 5%	0%	6,25%
Percentagem de espécies não pioneiras	40% a 60%	51%	53,75%
Percentagem de indivíduos de espécies não pioneiras	40% a 60%	37%	44%
Máximo de indivíduos de uma espécie pioneira no plantio	20%	4,9%	3,8%
Máximo de indivíduos de uma espécie não pioneira no plantio	10%	4,9%	3,3%
Máximo de espécies com menos de 12 indivíduos no plantio	10%	74%	0%

Para atender à exigência legal de que no máximo 10% das espécies no plantio podem ter menos do que 12 indivíduos, elevamos a abundância de todas as espécies raras para 12 indivíduos (Tabela 3). Esse grupo de espécies passou a totalizar, portanto, 768 indivíduos. Os demais indivíduos, $1640 - 768 = 872$, foram distribuídos entre as 16 espécies comuns, porém, para que esta distribuição resultasse em números inteiros, atribuímos 62 indivíduos para a espécie com o maior IVI, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr., e 54 indivíduos para as demais espécies comuns (Tabela 3). Com essas alterações todas as demais exigências legais foram atendidas (Tabela 4).

Além da escolha das espécies e suas densidades, outro aspecto fundamental do modelo de restauração é a disposição das mudas no campo, que, na maioria dos casos, se dá em linhas levando em consideração a categoria sucessional das espécies (Barbosa, 2000). No caso do modelo recomendado, tem-se que 44% dos indivíduos pertencem a espécies não pioneiras e 56% a espécies pioneiras, ou seja, são aproximadamente 1,27 indivíduos de espécie pioneira para cada indivíduo de espécie não pioneira. Esse valor fracionário dificulta o planejamento da disposição das mudas no campo. Uma forma alternativa de definir essa disposição é atribuir posições aleatórias para as mudas, começando pela espécie mais abundante. Assim, no caso do modelo recomendado, tem-se, na área de 1 ha, 1.640 posições para o plantio das mudas. Inicia-se sorteando 62 posições para as mudas de *P. gonoacantha* entre as 1.640 posições disponíveis. Em seguida, sorteiam-se 54 posições para qualquer das espécies do grupo das comuns entre as 1.578 posições remanescentes ($1640 - 62$) e assim, sucessivamente, até a penúltima espécie do grupo das raras. Ao final do processo, tem-se um croqui com a posição de todas as mudas no campo, possibilitando a organização dos lotes de mudas na sequência correta para a operação de plantio. O mesmo procedimento pode ser adotado para implementação do modelo básico.

4 DISCUSSÃO

As espécies de ervas e lianas identificadas neste estudo podem ser utilizadas em plantios para incrementar a diversidade funcional da vegetação

recuperada (Brancalion et al., 2010) e diminuir o viés arbóreo da recuperação (Durigan et al., 2010), contudo, não há normas legais concernentes a estas formas de vida, razão pela qual não receberão considerações adicionais.

A meta relativa ao uso de espécies ameaçadas em projetos de restauração florestal, embora possa ser atendida, não encontrou respaldo nos resultados deste estudo, uma vez que nenhuma espécie ameaçada no âmbito do Estado de São Paulo foi encontrada na vegetação resultante de sucessão secundária estudada. Os estádios sucessionais iniciais da floresta tropical, em áreas com histórico de uso agropecuário, abandonadas, são caracterizados pela ocorrência de um número relativamente pequeno de espécies (10 a 15), em sua maioria, pioneiras (Puig, 2008). Nessas condições, a ausência de espécies ameaçadas é esperada devido ao caráter generalista das espécies pioneiras. O predomínio de pioneiras e a riqueza relativamente reduzida nos estádios sucessionais iniciais em áreas com histórico de uso agropecuário, abandonadas, foi confirmado para diferentes formações florestais que compõem a Floresta Atlântica (e.g., Torezan, 1995; Tabarelli e Mantovani, 1999; Oliveira, 2002; Cheung, 2006; Pezzatto e Wisniewski, 2006; Siminski et al., 2011; Venzke, 2012; Venzke e Martins, 2013).

Contudo, os dados sobre sucessão secundária em áreas com histórico de uso agropecuário, abandonadas, não constituem um bom referencial para avaliarmos a adequação da exigência legal relativa ao uso de espécies ameaçadas em projetos de restauração. Os solos, em tais áreas, são, em geral, degradados, o que pode dificultar a sucessão secundária (Aide et al., 2000; Guariguata e Ostertag, 2001; Cheung, 2006), inibindo o estabelecimento de espécies mais exigentes em termos de qualidade de habitat, entre elas as espécies ameaçadas.

Os projetos de restauração florestal, em geral, prevêem medidas de manejo com vistas a melhorar as condições físico-químicas do solo, bem como inibir a mato-competição e o ataque de pragas e doenças, favorecendo consideravelmente a sobrevivência e o estabelecimento das plantas (Contieri et al., 2004).

Seguindo essa mesma linha de raciocínio, os dados sobre sucessão secundária em áreas com histórico de uso agropecuário, abandonadas, não constituem um bom referencial para avaliarmos a adequação das demais metas previstas na legislação paulista,

sendo tal avaliação mais segura se pautada em valores de referência obtidos a partir do estudo da sucessão secundária em áreas com elevado potencial de restauração passiva/recuperação autogênica.

Idealmente, o tempo entre o término da perturbação e o estudo dessas áreas deveria ser compatível com a duração dos períodos de implantação e pós-implantação (até quatro anos) de um projeto de recuperação florestal (*sensu* Bellotto et al., 2009). A perturbação deveria ter resultado na eliminação completa da biomassa aérea, mas sem causar degradação acentuada do solo. Além disso, os dados coletados em tais áreas para uso como valores de referência deveriam excluir os indivíduos estabelecidos por brotação, de modo a evitar a influência das condições abióticas vigentes antes do distúrbio.

Os dados fornecidos por Arzolla (2011), para a sucessão secundária em clareiras de origem antrópica em Floresta Ombrófila Densa, atendem a esses pré-requisitos. O autor listou 82 espécies arbustivo-arbóreas estabelecidas por sementes 42 meses após a completa eliminação da biomassa aérea nas clareiras. Nenhuma dessas espécies se encontra ameaçada de extinção no âmbito do Estado de São Paulo.

Para atender à exigência legal referente à percentagem de espécies ameaçadas no modelo recomendado, foram introduzidas espécies em risco de extinção no Estado de São Paulo (São Paulo, 2004), mas apenas aquelas relacionadas no anexo da Resolução SMA 8/2008 como de ocorrência na Floresta Estacional Semidecidual da região sudoeste do Estado. Essa restrição não impediu o atendimento da exigência legal, mas pode dificultar a implementação do modelo recomendado, dado que apenas seis espécies ameaçadas são relacionadas no referido anexo para o sudoeste paulista (além das incluídas no modelo recomendado, *Nectandra falcifolia* (Nees)).

É interessante flexibilizar o máximo possível o critério de escolha das espécies ameaçadas, uma vez que estas espécies, por razões óbvias, podem não estar disponíveis em viveiros comerciais. Além disso, a obrigatoriedade do uso de espécies ameaçadas em projetos de recuperação pode aumentar a pressão sobre as populações naturais destas espécies (Durigan et al., 2010), sendo, portanto, desejável ampliar o leque de opções para o atendimento da exigência legal.

Para isso, é necessário a constante atualização do anexo da Resolução SMA 8/2008, incorporando informações sobre espécies ameaçadas em estudos florísticos e fitossociológicos em Florestas Estacionais Semidecíduais no sudoeste paulista.

Por exemplo, as espécies ameaçadas *Euterpe edulis* Mart., *Luetzelburgia guaissara* Toledo, *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze, *Abutilon costicalyx* K. Schum. ex Bakerf. e *Allophylus semidentatus* (Miq.) Radlk. foram citadas recentemente para os municípios de Paranapanema (Cielo-Filho et al., 2009b) e Itapeva (Cielo-Filho et al., 2012). Além disso, é possível incluir também espécies ameaçadas de Floresta Estacional Semidecidual, que são relacionadas para as regiões central e sudeste do Estado de São Paulo no anexo da Resolução SMA 8/2008. Desse modo, seriam acrescentadas as espécies *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg., *Ocotea beulahiae* Baitello, *Ocotea mosenii* Mez, *Siparuna glossostyla* Perkins, *Zanthoxylum petiolare* A. St.-Hil. & Tul. e *Picrasma crenata* (Vell.) Engl.

Tem-se, assim, um conjunto de 17 espécies ameaçadas para escolha das cinco espécies utilizadas no modelo recomendado. Tendo em vista o aprimoramento da legislação, futuras edições da Resolução SMA 8/2008 poderiam admitir também o uso de espécies enquadradas na categoria “Quase Ameaçada”.

Para atenuar os riscos relacionados ao uso de espécies ameaçadas em projetos de recuperação (Durigan et al., 2010), além da ampliação do leque de opções de espécies ameaçadas, é importante também evitar a escolha recorrente das mesmas espécies em tais projetos. Por outro lado, futuras edições da Resolução SMA 8/2008 poderiam simplesmente abolir o uso de espécies ameaçadas em projetos de restauração. Esta opção é a mais indicada tendo em vista os dados do presente estudo e os dados de Arzolla (2011), mencionados anteriormente.

Além do uso de espécies ameaçadas, outros três quesitos observados no modelo básico não se conformaram às normas legais previstas na Resolução SMA 8/2008, quais sejam, o número de espécies florestais (*sensu* Artigo 2º), a percentagem de indivíduos de espécies não pioneiras e o número máximo de espécies com menos de 12 indivíduos no plantio. Em relação ao primeiro quesito, o estudo florístico resultou em 86 espécies florestais,

razão pela qual, a meta de 80 espécies não pode ser considerada inadequada com base nos dados do presente estudo. O mesmo pode ser dito com base nos dados de Arzolla (2011), mencionados anteriormente.

Em relação ao segundo quesito, observamos que o valor correspondente aos dados brutos da vegetação estudada (24%) é ainda menor que o obtido no modelo básico (37%). O número médio de indivíduos das espécies não pioneiras na vegetação estudada (3) é três vezes menor do que o número correspondente para as espécies pioneiras (9). Portanto, nossos dados sugerem que, em relação ao quesito percentagem de indivíduos de espécies não pioneiras, haveria necessidade de uma redução do valor mínimo de 40%, preconizado pela Resolução SMA 8/2008, para algo em torno de 25%. Entretanto, isso possibilitaria o uso de até 75% de indivíduos de espécies pioneiras em plantios de restauração florestal, o que poderia constituir um risco de estagnação do processo sucessional, especialmente em áreas com fortes restrições de estabelecimento espontâneo em virtude de limitações no banco e/ou chuva de sementes (Martínez-Garza e Howe, 2003).

Em relação ao terceiro quesito, a diferença entre o valor observado no modelo básico (74%) e o preconizado na legislação (10%) sugere que a meta é inadequada. Entretanto, cabe salientar que, na vegetação estudada, a menor densidade absoluta estimada foi de 22 ind./ha, para uma densidade total de 8.090 ind./ha. A diminuição da densidade absoluta mínima no modelo básico (8 ind./ha) deve-se ao valor da densidade total adotado no reflorestamento (1.640 ind./ha), o qual visa a permitir a mecanização das operações de plantio e manutenção.

Portanto, a meta relacionada ao terceiro quesito encontra respaldo nos dados brutos da regeneração estudada. A justificativa biológica para essa meta está relacionada à biologia reprodutiva das espécies arbóreas tropicais, a maioria das quais é autoincompatível (Bawa et al., 1985), ou seja, depende da troca de pólen entre indivíduos compatíveis para que ocorra a fecundação da oosfera e a formação da semente. Assim, o plantio de um número mínimo de 12 indivíduos aumentaria as chances de haver indivíduos compatíveis da espécie na área restaurada. Tal preocupação é particularmente importante na restauração de áreas

com fortes restrições no fluxo de pólen e no estabelecimento espontâneo em virtude de limitações no banco e/ou chuva de sementes, tornando essencial a capacidade de produção autóctone de sementes.

O modelo recomendado neste trabalho difere dos modelos fitossociológicos convencionais de restauração, os quais se baseiam em dados quantitativos de florestas em estádios sucessionais avançados (Brancalion et al., 2009). Essa particularidade pode resultar na amostragem inadequada de mecanismos envolvidos nas etapas sucessionais iniciais, em tese os mais relevantes para a restauração baseada no plantio de mudas, pois a distribuição de espécies e indivíduos entre as categorias sucessionais, bem como as relações de abundância entre as espécies, em florestas maduras, expressam um conjunto mais amplo e complexo de processos ecológicos. Ao considerar a dinâmica sucessional nos estádios iniciais, bem como as relações de abundância das espécies nesses estádios, espera-se que o modelo recomendado apresente maior coerência com os processos ecológicos mais importantes para plantios de recuperação.

5 CONCLUSÕES

As informações obtidas a partir de estudos florísticos e fitossociológicos conduzidos em florestas em estádios iniciais de sucessão, em áreas com elevado potencial de restauração passiva/recuperação autogênica, podem ser utilizadas no desenvolvimento de modelos de restauração que atendam às metas estabelecidas na Resolução SMA 8/2008 e, ao mesmo tempo, incorporem mecanismos ecológicos fundamentais para o sucesso da restauração, diminuindo a distância entre as normas legais e as regras de montagem de comunidades vegetais. Espera-se que tais modelos apresentem maior probabilidade de sucesso em sítios vizinhos à área de estudo do que modelos baseados em informações sobre a composição e estrutura de comunidades em escalas mais amplas ou em locais mais distantes.

O protocolo apresentado neste trabalho inclui a elaboração de um modelo básico de restauração, a partir de informações obtidas em um estudo fitossociológico de vegetação em estágio inicial de sucessão secundária. O modelo básico é avaliado no tocante à sua conformidade com as metas estabelecidas na Resolução SMA 8/2008,

e modificado tendo em vista o atendimento de todas as metas, resultando em um modelo recomendado. Nesse processo, informações obtidas em um estudo florístico da mesma vegetação são empregadas.

Dentre as metas previstas pela Resolução SMA 8/2008, duas não encontraram respaldo nos dados deste trabalho, quais sejam, o percentual mínimo de 5% de espécies ameaçadas e a percentagem mínima de 40% de indivíduos de espécies não pioneiras. Em relação ao uso de espécies ameaçadas, alternativas para o atendimento da meta incluem o uso de espécies ameaçadas constantes no anexo da Resolução SMA 8/2008, em regiões ecológicas adjacentes à região da área de estudo, bem como o uso de espécies ameaçadas que não constam do referido anexo, mas que foram registradas recentemente em estudos florísticos na região. Tendo em vista o aprimoramento da legislação, novas edições da Resolução SMA 8/2008 poderiam admitir o uso de espécies pertencentes à categoria “Quase Ameaçadas”, ou simplesmente abolir a meta referente ao uso de espécies ameaçadas em projetos de restauração, sendo esta alternativa a que encontrou maior respaldo em nossas análises.

Em relação ao número mínimo de indivíduos de espécies não pioneiras, os dados obtidos neste trabalho sugerem a necessidade de redução do limite mínimo para 25%. Contudo, tal alteração possibilitaria o uso de até 75% de indivíduos de espécies pioneiras, o que poderia constituir um risco de estagnação do processo sucessional em áreas com restrições no banco e, especialmente, na chuva de sementes. Assim, embora não respaldada nos dados empíricos do presente estudo, a alteração dessa meta não é recomendada.

6 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/PIBIC-IF) pela concessão de bolsa de Iniciação Científica a Joice Aparecida Dias de Souza. Aos funcionários da Floresta Estadual de Avaré, especialmente ao Sr. José Carlos dos Santos, pelo apoio logístico e auxílio em campo, e aos curadores do Herbário Dom Bento José Pickel (SPSF), Dr. João Batista Baitello, e do Herbário Irina Delanova Gemtchynicov (BOTU), Dra. Maria Estela Paschoal e Dra. Suzana Bissacot Barbosa.

À Dra. Célia Regina Lopes Zimback pelo auxílio na classificação do solo. Ao Pesquisador Científico Claudio de Moura pela cuidadosa relatoria, aos dois revisores anônimos pelas sugestões e à Yara Cristina Marcondes pela revisão final do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T.M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 328-338, 2000.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Sér. Reg.**, n. 44, p. 1-38, 2011a.

_____. et al. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6. p. 690-695, 2011b.

ARZOLLA, F.A.R.D.P. **Florestas secundárias e a regeneração natural de clareiras antrópicas na Serra da Cantareira, SP**. 2011. 141 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 289-312.

BAWA, K.S.; PERRY, D.R.; BEACH, J.H. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and incompatibility mechanisms. **Amer. J. Bot.**, v. 72, n. 3, p. 331-345, 1985.

BELLOTTO, A. et al. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128-146.

BRACALION, P.H.S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

_____.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração baseada na sucessão determinística, buscando reproduzir uma floresta definida como modelo. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 24-30.

CHEUNG, K.C. **Regeneração natural em áreas de Floresta Atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR**. 2006. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

CIELO-FILHO, R.; GNERI, G.A.; MARTINS, F.R. Sampling effort and factors influencing the precision of estimates of tree species abundance in a tropical forest stand. **Phytocoenologia**, v. 39, n. 4, p. 377-388, 2009a.

_____. et al. Ampliando a densidade de coletas botânicas na região de bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: caracterização florística da Floresta Estadual e da Estação Ecológica de Paranapanema. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 255-276, 2009b.

_____.; GNERI, G.A.; MARTINS, F.R. Sampling precision and variability of tree species abundance ranks in a semideciduous Atlantic forest fragment. **Community Ecology**, v. 12, n. 2, p. 188-195, 2011.

_____. et al. Aspectos florísticos da Estação Ecológica de Itapeva, SP: uma unidade de conservação no limite meridional do bioma Cerrado. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 2, p. 147-166, 2012.

CONTIERI, W.A.; VILAS BÔAS; KAWABATA, M. Comparação entre técnicas de preparo do solo para o plantio de espécies arbóreas nativas em área de Cerrado. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Ed.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. p. 377-384.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

FORZZA, R.C. et al. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2012.

GASTON, K.J. **Rarity**. London: Chapman & Hall, 1994. 205 p.

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

LEITÃO FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 1982, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1982. p. 197-206. (**Silvic. S. Paulo**, v. 16A, pt. 1, 1982, Edição especial).

_____. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF**, v. 35, p. 41-46, 1987.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; HOWE, H.F. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 2, p. 223-229, 2003.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, p. 51-62, 2002.

_____. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 759-767, 2008.

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

OLIVEIRA, R.R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PEZZATTO, A.W.; WISNIEWSKI, C. Produção de serapilheira em diferentes seres sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual no Oeste do Paraná. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 111-120, 2006.

PIJL, L.V. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. 214 p.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: Fundação Editora da UNESP, 2008. 476 p.

RAMOS, V.S. et al. **Árvores da Floresta Estacional Semidecidual**: guia de identificação de espécies. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2008. 312 p.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

_____. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605-1613, 2011.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA nº 48, de 21 de setembro de 2004. Lista Oficial das Espécies da Flora do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.ibot.sp.gov.br>>. Acesso em: 10 dez. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA nº 8, de 1 de fevereiro de 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 118, n. 21, 1 fev. 2008. Seção I, p. 31.

SENTELHAS, P.C. et al. **BHBRASIL** – balanços hídricosclimatológicosde500localidadesbrasileiras. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz: Universidade de São Paulo, 1999. Disponível em: <<http://www.leb.esalq.usp.br/bhbrasil/Saopaulo/>>. Acesso em: 1 dez. 2010.

SIMINSKI, A. et al. Secondary forest succession in the Mata Atlântica, Brazil: floristic and phytosociological trends. **ISRN Ecology**, v. 2011, p. 1-19, 2011.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas do Brasil, baseado em APG III. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2012. 768 p.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, n. 1, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TOREZAN, J.M.D. **Estudo da sucessão secundária, na floresta ombrófila densa submontana, em áreas anteriormente cultivadas pelo sistema de “coivara”, em Iporanga, SP**. 1995. 89 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

VENZKE, T.S. Florística de comunidades arbóreas no Município de Pelotas, Rio Grande do Sul. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 571-578, 2012.

_____.; MARTINS, S.V. Aspectos florísticos de três estágios sucessionais em mata ciliar em Arroio do Padre, extremo sul do Brasil. **Floresta**, v. 43, n. 2, p. 191-204, 2013.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, D.C.: Island Press, 1996. p. 151-167.

_____.; _____.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist forest. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R.O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

**HERPETOFAUNA DO PARQUE MUNICIPAL GOVERNADOR MÁRIO COVAS
NO MUNICÍPIO DE SOROCABA, SÃO PAULO, SUDESTE DO BRASIL¹**

**HERPETOFAUNA OF THE PARQUE MUNICIPAL GOVERNADOR MÁRIO COVAS,
SOROCABA MUNICIPALITY, SÃO PAULO, SOUTHEASTERN BRAZIL**

Caio Vinícius de Mira MENDES^{2, 7}; Paulo Tadeu Matheus de CAMARGO⁴; Heitor Zochio FISCHER³;
Eliana Oliveira SERAPICOS^{5, 6}; Fernanda Assef Sallit TONOLLI³;
Luciano Mendes CASTANHO³; Luiz Arthur de Carvalho CINTRA⁵; Rodrigo Castellari GONZALEZ^{5, 6}

RESUMO – A compreensão da biodiversidade local torna-se cada vez mais essencial para a implantação de ações futuras como estratégias conservacionistas e planos de manejo de espécies ameaçadas. Este estudo teve como objetivo apresentar uma lista de espécies de anuros e répteis do Parque Municipal Mário Covas – PMGMC, localizado no município de Sorocaba, São Paulo. Foram realizadas visitas mensais entre os meses de setembro de 2008 a agosto de 2009. Os trabalhos de campo totalizaram 48 dias de amostragem, sendo realizadas quatro amostragens por mês, e as expedições foram realizadas de dia e à noite, sendo aplicadas as seguintes metodologias conjugadas: procura limitada por tempo; coleta por terceiros; encontros ocasionais e os métodos direto (avistamento) e indireto (zoofonia) para os anuros. Foram registradas 17 espécies de anfíbios anuros, pertencentes a nove gêneros e quatro famílias. Os répteis foram representados por 19 espécies, com 17 gêneros e 10 famílias, sendo 11 espécies de serpentes e oito de lagartos. A composição de espécies de anuros do PMGMC tem maior similaridade com a Estação Ecológica de Itirapina e Estação Ecológica de Jataí, enquanto a de répteis apresentou maior similaridade com as localidades da fitofisionomia floresta ombrófila densa. Apesar de o município de Sorocaba estar localizado próximo aos grandes centros de pesquisa do país, existe uma enorme carência de dados básicos sobre as espécies da herpetofauna que ocorrem na região. Neste estudo, acrescentamos 19 novos registros para a região, totalizando 52 espécies para a herpetofauna local.

Palavras-chave: inventário; anuros; répteis; diversidade; Sorocaba.

ABSTRACT – Knowledge of local biodiversity is essential for the implementation of future actions, such as conservation strategies and management plans for endangered species. This paper presents a check list of amphibians and reptiles of the Parque Municipal Mário Covas, at the municipality of Sorocaba, São Paulo. Field works were carried out between September 2008 and August 2009. The effort totalized 48 sampling days, being four days per month, and they were carried out during day and night; the combined methods were: time limited search; collection by others; occasional encounters and direct (sighting) and indirect (zoophony) method for the anurans. We registered 17 species of amphibians from nine genera and four families. Reptiles were represented by 19 species from 17 genera, and 10 families, being 11 snakes and eight lizards. The species composition of anuran amphibians found in the PMGMC is quite similar to that found in the Estação Ecológica de Itirapina and Estação Ecológica de Jataí, while the composition of reptiles is more similar to that found in the areas located in the dense ombrophilous forest. Although Sorocaba municipality is located close to some of the major research centers in this country, there is an enormous lack of basic data on herpetofauna species from this region. In this survey, we added 19 species to this area, which now has a total of 52 species of herpetofauna.

Keywords: inventory; anurans; reptiles; diversity; Sorocaba.

¹ Recebido para análise em 07.03.13. Aceito para publicação em 20.11.13.

² Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, Km 16, 45662-000, Ilhéus, BA, Brasil.

³ Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, Faculdade de Ciências Médicas e da Saúde, Praça Dr. José Ermírio de Moraes, 290 Lageado, 18030-230, Sorocaba, SP, Brasil.

⁴ Universidade de Santo Amaro – UNISA, Rua Prof. Enéas de Siqueira Neto, 340, 04829-300, São Paulo, SP, Brasil.

⁵ Laboratório de Herpetologia, Instituto Butantan, Av. Vital Brazil, 1500, 05503-900, São Paulo, SP, Brasil.

⁶ Departamento de Vertebrados, Museu Nacional do Rio de Janeiro, Quinta da Boa Vista, 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁷ Autor para correspondência: Caio Vinícius de Mira Mendes – caio_vina@yahoo.com.br

1 INTRODUÇÃO

O Estado de São Paulo, originalmente, apresentava 81,8% de seu território ocupado por florestas, que corresponde a 20.450.000 ha. Em um estudo realizado entre os anos de 2000 e 2001, Kronka et al. (2005) evidenciaram que restavam apenas 13,94% de remanescentes florestais no Estado, o que correspondia a apenas 3.457.301 ha. Esse extermínio de remanescentes florestais por meio de alterações antrópicas vem causando graves problemas aos ecossistemas, especialmente com relação a grupos de animais de baixa mobilidade geográfica relativa, o que torna os estudos relacionados a estes remanescentes extremamente importantes (Viana e Pinheiro, 1998).

A falta de informações sobre a história natural e interações ecológicas de diversas espécies de anfíbios e répteis geram consequências como o tratamento inadequado da herpetofauna em diversas avaliações ambientais (Vaz-Silva et al., 2007). Nesse contexto, a identificação da composição da herpetofauna, dos níveis de endemismo e da diversidade e distribuição das espécies são informações básicas e decisivas para o sucesso de ações direcionadas à conservação da biodiversidade, promovendo um papel importante em projetos de conservação (Heyer et al., 1994; Azevedo-Ramos e Gallatti, 2002).

A compreensão da biodiversidade local torna-se cada vez mais essencial para a implantação de ações futuras, tais como, estratégias conservacionistas e futuros planos de manejo de espécies ameaçadas, de modo que a publicação de listas de espécies locais tem sido de fundamental importância para o cumprimento deste escopo. Este estudo teve como objetivo apresentar os resultados do inventário da herpetofauna do Parque Municipal Governador Mário Covas, localizado no município de Sorocaba, sudoeste do Estado de São Paulo, Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal Governador Mário Covas – PMGMC

(23°25'16"S, 47°21'52"O), situado nos limites geográficos dos municípios de Sorocaba e Itu (Figura 1), interior de São Paulo, onde grande parte de sua área está localizada dentro de propriedades de empresas da zona industrial. O Parque compreende uma área total de 467.873,71 m², ao longo do ribeirão Pirajibu, importante manancial da cidade, sendo circundado por diversas indústrias, loteamentos residenciais, pela Rodovia José Ermírio de Moraes e propriedades agrícolas. Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima é caracterizado como subtropical úmido, de temperatura média anual de 20 °C e pluviosidade entre 1.100 a 1.700 mm (Peel et al., 2007).

O Parque apresenta regiões de vegetação nativa muito diferenciada: às margens do ribeirão podem ser encontradas matas ciliares com uma mescla entre árvores típicas de Mata Atlântica e de cerrado, caracterizando-se como uma região ecotonal destas duas formações. Nas áreas afastadas do ribeirão, a vegetação predominante é a típica de cerrado; esta diferença é observada principalmente na região perpendicular ao ribeirão Pirajibu. Ao norte do Parque, existe uma área de plantio de eucaliptos, cercada por vegetação nativa. Ao sul, a mata ciliar conecta as outras regiões de mata ao entorno do parque.

2.2 Coleta de Dados

Foram realizadas visitas mensais entre os meses de setembro de 2008 a agosto de 2009. Cada expedição teve duração de quatro dias, totalizando 48 dias de amostragem. As amostragens foram realizadas durante o dia e à noite, utilizando-se as seguintes metodologias conjugadas: procura limitada por tempo (Campbell e Christman, 1982); coleta por terceiros, adaptado de Cunha e Nascimento (1978); encontros acidentais, e os métodos direto (avistamento) e indireto (zoofonia), aplicado somente para o grupo dos anuros (Scott e Woodward, 1994).

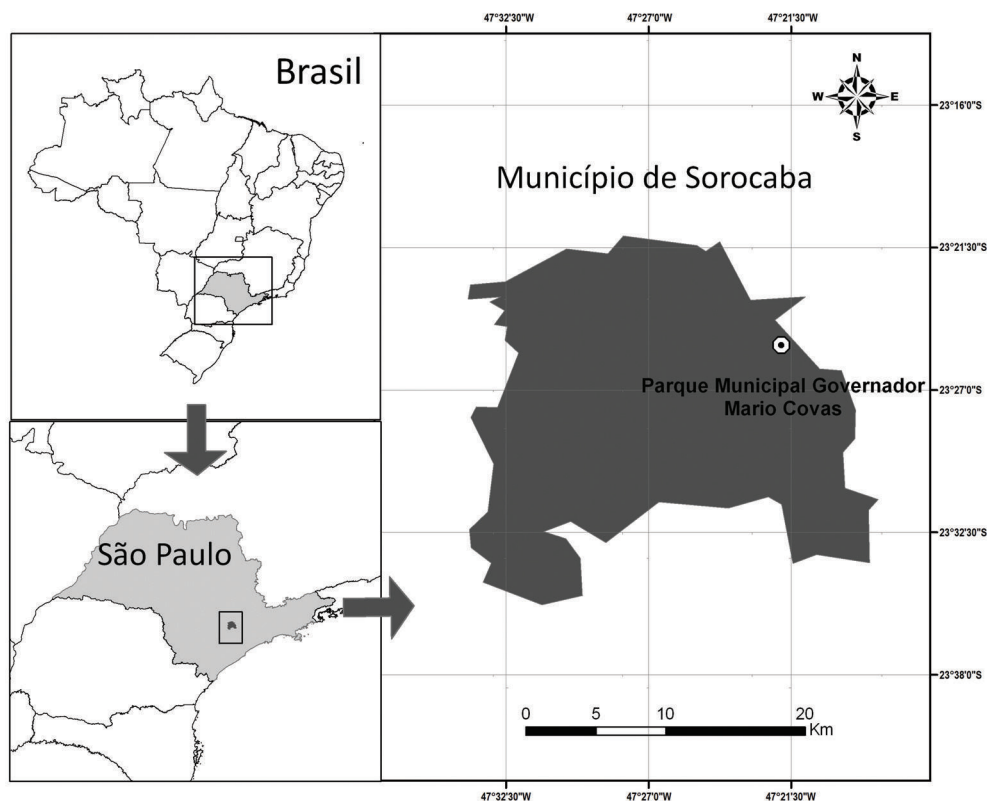


Figura 1. Localização do Parque Municipal Governador Mário Covas, município de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 1. Location of Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo state, Brazil.

Os indivíduos encontrados, salvo algumas exceções, pertencem a espécies que não possuem diagnose ambígua e são de fácil identificação, desta forma, os indivíduos foram identificados em campo (até o menor nível taxonômico possível) e liberados, em seguida, no local mais próximo ao ponto de captura. Nos casos em que a identificação poderia se referir a mais de uma espécie, optou-se por identificar o indivíduo até o nível genérico. Comentários acerca dessas espécies se encontram na Discussão. A taxonomia utilizada seguiu aquela sugerida pela Sociedade Brasileira de Herpetologia:

Bérnils e Costa (2012) para répteis, e Segalla et al. (2012), para anfíbios.

A procura ativa foi realizada no interior da floresta e nas áreas abertas do Parque por três observadores a cada campanha. Para a amostragem de anuros, as buscas foram realizadas em poças temporárias, ao longo do ribeirão Pirajibu e na serapilheira. As amostragens diurnas foram feitas entre os horários 7-11 horas e 13-17 horas, as noturnas de 18-23 horas. Resultando num esforço amostral de 624 horas/pessoa.

2.3 Análise dos Dados

A eficiência da amostragem foi testada através da curva de rarefação de espécies (Krebs, 1999).

A composição de anuros e répteis registrados no PMGMC foi comparada com outras localidades, em diversas formações ambientais (floresta estacional semidecidual, cerrado e floresta ombrófila densa) (Tabela 1).

A similaridade entre as taxocenoses foi avaliada por uma análise de Agrupamento (*Cluster*) através do índice de similaridade de Jaccard (programa Past versão 2.17c). Essa análise leva em consideração dados de presença e ausência. Espécies indeterminadas citadas como: “gr.” (grupo

de espécie), “aff.” (*affinis*), “cf.” (*confer*) e/ou apenas “sp.” não foram incluídas na análise.

3 RESULTADOS

Foram registradas 17 espécies de anfíbios anuros, pertencentes a nove gêneros e quatro famílias (Figura 2), este número equivale a 7% dos anfíbios registrados no Estado de São Paulo (Rossa-Feres et al., 2011).

A maioria das espécies pertencia à família Hylidae, com 52,9% (N = 9) e Leptodactylidae com 29,4% (N = 5). A família Bufonidae totalizou 11,8% (N = 2) das espécies, seguida pela família Microhylidae com 5,9% (N = 2) (Tabela 2).

Tabela 1. Localidades comparadas com o PMGMC. CE (cerrado); FES (floresta estacional semidecidual); FOD (floresta ombrófila densa); FOM (floresta ombrófila mista). N é o número de espécies de anuros e répteis amostradas.

Table 1. Localities compared to the PMGMC. CE (cerrado); FES (semideciduous forest); FOD (dense ombrophilous forest). N is the number of anuran and reptiles sampled.

Localidade	Sigla	Fitofisionomia	Referência	N anfíbios	N répteis
Estação Ecológica Itirapina	EEI	CE	Brasileiro et al. (2005); Sawaya et al. (2008)	28	36
Parque Municipal Mário Covas	PMGMC	CE/FES	Presente estudo	17	19
Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira	PETAR	FOD	Araujo et al. (2010)	60	31
Parque Estadual Carlos Botelho	PECB	FOD	Forlani et al. (2010)	65	59
Tapiraí e Piedade	TPI	FOD	Condez et al. (2009)	48	55
Reserva Florestal Morro Grande	RFMG	FOD	Dixo e Verdade (2005)	27	8
Estação Ecológica Juréia-Itains	EEJI	FOD	Marques e Sazima (2004)	–	36
Estação Ecológica de Jataí	EEJ	CE/FES	Prado et al. (2009)	21	–

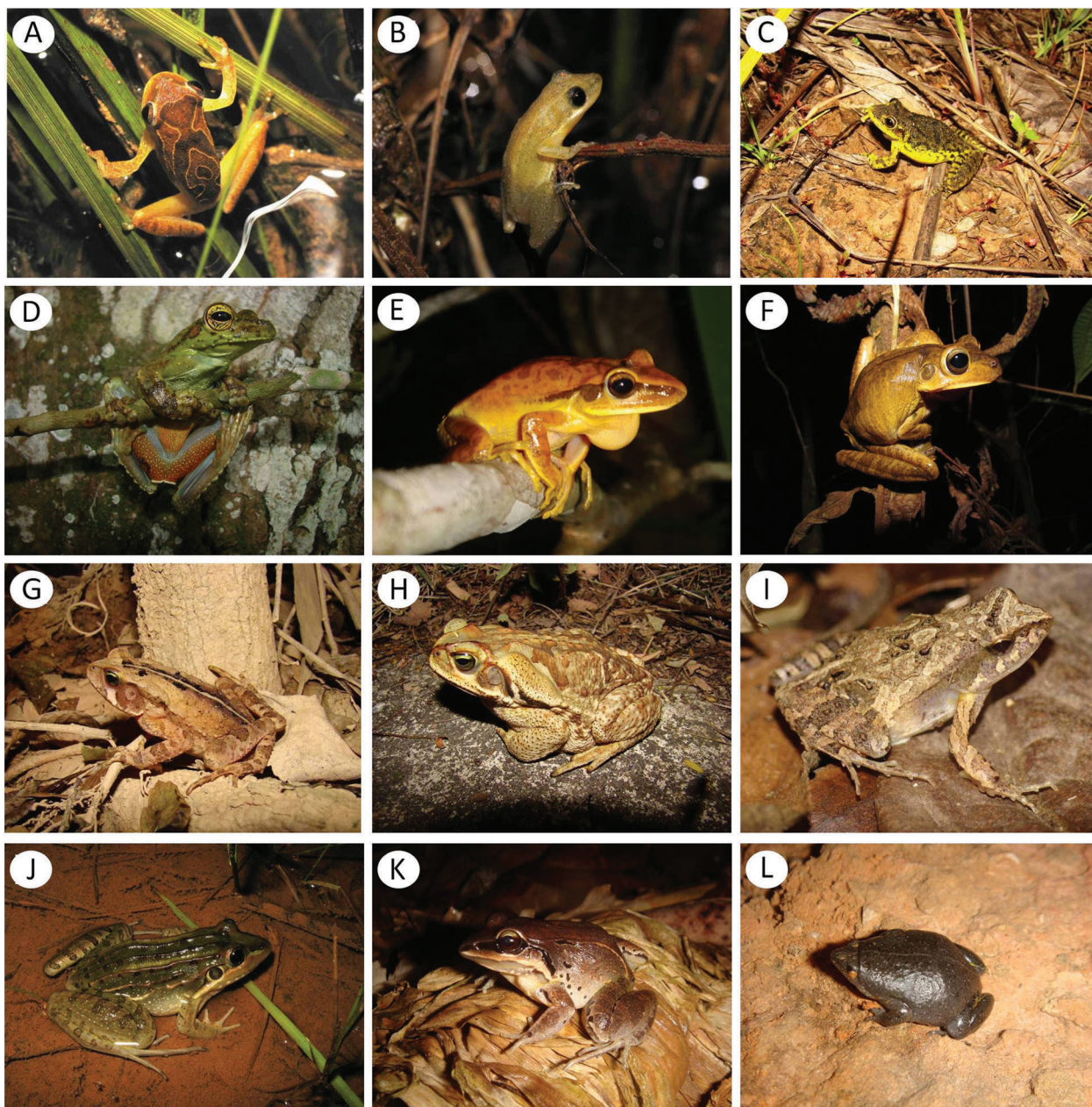


Figura 2. Representantes dos anuros do Parque Municipal Governador Mário Covas, município de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil: A) *Dendropsophus minutus*, B) *Scinax fuscomarginatus*, C) *Scinax fuscovarius*, D) *Itapotihyla langsdorffii*, E) *Hypsiboas albopunctatus*, F) *Hypsiboas faber*, G) *Rhinella ornata*, H) *Rhinella schneideri*, I) *Physalaemus cuvieri*, J) *Leptodactylus latrans*, K) *Leptodactylus mystaceus*, L) *Elachistocleis cf. cesarii*.

Figure 2. Representatives of anurans at Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo state, Brazil: A) *Dendropsophus minutus*, B) *Scinax fuscomarginatus*, C) *Scinax fuscovarius*, D) *Itapotihyla langsdorffii*, E) *Hypsiboas albopunctatus*, F) *Hypsiboas faber*, G) *Rhinella ornata*, H) *Rhinella schneideri*, I) *Physalaemus cuvieri*, J) *Leptodactylus latrans*, K) *Leptodactylus mystaceus*, L) *Elachistocleis cf. cesarii*.

Tabela 2. Lista das espécies de anfíbios anuros registrados no Parque Municipal Governador Mário Covas, município de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil. Siglas das áreas de registro: MT = Mata; BF = Borda do fragmento; AB = Área aberta.

Table 2. List of anurans recorded at Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo state, Brazil. Abbreviations for the area where species were recorded: MT = Forest; BF = Fragment edge; AB = Open area.

Família	Espécie	Área de registro
Bufonidae	<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	MT
	<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	AB
	<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	AB
	<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	AB
	<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	AB
	<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz, 1925)	AB
Hylidae	<i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz, 1925)	AB
	<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)	BF
	<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	BF
	<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	BF
	<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril and Bibron, 1841)	MT
	<i>Adenomera</i> cf. <i>bokermanni</i> (Heyer, 1973)	BF
	<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	AB
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	MT
	<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	AB
	<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	AB
Microhylidae	<i>Elachistocleis</i> cf. <i>cesarii</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	AB

Os répteis foram representados por 19 espécies, com 17 gêneros e dez famílias (Figura 3), sendo 11 espécies de serpentes e oito de lagartos (Tabela 3). A maioria das espécies pertencia à família Dipsadidae, com 31,6% (N = 6), as famílias Boidae, Viperidae, Teiidae e Mabuyidae

com cerca de 10,5% cada, e o restante com 26,3% da amostra.

Quanto à eficiência dos métodos de amostragem: a curva do coletor (curva de rarefação de espécies) apresentou uma tendência à estabilização para anfíbios a partir da décima amostragem e, para os répteis, a partir da nona amostragem.



Figura 3. Representantes dos répteis encontrados no Parque Municipal Governador Mário Covas, município de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil: A) *Oxyrophus guibei*, B) *Philodryas olfersii*, C) *Philodryas patagoniensis*, D) *Tomodon dorsatus*, E) *Erythrolamprus miliaris*, F) *Crotalus durissus terrificus*, G) *Aspronema* cf. *dorsivittata*, H) *Notomabuya frenata*, I) *Ophiodes striatus*, J) *Hemidactylus mabouia*, K) *Salvator merianae*, L) *Ameiva ameiva*.

Figure 3. Reptiles found at Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo state, Brazil: A) *Oxyrophus guibei*, B) *Philodryas olfersii*, C) *Philodryas patagoniensis*, D) *Tomodon dorsatus*, E) *Erythrolamprus miliaris*, F) *Crotalus durissus terrificus*, G) *Aspronema* cf. *dorsivittata*, H) *Notomabuya frenata*, I) *Ophiodes striatus*, J) *Hemidactylus mabouia*, K) *Salvator merianae*, L) *Ameiva ameiva*.

Tabela 3. Lista das espécies de répteis registradas no Parque Municipal Governador Mário Covas, município de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil. Siglas das áreas de registro: MT = Mata; BF = Borda do fragmento; AB = Área aberta. Siglas dos métodos de captura: BA = Busca ativa; CT = Coleta por terceiros.

Table 3. List of the reptiles recorded at Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo state, Brazil. Abbreviations for the areas where species were recorded: MT = Forest; BF = Fragment edge; AB = Open area. Abbreviations for the methods: BA = Active search; CT = Collection by third parties.

Família	Espécie	Área de registro	Método de captura
Colubridae	<i>Chironius quadricarinatus</i> (Boie, 1827)	BF	BA
	<i>Oxyrhopus guibei</i> Hoge & Romano, 1977	BF	BA
	<i>Tomodon dorsatus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	BF	BA
Dipsadidae	<i>Sibynomorphus mikanii</i> (Schlegel, 1837)	BF	BA
	<i>Philodryas olfersii</i> (Lichtenstein, 1823)	BF	CT
	<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858)	BF	CT
	<i>Erythrolamprus miliaris</i> (Linnaeus, 1758)	BF	CT
Boidae	<i>Boa constrictor</i> Linnaeus, 1758	AB	CT
	<i>Epicrates crassus</i> Cope, 1862	MT	CT
Viperidae	<i>Bothrops jararaca</i> (Wied, 1824)	MT	CT
	<i>Crotalus durissus terrificus</i> (Laurenti, 1768)	AB	CT
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)	AB	BA
	<i>Salvator merianae</i> (Duméril & Bibron, 1839)	BF	BA
Mabuyidae	<i>Notomabuya frenata</i> (Cope, 1862)	BF	BA
	<i>Aspronema</i> cf. <i>dorsivittata</i> (Cope, 1862)	AB	BA
Anguidae	<i>Ophiodes striatus</i> (Spix, 1824)	BF	BA
Tropiduridae	<i>Tropidurus</i> sp.	AB	BA
Polycrotidae	<i>Polychrus acutirostris</i> Spix, 1825	MT	BA
Gekkonidae	<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau De Jonnés, 1818)	AB	BA

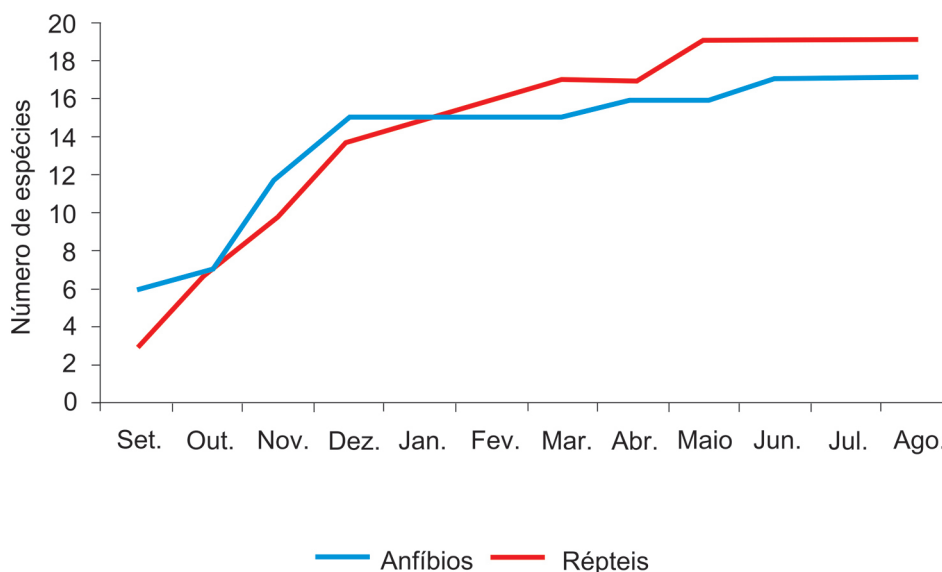


Figura 4. Curva do coletor: relação entre o total de esforço amostral e o número de espécies de anfíbios e répteis encontrados entre setembro de 2008 e agosto de 2009, no Parque Municipal Governador Mário Covas, município de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 4. Collector curve: relation between the sample effort and number of species of amphibians and reptiles found between September 2008 and August 2009, at Parque Municipal Governador Mário Covas, Sorocaba municipality, São Paulo state, Brazil.

Em relação aos anfíbios, a análise de agrupamento permitiu a identificação de três grupos distintos (Figura 5). O Grupo A, com cerca de 40% de similaridade entre as espécies, é formado pelas localidades EEI, PMGMC e EEJ. Estas localidades abrangem o domínio da Mata Atlântica (floresta estacional semidecidual) e cerrado. No Grupo B, todas as localidades estão alocadas no domínio de Mata Atlântica (floresta ombrófila densa), abrigando o PETAR, PECB e TPI, com 40% de similaridade entre as espécies. O Grupo C é formado apenas pela RFMG, também localizada em uma área de Mata Atlântica.

A análise de agrupamento dos répteis permitiu a identificação de quatro grupos distintos (Figura 6). O Grupo A é formado apenas pela EEI, ocorrendo no domínio do cerrado. O Grupo B é formado pelo PETAR, EEJI, TPI e PECB, todas ocorrendo no domínio da Mata Atlântica (floresta ombrófila densa), com similaridades variando de 30 até 50% entre as localidades. O Grupo C é formado pelo PMGMC, que possui áreas nos domínios do cerrado e Mata Atlântica (floresta estacional semidecidual). O Grupo D é formado pela RFMG, no domínio Mata Atlântica (floresta ombrófila densa).

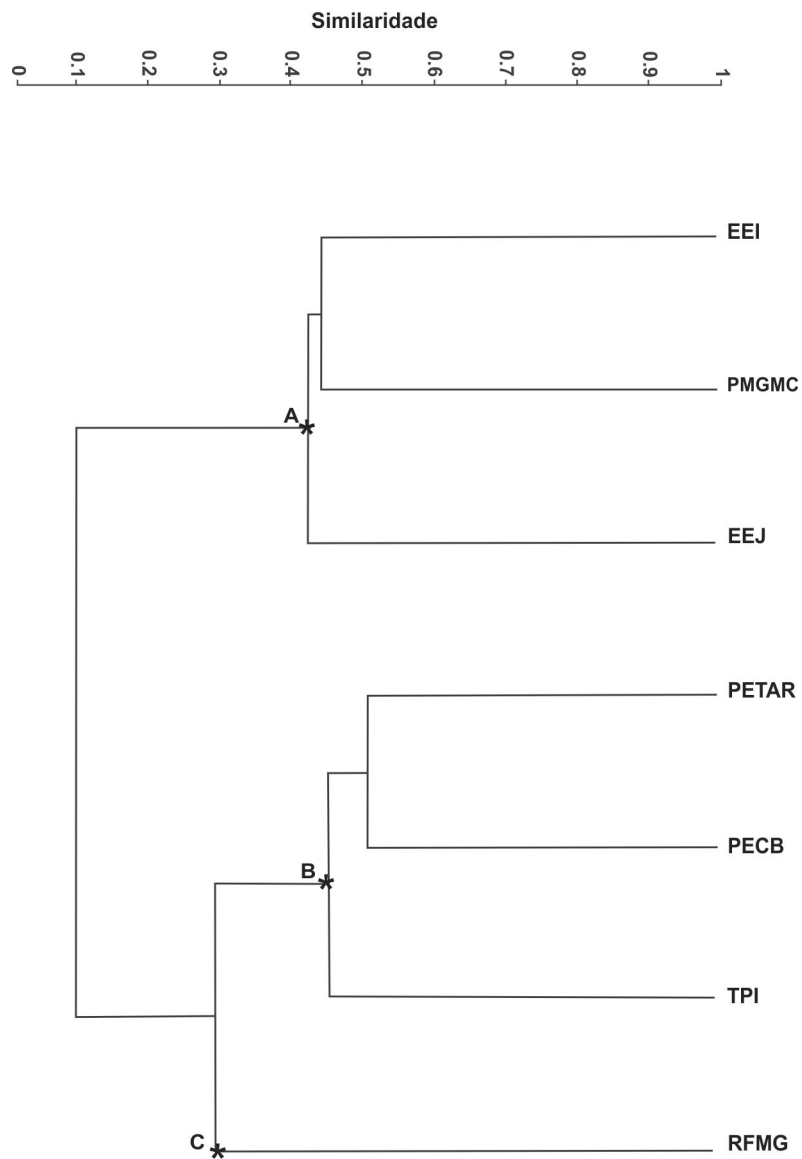


Figura 5. Análise de agrupamento da composição de espécies de anfíbios anuros de sete localidades no Estado de São Paulo.

Figure 5. Cluster analysis of the species composition of amphibians from seven localities in São Paulo state.

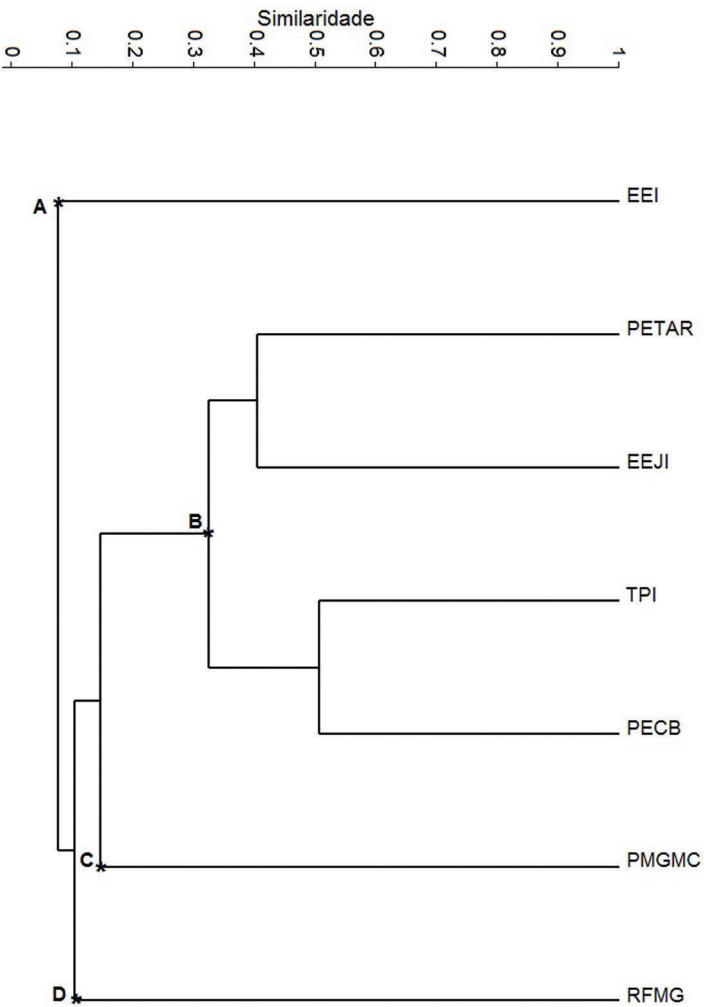


Figura 6. Análise de agrupamento da composição de espécies de répteis de sete localidades no Estado de São Paulo.
Figure 6. Cluster analysis of the species composition of reptiles from seven localities in São Paulo state.

4 DISCUSSÃO

Embora o número de visitas ao campo possa ter sido insuficiente para a realização de um inventário completo e os métodos aplicados neste estudo tenham limitações, a curva de acumulação de espécies apresentou uma tendência à estabilização (Figura 4). Ressalta-se que, na maioria dos inventários, principalmente em ecossistemas tropicais, as curvas de acumulação não se estabilizam (Santos, 2003).

A maioria das espécies, tanto anuros quanto répteis, foi encontrada em áreas abertas, que em sua maioria estavam presentes em pastagens abertas de empresas que ficam em torno da área do Parque.

Entre os anuros, apenas *Rhinella ornata*, *Leptodactylus mystaceus* e *Itapotihyla langsdorffii* foram encontrados no interior da mata, sendo que *Hypsiboas prasinus*, *H. albopunctatus*, *H. faber* e *Adenomera* cf. *bokermanni* foram registrados nas bordas dos fragmentos florestais. *Elachistocleis* cf. *cesarii* foi registrado em apenas uma noite durante toda a pesquisa. As outras espécies de anfíbios anuros 58,8% (N = 10) foram encontradas em poças temporárias localizadas em áreas abertas.

Entre os répteis, apenas *Polychrus acutirostris*, *Epicrates crassus* e *Bothrops jararaca* foram registrados na área de mata. Já nas áreas abertas, foram registradas: *Ameiva ameiva*, *Tropidurus* sp., *Hemidactylus mabouia*, *Boa constrictor* e *Crotalus durissus terrificus*. Todas as outras espécies 63,1% (N = 12) foram encontradas em bordas dos fragmentos florestais.

A riqueza mais alta de anuros ocorreu durante a estação chuvosa, entre os meses de outubro e março, na qual os índices pluviométricos foram maiores e as temperaturas mais elevadas. *Elachistocleis* cf. *cesarii* foi observado uma única vez durante toda a pesquisa, em um dia de chuva intensa. Esse registro esporádico de *E. cf. cesarii* pode estar relacionado ao padrão reprodutivo explosivo apresentado por algumas espécies de anuros, que são fortemente associadas a períodos com alta pluviosidade, estando

presentes nos ambientes reprodutivos por um curto intervalo de tempo (Crump, 1974; Wells, 1977).

A maioria das espécies de anuros 58,8% (N = 10) foi registrada em poças temporárias, fato possivelmente relacionado aos modos reprodutivos destas espécies (Bertoluci e Rodrigues, 2002). Esses fatos indicam que, apesar da antropização na área de estudo, ainda há condições ambientais que favorecem a sobrevivência de algumas espécies que podem ser consideradas importantes bioindicadores ambientais (Toledo, 2009).

Os resultados obtidos na análise de agrupamento de anfíbios e répteis refletem a grande diferenciação entre a floresta ombrófila densa e a floresta estacional semidecidual. Essa forte diferenciação está associada às diferenciações florísticas registradas nessas duas fitofisionomias e também por variações de temperatura e regime pluviométrico. É possível perceber que tanto a composição de anuros quanto a dos répteis da floresta estacional semidecidual estão mais intimamente relacionadas às espécies registradas em áreas de cerrado, do que as registradas em floresta ombrófila densa.

Devido à dependência dos anuros aos microhabitats, é possível que tanto o baixo número de microhabitats encontrados em áreas de cerrado e floresta estacional semidecidual, como a menor umidade relativa do ar registradas nessas regiões sejam fatores determinantes da organização das taxocenoses de anfíbios (Cardoso et al., 1989).

Outro fator que pode estar relacionado aos resultados obtidos é que as áreas de cerrado e floresta estacional semidecidual no Estado de São Paulo estão fortemente antropizadas. Sendo assim, grande parte dos ambientes naturais, bem como a conectividade entre eles, foram perdidas. Esses fatores beneficiam a invasão e a presença de espécies com modos reprodutivos mais basais, bem como espécies generalistas (Haddad e Prado, 2005).

Segundo Marques et al. (2009), as regiões de Mata Atlântica do Planalto Atlântico, como o município de Sorocaba, não possuem uma estimativa precisa da riqueza de répteis devido à deficiência de amostragens.

Comparativamente, o município de São Paulo (também localizado no Planalto Atlântico) abriga alta diversidade de répteis, totalizando 97 espécies entre crocodilianos, quelônios, anfisbenídeos, lagartos e serpentes (Marques et al., 2009). Obviamente, a fauna reptiliana do município de São Paulo é bem conhecida devido ao histórico da capital, que há mais de cem anos abriga inúmeros pesquisadores da área e importantes centros de pesquisa (e.g., Instituto Butantan)

O plano de manejo da Floresta Nacional de Ipanema apresenta o registro de 18 espécies de anuros e 15 espécies de répteis para a região de Sorocaba (Brasil, 2003). Apesar de o município de Sorocaba estar localizado relativamente próximo aos grandes centros de pesquisa do país, ainda há grande carência de dados básicos sobre a diversidade de espécies da herpetofauna da região. Neste estudo, acrescentamos 19 espécies para região de Sorocaba, que agora apresenta um total conhecido de 52 espécies da herpetofauna.

5 AGRADECIMENTOS

Somos gratos a: Iuri Dias (confecção do mapa e sugestões no manuscrito), Pablo Carreras (revisão do abstract), Gilcemar Emílio, Bruno Bernal e Diego Galo (auxílio de campo), Flextronics e ao Parque Zoológico Municipal Quinzinho de Barros (logística e assistência técnica), à Universidade de Santo Amaro – UNISA e PIBIC-CNPq pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAUJO, C.O. et al. Amphibians and reptiles of the Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP: an Atlantic Forest remnant of Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 257-274, 2010.

AZEVEDO-RAMOS, C.; GALLATTI, U. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. **Biological Conservation**, v. 103, p. 103-111, 2002.

BÉRNILS, R.S.; COSTA, H.C. (Org.). **Répteis brasileiros**: lista de espécies. Versão 2012.1. Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2012. Disponível em: <<http://www.sberpetologia.org.br/>>. Acesso em: 28 set. 2013.

BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 42, n. 11, p. 287-297, 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Plano de manejo da Floresta Nacional de Ipanema**. Sorocaba, 2003. p. 148-151.

BRASILEIRO, C.A. et al. Amphibians of an open Cerrado fragment in south-eastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, 2005.

CAMPBELL, H.W.; CHRISTMAN, S.P. Field techniques for herpetofaunal community analysis. In: SCOTT, N.J.J. R. (Ed.). **Herpetological communities**: a symposium of the Society for the Study of Amphibians and Reptiles and Herpetologists' League, August 1977. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service, 1982. p. 193-200. (Research Report, 13).

CARDOSO, A.J.; ANDRADE, G.V.; HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, p. 241-249, 1989.

CONDEZ, T.H.; SAWAYA, R.J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 157-185, 2009.

CRUMP, M.L. **Reproductive strategies in a tropical anuran community**. Lawrence: University of Kansas: Museum of Natural History, 1974. 68 p. (Miscellaneous Publications, 61).

CUNHA, O.R.; NASCIMENTO, F.P. Ofídios da Amazônia X: as cobras da região leste do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, n. 31, p. 1-218, 1978.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-20, 2005.

FORLANI, M.C. et al. Herpetofauna do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 265-309, 2010.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **Bioscience**, v. 55, n. 3, 2005.

HEYER, W.R. et al. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. 364 p.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. Menlo Park: Addison Wesley Educational Publishers, 1999. 620 p.

KRONKA, F.J.N et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

MARQUES, O.A.V. et al. Os répteis do município de São Paulo: diversidade e ecologia da fauna pretérita e atual. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 139-150, 2009.

_____.; SAZIMA, I. História natural dos répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.) **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 257-277.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; McMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.

PRADO, V.H.M. et al. Anura, Estação Ecológica de Jataí, São Paulo state, southeastern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 3, p. 495-502, 2009.

ROSSA-FERES, D.C. et al. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 1-19, 2011.

SANTOS, A.J. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. p. 19-41.

SAWAYA, R.J.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, M. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 127-149, 2008.

SCOTT N.J.R.; WOODWARD, B.D. Surveys at breeding sites. In: HEYER, W.R. et al. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity – standard methods for amphibians**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 118-125.

SEGALLA, M.V. et al. **Brazilian amphibians – list of species**. Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2012. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br/>>. Acesso em: 28 set. 2013.

TOLEDO, L.F. Anfíbios como bioindicadores. In: NEUMANN-LEITÃO, S.; EL-DIER, S. (Org.). **Bioindicadores da qualidade ambiental**. Recife: Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, 2009. p. 196-208.

VAZ-SILVA, W. et al. Herpetofauna, Espora Hydroelectric Power Plant, state of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 3, n. 4, p. 338-345, 2007.

MENDES, C.V.M. et al. Herpetofauna do Parque Municipal Governador Mário Covas

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WELLS, K.D. The social behavior of anuran amphibians. **Animal Behaviour**, v. 25, p. 666-693, 1977.

**FENOLOGIA DE *Annona coriacea* Mart. (ANNONACEAE) EM UM FRAGMENTO DE CERRADO
SENSU STRICTO EM RIO VERDE, GOIÁS (NOTA CIENTÍFICA)¹**

**PHENOLOGY OF *Annona coriacea* Mart. (ANNONACEAE) IN A FRAGMENT OF CERRADO
SENSU STRICTO IN RIO VERDE, GOIÁS (SCIENTIFIC NOTE)**

Michellia Pereira SOARES^{2,3}; Patrícia Oliveira da SILVA²;
Janailson Leônidas de SÁ²; Paula REYS²;
Daiane Moreira DOURADO²; Thailiny Moraes SANTOS²

RESUMO – Estudos fenológicos são importantes para a compreensão da dinâmica das comunidades vegetais, para o entendimento da reprodução das espécies, da organização temporal dos recursos e da coevolução entre plantas e animais. Neste estudo, acompanhou-se a fenologia vegetativa e reprodutiva de 22 indivíduos de *Annona coriacea* Mart., durante 11 meses, em um fragmento de Cerrado *sensu stricto* no município de Rio Verde, Goiás, registrando-se os índices de atividade, intensidade e avaliando-se a sincronia das fenofases. A ocorrência da floração e brotamento no início das chuvas, a manutenção da produção de folhas adultas durante todo o período estudado e a maior intensidade de frutificação e senescência foliar durante a estiagem são estratégias características de uma planta adaptada à ocorrência de duas estações bem marcadas. Dessa forma, há indícios de que *Annona coriacea* responde à sazonalidade climática característica do Domínio Cerrado, já que a delimitação dos padrões fenológicos e da sazonalidade só é possível a partir de pelo menos dois anos de dados.

Palavras-chave: Centro-Oeste; observações fenológicas; sazonalidade.

ABSTRACT – Phenological studies are important for understanding the dynamics of plant communities, the reproduction of the species, the temporal organization of resources and coevolution between plants and animals. This study followed up the vegetative and reproductive phenology of 22 individuals of *Annona coriacea* Mart., for 11 months, in a fragment of Cerrado in Rio Verde, Goiás, recording activity and intensity index and evaluating the timing of phenophases. The occurrence of flowering and budding at the beginning of the rains, the continued production of mature leaves throughout the study period, and more intense fruiting and leaf senescence during drought are strategies proper of a plant adapted to the occurrence of two well-defined seasons. So, probably *Annona coriacea* responds to climatic seasonality characteristic of the Cerrado Domain because it is only possible to define the phenological patterns and seasonality from at least two years data.

Keywords: Midwest; phenological observations; seasonality.

¹ Recebido para análise em 28.03.12. Aceito para publicação em 13.02.13.

² Laboratório de Sistemática e Ecologia Vegetal, Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, Rodovia Sul Goiana s/n, Caixa Postal 66, 75.901-970, Rio Verde, GO, Brasil.

³ Autor para correspondência: Michellia Pereira Soares – michelliaobot@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

O Domínio Cerrado foi classificado como um dos 34 hotspots de biodiversidade do mundo por apresentar concentrações excepcionais de espécies endêmicas em regiões que ainda são desmatadas (Myers et al., 2000). Nos últimos 40 anos, o Cerrado vem sendo intensamente alterado com sua cobertura vegetal reduzida a pequenos fragmentos (Marris, 2005), especialmente no Estado de Goiás devido à ampliação das culturas de soja e cana-de-açúcar.

Durante milhares de anos, as diferentes estratégias vegetativas e reprodutivas das plantas do Cerrado têm sido moldadas pela sazonalidade climática, baixa fertilidade dos solos, ocorrência natural de queimadas, somadas a fatores bióticos como a atividade de polinizadores, dispersores e herbívoros (Miranda et al., 2004). Assim, estudos fenológicos são muito importantes para a compreensão da dinâmica das comunidades vegetais, contribuindo para o entendimento da reprodução das espécies, da organização temporal dos recursos dentro das comunidades e da coevolução entre plantas e animais (Morellato et al., 1989). Entretanto, os padrões fenológicos de plantas tropicais podem ser diferentes dependendo do nível em que são analisados e, por isso, estudos recentes têm destacado a importância de proceder às análises em níveis hierárquicos mais baixos para melhor entendimento destes padrões (Sun et al., 1996).

Além disso, existe a influência da fragmentação na fenodinâmica das espécies vegetais. Aizen e Feinsinger (1994) estudaram 16 espécies no chaco argentino e notaram que a produção de frutos foi afetada pela fragmentação. Outros estudos têm verificado a diminuição da produção de frutos em pequenas populações vegetais, entretanto, sem ligação explícita com os processos de fragmentação (Gigord et al., 1999). Segundo Cunningham (2000), a única conclusão clara é que a fragmentação do habitat altera as funções das plantas, independentemente do aumento ou diminuição do sucesso reprodutivo.

Apesar da existência de trabalhos que abordam aspectos do ciclo de vida de espécies do mesmo gênero (Cavalcante et al., 2009), a fenologia de *Annona coriacea* é praticamente desconhecida.

Assim, objetivou-se avaliar os eventos fenológicos reprodutivos e vegetativos dessa espécie num fragmento de Cerrado *sensu stricto* analisando as relações com as variáveis climáticas a fim de verificar se os aspectos fenológicos de *Annona coriacea* respondem à sazonalidade climática característica do Domínio Cerrado.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em um fragmento de Cerrado *sensu stricto* localizado no Campus da Universidade de Rio Verde – FESURV (17°47'12"S 50°57'48"W), município de Rio Verde, Goiás. Na área predomina o Cerrado *sensu stricto* caracterizado por um estrato arbóreo-arbustivo geralmente em torno de seis ou sete metros e um estrato rasteiro (herbáceo-subarbustivo) mais ou menos contínuo (Coutinho, 1978). Segundo a classificação de Köppen (1928), a região apresenta um clima do tipo Aw (tropical típico), alternadamente úmido (de outubro a abril) e seco (de maio a setembro), apresentando temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C e precipitação pluviométrica inferior a 2.000 mm por ano. O solo é classificado como latossolo vermelho-amarelo, profundo, bem drenado, com alto teor de argila, baixa fertilidade e alta toxidez de alumínio (Haridasan, 1993). Na área de estudo a precipitação, durante o período chuvoso, variou de 0 a 384 mm; as temperaturas mínimas variaram de 20 °C a 20,8 °C e as máximas de 28,5 °C a 28,8 °C.

Para as observações fenológicas foram escolhidos 22 indivíduos de *A. coriacea* Mart., os quais foram marcados com placas de alumínio numeradas e georreferenciados com o auxílio de um GPS. As observações ocorreram quinzenalmente de julho de 2010 a junho de 2011, registrando-se as fenofases reprodutivas: botão, flor aberta, fruto imaturo e maduro, e as fenofases vegetativas, brotamento, folha jovem, adulta e senescente (Morellato et al., 1989).

Para a avaliação das fenofases foi utilizado o percentual de Fournier (1974), que permite estimar a intensidade da fenofase em cada indivíduo através de uma escala intervalar semiquantitativa de cinco categorias (0 a 4), sendo 0 equivalente a 0%; (1) 1 a 25%; (2) 26 a 50%; (3) 51 a 75% e (4) 76 a 100%.

A sincronia entre os indivíduos da população foi avaliada a partir do método de presença/ausência, que indica a porcentagem de indivíduos da população que está manifestando determinado evento fenológico. Foi considerado evento fenológico assincrônico: < 20% dos indivíduos da população apresentando a fenofase; pouco sincrônico 20-60% dos indivíduos e muito sincrônico > 60% de indivíduos (Bencke e Morellato, 2002). A correlação de Spearman (r_s) (Zar, 1999) foi utilizada para verificar se as fenofases estudadas apresentaram algum tipo de relação com as variáveis climáticas (temperatura, fotoperíodo, umidade relativa do ar e precipitação) (Fava et al., 2011).

Os dados climáticos foram obtidos na estação meteorológica no mesmo local em que se desenvolveu o estudo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Annona coriacea floresceu durante todos os meses do estudo (Figura 1A). No mês de novembro a fenofase botão apresentou-se muito sincrônica com a maior produção de botões florais na estação chuvosa, do final de outubro até o início de novembro (Figura 1A). O florescimento ocorreu assincronicamente durante a estação chuvosa com baixa intensidade de produção de flores, não apresentando picos conspícuos durante os meses de estudo (Figura 1B).

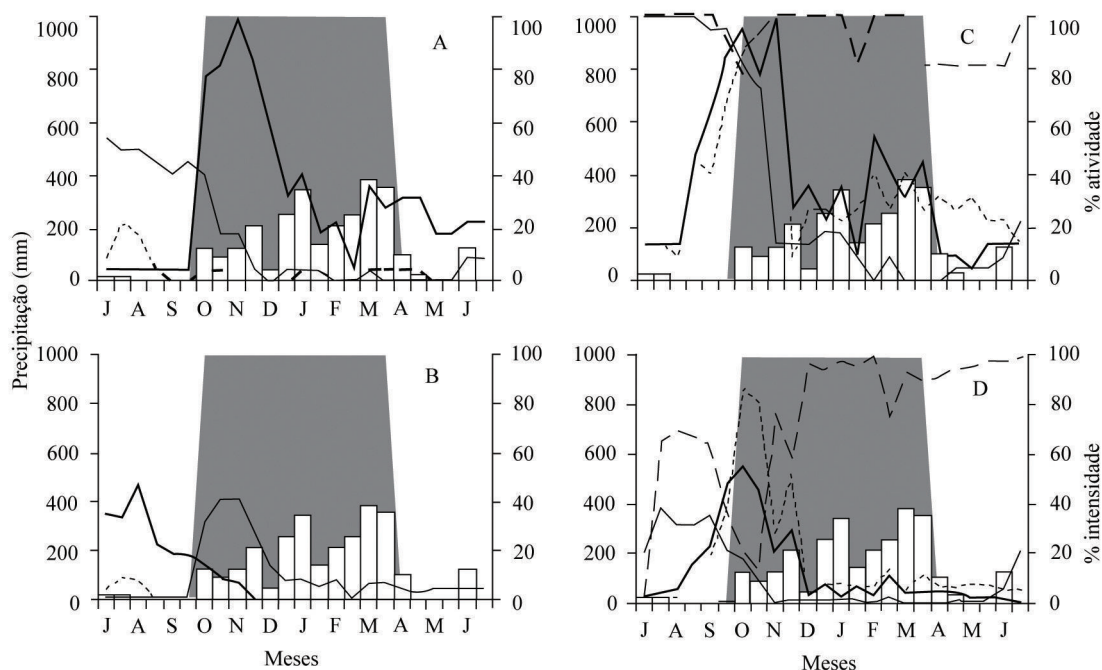


Figura 1. Porcentagem de atividade (A) e intensidade (B) das fenofases reprodutivas e porcentagem de atividade (C) e intensidade (D) das fenofases vegetativas de *Annona coriacea*. Área cinza: estação chuvosa; colunas brancas: precipitação da área de estudo. Fenofases reprodutivas: botão (linha grossa contínua), antese (linha grossa tracejada), fruto imaturo (linha fina contínua) e fruto maduro (linha fina tracejada). Fenofases vegetativas: broto (linha grossa contínua), folha jovem (linha fina tracejada), folha adulta (linha grossa tracejada) e folha senescente (linha fina contínua).

Figure 1. Percentage of activity (A) and intensity (B) and percentage of reproductive phenophases activity (C) and intensity (D) of vegetative phenophases of *Annona coriacea*. Gray area: rainy season; white columns: precipitation of the study area. Reproductive phenophases: bud (thick solid line), anthesis (thick dashed line), immature fruit (continuous thin line) and ripe fruit (thin dashed line). Vegetative phenophases: sprout (thick solid line), young leaf (dashed thin line), adult leaf (thick dashed line) and senescent leaf (thin continuous line).

A tendência da floração no início da estação chuvosa para espécies arbóreas de Cerrado parece ser bastante comum em regiões tropicais com clima sazonal, concordando com os resultados obtidos para o Estado de São Paulo por Batalha e Mantovani (2000), e por Cavalcante et al. (2009) que estudaram a fenologia de *A. crassiflora* em Goiás, cujo pico de floração ocorreu em outubro.

A correlação positiva encontrada entre os índices de atividade e intensidade de botões florais de *A. coriacea* e a umidade relativa, chuva e fotoperíodo (Tabela 1) podem indicar que a reidratação dos tecidos ocorre logo nas primeiras chuvas após o período de estiagem, favorecendo a alta sincronia e maior produção de botões (Batalha e Mantovani, 2000).

Tabela 1. Correlação de Spearman (rs) entre os índices de atividade e intensidade das fenofases reprodutivas e vegetativas de *Annona coriacea*. (* $p \leq 0,05$).

Table 1. Spearman correlation (rs) between the indices of activity and intensity of vegetative and reproductive phenophases of *Annona coriacea*. (* $p \leq 0.05$).

	Fenofase	Temperatura	Umidade	Chuva	Fotoperíodo
Intensidade	Botão	0,19	0,47*	0,52*	0,62*
	Antese	0,35	0,37	0,33	0,18
	Fruto imaturo	0,35	-0,64*	-0,43*	-0,25
	Fruto maduro	0,30	-0,48*	-0,13	-0,16
	Broto	0,71*	-0,18	0,14	0,48*
	Folha jovem	0,53*	-0,03	0,14	0,38*
	Folha adulta	-0,48*	0,41	0,13	0,06
	Folha senescente	0,21	-0,69*	-0,58*	-0,40*
Atividade	Botão	0,09	0,50*	0,52*	0,55*
	Antese	0,23	0,12	0,11	-0,12
	Fruto imaturo	0,29	-0,64*	-0,44*	-0,32
	Fruto maduro	0,40	-0,56*	-0,23	-0,17
	Broto	0,43*	-0,02	0,21	0,42*
	Folha jovem	0,48*	0,00	0,11	0,29
	Folha adulta	-0,16	-0,18	0,01	0,18
	Folha senescente	0,32	-0,73*	-0,50*	-0,20

A produção de frutos imaturos e maduros de *A. coriacea* ocorreu durante os meses de julho e agosto. A maior intensidade de produção de frutos imaturos deu-se na primeira quinzena de agosto e apresentou-se assíncrona. O pico de atividade de fruto maduro foi pouco sincrônico e ocorreu na segunda quinzena de julho (Figura 1A). Foram obtidas correlações negativas entre a atividade/intensidade de fruto imaturo e as variáveis umidade relativa e chuva, e entre atividade/intensidade de fruto maduro e umidade relativa (Tabela 1). Segundo Cavalcante et al. (2009), os frutos de araticum se desenvolvem durante a estação seca, pois espécies lenhosas do Cerrado são capazes de manter a produção de frutos no período de estiagem devido à disponibilidade de água no subsolo.

Neste estudo, apesar de *A. coriacea* ter investido fortemente na emissão de botões florais com o início das chuvas, a porcentagem de intensidade da antese não chegou nem à metade da produção de botões florais (Figura 1B) ocorrendo baixa produção de frutos imaturos e maduros. Isso pode ter acontecido devido à predação observada nos botões florais (Figuras 2A e 2B) pelo Lepidóptero *Cerconota anonella* (broca-do-fruto), parasita típico dos órgãos reprodutivos do gênero *Annona*. Segundo Pereira e Berti-Filho (2009), a larva da broca-do-fruto abriga-se no botão e/ou flor, danifica a polpa do fruto e penetra nas sementes formando galerias que posteriormente são invadidas por outros patógenos, tornando os frutos impróprios para o consumo e as sementes inviáveis.

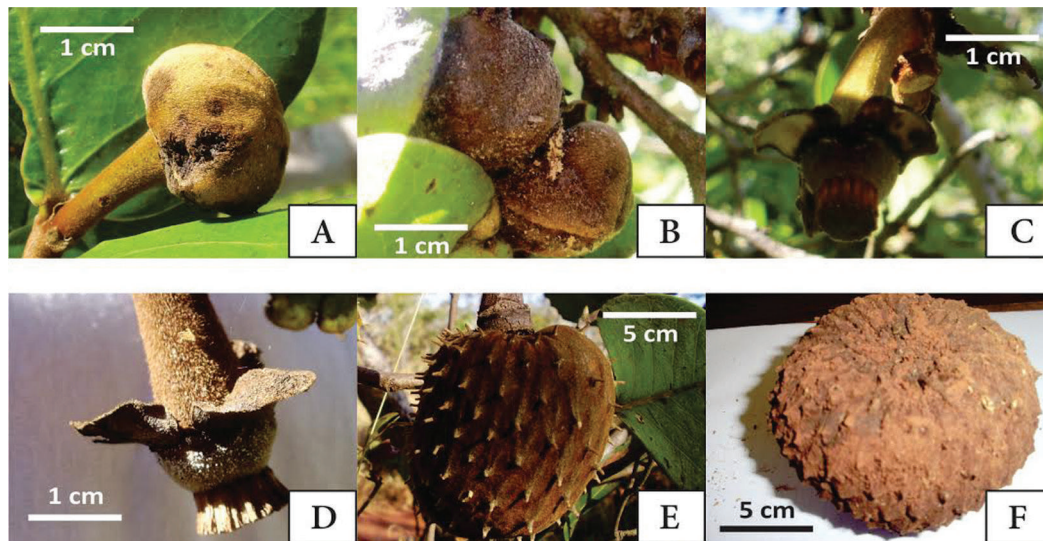


Figura 2. Aspecto dos órgãos reprodutivos de *Annona coriacea* depois de parasitados por *Cerconota anonella*. Botão floral (A) e (B), receptáculo (C) e (D), fruto imaturo (E), fruto maduro (F). (Fotos: Janailson Leônidas de Sá).

Figure 2. Aspect of the reproductive organs of *Annona coriacea* after parasitized by *Cerconota anonella*. Bud (A) and (B), receptacle (C) and (D), immature fruit (E), ripe fruit (F). (Photos: Janailson Leônidas de Sá).

As atividades de brotamento e de folha jovem apresentaram 100% de sincronia na primeira quinzena de novembro, entretanto, foi na primeira quinzena de outubro que as copas de *A. coriacea* apresentaram maior intensidade de brotamento (55%) e folha jovem (86%) (figuras 1C e 1D). As folhas jovens são mais suscetíveis à lixiviação de nutrientes pela água das chuvas, assim, a intensa produção de folhas no início do período chuvoso, quando os índices pluviométricos ainda são relativamente mais baixos, reduziria a perda de nutrientes (Sarmiento e Monasterio, 1983). A ausência de correlação entre folha jovem com as variáveis umidade relativa e chuva, e a correlação positiva significativa entre o índice de atividade desta fenofase com a temperatura e o fotoperíodo corroboram essa ideia (Tabela 1).

As folhas adultas estiveram presentes em pelo menos 77% dos indivíduos marcados durante todo o período de estudo e foram mais intensamente produzidas na primeira quinzena de agosto e no período de dezembro a fevereiro, mantendo alta produção até julho de 2011 (figuras 1C e 1D). As folhas senescentes apresentaram 100% de sincronia entre julho e agosto de 2010. Sua produção máxima ocorreu da segunda quinzena de julho até a primeira de setembro,

não ultrapassando o índice de 38%, chegando a zero na primeira quinzena de novembro (Figura 1D). Dessa forma, *A. coriacea* pode ser classificada como sempre verde com crescimento sazonal, já que suas características vegetativas concordam com aquelas descritas por Franco et al. (2005).

A maior produção de folhas senescentes de *A. coriacea*, durante o período seco, pode ser explicada pelo controle estomático e da transpiração das plantas lenhosas de Cerrado, o que causa a redução da capacidade fotossintética e da eficiência hídrica, devido ao aumento da demanda evaporativa atmosférica e da incidência de radiação solar (Reich e Borchert, 1988). Em ambientes tropicais sazonais, a abscisão de folhas velhas na estação seca reduz a perda de água e favorece a aquisição de nutrientes pela planta (Reich e Borchert, 1988), sendo a substituição da folhagem um fator adicional na redução da perda de água nas espécies sempre verde com crescimento sazonal. Essa evidente sazonalidade vegetativa também foi observada em outras comunidades e populações de espécies lenhosas de Cerrado, no Distrito Federal (Oliveira e Gibbs, 2000), em São Paulo (Batalha e Mantovani, 2000), e em áreas disjuntas de Cerrado no Pará (Miranda, 1995).

A ocorrência da floração e brotamento no início das chuvas, a manutenção da produção de folhas adultas durante todo o período estudado e a maior intensidade de frutificação e senescência foliar durante a estiagem são estratégias características de uma planta adaptada à ocorrência de duas estações bem marcadas. Assim, há indícios de que *Annona coriacea* responde à sazonalidade climática característica do Domínio Cerrado, já que a delimitação dos padrões fenológicos e da sazonalidade só é possível a partir do levantamento de pelo menos dois anos de dados.

4 AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Federal Goiano/Campus Rio Verde, ao Laboratório de Sistemática e Ecologia Vegetal e ao CNPq pela bolsa de iniciação científica dos segundo e terceiro autores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M.A.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, v. 75, p. 330-351, 1994.
- BATALHA, M.A.; MANTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of Cerrado plant species at the Pé-de-Gigante reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil): a comparison between the herbaceous and woody florae. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 129-145, 2000.
- BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 237-248, 2002.
- CAVALCANTE, T.R.M. et al. Polinização e formação de frutos em Araticum. **Bragantia**, v. 68, n. 1, p. 13-21, 2009.
- COUTINHO, L.M. O conceito de Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, n. 2, p. 17-23, 1978.
- CUNNINGHAM, S.A. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plants species in Malle woodland. **Conservation Biology**, v. 14, n. 3, p. 758-768, 2000.
- FAVA, W.S.; COVRE, W.S.; SIGRIST, M.R. *Attalea phalerata* and *Bactris glaucescens* (Arecaceae, Arecoideae): phenology and pollination ecology in the Pantanal, Brazil. **Flora**, v. 206, p. 575-584, 2011.
- FOURNIER, L.A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba**, v. 24, n. 4, p. 422-423, 1974.
- FRANCO, A.C. et al. Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. **Trees-Structure and Function**, v. 19, n. 1, p. 326-335, 2005.
- GIGORD, L.; PICOT, F.; SHYKOFF, J.A. Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). **Biology Conservation**, v. 88, p. 43-51, 1999.
- HARIDASAN, M. Solos do Distrito Federal. In: NOVAIS-PINTO, M. (Org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, DF: UnB/Sematec, 1993. p. 309-330.
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928.
- MARRIS, E. The forgotten ecosystem. **Nature**, v. 437, n. 13, p. 944-945, 2005.
- MIRANDA, H.S. et al. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In: AGUIAR, L.M.S.; CAMARGO, A.J.A. (Ed.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p. 69-123.
- MIRANDA, I.S. Fenologia do estrato arbóreo de uma comunidade de Cerrado em Alter-do-Chão. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 18, n. 8, p. 235-240, 1995.
- MORELLATO, L.P.C. et al. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas em floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 12, n. 1, p. 85-98, 1989.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- OLIVEIRA, P.E.; GIBBS, P.E. Reproductive biology of woody plants in a Cerrado community of the central Brazil. **Flora**, v. 195, n. 5, p. 311-329, 2000.

PEREIRA, M.J.B.; BERTI-FILHO, E. Exigências térmicas e estimativa do número de gerações da broca-do-fruto *Annona* (*Cerconota anonella*). **Ciência Rural**, v. 39, n. 8, p. 2278-2284, 2009.

PONTES, A.F.; BARBOSA, M.R.V.; MAAS, P.J.M. Flora paraibana: Annonaceae Juss. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 2, p. 281-293, 2004.

REICH, P.B.; BORCHERT, R. Changes with leaf age in stomatal function and water status of several tropical tree species. **Biotropica**, v. 20, n. 6, p. 60-69, 1988.

SARMIENTO, G.; MONASTEIRO, M. Life forms and phenology. In: BOULIERE, F. **Ecosystems of the world: Tropical Savannas**. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 79-108.

SUN, C. et al. Tree phenology in a tropical montane forest in Rwanda. **Biotropica**, v. 28, n. 3, p. 668-681, 1996.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 662 p.

MÉTODOS DE QUEBRA DE DORMÊNCIA E CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS DE MUDAS DE FLAMBOYANT VERMELHO (*Delonix regia* GUL MOHR) (NOTA CIENTÍFICA)¹

DORMANCY BREAKAGE METHODS AND BIOMETRIC CHARACTERISTICS IN RED FLAMBOYANT (*Delonix regia* Gul Mohr) SEEDLINGS (SCIENTIFIC NOTE)

Raissa Rachel Salustriano da SILVA-MATOS^{2, 4}; Francisca Gislene ALBANO³;
Jailson Silva MACHADO³; Aprigio Pereira dos SANTOS FILHO³;
Firmino Nunes de LIMA³; Robson José de OLIVEIRA³

RESUMO – A quebra da dormência de sementes de *Delonix regia* com ácido sulfúrico é insalubre e de difícil aquisição para pequenos viveiristas e agricultores, enquanto a escarificação mecânica é uma prática segura, porém inviável quando há alta demanda. Assim, a utilização de soda cáustica pode representar uma opção segura e de baixo custo. O trabalho objetivou avaliar características biométricas de mudas de flamboyant produzidas a partir de diferentes métodos de quebra de dormência das sementes. O experimento foi desenvolvido no Campus Professora Cinobelina Elvas, da Universidade Federal do Piauí, em Bom Jesus–PI. Os tratamentos utilizados foram: T1-testemunha, T2-soda cáustica (50 g.L⁻¹) por 30 minutos, T3-ácido sulfúrico (50 mL.L⁻¹) por 30 minutos, T4-ácido clorídrico (50 mL.L⁻¹) por 30 minutos e T5-escarificação mecânica, distribuídos em delineamento em blocos casualizados com cinco tratamentos e quatro repetições, com cinco plantas por parcela. Foram avaliados: percentual de germinação, índice de velocidade de emergência, altura da parte aérea, diâmetro do caule, comprimento e volume radicular e submetidas ao teste de média de Tukey a 5% de probabilidade. Com base na altura de planta, comprimento e volume radicular concluiu-se que a soda cáustica, a escarificação mecânica e o ácido sulfúrico podem ser empregados para quebra de dormência de sementes de flamboyant. Para o diâmetro do caule pode ser utilizado qualquer tratamento pré-germinativo.

Palavras-chave: espécie florestal; germinação; produção de mudas; tegumento.

ABSTRACT – The breaking seed dormancy of *Delonix regia* by sulfuric acid is unhealthy and difficult to be acquired by small farmers and nurserymen, while chiseling is a safe practice, but impractical when there is high demand, so the use of caustic soda may be a safe and low cost option. The study aimed to evaluate biometric characteristics of flamboyant seedlings produced from different methods of breaking seed dormancy. The experiment was conducted at Campus Professora Cinobelina Elvas, Piauí Federal University, in Bom Jesus–PI. The treatments were: T1-control, T2-caustic soda (50 g.L⁻¹) for 30 minutes, T3-sulfuric acid (50 mL.L⁻¹) for 30 minutes, T4-hydrochloric acid (50 mL.L⁻¹) for 30 minutes and T5-chiseling distributed in a randomized block design with five treatments and four replications with five plants per plot. Percentage of germination, emergence rate index, shoot height, stem diameter, root length and volume were evaluated and subjected to Tukey test average at 5% probability. Based on plant height, root length and volume we concluded that the caustic soda, mechanical scarification and sulfuric acid can be used to break dormancy in flamboyant. Any pre-germination treatment can be used for stem diameter.

Keywords: forest species; germination; seedling production; layers.

¹ Recebido para análise em 27.04.12. Aceito para publicação em 13.06.13.

² Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Agrárias, Rodovia PB 079, Km 12, 58397-000, Areia, PB, Brasil.

³ Universidade Federal do Piauí – UFPI, Campus Professora Cinobelina Elvas – CPCE, Rodovia Municipal Bom Jesus, Km 01, Planalto Horizonte, 64900-000, Bom Jesus, PI, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: Raissa Rachel Salustriano da Silva-Matos – raissasalustriano@yahoo.com.br

1 INTRODUÇÃO

A abertura de áreas de florestas nativas para implantação de empreendimentos tem gerado grande desequilíbrio ambiental e econômico, para que ele seja restabelecido faz-se necessário o replantio das florestas (Lucena et al., 2006). Tanto o plantio nas áreas florestais devastadas quanto à implantação de áreas verdes nas cidades são realizados principalmente através de mudas (Costa Filho, 1992). Para a formação de mudas, as sementes da maioria das espécies germinam prontamente quando lhes são dadas condições ambientais favoráveis (Carvalho e Nakagawa, 2000), no entanto, algumas, como flamboyant, possuem a propagação limitada pela dormência das sementes.

Em termos ecológicos, a dormência apresenta aspectos positivos em relação à sobrevivência das espécies em condições naturais, uma vez que distribui a germinação ao longo do tempo ou permite que a germinação ocorra somente quando as condições forem favoráveis à sobrevivência das plântulas (Dutra et al., 2007). Para superar a dormência, vários métodos podem ser utilizados, sendo os mais comuns a embebição em água, retirada do tegumento, desponte (corte do tegumento), furo do tegumento, escarificação mecânica, imersão em água quente ou fria, água oxigenada, escarificação química com ácido sulfúrico, ácido clorídrico, soda, acetona e álcool (Santarém e Áquila, 1995).

A escarificação mecânica é eficiente na superação da dormência das sementes de várias espécies com tegumento impermeável, como as de *Sterculia foetida* (Santos et al., 2004) e *Delonix regia* (Lucena et al., 2006). O tratamento com ácido sulfúrico tem sido utilizado, com sucesso, na superação da dormência de *Dimorphandra mollis* (Hermansen et al., 2000) e *Leucaena leucocephala* (Teles et al., 2000). A utilização do ácido clorídrico foi testada na superação da dormência de sementes de *Adenanthera pavonina* (Mantoan et al., 2012) e *Zeyhera montana* (Dousseau et al., 2007), e a soda cáustica nas espécies de *Caesalpinia ferrea* (Santana et al., 2011) e *Jaracatia spinosa* (Freitas et al., 2011), porém, apesar dos métodos citados terem quebrado a dormência das referidas espécies, sua atuação não foi registrada em nível significativo.

As principais formas de quebrar a dormência de sementes de flamboyant são o ácido sulfúrico 90% por 180 minutos (Missio et al., 2011) e a escarificação mecânica com lixa de madeira nº 100 (Lucena et al., 2006); no entanto, o ácido sulfúrico é insalubre e de difícil aquisição por pequenos viveiristas e agricultores, enquanto a escarificação mecânica, é uma opção mais prática e segura, mas se torna inviável quando há alta demanda; assim, a utilização de soda cáustica pode representar uma opção segura e de baixo custo. O objetivo do trabalho foi avaliar as características biométricas de mudas de flamboyant produzidas a partir de diferentes métodos de quebra de dormência das sementes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado durante 60 dias em 2010, sob uma tela (50% de luminosidade) no Setor de Horticultura do Campus Professora Cinobelina Elvas, da Universidade Federal do Piauí, no município de Bom Jesus, Piauí, situado a 09°04'28" de latitude Sul, 44°21'31" de longitude Oeste e altitude média de 277 m. O município de Bom Jesus, pertence à região do semiárido do Piauí, com clima quente e úmido classificado por Köppen como Cwa, com precipitação pluvial média entre 900 e 1.200 mm por ano, distribuídos entre os meses de dezembro a abril com temperatura média anual de 26,6 °C (Viana et al., 2002).

As sementes de flamboyant (*Delonix regia*) foram colhidas de cinco matrizes, em uma área natural do referido município, e submetidas a cinco métodos de quebra de dormência (tratamentos): T1-testemunha, T2-soda cáustica (50 g.L⁻¹) por 30 minutos, T3-ácido sulfúrico (50 mL.L⁻¹) por 30 minutos, T4-ácido clorídrico (50 mL.L⁻¹) por 30 minutos, T5-escarificação mecânica segundo a metodologia preconizada por Lucena et al. (2006). Foi adotado o delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições com cinco plantas por parcela.

Utilizaram-se sacos plásticos preenchidos com 2,5 L de subsolo de Neossolo Quartzarênico (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, 2006) peneirado, que foi coletado de 20 a 40 cm de profundidade na região onde a espécie ocorre espontaneamente (mesmo local da colheita das sementes).

Foram semeadas três sementes por sacos, após a emergência as plantas foram desbastadas, deixando apenas uma, a mais vigorosa. A irrigação foi realizada diariamente, exceto em dias com precipitação pluviométrica.

Após a semeadura foram realizadas avaliações diárias, registrando-se as seguintes variáveis: i) índice de velocidade de emergência, calculado de acordo com Maguire (1962); ii) emergência de plântulas (%) contando-se o número de plântulas emergidas (plântula com as folhas cotiledonares abertas) até a estabilização aos 26 dias, exceto o T4, que estabilizou aos 48 dias.

Aos 60 dias após a semeadura, foram feitas as avaliações biométricas de todas as mudas, na parte aérea registrou-se: i) altura da planta (cm): do nível do solo ao ápice da planta com auxílio de régua milimétrica; ii) diâmetro do caule (mm): obtido com paquímetro digital (Digimess®), a 5 cm de altura a partir do nível do solo. Em seguida, as mudas foram conduzidas ao laboratório, onde as plantas foram cuidadosamente retiradas do substrato e lavadas em água corrente, para avaliação do sistema radicular pelas variáveis: i) comprimento radicular (cm): medido com auxílio de uma régua milimétrica; ii) volume radicular (cm³): determinado segundo a metodologia de Scheffer-Basso et al. (2001), pela medição do deslocamento causado pelas raízes na coluna de água em proveta graduada, contendo um volume conhecido de água, no caso do presente estudo utilizou-se 100 mL, dessa forma, pela diferença obteve-se a resposta direta do volume de raízes, sendo 1 mL equivalente a 1 cm³.

Os resultados foram submetidos à análise de variância para diagnóstico de efeitos significativos entre os diferentes métodos de quebra de dormência e o teste de média de Tukey a 5% de probabilidade.

3 RESULTADO E DISCUSSÃO

O maior índice de velocidade de emergência – IVE foi obtido em sementes submetidas à escarificação mecânica, seguidas pelas tratadas com ácido sulfúrico (Tabela 1). De acordo com Chaves e Kageyama (1980), a semente de flamboyant apresenta dormência pela impermeabilidade do tegumento, favorecendo a escarificação com ácido sulfúrico, por apresentar ação corrosiva e escarificação mecânica, visto que ambas possibilitam a entrada de água, e, portanto, a germinação.

Os resultados de IVE do presente estudo foram superiores aos encontrados por Alves et al. (2000) em sementes de *Mimosa caesalpinifolia* submetidas à escarificação mecânica e ácido sulfúrico. No que diz respeito ao IVE de sementes tratadas com soda cáustica, foi registrada ação estatisticamente semelhante à do ácido clorídrico, e inferior a escarificação mecânica e com ácido sulfúrico (Tabela 1). O IVE expressa o vigor da semente, nesse caso demonstra também a eficiência do método de quebra de dormência. A alta velocidade de emergência é fundamental para produção de mudas, pois ao germinarem rápida e simultaneamente tendem a promover a formação de mudas mais uniformes.

Tabela 1. Índice de velocidade de emergência e percentual de emergência de mudas de flamboyant obtidas a partir de sementes submetidas a diferentes métodos de quebra de dormência.

Table 1. Emergence speed index and seedling emergence of flamboyant seedlings obtained from seeds subjected to different methods of breaking dormancy.

Tratamento	Índice de Velocidade de Emergência	Emergência (%)
T1 – Testemunha	3,45 d	19,80 e
T2 – Soda Cáustica	5,84 c	59,40 c
T3 – Ácido Sulfúrico	10,45 b	69,30 b
T4 – Ácido Clorídrico	4,79 cd	49,50 d
T5 – Escarificação Mecânica	12,51 a	89,10 a
Diferença mínima significativa	1,45	9,60
Coefficiente de Variação (%)	8,70	7,42

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Means followed by the same letter do not differ by Tukey test at 5% probability.

Assim como para o IVE, o maior percentual de emergência – PE foi registrado nas sementes nas quais foram realizadas quebra de dormência mecânica (89,10%) (Tabela 1). Resultado que corrobora o encontrado por Lucena et al. (2006), que avaliaram o percentual de germinação de sementes de flamboyant escarificadas mecânicamente no sentido longitudinal e transversal, e constataram que os dois métodos de escarificação mecânica apresentaram alto PE (40,0 e 46,6%, respectivamente).

O PE obtido com a utilização do ácido sulfúrico e soda cáustica, que apresentaram, respectivamente, 69,3 e 59,4% de sementes germinadas, foi superior aos tratamentos com ácido clorídrico e testemunha (Tabela 1). Para a quebra de dormência de sementes de *Zeyhera montana* (Dousseau et al., 2007) e de *Adenanthera pavonina* (Mantoan et al., 2012) a imersão em solução de ácido clorídrico também resultou no menor PE.

Erasmio et al. (2008) relataram que a soda cáustica não proporcionou efeito sobre a superação da dormência das sementes de *Murdannia nudiflora*, estes autores afirmaram que provavelmente o período de imersão e/ou a concentração testada não foram suficientes para facilitar a ruptura do tegumento. No entanto, a dose de soda cáustica empregada no presente trabalho proporcionou maior número de sementes emergidas que as não tratadas, isto ocorreu provavelmente pelo seu poder corrosivo que atua sobre o tegumento da semente.

Quanto à altura de plantas – AP, o tratamento com ácido sulfúrico na quebra da dormência das sementes foi o que proporcionou valor numericamente maior (14,6 cm); no entanto, foi estatisticamente igual a AP apresentada nas sementes tratadas com soda cáustica e escarificação mecânica (Figura 1A). De acordo com Freitas et al. (2011), a soda cáustica não exerceu efeito positivo sobre a remoção da sarcotesta de sementes de *Jaracatia spinosa*, mas contribuiu favoravelmente para a formação de mudas.

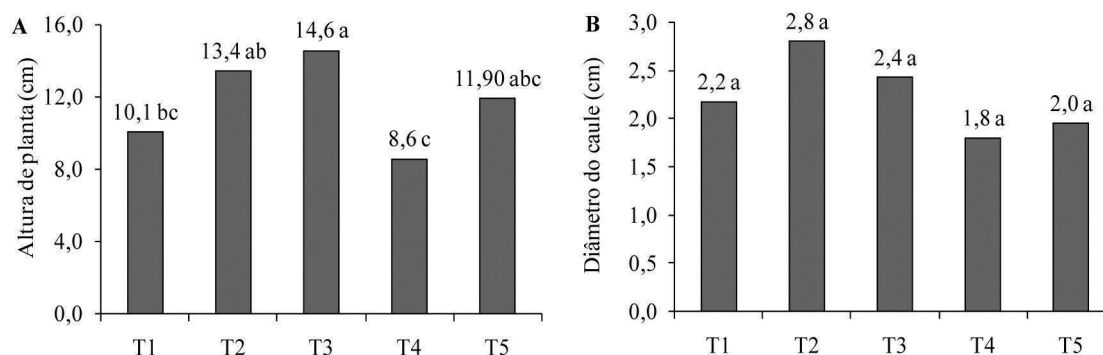


Figura 1. Altura da planta (A) e diâmetro do caule (B) de mudas de flamboyant obtidas a partir de sementes submetidas a diferentes métodos de quebra de dormência.

T1: Testemunha; T2: Soda cáustica; T3: Ácido sulfúrico; T4: Ácido clorídrico; T5: Escarificação mecânica. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade. [CV(A) = 16,1; CV(B) = 20,5; CV = Coeficiente de variação].

Figure 1. Plant height (A) and stem diameter (B) of flamboyant seedlings obtained from seeds subjected to different methods of breaking dormancy.

T1: Control; T2: Caustic soda; T3: Sulfuric acid; T4: Hydrochloric acid; T5: Mechanics scarification. Means followed by same letter do not differ by Tukey test at 1% probability. [CV(A) = 16.1; CV(B) = 20.5; CV = Coefficient of variation].

Na Figura 1B nota-se que o diâmetro do caule não variou estatisticamente. Para o comprimento radicular – CR, os tratamentos comportaram-se de forma semelhante, exceto no tratamento com ácido clorídrico, no qual as mudas apresentaram CR de 18,1 cm, resultado inferior aos 34,1 cm obtidos pelas mudas de sementes tratadas com ácido sulfúrico e 32,3 cm de

sementes tratadas com soda cáustica (Figura 2A). Os volumes radiculares das mudas de flamboyant foram estatisticamente iguais nas sementes tratadas com soda cáustica, ácido sulfúrico e escarificação mecânica (Figura 2B). Foi constatado que não houve diferença nos volumes radiculares das mudas das sementes testemunha com as sementes tratadas com ácido clorídrico.

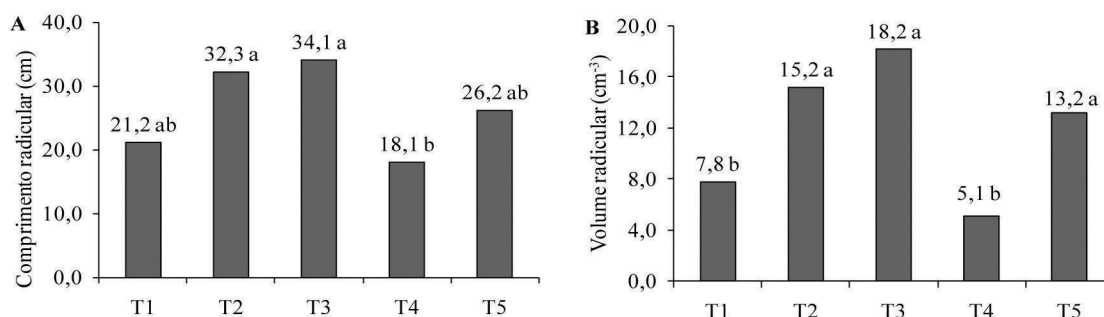


Figura 2. Comprimento (A) e volume radicular (B) de mudas de flamboyant obtidas a partir de sementes submetidas a diferentes métodos de quebra de dormência.

T1: Testemunha; T2: Soda cáustica; T3: Ácido sulfúrico; T4: Ácido clorídrico; T5: Escarificação mecânica. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade. [CV(A) = 23,2; CV(B) = 19,0; CV = Coeficiente de variação].

Figure 2. Length (A) and root volume (B) in flamboyant seedlings obtained from seeds subjected to different methods of breaking dormancy.

T1: Control; T2: Caustic soda; T3: Sulfuric acid; T4: Hydrochloric acid; T5: Mechanics scarification. Means followed by same letter do not differ by Tukey test at 1% probability. [CV(A) = 23.2; CV(B) = 19.0; CV = Coefficient of variation].

Como a utilização de ácido sulfúrico é um método de custo elevado e o seu uso deve ser realizado por pessoal treinado e em instalações adequadas, tendo em vista que sua utilização oferece riscos ao manipulador (Santana et al., 2011), assim recomenda-se a utilização de soda cáustica ou escarificação mecânica. Ainda, segundo os mesmos autores, é fundamental a definição de métodos práticos de superação

da dormência que proporcionem melhores índices de germinação e desenvolvimento das mudas no viveiro, bemcomo no campo. Assim, a utilização da soda cáustica e da escarificação mecânica representam importantes possibilidades para quebra da dormência de sementes de flamboyant, no entanto, a escarificação mecânica se torna inviável para a produção de mudas em larga escala.

4 CONCLUSÃO

Com base nos resultados sobre a quebra de dormência de sementes de flamboyant (*Delonix regia*) conclui-se que: i) para o índice de velocidade de emergência e percentual de germinação das sementes preconiza-se a escarificação mecânica; ii) para a altura de planta, comprimento e volume radicular recomenda-se a quebra de dormência com soda cáustica, escarificação mecânica ou ácido sulfúrico; iii) para os diâmetros de caule pode ser utilizado qualquer tratamento pré-germinativo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, M.C.S. et al. Superação da dormência em sementes de *Bauhinia monandra* Britt. e *Bauhinia unguiculata* L. – Caesalpinoideae. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 22, n. 2, p. 139-144, 2000.
- CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588 p.
- CHAVES, R.; KAGEYAMA, P.Y. Determinação do início da dormência no desenvolvimento das sementes de *Delonix regia* (Raf.) – “flamboyant”. **Circular Técnica IPEF**, n. 117, p. 1-4, 1980.
- COSTA FILHO, R.T. Crescimento de mudas de aroeira (*Astronium urundeuva*) em resposta a calagem fósforo e potássio. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1992. p. 564-569. (**Rev. Inst. Flor.**, v. 4, n. único, Edição especial).
- DOUSSEAU, S. et al. Superação de dormência em sementes de *Zeyhera montana* Mart. **Ciência & Agrotecnologia**, v. 31, p. 744-1748, 2007.
- DUTRA, A.S. et al. Germinação de sementes de *Senna siamea* (Lam.) H.S. Irwin e Barneby – Caesalpinoideae. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 29, n. 1, p. 160-164, 2007.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço de Produção de Informação. **Sistema brasileiro de classificação de solo**. Brasília, DF, 2006. 412 p.
- ERASMO, E.A.L. et al. Superação da dormência em sementes de *Murdannia nudiflora* (L.) Brenan. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 30, n. 2, p. 273-277, 2008.
- FREITAS, S. de J. et al. Métodos de remoção da sarcotesta na germinação de sementes de jaracatiá. **Revista Árvore**, v. 35, n. 1, p. 91-96, 2011.
- HERMANSEN, L.A. et al. Pretreatments to overcome seed coat dormancy in *Dimorphandra mollis* Benth. **Seed Science and Technology**, v. 28, n. 3, p. 581-595, 2000.
- LUCENA, A.M.A. et al. Emprego de substratos irrigados com água de abastecimento e residuária na propagação do flamboyant. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v. 6, n. 1, p. 115-121, 2006.
- MAGUIRE, J.D. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, n. 2, p. 176-177, 1962.
- MANTOAN, P. et al. Escarificação mecânica e química na superação de dormência de *Adenanthera pavonina* L. (Fabaceae: Mimosoideae). **Scientia Plena**, v. 8, n. 5, p. 1-8, 2012.
- MISSIO, E.L. et al. Resposta de sementes de flamboyant submetidas a dois métodos de superação de dormência. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia**, v. 18, n. 2, p. 46-55, 2011.
- SANTANA, J.A. da S. et al. Tecnologias de baixo custo para superação de dormência em sementes de *Caesalpinia ferrea* var. *ferrea* Mart. ex Tul. (pau ferro). **Revista Verde**, v. 6, n. 1, p. 201-205, 2011.
- SANTARÉM, E.R.; ÁQUILA, M.E.A. Influência de métodos de superação de dormência e do armazenamento na germinação de sementes de *Senna macranthera* (Colladon) Irwin e Barneby (Leguminosae). **Revista Brasileira de Sementes**, v. 17, n. 2, p. 205-209, 1995.

SANTOS, T.O.; MORAIS, T.G.O.; MATOS, V.P. Escarificação mecânica em sementes de chichá (*Sterculia foetida* L.). **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 1-6, 2004.

SCHEFFER-BASSO, S.M.; VOSS, M.; JACQUES, A.V.A. Nodulação e fixação biológica de nitrogênio de *Adesmia latifolia* e *Lotus corniculatus* em vasos de Leonard. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 30, n. 3, p. 687-693, 2001.

TELES, M.M. et al. Métodos para quebra da dormência em sementes de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 29, n. 2, p. 387-391, 2000.

VIANA, T.V.A. et al. Estudo da aptidão agroclimática do Estado do Piauí para o cultivo da aceroleira. **Ciência Agronômica**, v. 33, n. 2, p. 5-12, 2002.

***Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) (AVES, STRIGIDAE):
OCORRÊNCIA E NIDIFICAÇÃO EM UM REFLORESTAMENTO MISTO EM BAURU, SP, BRASIL
(NOTA CIENTÍFICA)¹**

***Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) (AVES, STRIGIDAE):
OCCURRENCE AND NESTING IN A MIXED REFORESTATION IN BAURU, SP, BRAZIL
(SCIENTIFIC NOTE)**

Guilherme Fernandes PEREIRA^{2, 4};
Anderson da Silva LUCINDO³

RESUMO – O murucututu-de-barriga-amarela *Pulsatrix koeniswaldiana* é uma espécie endêmica da Mata Atlântica de hábitos solitários e noturnos. Apesar de ser considerada uma espécie de baixo risco de extinção, pouco se sabe sobre seu real *status* de conservação, devido principalmente à escassez de informações. Na presente nota científica, é apresentado um novo registro para a espécie no Estado de São Paulo, destacando a utilização da área como ponto de nidificação.

Palavras-chave: murucututu-de-barriga-amarela; *Piptadenia gonoacantha*; Estação Experimental de Bauru.

ABSTRACT – The solitary and nocturnal Tawny-browed Owl *Pulsatrix koeniswaldiana* is an endemic species of Atlantic rainforest. In spite of being considered a species with low risk of extinction, its real status of conservation is unknown, due mainly to the shortage of information. In the present scientific note, a new record of occurrence and nesting spot in the São Paulo state is reported.

Keywords: Tawny-browed Owl; *Piptadenia gonoacantha*; Bauru Experimental Station.

¹ Recebido para análise em 17.05.13. Aceito para publicação em 06.08.13.

² Universidade Sagrado Coração, Rua Irmã Arminda 10-50, Jardim Brasil, 17011-160, Bauru, SP, Brasil.

³ Universidade Federal de São Carlos, Rod. Washington Luís, Km 235, 13565-905, São Carlos, SP, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: Guilherme Fernandes Pereira – gfernandesbio@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

As corujas da família Strigidae residentes no território brasileiro são representadas por 24 espécies caracterizadas pelos hábitos noturnos, com exceções de *Athene cunicularia* (Molina, 1782), *Glaucidium brasilianum* (Gmelin, 1788) e *Pulsatrix perspicillata* (Latham, 1790), as quais podem ser ativas durante o dia e em horas crepusculares (Sick, 2001). Com ampla distribuição nos diferentes biomas do país, essas aves desempenham importante papel no equilíbrio dos ecossistemas pelo controle populacional de suas presas, ocupando muitas vezes o topo de cadeias tróficas (Holt et al., 1999; Sick, 2001).

Um dos principais fatores limitantes na seleção de habitats por espécies de estrígídeos é a disponibilidade de sítios de nidificação, havendo aquelas que nidificam em ninhos abandonados por outras aves (*Asio stygius* (Wagler, 1832) (Oliveira, 1981) e *Megascops choliba* (Vieillot, 1817) (Motta-Júnior et al., 2010)); em cupinzeiros (*A. cunicularia* (Tubelis e Delitti, 2010)); em leves depressões no solo (*Asio clamator* (Vieillot, 1808) (Aguar e Naiff, 2009) e *A. stygius* (Lopes et al., 2004; Motta-Júnior et al., 2010)); e em grandes cavidades em árvores altas, como em *Strix hylophila* Temminck, 1825 (Antunes et al., 2006) e o murucututu-de-barriga-amarela *Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901).

Medindo aproximadamente 44 cm quando adulto (Sick, 2001), o murucututu-de-barriga-amarela tem sua distribuição restrita aos estados de Domínio da Mata Atlântica (Cordeiro, 2003). O mesmo habita preferencialmente o interior de ambientes florestais, podendo também ocorrer em áreas mais abertas (Sick, 2001). Embora considerada espécie sensível à destruição de seu habitat (Stotz et al., 1996), tem sido comum o seu registro em áreas urbanas por todo o Brasil, provavelmente como resultado do crescente desmatamento nas últimas décadas (Ribeiro e Vasconcelos, 2003; Legal et al., 2009; Silva e Martinelli, 2011).

Sua área de ocorrência nas Américas compreende uma porção do leste paraguaio, extremo norte da Argentina e em porções do Sudeste e Sul do Brasil (Sick, 2001). Em vista dessa ampla distribuição, a espécie é listada pela Birdlife International (2013) como *Least Concern*.

No Brasil, os limites de ocorrência vão desde o Estado do Espírito Santo até o norte de Santa Catarina. Apesar da abrangência, pouco se sabe sobre este animal (WWF Brasil, 2010). A maioria dos registros concentra-se em áreas contínuas de Mata Atlântica nos estados de Santa Catarina (Legal et al., 2009), Espírito Santo (Silva e Martinelli, 2011) e Rio de Janeiro (Pacheco et al., 2010). No Estado de São Paulo, a espécie estende-se do corredor da Serra do Mar até enclaves de matas úmidas na região central (Cordeiro, 2003; Willis, 2003; Motta-Júnior, 2006).

No presente trabalho, foi registrado um novo ponto de ocorrência e nidificação para a espécie *Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) no interior do Estado de São Paulo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O sítio de nidificação da espécie, no presente trabalho, está localizado em um reflorestamento misto com sub-bosque nativo na Estação Experimental de Bauru (22°18'S, 49°02'O), uma área protegida de 43 ha pertencente ao Instituto Florestal e situada no perímetro urbano da cidade de Bauru, centro-oeste do Estado de São Paulo (Figura 1).

O reflorestamento é composto essencialmente por espécies nativas típicas de florestas tropicais úmidas, a saber: jatobá *Hymenaea courbaril* L.; canela-sassafrás *Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer; pau-d'alho *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms; pimenta-de-macaco *Xylopia aromatica* Mart.; copaíba *Copaifera langsdorffii* Desf.; ipê-rosa *Tabebuia* sp. e pau-jacaré *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. Tal arboreto é circundado por antigas plantações de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp., repartições do horto florestal, campos artificiais e manchas de vegetação nativa que acompanham o córrego Água da Forquilha, afluente do rio Bauru.

O clima da região é classificado como do tipo Cwa de Köppen, caracterizado por uma estação quente e úmida, e invernos secos. A precipitação média anual varia de 1.100 a 1.400 mm, com temperatura média anual de 22 °C (Instituto de Pesquisas Meteorológicas – IPMet, 2011).

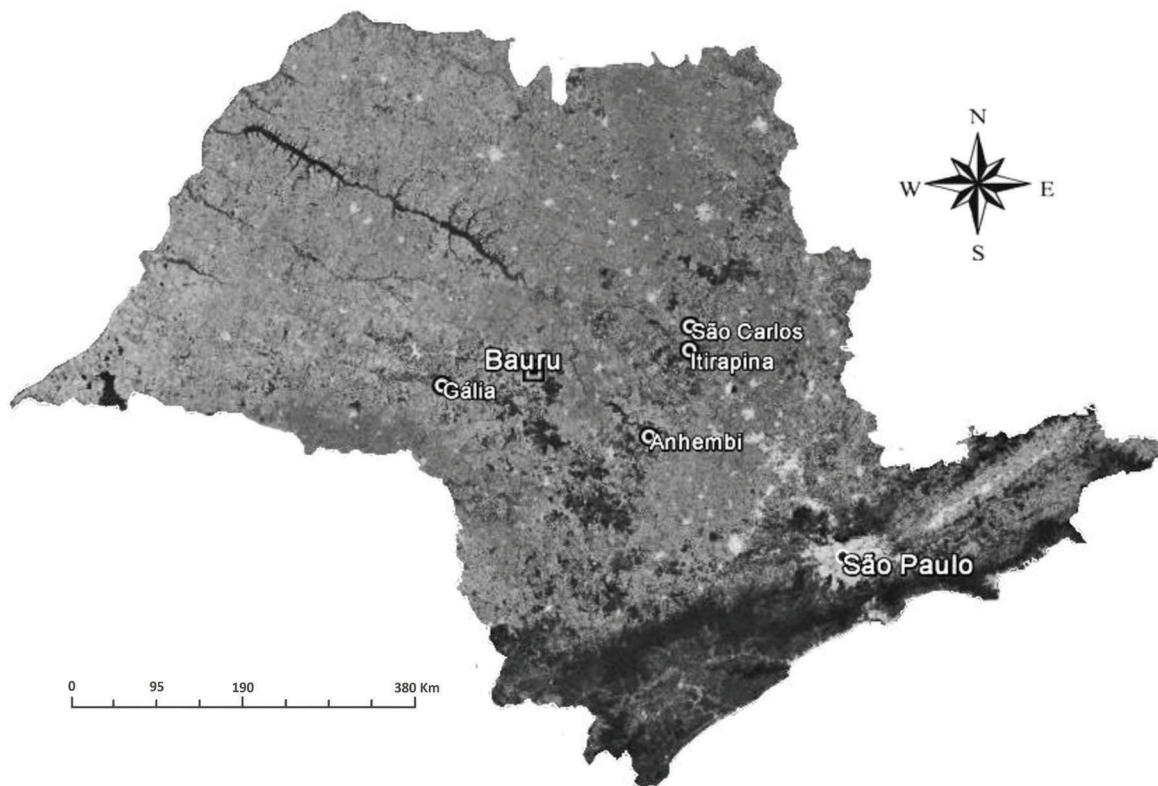


Figura 1. Áreas de ocorrência do murucututu-de-barriga-amarela *Pulsatrix koeniswaldiana* no interior do Estado de São Paulo, dando ênfase a ocorrência e nidificação descritas no presente estudo.

Figure 1. Occurrence areas of Tawny-browed Owl *Pulsatrix koeniswaldiana* in the São Paulo state, giving emphasis in the occurrence and nesting described at the present study.

Para as observações das atividades reprodutivas dos adultos e dos filhotes, foram utilizados binóculos 8x42 e máquinas fotográficas modelos Canon. O método utilizado foi o de animal focal, mantendo-se uma distância de aproximadamente 15 m do ninho.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As observações das atividades de nidificação de um mesmo casal de murucututu-de-barriga-amarela ocorreram entre os meses de agosto e novembro de 2010 e de 2011, na Estação Experimental de Bauru. Em ambos os períodos de observação, as aves utilizaram como ninho uma cavidade formada no topo de um pau-jacaré *Piptadenia gonoacantha* (22°18'39.67"S, 49°02'19.62"O) de aproximadamente 8 metros de altura (Figura 2a). Espécies de estrígídeos de grande porte podem utilizar como sítios reprodutivos ocos e cavidades naturais em árvores (Holt et al., 1999),

recurso não muito frequente na região devido ao intenso processo de supressão de vegetação nativa para fins de urbanização (Sick, 2001; Ribeiro e Vasconcelos, 2003).

Em cada atividade de nidificação, o casal reprodutivo foi observado juntamente com sua prole, um único filhote de plumagem branca e disco facial preto (Figura 2b). Realizando a postura do ovo em cada mês de agosto, o casal permaneceu próximo ao ninho até setembro, perfazendo aproximadamente cinco semanas, provável período de incubação pela fêmea (Holt et al., 1999). O filhote de cada evento reprodutivo começou a dar sinais de abandono do ninho por volta do mês de outubro, empoleirando-se fora da cavidade do pau-jacaré (Figura 2c). O comportamento parental caracterizou-se pela constante presença de ambos os pais em poleiros próximos ao ninho, até mesmo durante o período diurno (Figura 2d), possivelmente forrageando por presas no dossel, tais como pequenos mamíferos, aves e grandes insetos (Holt et al., 1999).



Figura 2. a) Vista geral da área de nidificação de *Pulsatrix koeniswaldiana* na Estação Experimental de Bauru, evidenciando o local do ninho em *Piptadenia gonoacantha* (seta); b) filhote no interior do ninho, evidenciando o disco facial preto; c) filhote empoleirado acima do ninho; d) cuidado parental próximo do ninho. © Pereira & Lucindo.

Figure 2. a) Overview of the nesting area of *Pulsatrix koeniswaldiana* in the Bauru Experimental Station, showing the nest in *Piptadenia gonoacantha* (arrow); b) offspring inside the nest, showing the blackish facial disc; c) offspring perched above the nest; d) parental care near the nest. © Pereira & Lucindo.

Para Bauru e região, nenhum registro havia sido documentado antes. O registro mais próximo da espécie situa-se no município de Gália, localizado a aproximadamente 220 km do corredor da Serra do Mar (Cavarzere et al., 2009). Outras cidades no interior do Estado de São Paulo com registros de *P. koeniswaldiana* são Itirapina (Willis, 2003), Anhembi (Antunes, 2005) e São Carlos (Motta-Júnior, 2006), todos realizados em fragmentos florestais acima de 100 ha.

Esse novo registro indica a relativa facilidade de adaptação da espécie murucututu-de-barriga-amarela a ambientes alterados, mas que mantêm uma arborização satisfatória e que

atendem suas necessidades ecológicas básicas, como a Estação Experimental de Bauru. Porém, para que saibamos seu real *status* de conservação, é imprescindível a realização de novos inventários das áreas de ocorrência da espécie bem como o preenchimento de lacunas sobre sua biologia.

4 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao PqC Marcio Port Carvalho pelo apoio na realização do trabalho; aos funcionários do Horto Florestal de Bauru pelo auxílio na localização e monitoramento do ninho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, K.M.O.; NAIFF, R.H. Aspectos reprodutivos e dieta alimentar dos ninhegos de *Rhinoptynx clamator* (Aves: Strigidae) no campus Marco Zero da Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 221-224, 2009.
- ANTUNES, A.Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.
- _____. et al. Presença da coruja-listrada *Strix hylophila* Temminck, 1825 (Aves, Strigidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo, Estado de São Paulo (Nota Científica). **Rev. Inst. Flor.**, v. 18, n. único, p. 167-171, 2006.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. Tawny-browed Owl *Pulsatrix koeniswaldiana*. Disponível em: <<http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=2259>>. Acesso em: 26 abr. 2013.
- CAVARZERE, V.; MORAES, G.P.; DONATELLI, R.J. Avifauna da Estação Ecológica dos Caetetus, interior de São Paulo, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n. 35, p. 477-485, 2009.
- CORDEIRO, P.H.C. Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da Mata Atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. In: PRADO, P.I. et al. (Ed.). **Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Ilhéus: IESB, 2003. p. 1-20.
- HOLT, D.W. et al. Strigidae (typical owls). In: DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. (Ed.). **Handbook of the birds of the world**. Barcelona: Lynx Edicions, 1999. v. 5, p. 76-242.
- INSTITUTO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS – IPMet. Disponível em: <<http://www.ipmet.unesp.br/>>. Acesso em: 1 out. 2011.
- LEGAL, E.; CADORIN, T.J.; KOHLER, G.U. Strigiformes e Caprimulgiformes em Santa Catarina, sul do Brasil: registros relevantes e novas localidades. **Biotemas**, v. 22, n. 4, p. 125-132, 2009.
- LOPES, L.E. et al. Observations on a nest of the Stygian Owl (*Asio stygius*) in the central Brazilian Cerrado. **Ornitologia Neotropical**, v. 15, p. 423-427, 2004.
- MOTTA-JÚNIOR, J.C. Relações tróficas entre cinco Strigiformes simpátricas na região central do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 4, p. 359-377, 2006.
- _____.; GRANZINOLLI, M.A.M.; MONTEIRO, A.R. Miscellaneous ecological notes on Brazilian birds of prey and owls. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 355-359, 2010.
- OLIVEIRA, R.G. A ocorrência do “mocho-diabo” (*Asio stygius*) no Rio Grande do Sul. **Anais da Sociedade Sul-Riograndense de Ornitologia**, v. 2, p. 9-12, 1981.
- PACHECO, J.F.; ASTOR, I.N.C.; CESAR, C.B. Avifauna da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Atualidades Ornitológicas**, n. 157, p. 55-74, 2010.
- RIBEIRO, R.C.C.; VASCONCELLOS, M.F. Ocorrência de *Pulsatrix koeniswaldiana* e de *Nyctibius grandis* em área urbana no leste de Minas Gerais, Brasil. **Ararajuba**, v. 11, n. 2, p. 233-234, 2003.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001. 862 p.
- SILVA, J.N.; MARTINELLI, M.M. Avifauna urbana do município de Santa Teresa, região serrana do estado do Espírito Santo, Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, n. 163, p. 62-69, 2011.
- STOTZ, D.F. et al. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. 478 p.
- TUBELIS, D.P.; DELITTI, W.B.C. Fire management and the nesting of *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) in grasslands in central Cerrado, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 93-101, 2010.
- WILLIS, E.O. Birds of a Neotropical woodlot after fire. **Ornitologia Neotropical**, v. 14, p. 233-246, 2003.
- WWF Brasil. **Guia de aves Mata Atlântica paulista**. São Paulo, 2010. 132 p.

INSTRUÇÕES AOS AUTORES

Apresentação

A **Revista do Instituto Florestal (Rev. Inst. Flor.)** é um periódico semestral de divulgação científica, que publica trabalhos em ciências florestais e afins, na forma de artigos científicos, notas científicas e artigos de revisão, redigidos em português, inglês ou espanhol.

O trabalho submetido à publicação na Revista do Instituto Florestal deverá ser original e inédito, não tendo sido publicado nem submetido a outras revistas. Será distribuído pelo editor-chefe da Comissão Editorial a um relator da área do trabalho, que o enviará a dois analistas, especialistas nessa área. O sistema de análise utilizado é o duplo-cego em que os nomes dos autores e dos analistas são mantidos em sigilo.

O trabalho será analisado e receberá uma das seguintes avaliações: aceitável sem modificações; aceitável com modificações; necessita ser totalmente reformulado e submetido à nova análise; recusado para publicação.

Após a análise, os comentários e sugestões dos analistas serão encaminhados aos autores para realizarem as modificações necessárias. As sugestões não aceitas deverão ser justificadas. Após as modificações, a versão corrigida deverá ser reencaminhada para o editor de área da Comissão. Com base nos pareceres dos analistas, caberá ao relator o aceite ou a recusa do trabalho após a conclusão do processo de análise.

Após o aceite e a diagramação do trabalho, as provas de publicação serão enviadas aos autores para uma revisão final (restrita a erros e composição) e deverão ser devolvidas no prazo indicado.

Os artigos serão publicados nas formas impressa e *online* na página da Revista do Instituto Florestal: http://www.iflorestal.sp.gov.br/publicacoes/revista_if/index.asp. Os autores receberão, posteriormente, um exemplar da revista na qual seu artigo foi publicado.

Ao submeterem um artigo para a Revista do Instituto Florestal os autores concordam com a publicação exclusiva do artigo neste periódico e com a transferência automática de direitos de cópia e permissões à editoradora do periódico.

Normas para Encaminhamento e Apresentação dos Originais

Os originais devem ser encaminhados por *e-mail*, acompanhados de uma carta endereçada ao Editor-Chefe da Comissão Editorial, em que devem constar o título, os autores, a filiação e uma declaração do caráter original e inédito do trabalho.

Editor-Chefe da Comissão Editorial

Instituto Florestal

comissaoeditorial@if.sp.gov.br

Os arquivos devem ser no formato Word em extensão doc. Devem apresentar as seguintes características: papel A4 (210 mm x 297 mm); margens superior, inferior, direita e esquerda de 25 mm; espaço duplo; fonte Times New Roman 11; texto justificado; páginas numeradas a partir da primeira página de texto, não ultrapassando 30 páginas (inclusive tabelas e figuras) para artigos científicos e de revisão e 10 páginas para notas científicas, sendo aceitas exceções, desde que aprovadas pela Comissão Editorial.

A página de rosto deve conter: título do manuscrito, em português e inglês, nome por extenso do(s) autor(es), rodapé com os dados relativos à filiação institucional (instituição, rua, número, CEP, cidade, estado, país) e o e-mail do autor responsável pelo trabalho para correspondência.

Na segunda página devem constar: resumo, palavras-chave, abstract e keywords.

É necessário obedecer a seguinte padronização:

- **Título:** centralizado, em caixa alta e negrito, seguido do título em inglês e título resumido. Deve ser claro, objetivo, conciso, com até 20 palavras, e refletir o conteúdo do trabalho. Devem ser evitadas abreviaturas, parênteses e fórmulas que dificultem sua compreensão.
- **Resumo e Abstract:** devem ter até 250 palavras e apresentar sinteticamente a questão que motivou a pesquisa, os objetivos, o material e métodos, os resultados e conclusões. Não têm recuo no texto nem numeração, devem ser iniciados com a palavra em caixa alta e negrito, seguida de traço, começando o texto na mesma linha.
- **Palavras-chave e keywords:** de três a seis, em ordem de importância, não repetindo aquelas utilizadas no título.
- **Tópicos:** em caixa alta, negrito, recuo à esquerda, numerados em algarismos arábicos.
- **Introdução:** apresentar a questão, contextualizar com base na revisão da literatura, explicitar os objetivos e, se necessário, apresentar as hipóteses.
- **Material e Métodos:** deve conter descrições breves, suficientemente claras para permitir a repetição do estudo; técnicas já publicadas devem ser apenas citadas e não descritas. Indicar o nome completo da(s) espécie(s). Mapas podem ser inclusos se forem de extrema relevância e devem apresentar qualidade adequada para impressão. Apresentar as coordenadas geográficas de estudos de campo. Todo e qualquer comentário de um procedimento utilizado para análise de dados em Resultados deve, obrigatoriamente, estar descrito no item Material e Métodos. Se houver subdivisão deste item, utilizar caixa alta e baixa e negrito.

- **Resultados e Discussão:** a separação em dois itens é opcional. Se houver subdivisão deste item, utilizar caixa alta e baixa e negrito.
- **Conclusões:** as conclusões, se houver, devem estar neste item, claramente relacionadas com os objetivos e as hipóteses colocadas na Introdução. Se as conclusões forem poucas e dispensarem um item específico podem finalizar o item anterior.
- **Agradecimentos:** devem ser sucintos; nomes de pessoas e instituições devem ser escritos por extenso, explicitando o porquê dos agradecimentos. Créditos de financiamentos, bolsas e vinculações do artigo a programas de pesquisa mais amplos podem ser incluídos.
- **Referências Bibliográficas:** devem ser apresentadas no final do texto, sem recuo, dispostas em ordem alfabética. Para a elaboração deste item, verificar as *Normas para Referências Bibliográficas*.
- **Notas de Rodapé:** devem ser evitadas ao máximo, podendo ser, excepcionalmente, aceitas. Utilizar fonte Arial 7.
- **Ilustrações:** são consideradas ilustrações as Tabelas, Figuras e Quadros. Deverão apresentar chamada no texto, sem abreviatura e com letra inicial em maiúscula. No texto, as ilustrações devem ser inseridas o mais próximo possível da citação. Os títulos das ilustrações devem estar em português e inglês, autoexplicativos, sem negrito e com fonte Times New Roman 10.
 - **Tabelas e Quadros:** nas tabelas e quadros os títulos devem vir em posição superior a estas. A primeira linha do título não tem recuo, letra inicial maiúscula, seguida pelo número de ordem em algarismo arábico e um ponto (ex.: Tabela 1. Título.). Recomenda-se não utilizar linhas verticais separando as colunas. Quanto ao sombreamento das linhas de tabelas e quadros, utilizar tons de cinza quando extremamente necessário. As fontes consultadas para a construção das tabelas e outras notas devem ser colocadas após o traço inferior. Enviar as tabelas em arquivo Word.
 - **Figuras:** desenhos, mapas, esquemas, fichas, gráficos e fotografias são considerados como Figura. Nas figuras os títulos devem vir em posição inferior a estas. A primeira linha do título não tem recuo, letra inicial maiúscula, seguida pelo número de ordem em algarismo arábico e um ponto (ex.: Figura 1. Título.). As fotografias devem ser enviadas em arquivo digital, preferencialmente com extensão JPEG. Devem ser de boa qualidade, ter resolução mínima de 300 DPIs, formato máximo de 150 mm x 100 mm e conter o crédito do(s) autor(es). Não serão aceitas imagens escaneadas com baixa resolução. O tamanho máximo de mapas, esquemas, desenhos, fichas e gráficos deverá ser de 215 mm x 170 mm, incluindo o título e a fonte consultada (se houver). No envio da versão final do trabalho, as figuras deverão vir em arquivos separados.
- **Equações:** devem estar destacadas no texto para facilitar sua leitura. É permitido o uso de uma entrelinha maior, que comporte seus elementos (expoentes, índices e outros). Quando fragmentadas em mais de uma linha, por falta de espaço, devem ser interrompidas antes do sinal de igualdade ou depois dos sinais de adição, subtração, multiplicação e divisão.
- **Siglas e Abreviaturas:** as siglas e abreviaturas devem ser apresentadas em caixa alta. Quando utilizadas pela primeira vez no texto, devem ser precedidas pelo seu significado por extenso, com travessão, ex.: Unidade de Conservação – UC. Siglas internacionais não devem ser traduzidas. Evitar o uso de siglas no Abstract.
- **Nomenclatura Científica:** deve ser abreviada somente quando aparecer mais de uma vez no mesmo parágrafo. Seguir as regras internacionais.
- **Números:** escrever por extenso os números de um até nove, exceto quando seguidos de unidade ou indicarem numeração de tabela ou figura, ex.: três indivíduos, 6,0 m, 2,0-2,5 µm. Para os números decimais utilizar vírgula nos artigos escritos em português ou espanhol, e ponto nos artigos escritos em inglês.
- **Unidades e Medidas:** deve-se utilizar o sistema métrico e o Sistema Internacional de Unidades – SI. Separar as unidades dos valores através de um espaço, exceto para porcentagem, graus, minutos e segundos das coordenadas geográficas. Utilizar abreviaturas sempre que possível e, para as unidades compostas, usar exponenciação e não barras. Ex.: mg.dia⁻¹ em vez de mg/dia⁻¹, µmol.min⁻¹ em vez de µmol/min⁻¹.

Normas para Citação no Texto

A citação no texto deverá apresentar o formato **autor** (inicial maiúscula) + **data**.

Nas citações com dois autores os sobrenomes devem estar ligados por “e”. Ex.: Chaves e Usberti (2003) ou (Chaves e Usberti, 2003).

Nas citações com três ou mais autores, citar o primeiro autor seguido da expressão latina “et al.” sem itálico. Ex.: Gomes et al. (2008) ou (Gomes et al., 2008).

Nas citações indiretas usar a expressão latina “apud” sem itálico. Ex.: Oliveira (2002) apud Souza (2009).

Nas citações de vários artigos do mesmo autor e mesma data, indicar através de letras minúsculas a, b, c, etc. Ex.: Vrek (2005a, b) ou (Vrek, 2005a, b).

Citações de informações obtidas por meio de comunicação pessoal devem ser evitadas. Porém, se apresentadas, devem vir entre parênteses no texto, com o nome completo do autor. Ex.: (José da Silva, comunicação pessoal).

Dados não publicados devem ser apresentados sempre em nota de rodapé, acompanhados pela expressão “não publicado” entre parênteses.

Citações de dissertações, teses e publicações no prelo devem ser evitadas ao máximo, podendo ser aceitas a critério da Comissão Editorial.

Não serão aceitas citações de resumos simples e monografias ou trabalhos de conclusão de curso.

Normas para Referências Bibliográficas

Deverão ser apresentadas em ordem alfabética pelo sobrenome do autor ou do primeiro autor, sem numeração. Quando houver vários artigos do(s) mesmo(s) autor(es), obedecer a ordem cronológica de publicação. Quando houver vários artigos do(s) mesmo(s) autor(es) e mesma data, indicar através de letras minúsculas, ex.: 2005a, 2005b, etc. Para os documentos com mais de três autores, indicar o primeiro autor seguido da expressão latina “et al.” sem itálico. Os nomes dos autores devem ficar separados por ponto e vírgula e as iniciais dos prenomes não devem ter espaço.

Exemplos:

- **Livro**

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 3, 593 p.

- **Capítulo ou Parte de Livro**

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. London: Island Press, 2007. p. 72-95.

- **Dissertação/Tese**

MIGLIORINI, A.J. **Variação da densidade básica da madeira de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em função de diferentes níveis de produtividade da floresta**. 1986. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

VEDOVELLO, R. **Zoneamentos geotécnicos aplicados à gestão ambiental a partir de unidades básicas de compartimentação – UBCs**. 2000. 154 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro.

- **Artigo de Periódico**

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

- **Trabalho Apresentado em Evento e Publicado em Anais**

GIANSANTE, A.E. et al. Sensoriamento remoto aplicado à proteção de mananciais: o caso do sistema Cantareira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 1993. v. 2, p. 657-659.

- **Legislação**

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Lex**: coletânea de legislação e jurisprudência, v. 70, p. 3145-3166, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobreexploradas, ameaçadas de sobreexploração e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 118, n. 187, 3 out. 2008. Seção I, p. 1-10.

- **Mapa**

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa da vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1998. Escala 1:5.000.000.

- **Documento Obtido por Via Eletrônica**

CATHARINO, E.L.M. et al. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>>. Acesso em: 16 set. 2009.

