

Regeneração sob três espécies arbóreas utilizadas na restauração de floresta inundável de restinga do Parque Natural Municipal de Marapendi, Rio de Janeiro, RJ

Regeneration under three tree species used in restoration planting of a coastal swamp forest, Rio de Janeiro, RJ

Ricardo Arthur Pugiali Domingues
Luiz Roberto Zamith

Resumo

As estruturas dos estratos regenerantes sob a copa de *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides* foram comparadas num plantio de restauração de floresta inundável de restinga com 14 anos de idade. Para cada espécie foram selecionados dez indivíduos de três classes de diâmetro, somando 30 indivíduos por espécie e um total de 90 indivíduos. Sob cada indivíduo foi instalada uma parcela circular com área de 2 m² onde todos os regenerantes de espécies lenhosas com altura ≥ 10 cm foram amostrados e identificados sempre que possível, tiveram sua altura medida e foram classificados quanto ao hábito, síndrome de dispersão e grupo sucessional. Foram amostrados 1.851 regenerantes de 26 táxons. Dos 22 táxons identificados, ao menos no nível de gênero, 19 apresentaram dispersão zoo-córica. As espécies mais abundantes foram *Myrsine rubra* (42,3%), *Schinus terebenthifolius* (23%), *Psychotria carthagenensis* (11,3%), *Inga laurina* (9,8%) e *Myrcia loranthifolia* (4,9%). A regeneração foi mais abundante sob a copa de *M. rubra* e, para todas as espécies, a regeneração foi maior sob a copa dos indivíduos de maior diâmetro. Os resultados deste estudo sugerem que estas três espécies podem ser consideradas como espécies estruturantes para a restauração destas florestas inundáveis estudadas e possivelmente para florestas semelhantes onde estas espécies ocorram.

Palavras-chave

Dispersão de Sementes. Espécies Estruturantes. Estrutura Fitossociológica. *Framework Species*. Grupos Funcionais.

Abstract

The regeneration under the canopy of *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* and *Tabebuia cassinoides*, tree species used in a 14 years old ecological restoration planting in a coastal swamp forest was compared. For each species, 10 individuals of three diameter classes were selected, corresponding to 30 individual per species and a total of 90 individuals. All regenerants of woody plants ≥ 10 cm in length found in a circular plot of 2 m² set up under the canopy of each individual were counted and identified whenever possible. The life form, seed dispersal syndrome and successional group were identified based on literature survey and field observations. Under the 90 individuals were sampled 1,851 regenerants of 26 taxa. Of the 22 taxa identified, 19 showed zoochoric dispersion. The most abundant species sampled were *Myrsine rubra* (42,3%), *Schinus terebenthifolius* (23%), *Psychotria carthagenensis* (11,3%), *Inga laurina* (9,8%) and *Myrcia loranthifolia* (4,9%). Regeneration was more abundant under the canopy of *Myrsine rubra* and under canopy of larger plants. From these results we can consider *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* and *Tabebuia cassinoides* as framework species for the restoration of these studied swamp forests and possibly for similar swamp forest where these species occur.

Keywords

Seed Dispersion. Framework Species. Phytosociological Structure. Functional Types.

1. Introdução

Entre as diferentes fitofisionomias de restinga, as florestas inundáveis se caracterizam pela inundação causada pelo afloramento do lençol freático (Leitão Filho, 1982). Scarano *et al.* (1998) sugeriram que estas florestas possivelmente são a fitofisionomia inundável que acumula menos experiências de restauração ecológica, processo que requer forte interferência antrópica, principalmente por conta do estabelecimento das plantas ser difícil nestes ecossistemas.

Um dos prováveis motivos para esta dificuldade está relacionado com os vários efeitos adversos da inundação nestes ambientes de águas paradas, que levam ao acúmulo de diversos elementos químicos deletérios (Ponnamperuma, 1984), diminuindo a produtividade do solo pela lixiviação de nutrientes e mudando o pH pelo aumento de íons solúveis como Fe^{++} e Mn^{++} , o que promove solos extremamente ácidos e condições estressantes para o estabelecimento e crescimento de plântulas (Silva *et al.*, 2012).

Além do aspecto pragmático de promover a recuperação da estrutura e da função dos ecossistemas, projetos de restauração ecológica podem fornecer condições ideais para testar as teorias ecológicas, incluindo o entendimento de quais atributos de um ecossistema são importantes na determinação da regeneração, do funcionamento atual e da sustentabilidade futura (Bradshaw, 1987; Young; Petersen; Clary, 2005; Hobbs, 2007; Temperton, 2007).

A regeneração tem sido usada como parâmetro para avaliação do sucesso das ações de restauração por apontar prováveis trajetórias sucessionais e evidências da sustentabilidade destas áreas (Parrota; Turnbull; Jones, 1997), sendo a síndrome de dispersão de sementes um componente crítico para o recrutamento de novas espécies, pois as limitações na chegada das sementes podem levar ao fracasso. Grombone-Guarantini e Rodrigues (2002) pontuaram que a disponibilidade de sementes de diferentes espécies de categorias sucessionais distintas, como pioneiras e secundárias, por meio de chuva de sementes ou do banco de sementes do solo, é um requisito para a sucessão ecológica em áreas degradadas e que o recrutamento que ocorrer será dentro das características individuais de cada espécie.

Em diferentes ecossistemas vêm sendo pesquisadas espécies estruturantes (*framework species*) que apresentem altas taxas de sobrevivência e crescimento em áreas degradadas, e formem densas copas que sombreiem gramíneas e forneçam recursos para atrair animais dispersores (Goosem; Tucker, 1995). O resultado esperado é que o plantio destas espécies proporcione uma rápida estruturação do ecossistema e promova e acelere a regeneração.

Em 2002, foi iniciado um plantio de restauração de floresta inundável num trecho do Parque Natural Municipal de Marapendi (PNMM), situado na região oeste da cidade do Rio de Janeiro. Até 1998, esta área estava severamente degradada devido a décadas de distúrbios antrópicos, como desmatamento, incêndios, extração de areia e invasão de espécies exóticas (Zamith; Scarano, 2010). Nove espécies arbustivas e arbóreas foram plantadas, porém, após três anos, apenas *Myrcia loranthifolia* (DC.) G. P. Burton & E. Lucas (Myrtaceae), *Myrsine rubra* M. F. Freitas & L. S. Kinoshita (Primulaceae) e *Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC. (Bignoniaceae) apresentaram resultados satisfatórios de sobrevivência e crescimento, indicando um potencial uso nas etapas iniciais de restauração destas florestas (Zamith; Scarano, 2010). Em 2006, a percentagem de sobrevivência do plantio inicial foi estimada em cerca de 43%, sendo realizado um replantio apenas com mudas destas três espécies.

Este estudo teve como objetivo analisar a estrutura do estrato de regeneração deste trecho de floresta inundável em restauração 14 anos após o plantio inicial, verificando se estas três espécies funcionam como espécies estruturantes neste ecossistema.

2. Material e Métodos

Os plantios de 2002 e 2006 foram realizados em um trecho do PNMM (23°00' S e 43°25' W), que é um parque urbano localizado na Região Oeste do município do Rio de Janeiro. Segundo dados coletados de uma estação meteorológica distante cerca de 10 km da área de estudo e disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia, para o período compreendido entre fevereiro de 2014 e setembro de 2015 (período das coletas), os valores médios anuais foram de 29,7 °C para a temperatura máxima, 20,8 °C para a temperatura mínima e 997,5 mm para precipitação. Os procedimentos de plantio das nove espécies foram descritos por Zamith e Scarano (2010).

Foram estabelecidas três classes de diâmetro para as três espécies estudadas, sendo que para *Myrcia loranthifolia* a classe de menor diâmetro incluiu indivíduos com diâmetros basais de até 5 cm, com diâmetro intermediário de 6 a 9 cm e com diâmetro maior acima de 10 cm. Para *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides* a classe de menor diâmetro incluiu indivíduos com diâmetros menores que 10 cm, com diâmetro intermediário entre 11 e 12 cm e com diâmetro maior acima de 14 cm. Uma padronização para as três espécies não foi possível devido ao menor crescimento observado para *M. loranthifolia*.

Dez indivíduos de cada classe de diâmetro de cada uma das três espécies escolhidas foram selecionados por sorteio para que a regeneração sob suas copas fosse amostrada, num total de 90 indivíduos. As amostragens foram realizadas entre fevereiro de 2014 e agosto de 2015. Parcelas circulares de 2 m² foram marcadas ao redor do caule central de cada indivíduo. Como o espaçamento original de plantio foi de 1,50 m, a escolha desta área para as parcelas evitou possível sobreposição de copas entre indivíduos vizinhos, já que o objetivo era verificar a influência de cada adulto na regeneração sob sua copa.

Todos os regenerantes de espécies lenhosas com altura ≥ 10 cm amostrados dentro de cada parcela foram marcados com anilhas numéricas, tiveram sua altura medida e, quando possível, foram identificados quanto à espécie, de acordo com APG IV (2016). Todos os regenerantes com altura ≥ 2 m foram medidos também para a obtenção do diâmetro na altura do peito (DAP = 1,30 m acima do solo).

Para cada espécie encontrada como regenerante, foram identificados o hábito, segundo Franco *et al.* (2014), o grupo sucessional, segundo Higuchi *et al.* (2006) e Franco *et al.* (2014), e a síndrome de dispersão, segundo van der Pijl (1982).

A densidade, a frequência, a dominância, o valor de importância (IVI) (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974) e os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equidade de Pielou (J') (Magurran, 2003) foram calculados para os regenerantes sob a copa das três espécies e suas classes de diâmetro.

Para a análise estatística, os dados foram logaritimizados e comparados por Anova *two-way*, seguido pelo teste *a posteriori* de Tukey, no nível de 5% de significância (Zar, 1999), com densidade, riqueza e altura total como variáveis dependentes e espécie e classe de diâmetro como variáveis independentes. A similaridade entre os regenerantes sob as diferentes espécies foi calculada pelos índices de Sorensen e Morisita Horn (Magurran, 2003). As análises estatísticas foram realizadas através dos programas *Statistica for Windows* (StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA, Release 7, 2004) e *GraphPad* (GraphPad Software, Inc., San Diego, CA, USA, Release 5, 2007).

3. Resultados

Sob os 90 indivíduos selecionados, foram amostrados 1.851 regenerantes de 26 táxons, sendo possível identificar 20 espécies e dois gêneros de 14 famílias, perfazendo uma densidade estimada de 102.722 ind.ha⁻¹. Quatro táxons foram reconhecidos apenas como morfotipos e a única espécie exótica amos-

trada foi *Syzygium cumini* (L.) Skeels (Tabela 1). Dos 22 táxons identificados, houve predominância da síndrome de dispersão zoocórica (19 espécies) e da forma de vida arbórea (11 espécies). *Myrsine rubra* foi a espécie mais abundante (42,3%), seguida de *Schinus terebenthifolius* Raddi (23%), *Psychotria carthagenensis* Jacq. (11,3%), *Inga laurina* (Sw.) Willd. (9,8%) e *Myrcia loranthifolia* (4,4%). Estas cinco espécies representaram 90,9% do estrato regenerante, evidenciando uma estrutura altamente oligárquica. A dominância destas cinco espécies foi confirmada quando a estrutura do estrato regenerante foi analisada separadamente para cada espécie estudada, onde estas espécies sempre obtiveram os cinco maiores valores de importância (Tabela 2).

Tabela 1 – Abundância de espécies regenerantes com altura ≥ 10 cm sob a copa de *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides*

N	Espécie	Família	SD	Hábito	GS
783	<i>Myrsine rubra</i> M. F. Freitas & Kin.-Gouv.	Primulaceae	Zo	Av	Si
426	<i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Zo	Ab/Av	Pi
210	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	Zo	Ab	Si / St
182	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae	Zo	Av	Si
82	<i>Myrcia loranthifolia</i> (DC.) G. P. Burton & E. Lucas	Myrtaceae	Zo	Av	St
29	<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	Au	Ab/Av	Pi
19	<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine	Myrtaceae	Zo	Av	St
18	<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	Bignoniaceae	An	Av	Si
17	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Myrtaceae	Zo	Av	
15	<i>Dalbergia ecastophyllum</i> (L.) Taub.	Fabaceae	Au	Ab	Si
14	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Zo	Ab/Av	Si
14	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	Zo	Av	Pi
13	<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	Sapindaceae	Zo	Av	St
9	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae	Zo	Ab/Av	Si
3	<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	Zo	Ab/Av	St
3	<i>Varronia curassavica</i> Jacq.	Boraginaceae	Zo	Ab	Si
2	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	Zo	Av	Pi / Si
1	<i>Annona glabra</i> L.	Annonaceae	Zo	Av	SI
1	<i>Cecropia</i> sp.	Urticaceae	Zo	Ab	Pi
1	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Zo	Ab	Si
1	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Aquifoliaceae	Zo	Ab/Av	Si
1	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Pentaphylacaceae	Zo	Av	
1	Morfotipo 1				
4	Morfotipo 2				
1	Morfotipo 3				
2	Morfotipo 4				
1.851	Total				

N = número de indivíduos amostrados; SD = Síndrome de dispersão (segundo van der Pijl, 1982): Zo = zoocórica, An = anemocórica, Au = autocórica; Hábito (segundo Franco *et al.*, 2014): Av = árvore, Ab = arbusto, Li = liana; e GS = Grupo Sucessional (segundo Higuchi *et al.*, 2006; Franco *et al.*, 2014): Pi = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia

Fonte: Elaborada pelos autores

Tabela 2 – Estrutura fitossociológica do estrato regenerante (altura ≥ 10 cm) sob copas de *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides*, mostrando as cinco espécies mais abundantes

<i>Myrcia loranthifolia</i>	N	DR	FR	DomR	IVI %
<i>Myrsine rubra</i>	193	0.43	0.20	0.26	29.72
<i>Inga laurina</i>	37	0.08	0.16	0.42	22.15
<i>Schinus terebenthifolius</i>	154	0.34	0.14	0.14	20.73
<i>Myrcia loranthifolia</i>	18	0.04	0.10	0.02	5.16
<i>Psychotria carthagenensis</i>	13	0.03	0.10	0.03	5.02
Total	415	0.92	0.70	0.87	82.78
<i>Myrsine rubra</i>	N	DR	FR	DomR	IVI %
<i>Myrsine rubra</i>	348	0.43	0.18	0.17	25.71
<i>Psychotria carthagenensis</i>	125	0.15	0.14	0.37	22.16
<i>Schinus terebenthifolius</i>	207	0.25	0.16	0.17	19.39
<i>Inga laurina</i>	60	0.07	0.18	0.17	14.29
<i>Myrcia loranthifolia</i>	14	0.02	0.07	0.02	3.65
Total	754	0.92	0.73	0.90	85.20
<i>Tabebuia cassinoides</i>	N	DR	FR	DomR	IVI %
<i>Myrsine rubra</i>	242	0.41	0.16	0.14	23.82
<i>Inga laurina</i>	85	0.14	0.16	0.36	22.29
<i>Psychotria carthagenensis</i>	72	0.12	0.12	0.13	12.24
<i>Schinus terebenthifolius</i>	65	0.11	0.11	0.14	11.94
<i>Myrcia loranthifolia</i>	50	0.09	0.12	0.10	10.41
Total	514	0.87	0.67	0.87	80.70

N = número de indivíduos; DR = densidade relativa; FR = frequência relativa; DomR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância

Fonte: Elaborada pelos autores

Foi constatada uma maior abundância de regenerantes sob a copa de *M. rubra*, mas a diversidade (H') e a equidade (J') foram levemente maiores sob a copa de *T. cassinoides* (Tabela 3). A densidade de regenerantes foi significativamente diferente sob a copa das três espécies ($F = 4,38$; $p = 0,01$), onde *M. rubra* = *T. cassinoides*, *M. rubra* > *M. loranthifolia* e *T. cassinoides* = *M. loranthifolia*, e entre as três classes de diâmetro ($F = 3,39$; $p = 0,04$), onde a maior = intermediária, maior > menor e intermediária = menor (Tabela 4). A riqueza de regenerantes foi significativamente diferente somente entre as espécies ($F = 6,89$; $p = 0,002$), onde *T. cassinoides* = *M. rubra* > *M. loranthifolia* (Tabela 4). A soma das alturas dos regenerantes, atributo usado como estimativa de dominância, mostrou diferença significativa somente entre as espécies ($F = 4,95$; $p = 0,009$), onde *T. cassinoides* = *M. rubra*, *T. cassinoides* > *M. loranthifolia* e *M. rubra* = *M. loranthifolia* (Tabela 4). Para *M. loranthifolia* a densidade de regenerantes sob a copa dos intermediários = maiores, intermediários > menores e maiores = menores ($F = 4,67$; $p = 0,02$). A riqueza e a soma das alturas não mostraram diferenças entre as classes de diâmetro. Para *M. rubra* e *T. cassinoides* nenhuma diferença significativa foi encontrada para densidade, riqueza e soma das alturas dos regenerantes (Tabela 4).

Tabela 3 – Espécies lenhosas regenerantes (altura ≥ 10 cm) sob a copa de *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides*

Espécies		
<i>Myrcia loranthifolia</i>	N	451
	S	18
	H'	1,56
	J'	0,54
<i>Myrsine rubra</i>	N	812
	S	16
	H'	1,61
	J'	0,58
<i>Tabebuia cassinoides</i>	N	518
	S	19
	H'	1,91
	J'	0,65

N = número de indivíduos; S = riqueza; H' = índice de diversidade Shannon; e J' = índice de equidade de Pielou

Fonte: Elaborada pelos autores

Tabela 4 – Médias e desvio padrão de densidade, riqueza e soma das alturas das espécies lenhosas regenerantes (altura ≥ 10 cm) amostradas sob 10 indivíduos de cada classe de diâmetro de *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides*

Espécies	Classes de diâmetro	Densidade (indivíduo.m ⁻²)	Riqueza	Soma das alturas (cm)
<i>Myrcia loranthifolia</i>	menor	3,2 ± 2,9	2,3 ± 2,1	256,7 ± 289,0
	intermediária	26,2 ± 26,5	3,4 ± 1,4	878,5 ± 670,3
	maior	15,7 ± 16,1	3,5 ± 1,3	823,9 ± 683,2
<i>Myrsine rubra</i>	menor	23,1 ± 22,9	4,3 ± 3,2	1029,8 ± 1109,0
	intermediária	19,1 ± 10,3	4,5 ± 2,0	830,7 ± 672,1
	maior	39 ± 58,5	4,9 ± 1,5	1701,4 ± 1860,9
<i>Tabebuia cassinoides</i>	menor	20,7 ± 25,9	5,0 ± 2,1	1335 ± 841,4
	intermediária	13,3 ± 8,0	4,7 ± 1,8	852,3 ± 783,8
	maior	24,8 ± 19,0	4,9 ± 1,5	1700,6 ± 1165,9

Fonte: Elaborada pelos autores

A regeneração sob a copa de todas as espécies estimadas pelo índice de Sorensen mostrou maior similaridade entre *M. rubra* e *T. cassinoides* e menor similaridade entre *M. loranthifolia* e *T. cassinoides* e entre *M. loranthifolia* e *M. rubra*. Estas similaridades foram mais baixas para regenerantes com alturas ≥ 30 cm e ≥ 100 cm (Tabela 5). Quando a abundância foi considerada através do índice de Morisita-Horn, foi observada maior similaridade entre *M. loranthifolia* e *M. rubra* e menor similaridade entre *M. loranthifolia* e *T. cassinoides*. Porém, para os regenerantes com altura ≥ 30 cm, a similaridade foi mais baixa e *M. loranthifolia* e *T. cassinoides* mostraram maior similaridade e *M. loranthifolia* e *M. rubra*, menor similaridade. O mesmo padrão foi observado para os regenerantes com altura ≥ 100 cm, com menores valores de similaridade (Tabela 5).

Tabela 5 – Índices de similaridade de Sorensen e de Morisita-Horn entre os regenerantes de espécies lenhosas sob a copa de *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassinoides*

	Similaridade	altura ≥ 10	altura ≥ 30	altura ≥ 100
<i>Myrcia loranthifolia</i> x <i>Myrsine rubra</i>	Sorensen	0,70	0,73	0,57
	Morisita-Horn	0,95	0,47	0,31
<i>Myrcia loranthifolia</i> x <i>Tabebuia cassinoides</i>	Sorensen	0,70	0,69	0,47
	Morisita-Horn	0,87	0,79	0,75
<i>Myrsine rubra</i> x <i>Tabebuia cassinoides</i>	Sorensen	0,86	0,85	0,73
	Morisita-Horn	0,93	0,75	0,64

Critério de inclusão: altura ≥ 10 cm, ≥ 30 cm e ≥ 100 cm

Fonte: Elaborada pelos autores

4. Discussão

Metade das espécies encontradas regenerando sob as copas das três espécies tem hábito arbóreo, sugerindo que a floresta estudada já passou do estágio sucessional inicial para um estágio intermediário. Florestas em estágios mais avançados apresentam grande quantidade de espécies secundárias, iniciais e tardias nos bancos de sementes e plântulas, com menor quantidade de pioneiras (Scoti *et al.*, 2011), caso da área de estudo, pois o número de regenerantes de espécies pioneiras não passou de 20%.

O dossel, embora de altura bastante variável, já proporciona certo nível de sombreamento, resultando na eliminação das gramíneas e ciperáceas invasoras, que constituíam as principais barreiras para a sucessão ecológica. Apenas uma espécie invasora, *Syzygium cumini*, foi amostrada e alguns indivíduos de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit foram registrados no entorno, sugerindo certa resistência do ecossistema às invasões biológicas. Cabe ressaltar também o aparecimento de *Aristolochia trilobata* L., liana ameaçada de extinção, e da epífita *Tillandsia* sp. no sub-bosque desta floresta, sugerindo que, aos poucos, novas espécies de diferentes formas de vida estão regenerando na área.

A predominância de espécies zoocóricas no plantio foi decisiva para o recrutamento de novas espécies nativas das florestas inundáveis de restinga. Considerando os regenerantes das quatro espécies zoocóricas do plantio inicial, *M. loranthifolia*, *Myrsine rubra*, *Myrcia multiflora* (Lam.) DC e *Psidium cattleianum* Sabine, e da única espécie anemocórica, *T. cassinoides*, cuja dispersão das sementes pode ter tido origem autóctone a partir dos adultos plantados, as outras 15 espécies zoocóricas e as duas autocóricas identificadas no estrato regenerante tiveram origem alóctone, sendo dispersadas para a área devido à atividade de agentes dispersores.

A zoocoria é considerada a síndrome de dispersão mais importante porque as sementes são levadas para longe da planta mãe, evitando competição e predação (Athiê; Dias, 2012; Venzke *et al.*, 2014). Hartshorn (1980) destacou a dispersão por pássaros como a principal (cerca de 70%), seguida por morcegos (cerca de 20%) e por mamíferos terrestres (cerca de 10%).

Derroire, Coe e Healey (2016) reportaram maior proporção de indivíduos zoocóricos regenerando sob árvores com a mesma síndrome de dispersão. Entretanto, neste estudo, a proporção de regenerantes zoocóricos sob *T. cassinoides* (95,25%) foi similar à proporção encontrada sob *M. rubra* (94%) e *M. loranthifolia* (92,8%). Em estudo de regeneração sob a copa de seis espécies em mata ciliar, Melo *et al.* (2015) esperavam que a dispersão zoocórica fosse o principal atributo funcional, favorecendo a chegada

de novas espécies pela atração da fauna dispersora de sementes. Porém, os autores não observaram diferença significativa de riqueza nem densidade de regenerantes sob espécies de dispersão zoocórica e não zoocórica. A riqueza foi maior sob a copa de espécies decíduas do que sob a copa de espécies perenifólias, e a densidade de regenerantes aumentou conforme crescia o porte da árvore e a altura de sua copa baixa. Os autores inferiram que a síndrome de dispersão não foi um atributo funcional determinante, sugerindo maior importância do regime de renovação foliar e da arquitetura de copa na escolha de espécies para ações de restauração.

Gandolfi *et al.* (2007) pontuaram que, quando as espécies decíduas perdem suas folhas, os níveis de radiação fotossinteticamente ativa sob suas copas são sete vezes maiores do que aqueles registrados sob um dossel perene, destacando que a arquitetura e a densidade das copas, assim como a morfologia, anatomia e fenologia das folhas também influenciam a luz que atravessa a copa. Neste estudo, *T. cassioides*, devido à sua arquitetura de copa e semicaducifolia, parece estar contribuindo de forma relevante para a atração de dispersores e, principalmente, facilitando o recrutamento de espécies não tolerantes à sombra abaixo de sua copa, caso de *Inga laurina*, mais abundante sob esta espécie (16,5% dos regenerantes) do que sob *M. rubra* (7,9%) e *M. loranthifolia* (8,9%). Portanto, a simples presença de espécies de dispersão zoocórica não garante grande regeneração sob suas copas, pois a arquitetura e o tamanho do dossel, o abastecimento alimentar, o local de refúgio e a nidificação também exercem influência para a atração dos dispersores (McDonald *et al.*, 2016).

A luz é um dos principais fatores que influem na dinâmica da regeneração (Whitmore, 1989). Este filtro ecológico não impede a chegada de espécies via dispersão de sementes, mas o seu recrutamento. Plantas heliófilas, como as utilizadas inicialmente no plantio, são importantes na fase inicial do processo de sucessão, principalmente em áreas que sofreram grande interferência antrópica, pois seu sucesso no estabelecimento e no crescimento possibilitam modificações nas condições abióticas e bióticas, favorecendo o ingresso de espécies tolerantes à sombra e que atuam na formação do sub-bosque (Gandolfi *et al.*, 2007).

As espécies perenifólias têm as características funcionais mais importantes para modificar as condições estressantes do ambiente. Como não há perda de folhas, a sombra formada por essas espécies favorece a germinação e o estabelecimento de regenerantes intolerantes à luz. Porém, as espécies decíduas, onde as folhas caem em determinados períodos do ano, são importantes no processo de regeneração, pois proporcionam a passagem da luz, formando microssítios seguros e favorecendo a entrada e o estabelecimento de regenerantes heliófilos (Elliott *et al.*, 2003; Pakkad *et al.*, 2003; McDonald *et al.*, 2016). O microssítio foi descrito por Harper *et al.* (1961) como sendo um local com condições ecológicas favoráveis para a germinação e o crescimento das mudas.

Sob a copa de *M. loranthifolia*, foi observada maior abundância de *M. rubra* e *S. terebinthifolius*, duas espécies heliófilas regenerando sob uma espécie perenifólia, porém de arquitetura de copa pouco densa. Sob a copa de *M. rubra*, também perenifólia, porém com arquitetura de copa mais ampla e densa, foi amostrada maior abundância de *Psychotria carthagenensis*, tolerante à sombra, característica do sub-bosque e típica de florestas em estágios mais avançados de sucessão. Rother *et al.* (2013) discutiram estes possíveis gargalos para o desenvolvimento dos regenerantes, baseados no tipo de ambiente disponível sob indivíduos de copas heterogêneas. A menor similaridade obtida sob a copa das três espécies, quando o critério de inclusão considera regenerantes com maior altura, sugere que as diferentes condições criadas pela copa de cada espécie estão influenciando a regeneração em curso na área.

A classe de diâmetro, atributo usado neste estudo para estimar o porte do indivíduo adulto, teve efeito na densidade de regenerantes e na dominância, estimada através da soma das alturas dos regenerantes. Indivíduos maiores tiveram maiores abundância e dominância sob suas copas, sugerindo que possibilitaram chances melhores para o recrutamento e o crescimento.

Os resultados deste estudo mostram que as espécies têm diferentes habilidades de modificar as condições do meio, facilitando a regeneração abaixo de sua copa. Seus diferentes atributos funcionais são determinantes de uma menor ou maior possibilidade de catalisar ou favorecer o recrutamento e o estabelecimento de novas espécies (Goosem; Tucker, 1995; Parrotta; Turnbull; Jones, 1997; Carnevale; Montagnini, 2002; Holl; Aide, 2011; Thijs *et al.*, 2014; Lameira *et al.*, 2019).

5. Conclusões

No presente estudo, apenas três espécies nativas, *Myrcia loranthifolia*, *Myrsine rubra* e *Tabebuia cassioides*, propiciaram a recuperação da estrutura da floresta de restinga inundável do PNMM e a regeneração de 26 táxons sob as suas copas, 14 anos após o plantio inicial. Estes resultados sugerem que elas podem ser reconhecidas como espécies estruturantes (*framework species*) para a restauração destas florestas inundáveis, como possivelmente para outras florestas semelhantes onde estas espécies ocorreram, e confirmam que, desde que as espécies sejam corretamente selecionadas, o plantio de mudas é uma estratégia apropriada para a recomposição da estrutura da vegetação e a atração de dispersores de sementes.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado concedida à RAPD; ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ecossistemas Costeiros da Universidade Federal Fluminense; e à Prefeitura do Rio de Janeiro.

Referências

- ATHIÊ, S.; DIAS, M. M. Frugivoria por aves em um mosaico de floresta estacional semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 84-93, mar. 2012.
- BRADSHAW, A. D. Restoration: an acid test for ecology. In: JORDAN, W. R.; GILPIN, M. E.; ABER, MR. J. D. (ed.). **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. p. 23-29.
- CARNEVALE, N. J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 163, p. 217-227, 2002.
- DERROIRE, G.; COE, R.; HEALEY J. R. Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 4, p. 679-691, 30 mar. 2016.
- ELLIOTT, S.; NAVAKITBUMRUNG, P.; KUARAK, C.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V.; BLAKESLEY, D. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. **Forest Ecology and Management**, v. 184, n. 1-3, p.177-191, oct. 2003.
- FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, G. A.; MIRANDA NETO, A. Estrato de regeneração natural de um trecho de floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 1, p. 31-40, fev. 2014.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v. 64, n. 4, p. 433-438, aug. 2007.
- GOOSEM, S. P.; TUCKER, N. I. J. **Repairing the rainforest**: theory and practice of rainforest re-establishment in North Queensland's Wet Tropics. Australia: Wet Tropics Management Authority, 1995.

GROMBONE-GUARANTINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in South-Eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 5, p. 759-774, 2002.

HARPER, J. L.; CLATWORTHY, J. N.; MCNAUGHTON, I. H.; SAGAR, G. R. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. **Evolution**, v. 15, p. 209-227, jun. 1961.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v. 12, n. 2, supl.: Tropical Succession, p. 23-30, jun. 1980.

HIGUCHI, P.; REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; PINHEIRO, A. L.; SILVA, C. T.; OLIVEIRA, C. H. R. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Minas Gerais, v. 30, n. 6, p. 893-904, 2006.

HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, jun. 2007.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 15 may 2011.

LAMEIRA, L. L.; FERREIRA, F. C. G.; FILARDI, R. A. E.; QUEIROZ, J. M.; SANSEVERO, J. B. B. Plant-canopy effects on natural regeneration in sites under restoration: do tree species matter? **Floresta e Ambiente**, v. 26, spe n. 1, e20180398, 2019.

LEITÃO FILHO, H. F. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. **Silvicultura**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 197-206, 1982.

MAGURRAN, A. **Measuring biological diversity**. London: Blackwell Publishing, 2003.

MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. **International standards for the practice of ecological restoration: including principles and key concepts**. Washington, DC: Society for Ecological Restoration, 2016.

MELO, A. C. G.; DARONCO, C.; RÉ SCORZONI, D.; DURIGAN, G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, v. 43, n. 106, p. 333-344, jun. 2015.

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

PAKKAD, G.; TORRE, F.; ELLIOTT, S.; BLAKESLEY, D. Selecting seeds trees for a forest restoration program: a case study using *Spondias axillaris* Roxb (Anacardiaceae). **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-3, p. 363-370, 3 sept. 2003.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalysing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 1-7, dec. 1997.

PONNAMPERUMA, F. N. Effects of flooding on soils. In: KOZLOWSKI T. T. (ed.). **Flooding and plant growth**. New York: Academic Press, 1984. p. 9-45.

ROTHER, D. C.; JORDANO, P.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: a comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, n. 2, p. 86-96, 20 apr. 2013.

SCARANO, F. A.; RIOS, R. I.; ESTEVES F. A. Tree species richness, diversity and flooding regime: case studies of recuperation after anthropic impact in Brazilian flood-prone forests. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 24, p. 223-235, 1998.

SCCOTI, M. S. V.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 21, n. 3, p. 459-472, jul./sep. 2011.

SILVA A. C.; HIGUCHI, P.; VAN DEN BERG, E.; NUNES, M. H.; CARVALHO, D. A. **Florestas inundáveis**: ecologia, florística e adaptações das espécies. Lavras, MG: Ed. UFLA, 2012.

TEMPERTON, V. K. The recent double paradigm shift in restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 344-347, jun. 2007.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, may 2016.

THIJS, K. W.; AERTS, R.; VAN DE MOORTELE, P.; MUSILA, W.; GULINCK, H.; MUYS, B. Contrasting cloud forest restoration potential between plantations of different exotic tree species. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 4, p. 472-479, jul. 2014.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1982.

VENZKE, T. S.; MARTINS, S. V.; NERI, A. V.; KUNZ, S. H. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da Mata Atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 3, p. 403-413, 2014.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, jun. 1989.

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

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a coastal swamp forest in southeast Brazil. **Wetlands Ecology and Managements**, v. 18, p. 435-448, 2010.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999.

Sobre os autores

Ricardo Arthur Pugialli Domingues

Doutor e mestre em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros pela Universidade Federal Fluminense (UFF) e graduado em Ciências Biológicas (licenciatura e bacharelado) pela Universidade Santa Úrsula. É consultor autônomo, com experiência nas áreas de Zoologia, com ênfase em Conservação, Reprodução e Cultivo de Espécies Aquáticas, e Botânica, com ênfase em Ecologia de Restingas. Atua na área de restauração ecológica e regeneração natural.

ID Lattes: 8250251216641245

Luiz Roberto Zamith

Doutor e mestre em Ecologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro e graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Santa Úrsula. É professor associado III do Departamento de Biologia Geral do Instituto de Biologia e integrante do Laboratório de Ecologia Animal e Vegetal da Universidade Federal Fluminense.

ID Lattes: 7603294946837015