

Conseqüências da fragmentação da floresta na comunidade de palmeiras na Amazônia central

Aldicir Scariot

Centro Nacional de Recursos Genéticos - CENARGEM/ EMBRAPA

INTRODUÇÃO

Diversidade da floresta Tropical Úmida e Desmatamento

Menos de 7% da superfície terrestre é coberta pela floresta tropical. Em 1990, existiam 1.756 milhões de ha. de florestas tropicais naturais, sendo que 52% da área estava localizada nas Américas (FAO, 1993). Dessa quantidade acima, 1.510 milhões de ha. eram de florestas úmidas, que ocorriam principalmente (58%) nas Américas (Whitmore, 1997). Embora seja comparativamente pequena, esta área tem mais que 50% das espécies do mundo (Wilson, 1988). Estima-se que 1.4 milhões de espécies de organismos tenham sido descritas no planeta (Parker, 1982). Porém, se os *taxa* menos estudados, como insetos por exemplo, forem incluídos é provável que existam mais que 5 milhões de espécies vivendo na Terra (Wilson, 1988). Estimativas baseadas em estudos de insetos coletados no dossel da floresta tropical úmida, cuja taxonomia é desconhecida, movem este limite para 30 milhões de espécies (Erwin, 1983).

Apesar de suas características únicas de diversidade e endemismo, mais de 1% do bioma das florestas tropicais está sendo desmatado por ano e mais de 1% está sendo degradado (Myers, 1988). Esta rápida redução da floresta tropical úmida resulta em taxas alarmantes de perda de biodiversidade, que podem ser mais altas que o ocorrido em qualquer período nos últimos 3.6 bilhões de anos (Myers, 1981). Mantidas as taxas atuais de desmatamento, estima-se que 13.594 das 92.000 espécies de plantas das florestas neotropicais serão extintas no final do século XX, e que taxas mais altas de desmatamento poderão extinguir 60.000 espécies. (Simberloff, 1982).

Na Amazônia brasileira, a maior região de florestas tropicais do planeta, a taxa de desmatamento entre 1978 e 1988 foi estimada entre 15 - 20 x 10³ km² ano⁻¹ (Skole et al., 1994). Embora esta taxa tenha diminuído alguns anos atrás, estimativas indicam que em 1995 aumentou novamente (<http://www.ibama.gov.br/~ascom/ascom2.htm> em 15 de Julho de 1996). Em 1991, 10-11% da área florestal original da “Amazônia Legal” (que cobre ~5,000,000 km² do território



brasileiro em nove estados, dos quais 80% é de florestas, Skole e Tucker, 1993), haviam sido desmatadas (Fearnside e Ferraz, 1995). A maioria das mudanças na cobertura da terra ocorreram entre 1970 e 1980 ao longo de dois corredores, a rodovia Belém-Brasília e rodovia BR-364 que corta o Oeste do Estado de Mato Grosso em direção ao Estado de Rondônia (Skole et al., 1994).

Fragmentação de Habitats

A causa primária do declínio da diversidade de espécies da floresta tropical úmida é a perda de habitat (Ehrlich, 1988). A destruição de habitats resulta na fragmentação destes, que aumenta a perda de habitat original, reduz o tamanho e aumenta o isolamento das manchas de habitat (Andrén, 1994). Os fragmentos florestais remanescentes podem diferir na forma, tamanho, microclima, regime de luminosidade, solo, grau de isolamento e tipo de propriedade (Saunders et al., 1991).

Conseqüentemente, a fragmentação da floresta pode influenciar os padrões locais e regionais de biodiversidade devido à perda de micro-habitats únicos, isolamento do habitat, mudanças nos padrões de dispersão e migração e erosão do solo (Soulé e Kohm, 1989). Adicionalmente, os efeitos de borda, que podem alterar a distribuição, comportamento e sobrevivência de espécies de plantas e animais, serão magnificados em áreas de alta intensidade de fragmentação florestal (Kapos, 1989; Murcia, 1995).

O planejamento e manejo de reservas naturais deve necessariamente considerar os efeitos da fragmentação da floresta relacionados à persistência das espécies e dos mecanismos ecológicos. Se a área de uma reserva natural está abaixo do tamanho mínimo necessário para que seja mantida a população de uma espécie, então a espécie estará em risco de extinção nessa reserva. Dois pontos principais devem ser considerados quando se avalia a capacidade de uma espécie nativa de sobreviver em uma determinada reserva.

Primeiro, cada espécie tem um tamanho mínimo viável de população abaixo do qual, torna-se difícil encontrar parceiros para o acasalamento, produzir prole geneticamente viável (em espécies de reprodução cruzada), sobreviver a flutuações aleatórias no tamanho, e produzir novas populações colonizadoras a longo prazo. Populações isoladas, abaixo desse limite mínimo, provavelmente não. Segundo, populações pequenas e isoladas tenderão a ter níveis de heterozigose mais baixos que as populações grandes e extensas (Shaffer, 1981; Soulé, 1983; Ellstrand e Elam, 1993). Populações que sofreram gargalos genéticos são susceptíveis a reduções na heterozigose, que podem, por sua vez, diminuir a capacidade adaptativa da população (Barrett e Kohn, 1991).

A área mínima necessária para a persistência a longo prazo de uma espécie deve ser suficientemente grande para minimizar a probabilidade de ocorrência de gargalos genéticos. Esta área dependerá da densidade populacional da espécie-alvo, o que difere grandemente entre taxa. Por exemplo, Ackerly et al. (1990), estimaram que uma área mínima de 200 ha da floresta Amazônica seria necessária para que fossem mantidas as espécies mais comuns de Myristicaceae. Isto sugere que uma área muito maior seria necessária para se manter os taxa mais raros desta família.

Apesar do debate do tamanho mínimo e da distribuição espacial ótima das reservas naturais, (Quinn e Hastings, 1987; 1988; Gilpin, 1988), está claro que os efeitos da fragmentação da floresta serão magnificados em reservas relativamente pequenas, onde há maior probabilidade de existir menos espécies que as reservas grandes. Isto parece favorecer o desenho de reservas extensas.



Estudos detalhados da composição, diversidade e demografia que documentem os efeitos da fragmentação da floresta na abundância de espécies, diversidade, e sobrevivência de plantas são raros na Amazônia (mas veja Ferreira e Laurance, 1997; Benitez-Malvido, 1997). Embora haja escassez de informações, é importante entender-se a dinâmica de fragmentos pequenos, grandes e das florestas contínuas para orientar o desenho e manejo de reservas naturais e para subsidiar a política de conservação.

As palmeiras foram escolhidas para este trabalho por três razões principais: 1) é uma das famílias de plantas vasculares dominantes nas florestas tropicais; 2) são importantes componentes da estrutura da floresta Amazônica; e 3) são recursos-chave para a fauna durante períodos de escassez de frutos (Terborgh, 1986), sendo que algumas espécies são também usadas pelos humanos. Assim, efeitos negativos da fragmentação da floresta nas palmeiras influenciarão os valores percebido e verdadeiro dos fragmentos florestais para o manejo e conservação.

Neste trabalho são descritos aspectos da composição florística, diversidade e abundância de uma comunidade de palmeiras na Amazônia Central em um conjunto de fragmentos florestais e floresta contínua. Também são discutidos os efeitos da fragmentação da floresta na persistência da comunidade de palmeiras e as implicações para sua conservação biológica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi conduzido nas reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) coordenado pelo Instituto Brasileiro de Pesquisas da Amazônia (INPA) e Smithsonian Institution, na Amazônia central, localizadas cerca de 80 km ao norte da cidade de Manaus, Brasil (2° 25' S, 59° 50' W). Quando uma série de fazendas para criação de gado foram estabelecidas no final dos anos 70 e início do anos 80, no que era floresta tropical úmida de terras baixas, fragmentos florestais planejados foram criados isolados da floresta contínua.

Uma descrição do desenvolvimento, ecologia e clima das reservas é dada por Lovejoy et al. (1986), Lovejoy e Bierregaard (1990), e Bierregaard e Stouffer (1997).

A precipitação anual em Manaus é de aproximadamente 2.200 mm e é fortemente sazonal (RADAMBRASIL, 1978). Durante a estação seca, de junho a outubro, a precipitação mensal média é menos que 100 mm. O pico de chuvas é de fevereiro a março, com precipitação mensal média de cerca de 300 mm. Os solos são latossolos amarelos, álicos, com alto conteúdo de argila e pobres em nutrientes (Chauvel, 1983). Solos das áreas altas têm grande quantidade de argila e os das áreas baixas e úmidas têm alta quantidade de areia (Rankin-de-Merona et al. 1992).

A floresta intacta tem dossel fechado atingindo em média 35 m de altura, com emergentes ocasionais alcançando 50 m. O sub-bosque é bastante sombreado e dominado por palmeiras.

Desenho experimental e amostragem a campo

As reservas (fragmentos florestais e florestas contínuas intactas) utilizadas para este estudo localizam-se nas fazendas Dimona, Porto Alegre e Esteio. Em cada fazenda foram amostradas



reservas de diferentes tamanhos (1 ha, 10 ha, 100 ha, e floresta contínua), exceto em Esteio, onde não há reserva de 100 ha. Os fragmentos de 1ha, 10 ha e 100 ha foram criados entre 1980 e 1984, e isolados da floresta contínua por faixas de 100 - 350 m de área desmatada. Quando a floresta é cortada e deixada sem queimar, os fragmentos florestais remanescentes são cercados por floresta secundária dominadas por *Cecropia* spp. (Moraceae). Quando a floresta cortada é queimada, a vegetação que cerca os fragmentos florestais remanescentes é composta de uma mistura de espécies lenhosas dominada por *Vismia* spp. (Clusiaceae).

Um estudo de campo das palmeiras foi conduzido de agosto de 1993 a abril de 1994, nas 11 reservas mencionadas. Em cada reserva, dez parcelas de 20 m x 20 m (cada de 400 m²) foram aleatoriamente amostradas, porém restritas às áreas planas, resultando em um total de 110 parcelas (total de 4,4 hectares). Restringindo-se a amostragem às parcelas em áreas planas, evitou-se a tendenciosidade na amostragem. Isto poderia ter ocorrido, caso as espécies de palmeiras especialistas, que ocorrem em áreas baixas ou de declive nesta região, tivessem sido amostradas.

Cada indivíduo de palmeira presente nas parcelas foi contado e identificado ao nível de variedade quando possível, seguindo Henderson (1995). Taxa não identificados foram classificados como morfotaxa, e exsicatas foram preparadas para comparar com material depositado nos herbários do INPA e CENARGEN (Centro Nacional de Pesquisa de Recursos Genéticos e Biotecnologia).

Análise dos dados

- *Curvas Taxa-Área* - A forma da curva taxa-área é um bom indicador do grau de esforço amostral representado pelos taxa presentes na área amostrada. Uma assíntota, que é mantida conforme a área amostrada aumenta, indica que mesmo os taxa raros foram amostrados. A inclinação da curva taxa-área também indica quanto do total dos taxa presentes foi amostrado. Em cada uma das 11 reservas amostradas foi elaborada a curva taxa-área, regredindo o número cumulativo de taxa no logaritmo da área amostrada.
- *Diversidade* - A riqueza de taxa (S) foi estimada e o índice de diversidade Shannon (H') foi calculado para cada uma das 11 reservas amostradas. Usando um desenho experimental de ANOVA de blocos aleatórios incompletos foram investigadas possíveis diferenças entre reservas e sítios (fazendas ou blocos) nos índices acima. Comparações entre pares de médias entre sítios (blocos) não são permitidas neste tipo de desenho experimental (Sokal e Rohlf, 1995), e portanto não são apresentadas.

A riqueza de taxa (S) é definida como o número total de taxa presentes em cada reserva ou sítio. O índice de diversidade de Shannon (Magurran, 1988), foi calculado como:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

onde p_i é a proporção da amostra representada pelo taxa i^{th} ($p_i = n_i/N$) e N é o número total de indivíduos. Os valores de H' variam de 1,5 a 3,5 e raramente ultrapassam 4,5; sendo que valores maiores indicam alta diversidade.

- *Similaridade de Comunidades* - Para descrever as mudanças na composição de taxa nos tamanhos de reserva e sítios, a frequência relativa de cada taxon foi calculada para cada classe de tamanho de reserva. O índice de similaridade entre cada par de reservas (diversida-



de beta) foi estimado usando o coeficiente de percentagem de similaridade (Renkonen's PS). Este coeficiente varia de 0 (completamente dissimilar) a 100 (completamente similar), sendo que Wolda (1981), considera-o um dos melhores, e é definido como:

$$PS = \frac{1}{2} \min (p_{1i}, p_{2i})$$

onde p_{ij} é a proporção do taxa i na amostra $j = n_{ji}/N_j$, e N_j é o número de indivíduos na amostra j .

- *Densidade* - O mesmo desenho experimental acima descrito foi utilizado para analisar o efeito da fragmentação na densidade de palmeiras, onde o tamanho de reserva foi utilizado como fator independente; sítio com efeito de bloco, e a densidade da comunidade ou grupo foram utilizados como a variável resposta. Para evitar pseudo-replicação todas as 10 parcelas em cada reserva foram somadas e o valor usado como um único dado para o cálculo da ANOVA (Hurlbert, 1984).

Quando os resultados do teste F da ANOVA foram estatisticamente significantes (ao nível de $p < 0.10$), comparações protegidas não planejadas das médias foram conduzidas utilizando o teste de Tukey HSD ($p < 0.10$). Dados não normalmente distribuídos foram transformados para logaritmos naturais.

Grupos analisados

Os grupos analisados foram:

- *Comunidade* - Análises foram feitas para todos os taxa agrupados.
- *Comuns e Raras* - Os taxa encontrados foram divididos em dois grupos conforme a ocorrência na floresta contínua. Um taxon ocorrendo na floresta contínua foi classificado como *comum* se sua densidade foi = 1 indivíduo adulto/ha, quando consideradas juntas as três áreas de floresta contínua, e *rara* se sua densidade estava abaixo deste limite. Taxa ocorrendo somente nos fragmentos florestais, mas não na floresta contínua, foram classificados como não característicos de florestas maduras, fechadas, não perturbadas (doravante denominadas taxa *invasores*).

RESULTADOS

Composição, riqueza, diversidade e similaridade das reservas

- *Composição* - Foram encontradas 36 taxa, em 11 gêneros, em 23.225 indivíduos amostrados, nas 11 reservas. Desses 36 taxa, 11 não ocorrem em todas as reservas. Cinco taxa - *Astrocaryum acaule*, *B. maraja* var. *maraja*, *Bactris oligocarpa*, *Bactris sp2* e *Lepidocaryum tenue* - não ocorrem na floresta contínua (onde 31 taxa foram amostrados) e foram classificadas como invasores. A composição desta comunidade de palmeiras é dominada por palmeiras com estipes aéreos do sub-bosque. Embora muitos taxa tivessem estipes aéreos, somente cinco destes (*Attalea maripa*, *Euterpe precatoria* var. *precatoria*, *Oenocarpus bacaba*, *O. bataua* var. *bataua* e *Socratea exorrhiza*) eram arborescentes, altos, podendo alcançar até 20 m de altura. Seis taxa eram do estrato intermediário da floresta, não alcançando mais que 12-15 m de altura: *Astrocaryum*

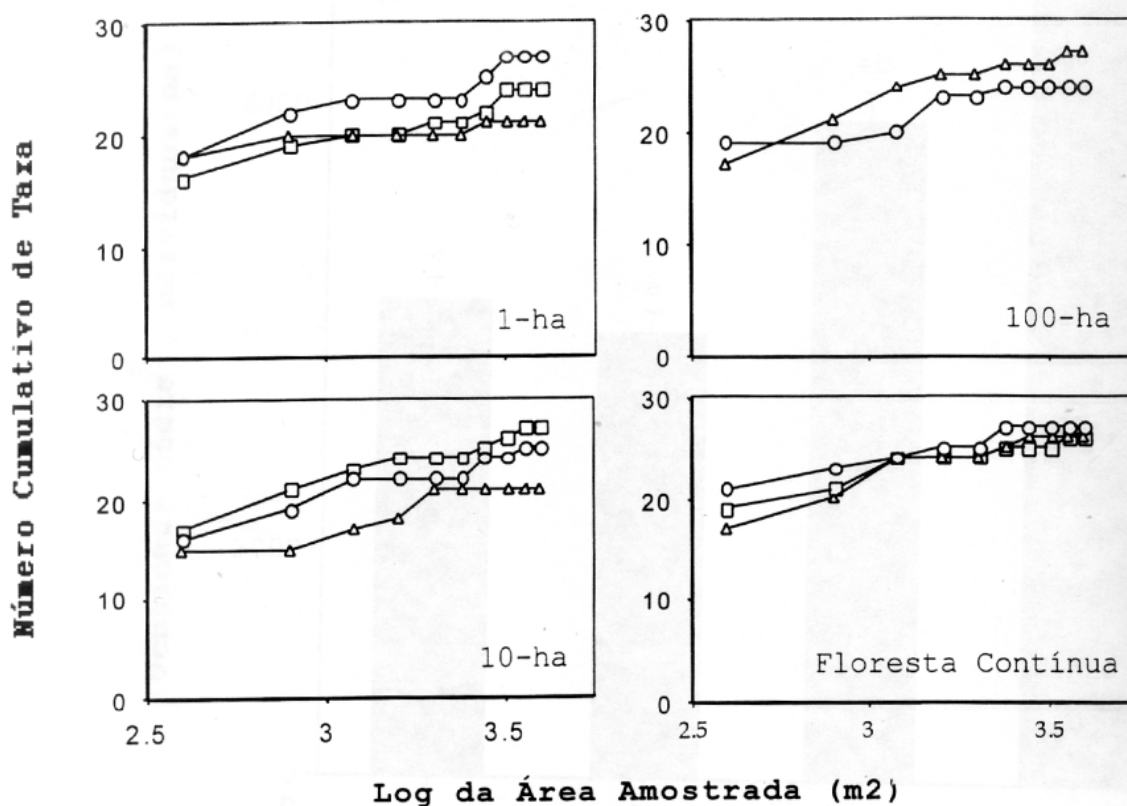


Figura 1

Número cumulativo total de taxa de palmeiras ocorrendo nas reservas. O Log da área amostrada é a área acumulada amostrada. Os sítios ou fazendas são: Esteio (quadrados), Dimona (círculos) e Porto Alegre (triângulos).

gynacanthum, *Bactris balanophora*, *B. constanciae*, *Iriartella setigera*, *O. minor*, e *Syagrus inajai*. Todos os outros 25 taxa estavam confinados ao sub-bosque.

A maioria das curvas taxa-área alcança a assíntota com sete parcelas amostradas, indicando que 10 parcelas são suficientes para amostrar todos os taxa de palmeiras presentes (Figura 1).

Riqueza e Diversidade - ANOVA não detectou diferença estatística significativa ($F = 0.81$, $p = 0.54$, e $gl = 3$) na riqueza de taxa entre as classes de tamanho de reservas (Tabela 1). Isto sugere que a riqueza de taxa, desta família, ainda não está sendo afetada nos fragmentos florestais desde que estes foram isolados cerca de 10-15 anos atrás.

Entretanto, quando os taxa invasores são removidos da análise, observa-se que existem diferenças significativas entre as reservas quanto à riqueza de espécies (ANOVA, $F = 4.29$, $p = 0.07$, $gl = 3$). A floresta contínua e os fragmentos de 100-ha têm significativamente maior riqueza de taxa que os fragmentos de 1-ha (teste de Tukey, $p = 0.073$ e 0.085 , respectivamente).

Embora os fragmentos tenham sido isolados há pouco tempo, (10-15 anos), já é possível observar que alguns taxa estão invadindo os fragmentos menores.

Os índices de diversidade Shannon não diferem significativamente (ANOVA, $F = 2.08$, $p = 0.22$, $gl = 3$) entre as classe de tamanho de reservas (Tabela 1).



Tabela 1

Médias e um erro padrão da riqueza de taxa (S) e diversidade (Shannon) da comunidade de palmeiras por classe de tamanho de reserva na Amazônia Central. Médias são de três reservas para cada classe de tamanho de reserva, exceto para a de 100 ha que é representada por duas reservas.

	1 ha	10 ha	100 ha	F C
	$\bar{X} \pm EP$	$\bar{X} \pm EP$	$\bar{X} \pm EP$	$\bar{X} \pm EP$
Riqueza de Taxa (S)	24.0 ± 1.7	26.0 ± 1.5	26.0 ± 1.0	26.6 ± 0.3
Diversidade (H')	2.1 ± 0.2	2.4 ± 0.1	2.4 ± 0.2	2.3 ± 0.1

Tabela 2

Porcentagem de Similaridade (PS de Renkonen) estimado para comparações de pares de tamanho de reservas (todos os 36 taxa estão incluídos).

	Tamanho da Reserva		
	1 ha	10 ha	100 ha
F C			
1 ha			
10 ha	81.6		
100 ha	76.1	88.3	
C F	69.1	76.0	81.8

- *Similaridade de Comunidades* - Em todos os estágios de vida, maiores similaridades entre comunidade ocorreram quando as reservas comparadas possuíam tamanhos similares (índice PS de Renkonen, Tabela 2). Por exemplo, a reserva de 1 ha foi mais similar à reserva de 10 ha, a reserva de 10 ha foi mais similar à de 1 ha e de 100 ha, e a de 100 ha foi mais similar à de 10 ha e à floresta contínua, que por sua vez foi mais similar à de 100 ha.

Densidade de palmeiras nas reservas

- *Comunidade* - A densidade média de 7.188 palmeiras/ha na floresta contínua foi muito maior que a de 4,711 palmeiras/ha encontrada nos fragmentos (1, 10, e 100 ha). Os fragmentos pequenos (1 ha e 10 ha), individualmente, tiveram densidades muito menores de palmeiras que as florestas contínuas e os fragmentos de 100 ha (Figura 2; ANOVA, $F = 6.26$, $p = 0.03$, $gl = 3$). As densidades foram significativamente maiores na floresta contínua que nos fragmentos de 1 ha ($p = 0.062$, teste de Tukey) e 10 ha ($p = 0.045$, teste de Tukey) (Figura 2).

Grupos de taxa comuns, raros e invasores

Dos 36 taxa encontrados nas 11 reservas amostradas, 21 foram classificados como comuns e 10 como raros. Dos 23.225 indivíduos amostrados nas 11 reservas, 21.059 (90.6 %) foram de

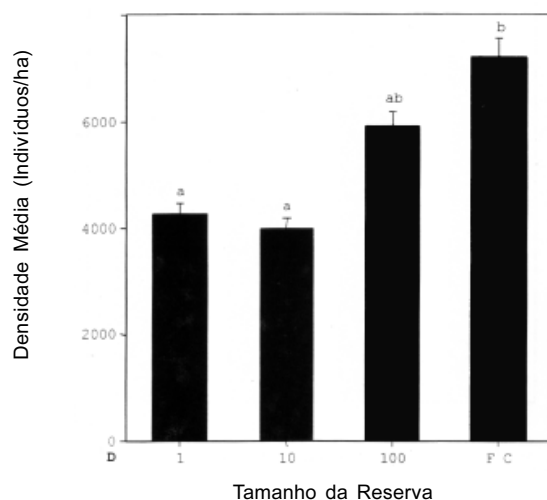


Figura 2

Densidade de indivíduos/ha (média e 1 erro padrão para todas as 36 taxa agrupados. Cada tamanho de reserva tem três reservas amostradas, exceto a de 100-ha que tem somente duas. Tamanhos de reserva que apresentam diferenças significativas ($p \leq 0.1$) na densidade média estão associados a letras diferentes.

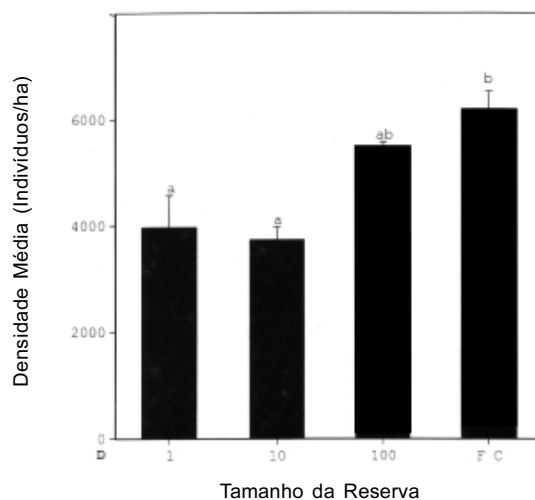


Figura 3

Densidade de indivíduos/ha (média e 1 erro padrão) para todas as 21 taxa comuns junto. Cada tamanho de reserva tem três reservas amostradas, exceto a de 100-ha que tem somente duas. Tamanhos de reserva que apresentam diferenças significativas ($p \leq 0.1$) na densidade média estão associados a letras diferentes.

taxa comuns, 1,960 (8.4 %) de taxa raros. Os outros cinco taxa, classificados como invasores foram representados por 206 indivíduos, correspondendo a 0.009% do número total de indivíduos amostrados.

- *Taxa Comuns* - A densidade foi significativamente diferente entre as classes de reservas (ANOVA, $F = 6,94$, $p = 0,03$, $gl = 3$). A floresta contínua teve significativamente maior densidade de palmeiras que os fragmentos de 1 ha ($p = 0.06$, teste de Tukey) e de 10 ha

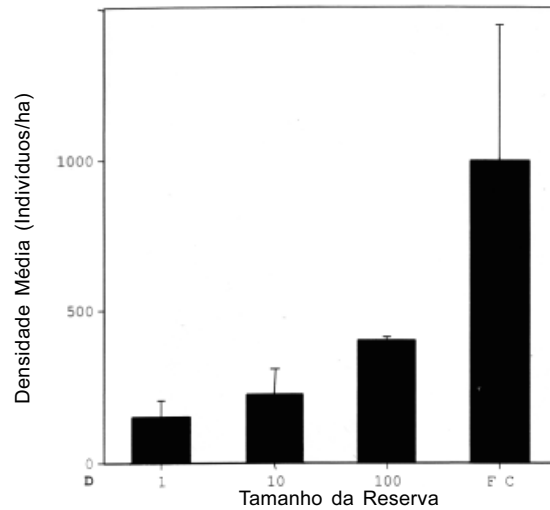


Figura 4

Densidade de indivíduos/ha (média e 1 erro padrão) para todas as 10 taxa raros juntos. Cada tamanho de reserva tem três reservas amostradas, exceto a de 100-ha que tem somente duas.

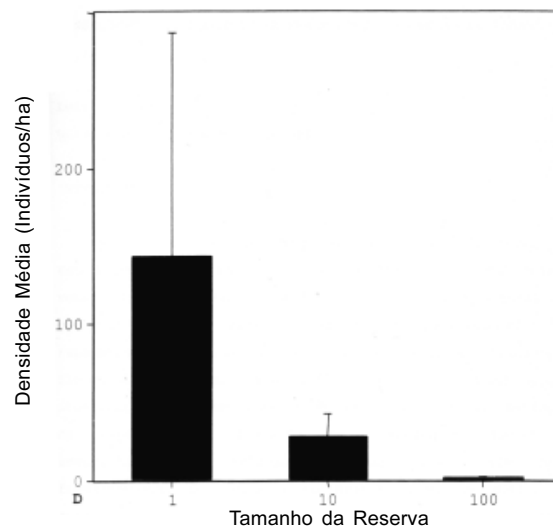


Figura 5

Densidade de indivíduos/ha (média e 1 erro padrão) para todas as 5 taxa invasores junto Cada tamanho de reserva (fragmento) tem três reservas amostradas, exceto a de 100-ha que tem somente duas.

($p = 0.042$, teste de Tukey) (Figura 3). Existe uma tendência de diminuição na densidade de palmeiras da floresta contínua para os fragmentos menores (Figura 3).

- *Taxa Raras* - Diminuindo o tamanho da reserva, resulta em decréscimo na densidade de palmeiras raras (Figura 4). Embora estas médias sejam bastante distintas, não há significância estatística (ANOVA, $F = 3,11$, $0,12$, $gl = 3$), devido à alta variância.
- *Taxa Invasores* - Este grupo foi analisado usando o enfoque de transformação por postos (Conover e Iman, 1981; Potvin e Roff, 1993). Por definição, estas taxa não ocorrem nas floresta contínua. Dos 206 indivíduos invasores, 91% foram de *Lepidocaryum tenue*. Indiví-



duos invasores ocorreram principalmente nos fragmentos de 1 ha (172 indivíduos) e 10 ha (33 indivíduos), sendo quase ausentes do fragmento de 100 ha (1 indivíduo). Devido à alta variância não foi detectada qualquer significância estatística (ANOVA, $F = 2,13$, $p = 0,434$, $gl = 3$), nas densidades médias entre os fragmentos (Figura 5).

DISCUSSÃO

Riqueza, diversidade e similaridade

Estudos em nível de comunidade podem não detectar as conseqüências severas da fragmentação em populações específicas em taxa que não são uniformemente distribuídos na reserva (Robinson et al 1992; Holt et al. 1995). Taxa com densidades populacionais que possuem alta capacidade de recuperação (resiliência) e cujos indivíduos têm um longo período de geração, deverão ter taxas de extinções menores do que taxa que têm baixa resiliência e período de geração curto (Pimm, 1991). As palmeiras têm ciclo de vida longo, por exemplo: *Astrocaryum mexicanum* reproduz com 39 anos (Sarukhán, 1980), e *Euterpe globosa* (= *Euterpe precatoria*) com 51 anos (Van Valen, 1975). Entretanto, nada se sabe sobre a resiliência das palmeiras, que dever variar entre taxa e populações. Como o isolamento dos fragmentos ocorreu há somente 10-15 anos atrás, ainda não houve tempo para a comunidade de palmeiras ser significativamente afetada com a perda de taxa. Entretanto, taxa invasores podem afetar os resultados das análises e a interpretação dos padrões observados.

Fragmentos florestais têm uma biota menos intacta que a floresta contínua, tornando-os mais susceptíveis a invasões (Pimm, 1984, 1991). Taxa invasores, adicionados ao grupo de taxa existente, podem mascarar a redução que a fragmentação do habitat causa no grupo de taxa da floresta madura. A riqueza de taxa pode ser potencialmente aumentada por invasões (Huston, 1994), através de sementes imigrantes (Martinez-Ramos e Soto-Castro, 1993). Assim, mesmo que os taxa raros não estejam presentes em fragmentos pequenos, a perturbação do habitat e as bordas, propiciam uma área considerável de habitat disponível para os taxa invasores. A eliminação dos taxa invasores da análise mostrou que a redução do tamanho da reserva tem efeito negativo na riqueza de taxa. Diminuição na produção de sementes e na dispersão das mesmas, aumento na predação de sementes e plântulas, mortalidade maior nos fragmentos, e declínio na quantidade e qualidade de habitats disponíveis podem contribuir para essa redução na riqueza de taxa.

No PDBFF, a composição florística e as estruturas das comunidades de palmeiras são mais parecidas quanto mais similares em tamanho forem as reservas. Se os taxa diferem na capacidade de estabelecimento, sobrevivência e reprodução, então o número de taxa presente em uma certa área será determinado mais pela diversidade de habitats que pelo tamanho da reserva. Entretanto, o aumento na área geográfica amostrada ou conservada, geralmente também resulta no aumento do número de habitats. Conseqüentemente, o tamanho da área deve ter influência positiva na diversidade de taxa (Simberloff e Abelle, 1982; Kohn e Walsh, 1994). Qualquer conjunto de pequenos fragmentos de floresta, por amostrar maior heterogeneidade de habitats, pode eventualmente ter mais taxa que uma reserva contínua de mesma área. Com o aumento da fragmentação, as áreas disponíveis para os taxa invasores aumentarão. Dessa forma, quanto mais áreas forem desmatadas, menor será a taxa de imigração de áreas-fonte (grandes reservas e florestas contínuas) para os fragmentos. Os imigrantes, cada vez mais



representarão taxa invasores, para os quais a destruição do habitat representa uma ameaça menor que para os taxa de habitat não perturbado (Janzen, 1986).

Taxa que necessitam habitat terão menor probabilidade de sobrevivência em fragmentos florestais que os taxa invasores. As plantas que são raras ou distribuídas em manchas em áreas de perturbação naturais, poderão tornar-se comuns na matrix ao redor dos fragmentos (Janzen, 1984).

Efeitos na densidade

- *Comunidade* - Embora mecanismos compensatórios (Connell et al., 1984), possam obscurecer os efeitos da fragmentação na densidade (Robinson et al., 1992), está claro que a densidade de palmeiras diminuiu nos fragmentos menores comparados com a floresta contínua, mesmo com o curto período de isolamento dos fragmentos. O número total de palmeiras é grandemente inflacionado pela quantidade de plântulas, que representam a maioria dos indivíduos amostrados e que é o estágio de vida mais afetado pela fragmentação (Scariot, 1996).
- *Comuns* - Taxa comuns são mais fáceis de serem detectadas localmente que os raros (McArdle, 1990). Assim, o número de locais em que uma espécie pode ser encontrada, aumenta monotonicamente com a abundância média da espécie (Hanski et al., 1993), caracterizando um efeito de amostragem. Espécies abundantes têm menor variação espacial que as raras, e conseqüentemente é mais difícil obter-se resultados estatísticos significativos para estas (modelo de amostragem).
Alternativamente, Brown (1984) sugeriu que o relacionamento positivo entre a distribuição e abundância resulta de diferenças interespecíficas de especializações ecológicas. A condição de ser comum pode indicar que a taxa é resiliente em resposta à fragmentação. Taxa menos comuns podem responder menos favoravelmente à proximidade de bordas (Matlack, 1994). Hubbell e Foster (1986) sugerem que existe uma associação ampla na comunidade, onde taxa comuns tendem a ser generalistas e taxa raros tendem a ser especialistas em relação à fase de regeneração de clareiras. Taxa raros têm maior grau de especialização de habitat e nicho de regeneração. Os resultados mostrados aqui sugerem que a comunidade de taxa comuns respondeu negativamente à fragmentação antes mesmo que a comunidade de taxa raros.
- *Raros* - Um terço dos 31 taxa de palmeiras de floresta contínua eram raros, valor similar ao encontrado por Hubbell e Foster (1986) para as espécies de plantas lenhosas (> 1 cm DAP) em 50 ha amostrados em Barro Colorado (Panamá). A tendência clara de diminuição da densidade dos fragmentos florestais em relação à floresta contínua sugere que este efeito, embora não seja estatisticamente significativo, pode ser biologicamente importante. A densidade de palmeiras na floresta contínua foi de 2,4 a 6,7 vezes maior que nos fragmentos. A alta variação na ocorrência e densidade impedem a detecção de diferenças estatísticas significativas no grupo de taxa raros. Para se obter um determinado nível de precisão, nas estimativas de densidade, é necessária uma maior quantidade de réplicas e de amostragem de taxa raros que taxa comuns (Morin, 1985). Entretanto, devido às suas baixas densidades, quando efeitos estatísticos significativos são detectados em taxa raros, a sorte dessas populações já poderá estar selada.
- *Invasoras* - Taxa invasores foram importantes contribuidores (cinco taxa) para a riqueza total de taxa; porém ocorreram em baixas densidades (Scariot, 1996). A presença desses cinco



taxa nos fragmentos de 1 ha e 10 ha pode ser um resultado direto do nível de perturbação. Quando as condições climáticas mudam mais dentro das reservas pequenas que nas grandes, alguns taxa são desproporcionalmente afetados, e os competidores que não forem afetados podem aumentar suas densidades (Tilman, 1996). O fato de os fragmentos de 1 ha e 10 ha terem menores densidades de palmeiras que a floresta contínua (Figura 2), pode favorecer os taxa invasores. É possível que com a fragmentação, os recursos disponíveis ou as condições ideais para alguns taxa de floresta contínua diminuam, reduzindo a densidade destes.

Adicionalmente, os taxa invasores podem ser favorecidos pela perturbação do habitat que pode contribuir para sua germinação (Robinson et al., 1995) e estabelecimento (Burke e Grime, 1996).

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA

A maioria da Amazônia estará sujeita ao desenvolvimento, deixando um mosaico de fragmentos cujas áreas podem ser de diversas ordens de magnitude (Bierregaard et al., 1992). A grande maioria destes fragmentos são pequenos e muito perturbados, localizados em áreas que não são aptas para atividades econômicas lucrativas (ex.: locais de topografia acentuada ou solos pobres). Embora as reservas pequenas tenham seu valor (Shafer, 1995), a comunidade de palmeiras da Amazônia Central tem taxas vitais (reprodução e sobrevivência) que são afetadas pelo tamanho da reserva, e comportam-se diferentemente daquelas da floresta contínua.

Entretanto, em áreas onde a destruição do habitat for muito intensa, o que exclui a possibilidade de reservas extensas, as reservas pequenas podem suplementar uma rede local ou regional de reservas. Se ocorre fluxo de genes entre populações espacialmente isoladas, a chance de sobrevivência a longo prazo é maior que sem fluxo de genes (Pimm, 1991). Este “efeito resgate” (Brown e Kodric-Brown, 1977), reduz a probabilidade de extinção local quando ocorre migração substancial entre os grupo de populações. O pior cenário ocorre quando uma população é fragmentada em sub-populações espacialmente isoladas, com pouca migração entre elas, cada uma sendo tão pequena que os acidentes demográficos rapidamente conduzem-nas à extinção (Pimm, 1991).

As conseqüências da fragmentação da floresta para as palmeiras como um todo e para alguns taxa em particular serão magnificados com o tempo. As palmeiras são importantes recursos das florestas, e a diminuição de sua densidade nas reservas pequenas pode iniciar mudanças imprevisíveis na estrutura da floresta e na teia alimentar, diminuindo o valor biológico dessas reservas. Assim, as palmeiras somente podem ser efetivamente conservadas em reservas extensas e múltiplas ou em uma rede de reservas, contanto que esta mantenha a integridade da floresta contínua e amostre a heterogeneidade característica da paisagem Amazônica.

AGRADECIMENTOS

Os assistentes de campo, Sebastião S. Souza, Manoel J. Pereira e Maurício R. A. Santos, muito auxiliaram na coleta dos dados de campo. L. B. Bianchetti leu e criticou a versão preliminar do manuscrito. Agradecimentos são dirigidos também ao auxílio financeiro fornecido pela



WWF (Fundo Mundial para Conservação), The National Geographic Society, NSF, EMBRAPA, Fundação Botânica Margaret Mee, e INPA/SI (PDBFF), que possibilitou este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERLY, D.A.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; RODRIGUES, W.A. "Tree densities and sex ratios in breeding populations of dioecious Central Amazonian Myristicaceae". *Journal of tropical ecology*, v. 6, p. 239-248, 1990.
- ANDRÉN, H. "Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review". *Oikos*, v. 71, p. 355-366, 1994.
- BARRETT, S.C.H.; KOHN, J.R. Genetic and evolutionary consequences of small population size. In: FALK, D.A.; KOLSINGER, K.E., ed. *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford: Oxford University Press, 1991. p. 3-30.
- BENITEZ-MALVIDO, J. "Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest". *Conservation biology*, 1997. (no prelo)
- BIERREGAARD, R.O.T.; STOFFER, P.C. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., ed. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 138-155.
- BIERREGAARD, R.O.T.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.; HUTCHINGS, R. "The biological dynamics of tropical rain forest fragments". *BioScience*, v. 42, p. 859-866, 1992.
- BROWN, J.H. "On the relationship between abundance and distribution of species". *American naturalist*, v. 124, p. 253-279, 1984.
- BROWN, J.H.; KODRIC-BROWN, A. "Turnover rates in insular biogeography: effects of immigration on extinction". *Ecology*, v. 58, p. 445-449, 1977.
- BURKE, M.J.W.; GRIME, J.P. "An experimental study of plant community invasibility". *Ecology*, v. 77, n. 3, p. 776-790, 1996.
- CHAUVEL, A. "Os latossolos amarelos álicos, argilosos dentro dos ecossistemas das bacias experimentais do INPA e da região vizinha". *Acta amazônica*, v. 12 (suplemento), p. 47-60, 1983.
- CONNELL, J.H.; TRACEY, J.G.; WEBB, L.J. "Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity". *Ecological monograph*, v. 54, n. 2, p. 141-164, 1984.
- CONOVER, W.J.; IMAN, R.L. "Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics". *The American statistician*, v. 35, n. 3, p. 124-133, 1981.
- EHRlich, P.R. The loss of diversity: causes and consequences. In: WILSON, E.O., ed. *Biodiversity*. Washington: National Academy Press, 1988. p. 29-35.
- ELLSTRAND, N.C.; ELAM, D.R. "Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation". *Annual review of ecology and systematics*, v. 24, p. 217-242, 1993.
- ERWIN, T.L. Beetles and other insects of tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled by insecticidal fogging. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C., ed. *Tropical rain forest: ecology and management*. Edinburgh: Blackwell, 1983. p. 59-75.
- FAO. *Forest resources assesment 1990: tropical countries*. Rome: 1993. (FAO forestry paper, 112).
- FEARNSIDE, P.M.; FERRAZ, J. "A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation". *Conservation biology*, v. 9, n. 5, p. 1134-1147, 1995.
- Ferreira, L.V.; Laurance, W.L. "Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia". *Conservation biology*, v. 11, n. 3, p. 797-901, 1997.
- GILPIN, M.E. "A comment on Quinn & Hastings: Extinction in subdivided habitats". *Conservation biology*, v. 2, p. 290-292, 1988.
- HANSKI, I.; KOUKI, J.; HALKKA, A. Three explanations of the positive relationship between distribution and abundance of species. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D., ed. *Species diversity in ecological communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1993. p. 108-116.
- HENDERSON, A. *The palms of the Amazon*. New York: Oxford University Press., 1995.
- HOLT, R.D.; ROBINSON, G.F.; GAINES, M.S. "Vegetational dynamics in an experimentally fragmented landscape". *Ecology*, v. 76, n. 5, p. 1610-1624, 1995.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: SOULE, M.E., ed. *Conservation biology*:



- the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 205-231.
- HURLBERT, S.H. "Pseudoreplication and the design of ecological field experiments". *Ecology*, v. 54, n. 2, p. 187-211, 1984.
- HUSTON, M.A. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press., 1994.
- JANZEN, D.H. "Dispersal of small seeds by big herbivores: foliage is the fruit". *American naturalist*, v. 123, p. 338-353, 1984.
- . The eternal external threat. In: SOULE, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 286-303.
- KAPOS, V. "Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon". *Journal of tropical ecology*, v. 5, p. 173-185, 1989.
- KOHN, D.D.; WALSH, D.M. "Plant taxa richness: the effect of island size and habitat diversity". *Journal of ecology*, v. 82, p. 367-377, 1994.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD; R.O. Central Amazonian forests and the minimum critical size of ecosystems project. In: GENTRY, A.H., ed. *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press, 1990. p. 60-71.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN, K.S.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULE, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 257-285.
- MAGURRAN, A.E. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press, 1988.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. "Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest". *Vegetatio*, v. 107/108, p. 299-318, 1993.
- MATLACK, G.R. "Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time". *Journal of ecology*, v. 82, p. 113-123, 1994.
- MCARDLE, B.H. "When are rare species not there?" *Oikos*, v. 57, p. 276-277, 1990.
- MORIN, A. "Variability of density estimates and the optimization of sampling programs for stream benthos". *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, v. 42, p. 1530-1534, 1985.
- MURCIA, C. "Edge effects in fragmented forests: implications for conservation". *Trends in ecology and evolution*, v. 10, p. 58-62, 1995.
- MYERS, N. Conservation needs and opportunities in tropical moist forests. In: SYNCE, H., ed. *The biological aspects of rare plant conservation*. New York: Wiley, 1981. p. 141-154.
- MYERS, N. Tropical forests and their species: Going, going...? In: WILSON, E.O., ed. *Biodiversity*. Washington: National Academy Press, 1988. p. 21-27.
- PARKER, S.P., ed. *Synopsis and classification of living organisms*. New York: McGraw-Hill, 1982.
- PIMM, S.L. *The balance of nature?* Chicago: University of Chicago Press, 1991.
- . "The complexity and stability of ecosystems". *Nature*, v. 307, p. 321-326, 1984.
- POTVIN, C.; ROFF, D.A. "Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics?" *Ecology*, v. 74, n. 6, p. 1617-1628, 1993.
- QUINN, J.F.; HASTINGS, A. "Extinctions in subdivided habitats". *Conservation biology*, v. 1, p. 198-208, 1987.
- . "Extinctions in subdivided habitats: A reply to Gilpin". *Conservation biology*, v. 2, p. 293-296, 1988.
- RADAMBRASIL. *Projeto Radambrasil - Programa de Integração Nacional: levantamento de recursos naturais*. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia/Departamento Nacional de Produção Mineral, 1978. v. 18.
- RANKIN-DE-MERONA, J.M.; PRANCE, G.T.; HUTCHINGS, R.W.; SILVA, M.F.; RODRIGUES, W.A.; UEHLING, M.E. "Preliminary tree inventory results from upland rain forest of the Central Amazon". *Acta Amazônica*, v. 22, n. 3, p. 493-534, 1992.
- ROBINSON, G.R.; QUINN, J.F.; STANTON, M.L. "Invasibility of experimental habitat islands in a California winter annual grassland". *Ecology*, v. 76, n. 3, p. 786-794, 1992.
- ROBINSON, G.R.; HOLT, R.D.; GAINES, M.S.; HAMBURG, S.P.; JOHNSON, M.L.; FITCH, H.S.; MARTINKO, E.A. "Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation". *Science*, v. 257, p. 524-526, 1992.
- SARUKHÁN, J. Demographic problems in tropical systems. In: SOLBRIG, O., ed. *Demography and evolution in plant populations*. Berkeley: University of California Press, 1980. p. 161-188.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review". *Conservation biology*, v. 5, n. 10, p. 18-32, 1991.
- SCARIOT, A.O. *The effects of rain forest fragmentation on the palm community in Central Amazonia*. Santa Barbara, 1996. (Tese - Doutorado - University of California).
- SHAFFER, M.L. "Minimum population sizes for species conservation". *BioScience*, v. 31, p. 131-134, 1981.



- SHAFFER, M.L. "Values and shortcomings of small reserves". *BioScience*, v. 45, n. 2, p. 80-88, 1995.
- SIMBERLOFF, D.; ABELE, L.G. "Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation". *American naturalist*, v. 120, p. 41-50, 1982.
- SKOLE, D.L.; TUCKER, C.J. "Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988". *Science*, v. 260, p. 1905-1910, 1993.
- SKOLE, D.L.; CHOMENTOWSKI, W.H.; SALAS, W.A.; NOBRE, A.D. "Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia". *BioScience*, v. 44, n. 5, p. 314-322, 1994.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. *Biometry*. 3. ed. New York: W.H. Freeman, 1995.
- SOULÉ, M.E. What do we really know about extinctions? In: SCHOENWALD-COX, C.M.; CHAMBERS, S.M.; MACBRYDE, B.; THOMAS, L., ed. *Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations*. Menlo Park: Benjamin/Cummings, 1983. p. 111-124.
- SOULÉ, M.E.; KOHM, K.A. *Research priorities for conservation biology*. Washington: Island Press, 1989.
- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: SOULÉ, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. New York: Sinauer, 1986. p. 330-344
- TILMAN, D. "Biodiversity: population versus ecosystem stability". *Ecology*, v. 77, n. 2, p. 350-363, 1996.
- VAN VALEN, L. "Life, death, and energy of a tree". *Biotropica*, v. 7, p. 260-269, 1975.
- WHITMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., ed. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 3-12.
- WILSON, E. O. 1988. The current state of biological diversity. In: WILSON, E.O., ed. *Biodiversity*. Washington: National Academy Press, 1988. p. 3-18.
- WOLDA, H. "Similarity indices, sample size and diversity". *Oecologia*, v. 50, p. 296-302, 1981.