

# Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil

Kwok Chiu Cheung<sup>1</sup>, Márcia C. M. Marques<sup>2</sup> e Dieter Liebsch<sup>2,3</sup>

Recebido em 05/08/2008. Aceito em 05/03/2009

**RESUMO** – (Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa no Sul do Brasil). A conversão de áreas florestais em pastagens constitui uma das atividades que mais degradam a Floresta Ombrófila Densa. Neste estudo, avaliaram-se áreas de pastagens abandonadas há oito, 14, 48, 50 e 96 meses, em Antonina (Estado do Paraná, 25°19'15" S e 45°24'24" W), com o objetivo de verificar se a presença da cobertura herbácea diminui a regeneração natural das espécies arbóreas. Foram identificadas as espécies e avaliada a biomassa de espécies herbáceas (em 24 parcelas de 1 m<sup>2</sup>) e volume das espécies lenhosas (altura igual ou superior a 1 m; 24 parcelas de 25 m<sup>2</sup>). Nas cinco áreas estudadas foram amostradas 59 espécies herbáceas (1.062 indivíduos), das quais, a maioria (95%) era exótica (incluindo *Brachiaria decumbens* e *B. humidicola*). Para a comunidade de hábito arbustivo-arbóreo, foram amostradas 104 espécies (2.234 indivíduos). Houve significativa modificação florística e estrutural da vegetação nos primeiros quatro anos após o abandono das pastagens. O desenvolvimento da vegetação lenhosa foi inversamente relacionado à presença de espécies herbáceas, o que sugere que a cobertura vegetal promovida pelas ervas, principalmente *B. decumbens*, seja um dos fatores que influenciam negativamente a regeneração natural. Estes resultados sugerem que práticas de manejo que incluam a remoção ou redução dos efeitos de *Brachiaria* spp sejam necessárias na restauração de pastagens abandonadas.

**Palavras-chave:** Espécies exóticas, Floresta Atlântica, Restauração ecológica, Sucessão secundária

**ABSTRACT** – (Relationship between herbaceous vegetation and regeneration of woody species in abandoned pastures in the Atlantic Rain Forest in Southern Brazil) – Deforestation and conversion of forests to pasture is one of the most degrading activities impacting the Atlantic Rain Forest. We analyzed pastures abandoned for 8, 14, 48, 50 and 96 months in Antonina (Paraná state; 25°19'15" S; 45°24'24" W) to verify if herb cover reduces the natural regeneration of the Atlantic forest. We identified species and assessed shoot biomass of herbaceous species (in 24 1 m<sup>2</sup> plots), and calculated the volume of all woody species (height ≥ 1m; in 24 25 m<sup>2</sup> plots). We collected 59 herbaceous species (1,062 individuals) most of which were allochthonous species (95%), including *Brachiaria decumbens* and *B. humidicola*. We also sampled 104 woody species (2,234 individuals). There were significant floristic and structural changes in the community during the first four years since the pasture was abandoned. Woody vegetation development was negatively related to herb species' biomass, suggesting that grasses (*B. decumbens*) inhibited forest regeneration. Our results suggested that management, including *Brachiaria* spp removal, is necessary for the restoration of abandoned pastures in the Atlantic Forest region.

**Key words:** Alien species, Atlantic Forest, Ecological restoration, Secondary succession

## Introdução

A mudança da paisagem provocada pelo avanço das fronteiras agropecuárias e a conversão das florestas tropicais em áreas de pastagens é um importante fator de degradação deste ecossistema (Pimm & Raven 2000; Aide *et al.* 2000, Guariguata & Ostertag 2001; Aguiar *et al.* 2005). A implantação de pastagens inclui a remoção total da vegetação, aragem do solo e introdução de gramíneas forrageiras (Hetch 1993). Com isso, a estrutura e funcionamento do ecossistema são alterados (Kaimowitz 2002), refletindo nas interações ecológicas e diversidade regional (Holl 1999).

A mudança de atividades agropecuárias devido a fatores econômicos e sociais é um aspecto comum nas paisagens tropicais (Ferretti & Britez 2006). Nesta situação, áreas de pastagem são freqüentemente abandonadas, dando início à sucessão secundária, onde espécies herbáceas, arbustivas e lenhosas são gradativamente adicionadas e substituídas na comunidade, no tempo e no espaço (Guariguata & Ostertag 2001). A velocidade e eficiência da regeneração natural dependem de vários fatores, entre os quais, a disponibilidade de propágulos no solo e em fragmentos próximos (Holl *et al.* 2000; Cubinã & Aide 2001), a capacidade de cobertura das espécies pioneiras (Guariguata & Ostertag 2001), o nível

de impacto no solo (Guariguata & Ostertag 2001), o período do ano em que a pastagem foi abandonada e a capacidade de crescimento e permanência da espécie de forrageira utilizada (Vieira & Pessoa 2001). Assim, a regeneração em pastagens envolve um complexo ajuste entre o nível de impacto causado pela cultura das forrageiras e a capacidade de estabelecimento das novas espécies.

Durante a sucessão secundária em pastagens, uma série de espécies herbáceas autóctones (incluindo gramíneas) estabelecem-se nos primeiros meses após o abandono (Castellani & Stubblebine 1993; Sá 1996; Vieira & Pessoa 2001). Estas são, em geral, espécies ruderais (*sensu* Grime 1977) ou de ocorrência ampla que permaneceram no solo, no banco de sementes, ou propagam-se por meio de rizomas, e que rapidamente cobrem a área quando a pressão de pastoreio é reduzida. Os efeitos destas espécies sobre a regeneração das espécies florestais são ainda muito pouco conhecidos. Se o investimento em biomassa for alto, poderia gerar uma maior cobertura do solo, dificultando a germinação das sementes e estabelecimento das plantas das espécies arbóreas. Por outro lado, se a cobertura vegetal de tais espécies for pouco significativa, poderia promover uma mudança de hábitat (sombreamento, redução de temperatura do solo, etc), favorecendo a instalação das espécies arbóreas. Portanto,

<sup>1</sup> Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande, MS, Brasil

<sup>2</sup> Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Curitiba, PR, Brasil

<sup>3</sup> Autor para Correspondência: dieterliebsch@yahoo.com.br

avaliar as mudanças de biomassa da cobertura herbácea comparativamente ao estabelecimento das espécies florestais pode ser um importante passo para práticas de manejo de pastagens abandonadas.

As gramíneas introduzidas como forrageiras no Brasil são, em geral, originárias das savanas africanas (Reaser *et al.* 2005), apresentando crescimento rápido em locais abertos e de plena exposição ao sol (Vieira & Pessoa 2001; Moraes & Pereira 2003). Estudos sugerem que os efeitos negativos de gramíneas invasoras na regeneração de espécies lenhosas, devem-se, entre outros motivos, ao sombreamento das plântulas de árvores e arbustos (Holl 2002; Florentine & Westbrooke 2004). Embora este fator possa inibir o estabelecimento de espécies nativas, a avaliação quantitativa das relações entre espécies exóticas e a regeneração de lenhosas nativas, bem como suas mudanças no decorrer do tempo são pouco abordadas (Florentine & Westbrooke 2004). Medir tais variações é um importante passo para compreender a regeneração natural e estabelecer protocolos para aceleração da restauração ecológica em áreas florestais (Aide *et al.* 1995; Holl 1999; Otero-Arnaiz *et al.* 1999; Aide *et al.* 2000).

Assim como outras florestas tropicais, a Floresta Ombrófila Densa vem sofrendo intensa exploração de seus recursos, restando, atualmente, cerca de 7% de sua cobertura original (S.O.S. Mata Atlântica 1998). Uma importante porcentagem da área suprimida nas últimas décadas foi convertida em pastagem (Galindo-Leal & Câmara 2003), ocasionando fragmentação da paisagem e conseqüente alteração dos processos ecológicos nos remanescentes. No litoral do Paraná, a conversão de florestas em pastagens iniciou-se na década de 1950 e devido às mudanças sócio-econômicas regionais e à exaustão do solo decorrente do uso pecuário intensivo, houve abandono de amplas áreas de pastagem e a busca de novos locais para cultivo, o que gerou mosaicos de áreas em regeneração natural (Ferretti & Brites 2006).

Assim, este trabalho analisou áreas de pastagens abandonadas há oito, 14, 48, 50 e 96 meses, em Antonina (PR), com o objetivo de verificar se a presença da cobertura herbácea altera negativamente a regeneração da Floresta Ombrófila Densa. Buscou-se responder às perguntas: a) Qual a composição de espécies herbáceas (nativas e exóticas) e lenhosas após o abandono da pastagem? b) Como varia a biomassa de espécies herbáceas nativas e exóticas e o volume de espécies lenhosas após o abandono? c) Há relação negativa entre a regeneração natural (riqueza, densidade e volume de espécies lenhosas) da comunidade florestal e a cobertura vegetal herbácea (espécies exóticas ou nativas)?

## Material e métodos

Área de estudo - O estudo foi realizado em áreas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (20 - 30 m de altitude), em Antonina, Paraná (25°19'15" S e 45°42'24" W). A áreas estão incluídas na Reserva Particular do Patrimônio Particular (RPPN) Estadual Reserva Natural do Rio Cachoiera, com 8.600 ha, que se localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba, maior remanescente contínuo da Floresta Ombrófila Densa no Brasil (Ferretti & Brites 2006). O clima da região, segundo o sistema

de classificação de Köppen, é chuvoso tropical sempre úmido Af(t), com temperatura média de 21 °C e precipitação média anual de 2.000 mm a 3.000 mm. As menores precipitações ocorrem no final do outono e inverno (de abril a agosto), enquanto que os maiores volumes de chuva ocorrem no verão (dezembro a março). A umidade média do ar é de 85%, com pouca variação ao longo do ano (Ferretti & Brites 2006).

Historicamente, a região apresenta forte atividade agropecuária. A partir da década de 1970, iniciou-se a criação de búfalos asiáticos. Com isso, grande parte de áreas florestais foram convertidas em pastagens com utilização das gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria* (Ferretti & Brites 2006). Parte destas pastagens foi abandonada em diferentes épocas e a floresta nativa foi, progressivamente, regenerando naturalmente (Ferretti & Brites 2006).

Neste estudo, cinco áreas de pastagem abandonadas há oito, 14, 48, 50 e 96 meses foram escolhidas, com base em registros fotográficos aéreos da região e em entrevistas com moradores locais sobre o histórico de uso das áreas. Todos os locais selecionados para as amostragens foram submetidos à mesma técnica de implantação da pastagem (retirada da vegetação, mecanização do solo para retirada de raízes e sementeira de forrageiras exóticas do gênero *Brachiaria*). Essas áreas eram originalmente cobertas por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e apresentam o mesmo tipo de solo (CAMBISSOLOS) (Ferretti & Brites 2006). Em todos os casos, a distância das áreas amostradas aos remanescentes de floresta mais próximos é relativamente pequena (inferior a 1 Km).

Coleta dos dados - Em cada área foi demarcada uma parcela de 1.200 m<sup>2</sup>, na qual foi estabelecido um gride de 48 sub-parcelas de 5 m x 5 m. Em cada gride foram sorteadas 24 sub-parcelas, onde os estudos da cobertura de espécies herbáceas e da regeneração natural foram conduzidos. Para o estudo da cobertura do estrato herbáceo, em cada uma das 24 sub-parcelas, foi estabelecido um quadrado de 1 m<sup>2</sup>. Dentro desse quadrado, todo o material referente às espécies de ervas terrestres e ervas lianescentes foram coletados desde o nível do solo (somente partes aéreas). Devido à ocorrência de propagação vegetativa em muitas destas espécies, para efeitos de estimativa de abundância, foram considerados como indivíduos aqueles que não apresentavam ligação aparente com outros da mesma espécie dentro da parcela. No laboratório, o material coletado foi desidratado em estufa a 60°C por 48 horas. Após a secagem, as amostras foram pesadas em balança semi-analítica para quantificar a biomassa total da parte aérea de cada amostra. Os espécimens coletados foram determinados e categorizados em "espécies nativas" (de ocorrência e origem local) ou "espécies exóticas" (proveniente de outras regiões), segundo banco de dados do "Missouri Botanical Garden", Missouri, EUA (MBG 2008). No caso das espécies exóticas, além das espécies de gramíneas forrageiras, foram incluídas as demais espécies herbáceas alóctones presentes na área para o cálculo da biomassa, considerando que também podem exercer efeito negativo na regeneração natural.

Para avaliar a regeneração de espécies lenhosas, todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com altura igual ou maior que 1 m nas 24 sub-parcelas foram amostrados. As espécies foram identificadas (coletadas, quando necessário) e as medidas de altura e diâmetro da base foram registradas. Foi calculado o volume de cada indivíduo lenhoso amostrado, para obter a estimativa da biomassa de cada indivíduo. Utilizou-se a fórmula (Tilki & Fisher 1998):  $\text{Volume} = d^2 \cdot h \cdot 0,4$ , onde: h = altura; d = diâmetro; 0,4 = fator de correção.

A determinação das espécies foi feita com base em consulta bibliográfica, comparação com material depositado no herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB) e consulta a especialistas. Foi adotado o sistema de classificação do APG II (APG II 2003) para designação das famílias e a base de dados do Missouri Botanical Garden (MBG 2008) para confirmação da grafia dos nomes e sinonímias.

Análise dos dados - Em cada área foram calculados os valores totais e médios da biomassa da parte aérea (espécies herbáceas) e do volume (espécies lenhosas). As médias foram comparadas por ANOVA e as diferenças entre pares de dados analisados por teste a posteriori Tukey-Kramer, (Zar 1999). Os dados foram transformados (log) para assumir as premissas de homogeneidade das amostras do teste (Zar 1999). Para testar se havia relação entre a presença de espécies herbáceas e a regeneração de espécies lenhosas, foram feitas regressões entre os valores de biomassa total (espécies exóticas e nativas) e a riqueza, densidade e volume totais de árvores e arbustos. Em todos os casos, as regressões foram ajustadas (modelos linear ou quadrático) conforme o maior valor do coeficiente de regressão (Zar 1999).

## Resultados

Nas cinco áreas estudadas, foram amostrados 1.062 indivíduos de 59 espécies herbáceas, das quais, em maioria (95%), eram espécies nativas (Tab. 1). Apenas *Bracharia decumbens* Stapf (Poaceae), *B. humidicola* (Rendle) Schweick. (Poaceae) e *Hedichyum coronarium* J. König (Zingiberaceae) foram categorizadas como exóticas. Para o estrato arbustivo-arbóreo, foram amostrados 2.234 indivíduos de 104 espécies (nove espécies arbustivas e 95 arbóreas) e apenas uma espécie lenhosa exótica, *Psidium guajava* L. (Tab. 1). A área com 96 meses apresentou maior número total de espécies, seguida pelas áreas com 48 e 14 meses. As espécies lenhosas com maior abundância (Tab. 1) foram *Miconia cinerascens* var. *robusta* Wurdack (301 indivíduos), *Vernonia beyrichii* Less. (242), *Solanum*

*aspero-lanatum* Ruiz & Pav. (260), *Senna multijuga* (Rich.) H.S. Irwin & Barneby (205) e *Hyeronima alchorneoides* Allemão (139).

Observaram-se mudanças nas abundâncias das espécies dominantes com o tempo de abandono da pastagem. Enquanto as áreas recém-abandonadas (oito e 14 meses) apresentaram várias espécies de gramíneas exóticas (Tab. 1), a área com 96 meses de abandono apresentou como espécies dominantes, uma espécie do gênero *Calathea* (Marantaceae) e *Blechnum brasiliensis* Desv. As áreas recém abandonadas (oito e 14 meses) eram ocupadas por espécies arbustivas (Tab. 1), como *V. beyrichii*, *S. aspero-lanatum* e *Acnistus arborescens* (L.) Schltld., enquanto que os locais com maior tempo de abandono (48, 50 e 96 meses) eram dominados pelas arbustivas *S. multijuga*, *H. alchorneoides* e *Tibouchina pulchra* Cogn.

Tabela 1. Lista de espécies e abundância em cinco áreas de em áreas de pastagens abandonadas, Antonina, PR. Hab = hábito (av – árvore, ab – arbusto, er - erva). \* espécie exótica.

Família	Espécie	Hab	Tempo de abandono (meses)				
			8	14	48	50	96
ANGIOSPERMAS							
Annonaceae	<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	av	-	-	-	-	2
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	av	-	21	1	-	-
Aquifoliaceae	<i>Ilex theazans</i> Mart.	av	-	1	-	-	-
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	av	-	-	-	-	3
Arialiaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	av	-	-	-	-	4
Asteraceae	<i>Vernonia beyrichii</i> Less.	ab	166	65	2	9	-
	<i>Vernonia</i> sp	ab	-	24	-	-	-
	Indeterminada 1	er	8	10	-	3	-
	Indeterminada 2	er	8	5	4	13	-
	Indeterminada 3	er	-	-	-	1	-
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	av	-	-	-	-	3
	<i>Jacaranda</i> sp	av	-	-	-	-	1
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	av	-	1	-	-	-
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp	er	1	11	3	22	-
Costaceae	<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	er	-	-	3	1	3
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	av	-	-	-	-	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp	av	-	-	-	-	1
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	av	-	-	4	-	-
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	av	-	-	-	2	3
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	av	-	-	4	-	7
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	av	1	7	1	12	-
Fabaceae	<i>Andira anthelminthica</i> Benth.	av	-	-	-	-	2
	<i>Cassia sylvestris</i> Vell.	av	-	-	-	-	6
	<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart	av	-	1	-	-	12
	<i>Desmodium</i> sp	er	30	7	3	20	1
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	av	-	2	-	-	-
	<i>Inga marginata</i> Willd.	av	-	2	-	-	-
	<i>Inga</i> sp	av	-	-	-	1	25
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	av	-	-	1	-	-
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	av	-	-	-	-	2
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	av	-	-	1	-	-
	<i>Pseudoptadenia warmingii</i> (Benth.) G.P. Lewis & M.P. Lima	av	-	-	4	-	2
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	av	-	-	-	1	-
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	av	-	2	170	29	4

Continua

Tabela 1 (Continuação).

Família	Espécie	Hab	Tempo de abandono (meses)				
			8	14	48	50	96
Iridaceae	Indeterminada	er	-	-	-	3	1
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	av	-	-	12	-	-
	<i>Vitex</i> sp	av	-	-	1	-	-
	Indeterminada 1	er	-	-	1	-	-
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	av	-	-	-	-	1
	<i>Nectandra leucantha</i> Nees & Mart.	av	3	26	-	-	2
	<i>Nectandra mollis</i> (Kunth) Nees	av	2	10	2	2	3
	<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	av	-	3	-	-	1
	<i>Ocotea</i> sp	av	-	2	-	-	-
Malvaceae	<i>Pavonia</i> sp	ab	4	44	-	-	-
Marantaceae	<i>Calathea</i> sp	er	-	-	-	-	14
	Indeterminada	er	-	-	1	-	8
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	er	1	4	1	-	2
	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	er	-	2	9	-	1
	<i>Leandra dasytricha</i> (A. Gray) Cogn.	ab	-	-	1	-	3
	<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	av	-	-	3	-	2
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	av	-	-	11	-	-
	<i>Miconia cinerascens</i> var. <i>robusta</i> Wurdack	av	-	2	75	1	230
	<i>Ossaea</i> sp	er	-	2	3	-	2
	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	av	-	-	61	-	76
	<i>Tibouchina trichopoda</i> Baill.	av	-	-	1	-	2
	Indeterminada 1	er	-	-	1	-	-
	Indeterminada 2	er	-	-	2	-	-
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	av	-	-	-	-	4
	<i>Trichilia</i> sp	av	-	5	-	-	-
Moraceae	<i>Ficus</i> sp	av	-	2	-	-	1
	<i>Morus nigra</i> L.*	av	-	3	-	-	-
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	av	-	-	-	-	1
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	av	-	-	-	-	2
	<i>Mollinedia</i> sp	av	-	-	-	-	1
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	av	6	22	54	19	31
Myrtaceae	<i>Calycorectes australis</i> D. Legrand	av	-	-	-	-	1
	<i>Campomanesia neriiflora</i> (O. Berg) Nied.	av	-	3	-	1	2
	<i>Eugenia burkartiana</i> (D. Legrand) D. Legrand	av	-	-	-	-	1
	<i>Eugenia jambos</i> L.*	av	-	-	-	-	1
	<i>Marlierea obscura</i> O. Berg	av	-	1	-	-	3
	<i>Marlierea sylvatica</i> (Gardner) Kiaersk.	av	-	-	-	-	1
	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	av	-	-	-	-	9
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	av	-	-	-	-	1
	<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	av	-	-	-	-	2
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	av	-	-	-	-	1
	<i>Psidium guajava</i> L.*	av	3	39	-	14	-
	Indeterminada 1	av	-	-	1	-	-
	Indeterminada 2	av	-	-	-	-	1
Indeterminada 3	av	-	-	-	-	1	
Indeterminada 4	av	-	-	-	-	1	
Indeterminada 5	av	-	-	-	-	1	
Indeterminada 6	av	-	-	-	-	1	
Indeterminada 7	av	-	-	-	-	2	
Indeterminada 8	av	-	-	-	-	1	

Tabela 1 (Continuação).

Familia	Espécie	Hab	Tempo de abandono (meses)				
			8	14	48	50	96
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	av	-	-	-	-	13
Olacaceae	<i>Heisteria silviani</i> Schwacke	av	-	-	-	-	1
Oxalidaceae	<i>Oxalis corymbosa</i> DC.	er	-	3	-	5	-
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	av	-	-	133	6	-
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	av	-	4	2	-	3
	<i>Piper caldense</i> C. DC.	av	-	44	-	-	6
	<i>Piper lindbergii</i> DC.	av	-	4	-	-	-
	<i>Pothomorphe umbellata</i> (L.) Miq.	av	-	-	-	-	2
Poaceae	<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf *	er	198	2	4	6	-
	<i>Brachiaria humidicola</i> (Rendle) Schweick.*	er	-	-	3	-	-
	<i>Paspalum</i> sp 1	er	147	6	6	15	1
	<i>Paspalum</i> sp 2	er	-	-	3	-	-
	Indeterminada 1	er	1	1	-	-	-
	Indeterminada 2	er	2	7	-	7	-
	Indeterminada 3	er	2	6	2	3	-
	Indeterminada 4	er	14	-	16	6	4
Indeterminada 5	er	16	-	8	4	2	
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	av	-	-	-	-	1
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	er	-	4	-	-	-
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	av	-	-	1	-	2
	<i>Borreria</i> sp	er	-	-	1	5	-
	<i>Chomelia brasiliana</i> A. Rich.	av	-	-	-	-	5
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	ab	-	-	-	-	5
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.*	av	-	2	-	1	-
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	av	-	-	3	-	2
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	av	-	2	11	-	34
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	av	-	12	-	1	9
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	av	-	-	2	-	-
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	av	-	6	-	-	-
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	av	-	-	3	-	5
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	av	-	-	-	-	6
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	ab	-	98	1	7	-
	<i>Cestrum amictum</i> Schltdl.	av	-	-	-	-	2
	<i>Solanum aspero-lanatum</i> Ruiz & Pav.	ab	-	135	19	106	-
	<i>Solanum</i> sp	av	-	1	1	-	-
	<i>Solanum</i> sp1	av	-	-	1	-	3
	<i>Solanum</i> sp2	av	-	-	-	-	2
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovi</i> Snethl.	av	-	1	11	-	-
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	av	-	-	22	-	-
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	av	1	21	-	4	-
Vochysiaceae	<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	av	-	-	2	-	1
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. König *	er	-	4	5	4	3
Indeterminadas	Indeterminada 1	er	13	19	2	14	-
	Indeterminada 2	er	-	37	2	11	1
	Indeterminada 3	er	-	13	13	23	1
	Indeterminada 4	er	11	7	5	8	-
	Indeterminada 5	ab	8	7	-	-	-
	Indeterminada 6	ab	-	1	-	-	-
	Outras 4 espécies indeterminadas	av	-	-	3	-	2
	Outras 21 espécies indeterminadas	er	15	31	22	20	12

Continua



Tabela 1 (Continuação).

Família	Espécie	Hab	Tempo de abandono (meses)				
			8	14	48	50	96
PTERIDOFITAS							
Blechnaceae	<i>Blechnum brasiliense</i> Desv.	er	-	-	3	-	22
	Indeterminada 1	er	-	3	1	-	-
	Indeterminada 2	er	-	1	2	-	-
	Indeterminada 3	er	-	-	2	-	-
	Indeterminada 4	er	-	4	-	1	1
	Indeterminada 5	er	-	1	-	-	-

Houve diminuição na biomassa de espécies herbáceas com o tempo de abandono, mas a forma de variação foi distinta para espécies herbáceas exóticas e nativas. Para as espécies herbáceas nativas, a biomassa média entre as áreas de diferentes idades foi distinta ( $F_{5,120} = 3,36$ ;  $P = 0,01$ ) e diminuiu com o tempo: na área com 48 meses, foi constatada a menor biomassa média (Fig. 1A). Para as espécies herbáceas exóticas, a biomassa também diminuiu conforme aumentou o tempo de abandono da pastagem, porém a maior diferença de biomassa média foi entre a área com oito meses e as demais ( $F_{5,120} = 18,75$ ;  $P < 0,0001$ ; Fig. 1B). O volume médio das espécies lenhosas diferiu entre as áreas ( $F_{5,120} = 49,39$ ;  $P < 0,001$ ) e aumentou proporcionalmente ao tempo de abandono das áreas (Fig. 1C).

A vegetação lenhosa foi significativa e negativamente relacionada com a biomassa de espécies herbáceas, embora os coeficientes de regressão tenham sido baixos ( $r^2 \leq 0,12$ ). A riqueza ( $r^2 = -0,07$ ;  $F_{2,120} = 4,92$ ;  $P = 0,008$ ) e a densidade ( $r^2 = -0,11$ ;  $F_{2,120} = 7,61$ ;  $P = 0,0008$ ) de espécies lenhosas relacionaram-se negativamente com a biomassa herbácea (Fig. 2A e 2B). Do mesmo modo, a riqueza ( $r^2 = -0,12$ ;  $F_{2,120} = 8,71$ ;  $P = 0,0003$ ) e a densidade das lenhosas ( $r^2 = -0,08$ ;  $F_{2,120} = 5,48$ ;  $P = 0,005$ ) relacionaram-se negativamente com a biomassa de herbáceas exóticas (Fig. 2C e 2D).

## Discussão

Este estudo demonstrou que há uma significativa modificação florística e estrutural da vegetação nos primeiros quatro anos após o abandono das pastagens no litoral do Paraná, antes ocupadas por Floresta Ombrófila Densa. O estabelecimento e desenvolvimento da vegetação lenhosa foram inversamente relacionados à presença de espécies herbáceas, o que sugere que a cobertura vegetal promovida pelas ervas, principalmente as exóticas (*Brachiaria decumbens*) influenciam negativamente a regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa. Embora estes efeitos tenham sido demonstrados também em outras florestas tropicais (Aide *et al.* 1995; Parrota *et al.* 1997, Davis *et al.* 1998, Holl *et al.* 2000; Zimmerman *et al.* 2000, Asquith 2002), os baixos valores dos coeficientes de regressão sugerem também que fatores outros paralelos à presença das espécies forrageiras, tais como a compactação do solo, possam explicar a regeneração da floresta. Além disso, as gradativas alterações na

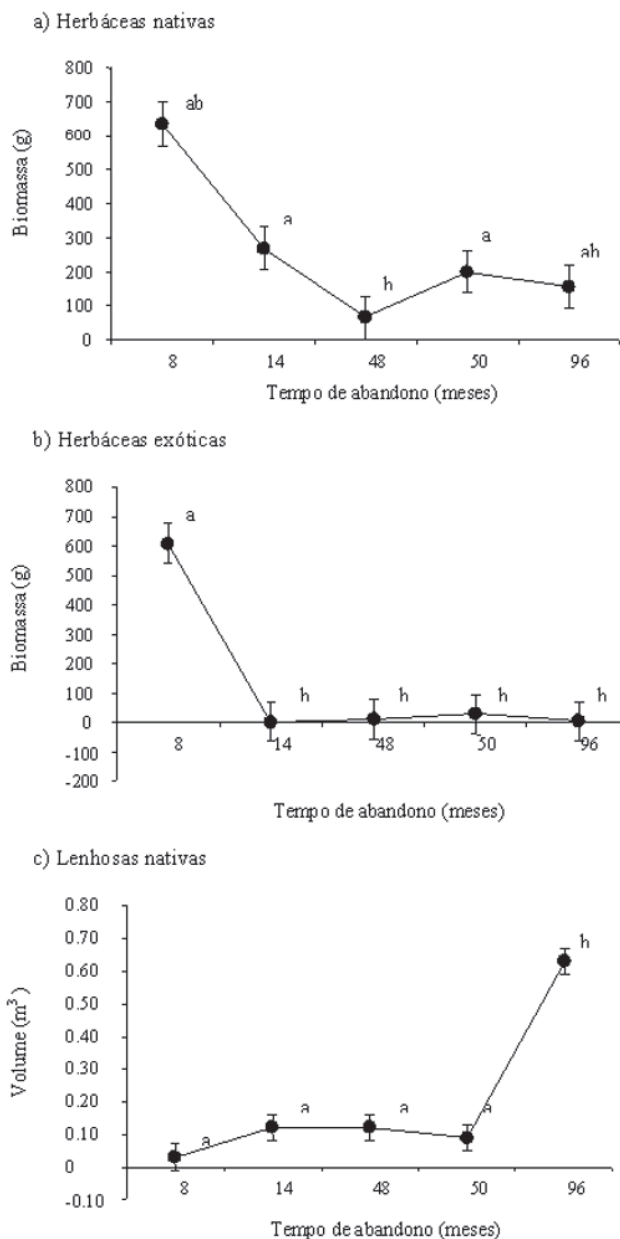


Figura 1. Variação na média ( $\pm 1$  erro padrão) da biomassa de espécies herbáceas nativas (a), biomassa de espécies herbáceas exóticas (b) e volume de espécies lenhosas nativas (c), de acordo com o tempo de abandono da pastagem, em Antonina, PR, Brasil.

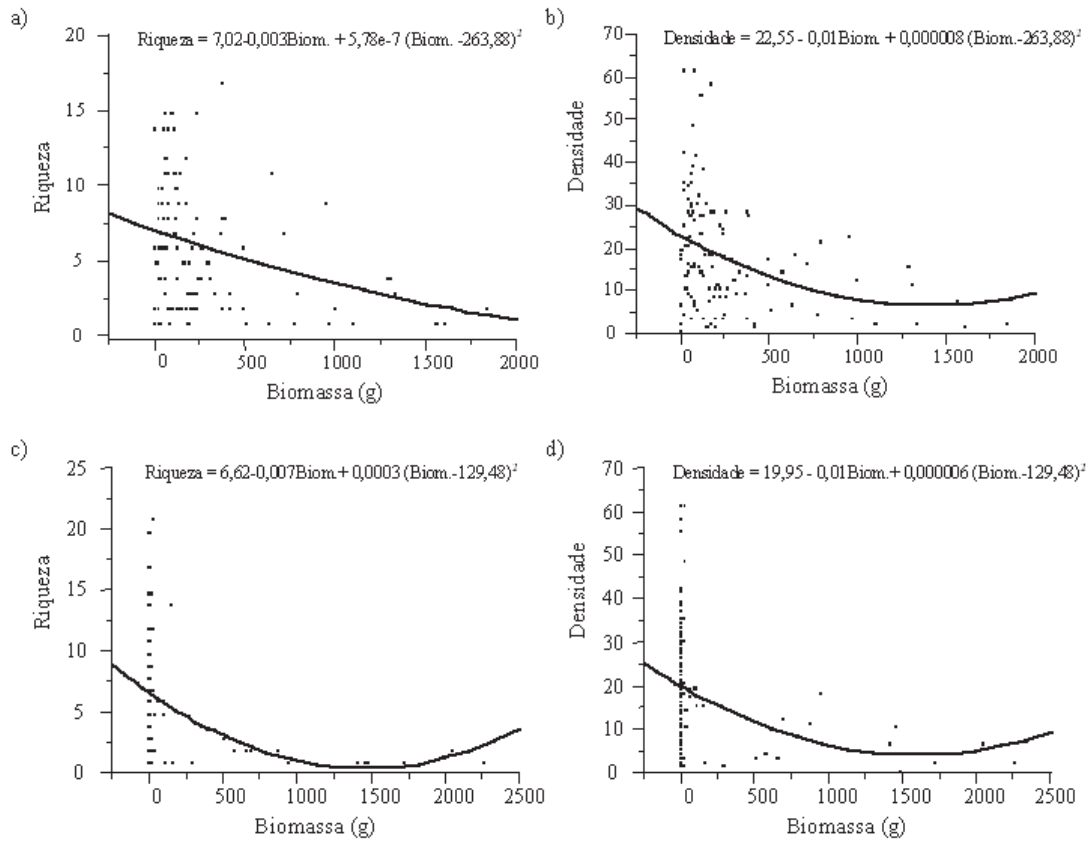


Figura 2. Relação entre riqueza e densidade de espécies lenhosas e biomassa de espécies herbáceas nativas (a, b) e biomassa de espécies herbáceas exóticas (c, d) em áreas de pastagens abandonadas em Antonina, PR, Brasil.

densidade e riqueza de espécies herbáceas, nativas e lenhosas encontradas aqui são importantes para explicar a trajetória sucessional e a resiliência do ecossistema e devem ser considerados nos planos de restauração e manejo de ecossistemas semelhantes. Neste sentido, práticas tais como a remoção de espécies herbáceas exóticas ou o controle de herbáceas nativas podem ser necessárias para acelerar a recuperação de pastagens no domínio da Floresta Ombrófila Densa.

Embora jovens (máximo 96 meses), as áreas foram ocupadas por comunidades de alta riqueza e densidade, quando comparadas com áreas mais velhas (Liebsch *et al.* 2007). A riqueza total de herbáceas (59 espécies) e de lenhosas (104 espécies), a maioria nativas, indicam um acúmulo rápido do número de espécies no processo sucessional que se estabelece nestas pastagens. Apesar das variações de riqueza da Floresta Ombrófila Densa possa seguir diferentes direções durante o processo sucessional (Castallani & Stubblebine 1993; Liebsch *et al.* 2007) nestas fases iniciais há um acúmulo progressivo de espécies. Enquanto *Calathea* sp e *V. beyrichii*, *S. aspero-lanatum*, *A. arborescens*, *Miconia cinerascens* ocupavam as áreas nos primeiros 14 meses, *S. multijuga*, *H. alchorneoides* e *T. pulchra* passaram a ser mais abundantes aos 50-96 meses após o abandono da pastagem. Isso indica que estas espécies pioneiras têm grande habili-

dade em se estabelecerem quando as condições ambientais ainda são desfavoráveis para uma série de outras espécies e, portanto, têm grande potencial para serem utilizadas em planos de restauração da Floresta Ombrófila Densa na região. Por outro lado, entre as espécies exóticas, *Brachiaria spp* foram as mais representativas (abundância e biomassa) o que indica uma potencial interferência destas ervas na regeneração e restauração de pastagens. Além destas, *H. coronarium* (Vieira & Pessoa 2001) e *P. guajava* poderiam, eventualmente, exercer efeitos negativos em locais onde se encontrem em maior densidade.

A biomassa de espécies herbáceas exóticas e nativas é elevada após oito meses de abandono, o que deve refletir o aumento do crescimento da parte aérea logo após a interrupção da pressão de pastoreio e dos efeitos físicos da presença dos búfalos sobre a vegetação. Entre as exóticas, as gramíneas forrageiras apresentam características que favorecem seu rápido crescimento em áreas abertas, tais como a tolerância a solos com poucos nutrientes (Peet 1981; Vieira & Pessoa 2001; Elemans 2004), a propagação vegetativa (Miles *et al.* 1996), resultando em maior habilidade competitiva (Moraes & Pereira 2003) e, conseqüentemente, acúmulo de biomassa. *B. decumbens* apresentou maior biomassa nestas áreas iniciais de sucessão. Esta espécie foi introduzida no Brasil

juntamente com outras do mesmo gênero devido à sua alta adaptabilidade e capacidade reprodutiva (Miles *et al.* 1996) para ser utilizada como forrageira em pastagens. Entretanto, atualmente ela figura entre as principais espécies invasoras que dificultam a regeneração natural em áreas degradadas (Purata 1986; Jesus & Rolim 2005), exatamente devido a este acúmulo rápido de biomassa. No entanto, com o passar do tempo de abandono a biomassa destas forrageiras diminui drasticamente, sugerindo uma baixa tolerância ao sombreamento promovido pelos primeiros indivíduos arbustivos e arbóreos que se estabelecem na pastagem.

As herbáceas nativas também apresentaram biomassa alta já no início da sucessão, porém, sua diminuição foi menos acentuada que nas espécies exóticas. Uma importante característica dessa colonização está associada à capacidade de algumas espécies formarem bancos de sementes no solo, permitindo a ocupação do solo com grande rapidez (MacMahon 1981). Além disso, o hábito reptante de muitas destas ervas favorece uma propagação lateral e rápida ocupação do espaço (observações pessoais). A biomassa de *Paspalum sp* nas fases iniciais e *Calathea sp* nas finais do desenvolvimento da regeneração contribuíram para a cobertura promovida pelas ervas nativas, mesmo após 96 meses de abandono. A colonização por ervas e gramíneas nativas constitui uma das etapas iniciais do processo de sucessão (Guariguata & Ostertag 2001). As variações não lineares (diminuição e posterior aumento) da biomassa destas espécies entre os 14 e 50 meses de abandono pode ser interpretada como característica usual de vegetações não permanentes (Glenn-Lewin & van der Maarel 1992; Peet 1992) ou como condições específicas do solo ou do histórico de ocupação na área de 50 meses que não foram dimensionadas neste trabalho.

O volume das espécies lenhosas foi relativamente constante nos primeiros dois anos após o abandono da pastagem, mas aumentou significativamente após quatro anos. Mesmo na área com 50 meses de abandono, onde a densidade de lenhosas foi baixa, os indivíduos arbóreos que se estabeleceram, apresentaram volumes maiores. O aumento do volume indicaria excelente habilidade de estabelecimento e sobrevivência das espécies pioneiras, refletindo na mudança da cobertura vegetal e desenvolvimento da vegetação (Liebsch *et al.* 2007), que afeta as condições de luminosidade, inibindo espécies intolerantes à sombra (Elemans 2004).

As relações entre biomassa de herbáceas e riqueza e densidade de lenhosas foram significativas e negativas. O sucesso no estabelecimento de indivíduos arbóreos em áreas abertas é influenciado pela competição com a vegetação herbácea (Purata 1986; Uhl *et al.* 1988; Davis *et al.* 1998). Aide *et al.* (1995) observaram ainda que, em pastagens abandonadas, a colonização por gramíneas é o principal inibidor da regeneração natural, por funcionar como uma barreira altamente seletiva ao estabelecimento de espécies lenhosas. No entanto, no presente estudo, as regressões foram fracas ( $r^2 \leq 0,12$ ), demonstrando que apenas 12% da riqueza e densidade das espécies de árvores e arbustos são

explicados pela biomassa de espécies herbáceas. Portanto, é possível que fatores adicionais, como limitações impostas pelo uso intenso do solo (Holl *et al.* 2000; Guariguata & Ostertag 2001) e à disponibilidade inicial de propágulos (Holl *et al.* 2000; Cubinã & Aide 2001) estejam agindo sinergicamente com a presença das ervas e interferindo na regeneração destas pastagens.

Embora não tenham sido demonstradas relações fortes, enquanto a biomassa de herbáceas nativas exerceu maior efeito sobre a densidade de lenhosas, as exóticas tiveram maior relação negativa com a riqueza de árvores e arbustos. Estes dados sugerem que, enquanto as ervas autóctones agem negativamente na regeneração da floresta por competir por espaço (e luz), as exóticas podem ter algum efeito adicional como a competição por interferência (alelopatia), como também sugerido em outros estudos (Holl 1999; Nepstad *et al.* 1996; Holl 2002). Esse resultado evidencia que a regeneração das espécies lenhosas pode estar sendo negativamente influenciada pelas gramíneas exóticas, embora este possivelmente não seja o único fator. As formas de crescimento e reprodução e a conseqüente forma de propagação horizontal do espaço pelas espécies herbáceas condicionam a uma ocupação eficiente do solo, dificultando o estabelecimento de espécies arbóreas.

Pelos resultados apresentados, pode-se concluir que os mecanismos de regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa nas áreas de pastagem abandonadas do litoral do Paraná são limitados pela presença de gramíneas exóticas (principalmente *B. decumbens*), embora vários outros fatores possam também interferir neste processo. Portanto, além de medidas de controle de *Brachiaria spp*, tais como remoção por aumento do sombreamento (Carvalho 1998), ações que visem melhorar as condições ambientais (aragem e descompactação do solo) e incremento da chegada de sementes poderiam ser importantes para elaboração de planos de restauração destas áreas.

## Agradecimentos

Ao José Marcelo Torezan, Alexandre Uhlmann e James Roper pelas sugestões à primeira versão do trabalho. À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) pela permissão de estudo na Reserva Natural Cachoeira e pelo apoio logístico. Ao CNPq (Projeto Solobioma 690148/01-1), BMBF (Alemanha) e à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, pelo financiamento do projeto. À CAPES pela bolsa PICDT concedida a K. C. Cheung.

## Referências bibliográficas

- Aguiar, A.P.; Chiarello, A. G.; Mendes, S.L. & Matos, E. N. 2005. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. Pp. 119-132. In C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). **Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte. Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional.
- Aide, T.M.; Zimmerman, J. K.; Herrera, L.; Rosario, M. & Serrano, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management** 77: 77-85.
- Aide, T.M.; Zimmerman, J. K.; Pascarella, J. B.; Rivera, L. & Marcano-Veja, H. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications on restoration ecology. **Restoration Ecology** 8: 328-338.



- APG II - Angiosperm Phylogeny Group II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** **141**: 399-436.
- Asquith, N. M. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: Guariguata, M. R., Kattan, G. (eds.). **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**. Ediciones LUR, México, pp. 379-403.
- Carvalho, M. M. 1998. Recuperação de pastagens degradadas em áreas de relevo acidentado. Pp. 149-161. In: L. E. Dias & J. W. Melo (eds.), **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa. UFV/Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas.
- Castellani, T. T. & Stubblebine, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica** **16**:181-203.
- Cubinã, A. & Aide, T. M. 2001. The effects of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** **33**: 260-267.
- Davis, M.A.; Wrage, K.J. & Reich, P.B., 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. **Journal of Ecology** **86**: 652-661.
- Elemans, M. 2004. Light, nutrients and the growth of herbaceous forest species. **Acta Oecologica** **26**: 197-202.
- Ferretti, A. R. & Brites, R. M. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation** **14**: 249-259.
- Florentine, S. K. & Westbrooke, M. E. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? **Journal for Nature Conservation** **12**:85-94.
- Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview. In C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. pp. 3-11. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C.
- Glenn-Lewin, D. C. & van der Maarel, E., 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Pp. 11-59. In: D. C. Glenn-Lewin; R. K. Peet & T. T. Veblen. **Plant succession – Theory and Prediction**. London. Chapman & Hall.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist** **111**:1169-1194.
- Guariguata, M.R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** **148**: 185-206.
- Hetch, K. D. 1993. **The logic of livestock and deforestation in Amazonia**. **Bioscience** **43**: 687-685.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. **Biotropica** **31**: 229-242.
- Holl, K. D.; Loik, M. E.; Lin, E. H. V. & Samuels, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology** **8**: 339-349.
- Holl, K. D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology** **90**: 179-187.
- Jesus, R. M. & Rolim, S.G. 2005. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. Pp. 59-87. In: A.P.M. Galvão & V. Porfírio da Silva (eds.) **Restauração florestal – fundamentos e estudos de casos**. Colombo. Embrapa florestas.
- Kaimowitz, D. 2002. Las causas subyacentes de la deforestación en el trópico. Pp. 597. In: M. R Guariguata & G. H. Kattan (eds.). **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**. 1ª ed. México. Ediciones Lur.
- Liebsch, D.; Goldenberg, R. & Marques, M. C. M. 2007. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Paraná. **Acta botânica Brasilica** **21**: 983-992.
- MacMahon, J. A. 1981. Sucessional processes: comparisons among biomes with special references to probable roles of and influences on animals. Pp. 277-304. In: D. C. West; H. H. Shugar & D. B. Botkin. **Forest Succession – Concepts and Applications**. New York. Spriger-Verlag.
- Miles, J. W.; Maass, B. L.; Valle, C. B. & Kumble, V. 1996. Brachiaria: biology, agronomy, and improvement. **Campo Grande. CIAT/EMPRAPA-CNPGC**.
- Moraes, L.F.D. & Pereira, T.S. 2003. Restauração ecológica em unidades de conservação. Pp. 297-305. In: P, Y. Kageyama; R. E. Oliveira; L. F. D. Moraes; V. L. Engel & F. B. Gandara. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu. FEPAF.
- MBG - Missouri Botanical Garden. 2008. **W3 Tropics**. Disponível em: [www.tropicos.org](http://www.tropicos.org). Acesso em 25 de julho de 2008.
- Nepstad, D.C.; Uhl, C.; Pereira, C. A. & Silva, J. M. C. 1996. **A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia**. *Oikos* **76**: 25-39.
- Otero-Araiz, A.; Castillo, S.; Meave, J. & Ibarra-Martinez, G. 1999. **Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México**. *Biotropica* **31**: 243-254.
- Parrotta, J.A., Knowles, O. H., Wunderle Jr., J. M. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management** **99**: 21-42.
- Peet, R.K. 1981. Changes in bioma and production during secondary forest. Pp. 324-338. In: D. C. West; H. H. Shugar & D. B. Botkin. **Forest Succession – Concepts and Applications**. New York. Spriger-Verlag.
- Peet, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. Pp. 103-151. In: D. C. Glenn-Lewin; R. K. Peet & T. T. Veblen. **Plant succession – Theory and Prediction**. London. Chapman & Hall.
- Pimm, S.L. & Raven, P. 2000. **Extinction by numbers**. *Nature* **24**: 843-845.
- Purata, S.E. 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. **Journal Tropical Ecology** **2**: 257-276.
- Reaser, J.K.; Galindo-Leal, C. & Ziller, S. R. 2005. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. Pp. 392-405. In C. Galindo-Leal e I. G. Câmara (eds.). **Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Sá, C.F.C. 1996. Regeneração em uma área de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema/RJ: I- Estrato herbáceo. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro** **34**: 177-192.
- S.O.S. Mata Atlântica. 1998. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995**. São Paulo. Fundação S.O.S. Mata Atlântica.
- Tilki, F. & Fisher. R. F. 1998. **Tropical leguminous species for acid soils: studies on plant form and growth in Costa Rica**. *Forest Ecology and Management* **108**: 175-192.
- Uhl, C.; Buschbacher, R. & Serrão, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology** **76**: 663-681.
- Vieira, C. M. & Pessoa, S. V. A. 2001. **Estrutura florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ**. *Rodriguésia* **52**: 17-30.
- Zar, J. H. 1999. **Biostatistical analysis**. 4 ed. New Jersey, Prentice Hall.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & Aide, T. M. 2000. **Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico**. *Restoration Ecology* **8**:350-360.