



## Análise fitossociológica de uma floresta ombrófila aberta em diferentes modelos de colonização da Amazônia

Valdir MOURA<sup>1\*</sup>, Eduardo Cândido Franco ROSSELL<sup>2</sup>, Adriano Reis Prazeres MASCARENHAS<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Agronomia, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Colorado do Oeste, RO, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Rondônia, Rolim de Moura, RO, Brasil.

\*E-mail: valdir.moura@ifro.edu.br

Recebido em novembro/2016; Aceito em dezembro/2016.

**RESUMO:** O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência dos modelos de colonização (“espinha de peixe” e topográfico) nos diferentes estágios sucessionais: Inicial (SS1), Intermediário (SS2) e Avançado (SS3) na Amazônia Legal Brasileira, através de atributos fitossociológicos apoiados por imagens de satélite, e entender as variáveis que afetam os padrões de sucessão florestal e as diferenças existentes entre as variáveis biométricas dentro dos diferentes assentamentos localizados na porção Noroeste do Estado de Rondônia. Para isso foram amostrados 56 transectos de 10 x 250 m em áreas de estágio sucessional avançado, 64 transectos de 10 x 10 m em áreas de estágio sucessional intermediário, e 79 transectos de 2 x 2 m em áreas de estágio sucessional inicial. No modelo de colonização denominado “espinha de peixe”, foram identificadas 23 famílias e 43 espécies - no estágio sucessional inicial; no estágio SS2 foram identificadas 20 famílias e 41 espécies; já no estágio sucessional avançado, foram catalogadas 37 famílias com 42 espécies. No modelo de colonização cuja forma é conhecida como topográfico, foram catalogadas no estágio inicial - 32 famílias e 60 espécies; no estágio intermediário - 29 famílias e 54 espécies; e no estágio avançado - 43 famílias e 57 espécies. As famílias mais importantes neste processo de sucessão foram as Fabaceae, Caesalpiniaceae, Lauraceae e Bignoniaceae em ambos os modelos.

**Palavras-chave:** colonização da Amazônia, fitossociologia, sucessão florestal.

Phytosociological analysis open rainforest colonization in different models of the Amazon

**ABSTRACT:** The aim of this study was to evaluate the influence of colonization models (fishbone and topographic) in different successional stages: Initial (SS1), Intermediate (SS2) and Advanced (SS3) in the Brazilian Amazon, through phytosociological attributes supported by satellite images, and understand the variables that affect the patterns of forest succession and the differences between biometric variables within the different settlements located in the northwestern portion of the state of Rondônia. For that were sampled 56 transects of 10 x 250m in areas of advanced successional stage, 64 transects of 10 x 10 m in areas of intermediate successional stage, and 79 of 2 x 2 m transects in areas of early initial successional stage. In the colonization model called fishbone, were identified 23 families and 43 species - in initial successional stage; in intermediate successional stage were identified 20 families and 41 species already; in advanced successional stage - were cataloged 37 families with 42 species. In the colonization model whose shape is known as topographic, were cataloged on stage SS1, 32 families and 60 species- stage SS2, 29 families and 54 species and stage SS3, 43 families and 57 species. The most important families in the process of succession were the Fabaceae, Caesalpiniaceae, Lauraceae and Bignoniaceae in both models.

**Keywords:** colonization of the Amazon, phytosociology, forest succession.

## 1. INTRODUÇÃO

Diversos projetos de colonização foram criados, implantados e abandonados na região amazônica nas décadas de 1970 e 1980 (TURNER et al., 1993). Em Rondônia, existem vários projetos de assentamentos rurais que foram criados com o objetivo de colonizar áreas inóspitas do Estado trazendo migrantes de outras regiões do Brasil (BRONDIZIO et al., 1994; WALKER et al., 2004). Muitas vezes, a criação destes projetos incluía uma malha viária ortogonal conhecida como “espinha de peixe” e eram

implementadas sem considerar as restrições ambientais e as características da paisagem de cada região. Em outros projetos, adotava-se o modelo conhecido como topográfico, neste caso, o fato limitante estava associado com as características ambientais da região (NERA, 2008).

No entanto, estudos sobre os padrões de regeneração natural que ocorrem em áreas sujeitas a diferentes esquemas/ modelos de colonização desempenham papel fundamental para o entendimento dos impactos ambientais causados por esses empreendimentos. Um dos impactos está associado à

Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) é um aspecto importante da estratégia global viável de atenuação das alterações climáticas (EZZINE-DE-BLAS et al., 2011; KARSENTY, 2008). Esta estratégia não é apenas porque as mudanças na cobertura florestal representam uma proporção considerável das emissões globais de gases de efeito estufa, mas também porque o REDD é uma opção de mitigação com custo relativamente baixo em relação aos diversos modelos energéticos utilizados atualmente (KINDERMANN et al., 2008; CLARKE et al., 2007; STERN, 2007). A implementação de políticas relacionadas à REDD+ que atendam os objetivos definidos em Copenhague durante a 15ª Conferência das Partes (COP 15) está intimamente ligada aos modelos de ocupação territorial (UNFCCC, 2009).

Diante disso, os conhecimentos florístico e fitossociológico das florestas remanescentes são essenciais para a conservação de sua biodiversidade (VAN DEN BERG., e OLIVEIRA-FILHO, 2000). A obtenção dos atributos de diferentes ambientes florísticos e fisionômicos são atividades básicas para a conservação e preservação, possibilitando a proposição de modelos mais adequados de manejo às florestas (OLIVEIRA-FILHO et al., 2006). Vasconcelos et al. (2000) afirmam que tais conhecimentos são importantes para definir quanto tempo uma espécie ou um grupo de espécies demoram em atingir uma determinada dimensão, que podem ser de grande contribuição para o manejo de florestas tropicais, auxiliando na determinação do ciclo de corte de uma floresta natural para exploração madeireira.

Em estudo pioneiro, Richards (1952) descreveu os processos de perturbação (distúrbio) da vegetação, que originaram após a supressão da vegetação primária. Uhl et al. (1982) afirmaram que o tempo de regeneração de uma área depende principalmente do tipo de uso do solo posterior à remoção da vegetação primária através dos diferentes ciclos de uso. Nepstad et al. (2009) afirmam que, se não for usado o fogo em áreas de pastagem e/ou floresta abandonada a recuperação é bem-sucedida, tendo em vista que haverá um acúmulo de biomassa e uma taxa inversamente proporcional ao número de espécies em relação do que era encontrado antes do abandono. Corlett (1995) apresentou uma revisão sobre aspectos da regeneração florestal e mostrou a importância do tipo, da intensidade e da escala do distúrbio, da paisagem circundante e da composição da fauna remanescente. Whitmore (1998) definiu as principais características apresentadas por dois diferentes grupos ecológicos: as espécies pioneiras (de curta e longa duração) e as espécies clímax. Uma característica importante das espécies clímax consiste na realização de sua germinação e do seu estabelecimento abaixo dos dosséis (sombra), enquanto que as espécies pioneiras exigem maiores quantidades de luz (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Portanto, a sucessão é o processo pelo qual as espécies pioneiras (exigentes de luz) se estabelecem em grandes clareiras, e as espécies clímax (tolerantes à sombra) se desenvolvem em pequenas clareiras geradas após a morte das espécies pioneiras (KNIGHT, 1975). Tucker et al. (1998) afirmaram que os parâmetros relacionados com a fertilidade do solo e com o histórico do uso da terra surgem como fatores críticos que influenciam na baixa taxa de regeneração de florestas em áreas que sofrem ação antropogênica. Jong et al. (2001), avaliaram a dinâmica da floresta secundária e as suas interações com o uso e ocupação do solo e constataram que

as florestas secundárias desempenham um papel econômico importante, assim que ocorre o avanço sucessional para o estágio SS3 e até a consolidação da floresta. Arroyo-Mora et al. (2005), integraram a estrutura da floresta e imagens Landsat 7 ETM+ e IKONOS para definir quatro estágios sucessionais (pasto sujo, SS1, SS2 e SS3) em uma floresta tropical localizada no noroeste da Costa Rica, fazendo o uso de diferentes índices de vegetação, concluíram que não houve separabilidade na reflectância entre as classes dos diferentes estágios e não conseguiram separar os estágios sucessionais.

Buscando o entendimento e compreensão dos dois diferentes modelos de colonização, foi definido o objetivo principal deste trabalho, que consistiu em avaliar a influência do modelo de colonização nos diferentes estágios sucessionais na Amazônia Legal Brasileira. Os objetivos específicos buscam avaliar os parâmetros fitossociológicos relacionados com a estrutura horizontal, os índices de diversidade e similaridade bem como a distribuição do padrão espacial existente nos diferentes estágios sucessionais (SS1, SS2 e SS3) dos assentamentos denominados por Machadinho do Oeste e Vale do Anari e a sua relação com o processo sucessional.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

Os assentamentos denominados por Vale do Anari e Machadinho do Oeste compõem respectivamente os seus municípios e estão localizados no Noroeste do estado de Rondônia, a cerca de 300 km da capital Porto Velho (Figura 1). Os assentamentos são áreas vizinhas e compartilham características similares de vegetação, porém, divergem muito sobre a forma de colonização. Localizam-se entre as coordenadas latitude (09°26'38" e 09°51'47"S) e longitude

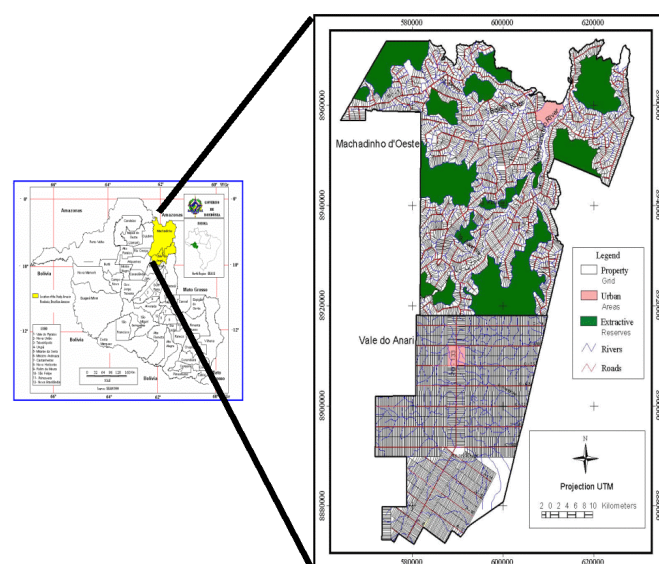


Figura 1. Localização dos assentamentos e o layout da distribuição das propriedades, estradas e hidrografia dos projetos de colonização de Machadinho no Oeste e do Vale do Anari no Estado de Rondônia. Fonte: Rondônia (2000).

Figure 1. Location of settlements and the layout of the distribution of properties, roads and hydrography of the Machadinho colonization projects and Anari in the State of Rondônia. Source: Rondônia (2000).

(61°58'53" e 62°11'08" W). A vegetação natural dominante é classificada como floresta ombrófila aberta (50%), mas há ocorrência de fragmentos de cerrado na parte norte (RADAMBRASIL, 1978). O clima da região é classificado como tropical chuvoso (Aw) de acordo com a classificação Köppen, com duas estações bem definidas, uma estação seca de junho a setembro e uma chuvosa de outubro a maio (Rondônia, 2004). Os solos predominantemente classificados como Latossolos, Arenossolos, Planossolos e Gleissolos (Rondônia, 2000). O relevo é predominantemente plano (com declividade variando de 0-4%), com algumas regiões onduladas (8-20%) e presença de áreas com declividade variando de (20-38%). O acesso ocorre principalmente através das rodovias RO-133 e RO-257, ambas pavimentadas (Rondônia, 2000).

Portanto, ao comparar a rede viária ortogonal e a grade de propriedade do Anari com o *layout* mais orgânico de Machadinho, o assentamento Anari apresenta suas estradas e lotes de propriedades estabelecidos sem levar em conta a topografia e a rede hidrográfica. Já em Machadinho, leva-se em conta essas variáveis para alocar recursos de infra-estrutura e reservas florestais comuns. Causas, consequências e respostas em relação à transformação da paisagem e a preferência de uso do solo nestes dois assentamentos tão perto geograficamente, mas com características muito peculiares.

## 2.2. Coleta de Dados

Foi feita a estratificação dos três estágios sucessionais SS1, SS2 e SS3 dentro dos dois diferentes modelos de colonização analisados. A estratificação foi importante porque tornou mais simples o processo de amostragem e, garantiu uma segurança para que todas as classes de interesse fossem amostradas (Figura 2). Esta amostragem buscou retratar as diferentes fases de regeneração, as riquezas florestais, o tamanho e forma dos fragmentos, a importância das *Reservas Extrativistas Comunitárias (REC's)*, e a dinâmica da paisagem dentro dos

dois modelos de colonização utilizados em Machadinho e no Anari.

## 2.3. Estratégia de Amostragem

Nos estudos direcionados para a regeneração natural foram adotadas três categorias, conforme a expectativa de estabelecimento, proposto por Felfili et al. (1997) e Scolforo e Mello (2006) (Tabela 1).

Foram utilizados transectos de 10 x 250 metros, divididos em parcelas contíguas de 10 x 10 metros. Foi definido que dentro dos transectos de 10 x 250 metros todas as plantas com DAP > 10 cm (CAP = 31,42 cm) seriam catalogadas. Dentro do transecto (10 x 250m), foi sorteada aleatoriamente ao menos uma parcela de 10 x 10 metros para que fossem anotadas todas as varas ou varotes, que são todos os indivíduos lenhosos com  $\geq 5$  cm DAP < 10 cm, amostrados em parcelas de 10 x 10 m; e, mudas estabelecidas, na qual são inclusos os indivíduos considerados com DAP < 5 cm e altura superior a 3,0 m em subparcelas inclusas nas parcelas de 10 x 10 m; e mudas não estabelecidas, que são as mudas menores com  $0,5 \text{ m} \leq h < 3,0$  m de altura, mensuradas em parcelas de 2 x 2 m inclusas nas parcelas de 10 x 10m.

Para as classes que representaram o estágio sucessionais SS1, composto pelas mudas estabelecidas e não estabelecidas, foram medidas apenas a altura, uma vez que a medida de diâmetro é pouco precisa e gera pouca informação nessa fase inicial de crescimento (FELFILI, 1995).

Baseando-se no levantamento histórico realizado preliminarmente, definiu-se a idade máxima para cada um dos estágios sucessionais, sendo associado 5 (cinco) anos para o estágio SS1 (inicial), 10 (dez) anos para o estágio SS2 (intermediário) e 18 (dezoito) anos para o estágio SS3 (avançado). Estes números foram atribuídos por aproximação, servindo de base para implantação das amostras. Nos pontos de controle, foi levantada toda a vegetação de floresta primária e secundária dos pontos amostrais. Desta forma, foram amostradas e implantadas as parcelas nos dois modelos de colonização, obedecendo às particularidades de cada estágio sucessionais (Tabela 2).

Tabela 1. Classes de tamanho de regeneração natural para florestas nativas.

Table 1. Natural regeneration size classes for native forests.

Limites das classes	Denominação	Classe
$0,5 \text{ m} \leq h < 1,5 \text{ m}$	Muda não estabelecida	SS1
$1,5 \text{ m} \leq h < 3,0 \text{ m}$	Muda não estabelecida	SS1
$H \geq 3,0 \text{ m}$ e DAP < 5 cm	Muda estabelecida	SS1
$\geq 5 \text{ cm}$ DAP < 10 cm	Vara ou Varote	SS2
$10 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 15 \text{ cm}$	Árvore pequeno porte	SS3
DAP > 15 cm	Árvore médio e grande porte	SS3

Fonte. Adaptado de Scolforo e Mello (2006).

Tabela 2. Distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro e por tamanho dos transectos amostrados.

Table 2. Distribution of individuals by diameter class and size of transects sampled.

Variáveis		Assentamentos	
		Anari	Machadinho
Número de Indivíduos (DAP)	SS1	1049	1978
	SS2	401	702
	SS3	804	1428
Números de Amostragem (m)	10 x 250	28	28
	10 x 10	30	34
	2 x 2	38	41

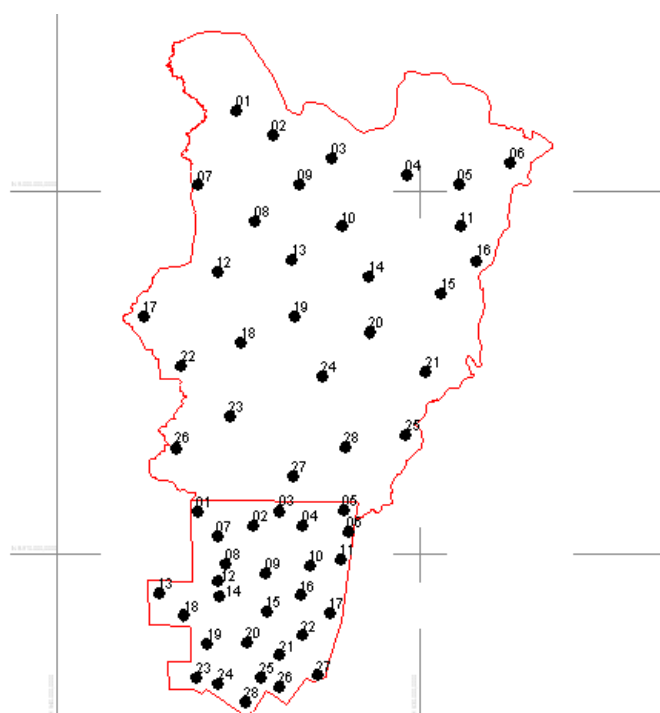


Figura 2. Mapa das Amostragens (transectos de 10 x 250 m).  
Figure 2. Map of the samples (transects of 10 x 250 m).

## 2.4. Parâmetros fitossociológicos

Foram calculados para todas as espécies amostradas nos estágios sucessionais SS1, SS2 e SS3 nos dois diferentes modelos de colonização os seguintes atributos quantitativos: densidades absolutas (árvores por hectare) e relativas (% das árvores); dominância absoluta (área basal por hectare) e relativa (% da área basal total); freqüências absoluta e relativa e os valores de cobertura (IVC) e de importância (IVI). Estes cálculos foram executados por meio do software FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 1994).

Também foi calculado o índice de diversidade de *Shannon-Weaver* ( $H'$ ), o índice de dominância de *Simpson* ( $D$ ), os índices de similaridade de *Sorensen* ( $ISS$ ) e *Morisita* ( $I_d$ ) e do *Coefficiente de Mistura de Jentsch* ( $QM$ ) (HOSOKAWA, 1981; MATTEUCCI; COLMA, 1982; BROWER; ZAR, 1984; MAGURRAN, 1988; SCOLFORO; MELLO, 2006).

O nível de significância do Índice de Morisita ( $I_d$ ) foi identificado com o teste Qui-quadrado, que observa o desvio da dispersão dos indivíduos em relação ao acaso (SCOLFORO; MELLO, 2006), sendo expresso pela Eq. 1:

$$X^2 = \frac{n \times \sum_{i=1}^S X_i^2}{N} - N \quad (1)$$

Após a utilização dos diversos métodos de agrupamento, foram obtidas as respectivas matrizes cofenéticas resultantes da simplificação proporcionada pelo método. Com base nas matrizes de dissimilaridade original e cofenética, foi obtida a correlação cofenética (BUSSAB et al., 1990), conforme a Eq. 2:

$$r_{\text{cof}} = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n (c_{ij} - \bar{c}) \times (d_{ij} - \bar{d})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n (c_{ij} - \bar{c})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n (d_{ij} - \bar{d})^2}} \quad (2)$$

em que:

$c_{ij}$  - valor de dissimilaridade entre os indivíduos  $i$  e  $j$ , obtidos a partir da matriz cofenética; e,

$d_{ij}$  - valor de dissimilaridade entre os indivíduos  $i$  e  $j$ , obtidos a partir da matriz de dissimilaridade.

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Análise Fitossociológica

A análise comparativa da composição florística e dos parâmetros fitossociológicos amostrados nos diferentes estágios sucessionais SS1, SS2 e SS3 nos dois modelos de colonização implantados no Estado de Rondônia no início da década de 80, demonstrou que o número de famílias e de espécies foi maior no modelo “topográfico” implantado no projeto de assentamento Machadinho do Oeste.

Analisando individualmente cada estágio sucessional, nota-se que no estágio SS1 e seus respectivos modelos de colonização, as famílias Fabaceae e Caesalpiniaceae apresentaram o maior número de espécies, 7 e 4 respectivamente no projeto Anari, já em Machadinho, as famílias de maior representatividade foram Fabaceae, Caesalpiniaceae e Bignoniaceae que apresentaram o maior número de espécies, respectivamente 10, 6 e 5. Nota-

se que as famílias Fabaceae e Caesalpiniaceae tiveram uma maior representatividade em relação à riqueza em ambos os projetos, isto é, devido à grande similaridade da região de estudo em relação à tipologia florestal. Em relação ao número de famílias, no Anari, foram encontradas 23 famílias, sendo que destas, dez representaram 88,49% dos indivíduos amostrados em campo. Já em Machadinho o número de famílias foi maior que no Anari, sendo encontradas 32 famílias que totalizaram 60 espécies, sendo que as dez famílias de maior representatividade totalizaram 77,85% dos indivíduos amostrados em campo.

No estágio sucessional intermediário (SS2), o modelo utilizado na colonização do projeto Anari, a família Fabaceae foi a que apresentou o maior número de espécie (6 espécies), sendo que a espécie de maior intensidade neste modelo foi a espécie *Hymenolobium petraeum* que apresentou o maior número de indivíduos (38 indivíduos). As demais espécies desta família foram a *Vatairea sericea* (22), *Dipteryx odorata* (30), *Hymenaea courbaril* (15) *Pterodon emarginatus* (10) e *Enterolobium contortisiliquum* (2). Já no modelo “topográfico”, as famílias de maior representatividade dentro do processo sucessional SS2 foram a Fabaceae e a Leguminosae-Caesalpinioideae com 6 espécies para cada família. Sendo que as espécies que contribuíram com maior intensidade para a consolidação do processo sucessional foram a *Tachigali myrmecophila* (35) da família das Leguminosae-Caesalpinioideae e, a *Dipteryx odorata* (63) da família das Fabaceae. Estas famílias são típicas de áreas em processo de regeneração. As dez famílias de maior representatividade corresponderam a 90,67% e 83,16%, respectivamente, ao projeto Anari e Machadinho.

No modelo “espinha de peixe”, as famílias de maior representatividade dentro do estágio sucessional SS3 foram a Fabaceae e a Lauraceae, as quais correspondem a 41,54% do total de indivíduos amostrados. As espécies de maior contribuição para a consolidação do processo sucessional foram *Dipteryx odorata* (79), *Hymenolobium petraeum* (71) da família das Fabaceae e a *Persea pyrifolia* (60) da família das Lauraceae. Já no modelo “topográfico”, as famílias de maior representatividade dentro do processo sucessional SS3 foram Fabaceae e Leguminosae-Caesalpinioideae, respondendo por aproximadamente 39,83% do total amostrado com respectivamente 9 e 7 espécies para cada família. As espécies de maior contribuição para a consolidação do processo sucessional foram a *Apuleia leiocarpa* (159) da família das Leguminosae-Caesalpinioideae e, a *Dipteryx odorata* (126) da família das Fabaceae. Outras duas espécies *Cedrela fissilis* da família Meliaceae com 92 indivíduos e a espécie *Trattinnickia burseraefolia* da família Asteraceae com 76 indivíduos, contribuíram para a consolidação do processo sucessional neste modelo de colonização. Steege et al. (2013) comprovaram que a espécie *Trattinnickia burseraefolia* apresentou grande dominância em toda a Amazônia Sul americana.

### 3.2. Estrutura Horizontal

#### 3.2.1. Estágio Sucessional Inicial (SS1)

No estágio SS1, foi medida apenas a altura das plantas, desta forma, foi calculada apenas a freqüência absoluta e a freqüência relativa para os indivíduos do estágio SS1 nos dois modelos de colonização implantados em Machadinho do Oeste e no Vale do Anari.

Analisando os resultados do modelo “espinha de peixe” implantado no Anari verifica-se que houve uma maior

concentração de indivíduos, onde as 5 espécies de maior densidade compreendem a 45% do total de indivíduos amostrados neste tipo de modelo. Já no modelo “topográfico” implantado em Machadinho, a concentração de indivíduos foi menor quando comparado com o modelo “espinha de peixe”, no qual a soma das 5 espécies de maior densidade nas amostras do estágio SS1 totalizou 32% e, houve uma melhor distribuição dos indivíduos por famílias. Caracterizando desta forma uma melhor riqueza florestal para o modelo “topográfico” em comparação com o modelo “espinha de peixe”.

Três das seis espécies com maior representatividade em número de indivíduos amostrados nos dois modelos de colonização pertencem à família Leguminosae (*Schizolobium amazonicum*, *Copaifera langsdorffii* e *Apuleia leiocarpa*), evidenciando a importância deste grupo na ocupação de áreas no processo da sucessão secundária. Segundo Moran et al., (2000), tal fato pode ser explicado pela capacidade de fixação de N atmosférico através de nódulos radiculares.

### 3.2.2. Estágio Sucessional Intermediário (SS2)

Os resultados da variável densidade, encontrados no modelo “espinha de peixe” demonstram que neste modelo houve uma maior concentração de indivíduos, onde as 5 espécies de maior densidade compreendem a 49% do total de indivíduos amostrados. Já no modelo “topográfico”, a concentração de indivíduos foi menor quando comparado com o modelo “espinha de peixe”, onde a soma das 5 espécies de maior densidade nas amostras do estágio SS2 totalizaram 34% do total amostrado. Quatro das oito espécies com maior representatividade em número de indivíduos amostrados nos dois modelos de colonização pertencem à família Fabaceae (*Hymenolobium petraeum* e *Dipteryx odorata*) e Leguminosae (*Apuleia leiocarpa* e *Hymenolobium petraeum*), semelhante ao observado no estágio SS1.

No modelo “espinha de peixe” utilizado no projeto Anari, as espécies mais amplamente distribuídas pelo estágio SS2, foram a *Tabebuia cassinoides* (5,96%), *Parkia pendula* (5,51%), *Tachigali myrmecophila* (8,26%), *Mezilaurus itauba* (9,17%), *Copaifera langsdorffii* (10,55%) e o *Schizolobium amazonicum* (11,93%), estas espécies juntas corresponderam a 51,38% do total geral da frequência relativa (Figura 6). Em Machadinho, onde foi utilizado o modelo *topográfico*, as espécies que foram mais amplamente distribuídas foram a *Gochnatia polymorpha* (0,9%), *Cedrela fissilis* (4,8%), *Hymenolobium petraeum* (6,61%), *Persea pyrifolia* (8,41%), *Dipteryx odorata* (8,11%) e a *Apuleia leiocarpa* (7,81%), estas espécies juntas corresponderam apenas 36,64% do total geral da frequência relativa apresentada pelo modelo. Comparando os dois modelos (espinha de peixe e topográfico), nota-se que no primeiro modelo há uma maior concentração das frequências relativa e absoluta, já no segundo modelo representado há uma maior diversidade de espécies e, consequentemente, há uma maior distribuição das espécies dentro da área de estudo, caracterizando uma maior riqueza florestal para a área colonizada por este modelo.

Quanto à variável dominância (DR%), as espécies mais bem representadas no estágio sucessional SS2 no modelo “espinha de peixe” foram a *Tabebuia cassinoides* (6,02%), *Parkia pendula* (7,66%), *Tachigali myrmecophila* (8,98%), *Mezilaurus itauba* (15,21%), *Copaifera langsdorffii* (16,73%) e o *Schizolobium amazonicum* (21,2%). Enquanto que no modelo “topográfico” as espécies que mais se destacaram foram *Gochnatia polymorpha*

(5,29%), *Cedrela fissilis* (5,35%), *Hymenolobium petraeum* (8,32%), *Persea pyrifolia* (10,16%), *Dipteryx odorata* (15,88%) e a *Apuleia leiocarpa* (18,81%).

O Índice do Valor de Cobertura (IVC) foi determinado para todas as espécies amostradas durante o levantamento de campo realizado em Machadinho e no Anari em 2010 e os resultados com as seis espécies de maior IVC são mostrados nas Figuras 3 e 4. No modelo “espinha de peixe”, a espécie de maior IVC foi o *Schizolobium amazonicum* (11%) e no modelo “topográfico” a espécie de maior IVC foi a *Apuleia leiocarpa* (9%).

Durante a determinação do Índice do Valor de Importância (IVI) as 6 espécies que apresentaram os maiores IVI (Figura 5 e 6), sendo que juntas estas espécies contribuíram com aproximadamente 60% no modelo “espinha de peixe” e 46% no modelo “topográfico”, do total das espécies amostradas. A Densidade Relativa em Regeneração Natural (DRRN) somada com a Dominância Relativa em Regeneração Natural (DoRRN) e com a Frequência Relativa em Regeneração Natural (FRRN) contribuíram para que a espécie *Schizolobium amazonicum* (15%) permanecesse no topo das espécies com maior IVI%, seguido pela *Copaifera langsdorffii* (13%) no modelo de colonização denominado por “espinha de peixe”. Já no modelo *topográfico*, as espécies *Apuleia leiocarpa* e a *Dipteryx odorata* representaram respectivamente 12% e 11% do IVI total.

### 3.2.3. Estágio Sucessional Avançado (SS3)

No modelo “espinha de peixe” houve uma maior concentração de indivíduos, onde as 5 espécies de maior densidade

Índice do Valor de Cobertura (IVC) - (%) - SS2 Machadinho

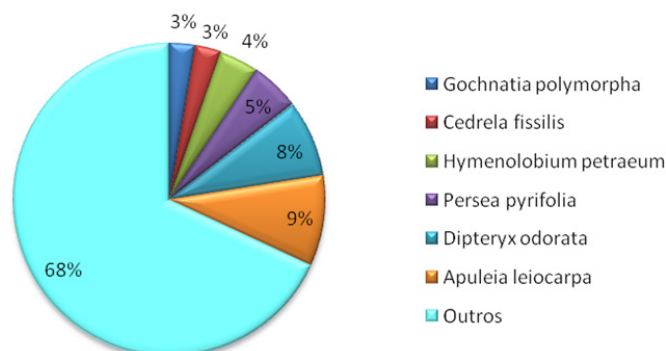


Figura 3. Índice do Valor de Cobertura (IVC) em Floresta Ombrófila Aberta no estágio SS2 no modelo “topográfico”.

Figure 3. Coverage Value Index (IVC) in Open Ombrophylous Forest in the SS2 stage in the “topographic” model.

Índice do Valor de Cobertura (IVC) - (%) - SS2 Anari

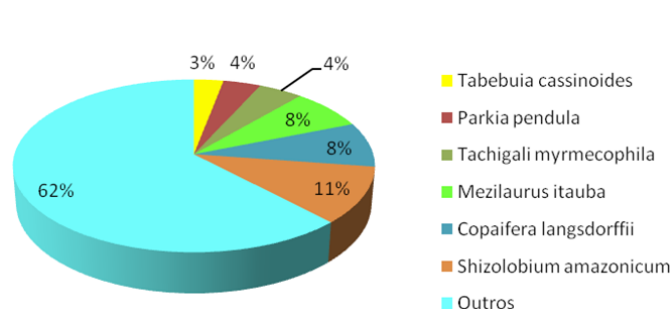


Figura 4. Índice do Valor de Cobertura (IVC) em Floresta Ombrófila Aberta no estágio SS2 no modelo “espinha de peixe”.

Figure 4. Coverage Value Index (IVC) in Open Ombrophylous Forest in the SS2 stage in the “fishbone” model.

Índice do Valor de Importância (IVI) - (%) - SS2 Machadinho

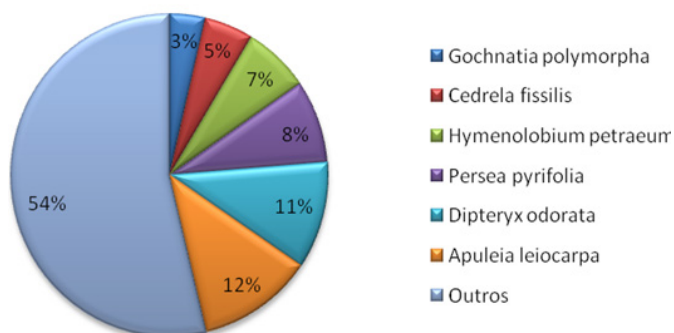


Figura 5. Índice do Valor de Importância (IVI) em Floresta Ombrófila Aberta no estágio SS2 no modelo “topográfico”.

Figure 5. Import Value Index (IVI) in Open Ombrophylous Forest in the SS2 stage in the “topographic” model.

Índice do Valor de Importância (IVI) - (%) - SS2 Anari

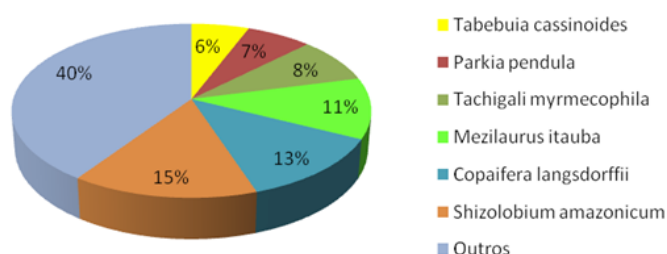


Figura 6. Índice do Valor de Importância (IVI) em Floresta Ombrófila Aberta no estágio SS2 no modelo “espinha de peixe”.

Figure 6. Import Value Index (IVI) in Open Ombrophilous Forest in the SS2 stage in the “fishbone” model.

compreendem 38% do total de indivíduos amostrados. Já no modelo “topográfico” a concentração de indivíduos foi menor quando comparado com o modelo “espinha de peixe”, onde a soma das 5 espécies de maior densidade nas amostras do estágio SS3 totalizou 36%, no entanto, houve uma melhor distribuição dos indivíduos por famílias. Os resultados demonstraram que o modelo “topográfico” apresentou uma maior riqueza florestal em comparação com o modelo “espinha de peixe”, esta característica foi evidenciada nos demais estágios analisados. As famílias mais bem representadas em ambos os modelos foram as Fabaceae, Lauraceae e Leguminosae.

No modelo “espinha de peixe” utilizado no projeto Anari, as espécies mais amplamente distribuídas pelo estágio SS3, em uma tipologia florestal classificada como floresta Ombrófila aberta às seguintes, *Hymenaea courbaril* (6,54%), *Lafoensia glyptocarpa* (5,23%), *Cariniana estrellensis* (4,97%), *Caryocar brasiliense* (4,71%) e a *Dipteryx odorata* (4,71%), estas espécies juntas corresponderam a 26,16% do total geral da frequência relativa. No modelo “topográfico” utilizado no projeto Machadinho, as espécies que foram mais amplamente distribuídas foram às seguintes, *Goupia glabra* (5,32%), *Hymenaea courbaril* (4,47%), *Pterodon emarginatus* (4,47%), *Enterolobium contortisiliquum* (4,04%) e a *Vatairea sericea* (3,62%), estas espécies juntas corresponderam apenas 21,92% do total geral da frequência relativa apresentada pelo modelo.

Conforme verificado, as espécies que apresentaram maiores dominância relativa (DR%) no estágio sucessional SS3 no

modelo “espinha de peixe” foram *Dipteryx odorata* (16,89%), *Hymenolobium petraeum* (13,19%), *Cariniana estrellensis* (9,91%), *Persea pyrifolia* (9,81%) e o *Caryocar brasiliense* (8,11%), e no modelo “topográfico” foram a *Cedrela fissilis* (24,63%), *Gochnatia polymorpha* (18,31%), *Dipteryx odorata* (9,63%), *Trattinnickia burseraefolia* (6,22%) e a *Apuleia leiocarpa* (5,36%).

Em relação ao Índice do Valor de Cobertura (IVC) para o modelo “espinha de peixe”, implantado na colonização do projeto Anari, observa-se que a espécie de maior IVC foi a *Dipteryx odorata* (13%), seguidos pelas espécies *Hymenolobium petraeum* (11%), *Persea pyrifolia* (9%), *Cariniana estrellensis* (8%) e *Caryocar brasiliense* (7%). Para o modelo topográfico, implantado na colonização do projeto Machadinho, a espécie de maior IVC foi a *Cedrela fissilis* (18%), *Gochnatia polymorpha* (13%), *Dipteryx odorata* (8%), *Trattinnickia burseraefolia* (6%) e a *Apuleia leiocarpa* (5%).

O Índice do Valor de Importância (IVI) foi determinado para todas as espécies amostradas e demonstrou que as 5 espécies que apresentaram as maiores taxas de IVI para os projetos de colonização Anari e Machadinho, juntas estas espécies contribuíram com aproximadamente 40% nos modelos “espinha de peixe” e “topográfico”, do total das espécies amostradas. As espécies *Dipteryx odorata* (10%), permaneceu no topo das espécies com maior IVI%. Seguidas pelas espécies *Hymenolobium petraeum* (9%), *Cariniana estrellensis* (7%), *Caryocar brasiliense* (6%) e a *Persea pyrifolia* (6%), para o modelo de colonização denominado por “espinha de peixe”. Já no modelo “topográfico”, as espécies de maiores valores foram a *Apuleia leiocarpa* (13%), seguidas pelas espécies *Dipteryx odorata* (10%), *Cedrela fissilis* (6%), *Trattinnickia burseraefolia* (5%) e o *Hymenolobium petraeum* (4%) do IVI total.

### 3.3. Índices Ecológicos

Os diversos índices fitossociológicos utilizados neste trabalho com a finalidade de comparar os diferentes estágios sucessionais (SS1, SS2 e SS3) em dois diferentes modelos de colonização “espinha de peixe” e “topográfico” utilizados no processo de ocupação da Amazônia brasileira, demonstraram que em relação a estes índices não houve grandes diferenças (Tabela 3).

Na Tabela 3, observa-se que os valores encontrados para o modelo “topográfico” por meio do índice de diversidade de *Shannon-Weaver* ( $H'$ ) foram superiores nos três estágios sucessionais (SS1, SS2 e SS3) quando comparados com o modelo “espinha de peixe”.

Nos estágios sucessionais, não houve grandes diferenças em relação à similaridade (índice de Sorensen - ISS), dominância (índice de Simpson - D) e composição florística (coeficiente de Jentsch - QM), entretanto, os valores encontrados para o modelo “topográfico” foram superiores aos do modelo “espinha de peixe”.

O Índice de Morisita ( $I_d$ ) demonstrou que a dispersão dos indivíduos foi aleatória em ambos os estágios sucessionais e nos modelos de colonização.

## 4. DISCUSSÃO

Nota-se que existe uma grande similaridade de famílias e de espécies nos dois projetos de colonização base para este estudo, esta similaridade ocorre em função da tipologia vegetal da região, que é classificada como Floresta Ombrófila Aberta.

Tabela 3. Índices fitossociológicos dos diferentes Estágios Sucessionais (SS1, SS2 e SS3) em Machadinho e no Anari.  
Table 3. Phytosociological indexes of different succession stages (SS1, SS2 and SS3) in Machadinho and Anari cities.

Estágio sucessional	Índices	Projetos de colonização	
		Anari (espinha de peixe)	Machadinho (topográfico)
SS1	QM	0,04	0,03
	H'	3,13	3,55
	D	0,93	1,02
	ISS		0,82
	I <sub>d</sub>		0,87
SS2	QM	0,09	0,08
	H'	2,87	3,49
	D	0,82	1,00
	ISS		0,79
	I <sub>d</sub>		0,93
SS3	QM	0,06	0,04
	H'	3,18	3,50
	D	0,99	1,05
	ISS		0,81
	I <sub>d</sub>		0,96

Em que: Quociente de Mistura de Jentsch (QM); *Shannon-Weaver* (H'); Simpson (D); Sorensen (ISS); Índice Morisita (I<sub>d</sub>).

No Anari (modelo “espinha de peixe”), estágio SS3, foram encontradas 37 Famílias, similar aos valores catalogados no estágio SS1. Destas 37 famílias, as dez de maior densidade representam 84,33% do universo amostral. Em Machadinho o número de famílias foi maior que no Anari, sendo encontradas 43 famílias que totalizaram 57 espécies. Já as dez famílias de maior representatividade totalizaram 78,71% dos indivíduos amostrados em campo.

Para os estágios SS1, SS2 e SS3 a família Fabaceae foi a que apresentou maior diversidade e abundância tanto no projeto de modelo espinha de peixe quanto no modelo topográfico. Em relação ao estágio SS1, o estágio SS2 apresentou uma menor diversidade florestal devido à competição existente entre as espécies.

A espécie *Dipteryx odorata* demonstrou grande abundância em todos os estágios de sucessão e modelos de colonização, contribuindo para a consolidação do processo sucessionais dos ambientes amostrados.

Os resultados obtidos para o índice de *Shannon-Weaver* foram similares aos encontrados por outros estudos realizados na região amazônica. Cain et al. (1956) fizeram um levantamento de árvores com um DAP mínimo de 10 cm e encontraram em 2 ha amostrados um índice de 4,07. Knight (1975) afirmou através de alguns estudos realizados em florestas tropicais, que o índice varia de 3,83 a 5,85. Gama et al. (2002) em uma floresta de várzea explorada encontraram diversidade de 3,35. Espirito-Santo et al., (2005) utilizando imagens de radar em estudos de diversidade da vegetação na floresta nacional do Tapajós, obteve valores para Sorensen (ISS: 0,81) e *Shannon-Weaver* (H': 4,09). Souza et al. (2006), em uma floresta de terra firme não explorada na região de Paragominas encontraram para espécies com DAP  $\geq 5$  e  $< 15$  cm diversidade 3,97 e para espécies com DAP  $\geq 15$  cm diversidade 4,18. Francez et al. (2007), em floresta de terra firme, após a exploração florestal, encontraram 4,27. Carim et al. (2007) em uma floresta secundária de 40 anos encontraram diversidade de 4,03. Salomão et al., (2012) em estudos realizados na Floresta Nacional Saracá-Taquera, obteve valores para Sorensen (ISS: 0,987) e *Shannon-Weaver*

(H': 3,57). Portanto, a diversidade encontrada para a floresta estudada está próxima ao encontrado em outros estudos em florestas tropicais.

## 5. CONCLUSÕES

Baseado nos resultados obtidos, a riqueza encontrada nos modelos de colonização denominados por “espinha de peixe” e “topográfico” demonstram que esta variável deve ser levada em consideração para a criação de novos projetos de colonização que, por ventura vierem a ser implantados na região amazônica e, que o modelo “topográfico” apresenta um viés mais conservacionista quando comparado com o modelo “espinha de peixe”. Estas características foram observadas nos três estágios (SS1, SS2 e SS3) analisados nesta pesquisa.

Os resultados obtidos demonstraram que os modelos utilizados no processo de colonização do Anari e de Machadinho, interferiram diretamente nos padrões de regeneração natural, tendo em vista que o modelo “espinha de peixe” implantado no Anari incentiva uma maior antropização, gerando maiores impactos à região, pois, fora criado sem nenhuma preocupação com a preservação do meio ambiente (recursos naturais).

As variáveis *frequência*, *densidade*, *dominância*, *índice de valor de importância* e o *índice de valor de cobertura* foram muito importantes para a compreensão da consolidação dos diferentes estágios sucessionais nas diferentes formas de colonização utilizadas e, os resultados demonstraram que no modelo “topográfico” o processo sucessionais ocorre com maior sucesso.

Os índices ecológicos utilizados para avaliar a diversidade entre os diferentes níveis de sucessão demonstraram que no modelo “topográfico” a diversidade foi um pouco superior quando comparado com os índices do modelo “espinha de peixe”.

Um fator importante para o sucesso da regeneração natural no modelo “topográfico” está associado às REC's, (Reservas Extrativistas Comunitárias) cujas reservas desempenham um importante papel de manutenção da vegetação nativa da região e são fragmentos de alta diversidade ecológica, caracterizando como um banco natural de sementes, necessário para a regeneração das áreas antropizadas.

Os índices de dominância de Simpson mostraram padrões semelhantes, em todos os estágios sucessionais analisados, denotando baixa dominância de uma ou poucas espécies. Esses valores são semelhantes aos de outros estudos em Floresta Ombrófila Aberta.

## 6. REFERÊNCIAS

- BRONDIZIO, E. S.; MORAN, E. F.; MAUSEL, P.; E WU, Y. Land-use change in the Amazon estuary: patterns of caboclo settlement and landscape management. **Human Ecology**, New York, v. 22, n. 3, p. 249-278, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF02168853>
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque: Wm. C. Brown Pub. 226 p. 1984.
- BUSSAB, W. O.; MIAZAKI, E. S.; ANDRADE, D. **Introdução à análise de agrupamentos**. São Paulo: Associação Brasileira de Estatística, 1990. 105p.
- CAIN, S. A.; CASTRO, G. M. O.; PIRES, J. M.; SILVA, N. T. Application of some phytosociological techniques to Brazilian rain forests. **American Journal of Botany**, Lancaster, v.43, n.1, p. 911-941, 1956. <https://doi.org/10.2307/2439008>

- CARIM, S.; SCHWARTS, G.; SILVA, M. F. F. da. Riqueza de espécies, estrutura e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no Leste da Amazônia. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v.21, n. 2, p. 293-308, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000200005>
- CAUSTON, D. R. **An introduction to vegetation analysis, principles, practice and interpretation**. Unwin Hyman: London. 1988. 260 p.
- CLARKE, L.; EDMONDS, J.; JACOBY, H.; PITCHER, H.; REILLY, J.; RICHEL, R. **Scenarios of Greenhouse Gas Emissions and Atmospheric Concentrations. Sub-report 2.1A of Synthesis and Assessment Product 2.1 by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. Department of Energy, Office of Biological**. Washington: Environmental Research, 2007. 164p.
- CORLETT, R. T. Tropical secondary forest. **Progress in Physical Geography**, London, v.19, n.2, p. 159-172, 1995. <https://doi.org/10.1177/030913339501900201>
- DE JONG, W.; FREITAS, L.; BALUARTE, J.; VAN DE KOP, P.; SALAZAR, A.; INGA, E.; MELENDEZ, W.; GERMANA, C. Secondary forest dynamics in the Amazon floodplain in Peru. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 150, n.2, p.135-146, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00687-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00687-3)
- EZZINE-DE-BLAS, D.; BORNER, J.; VIOLATO-ESPADA, A. L.; NASCIMENTO, N.; PIKETTY, M. G. Forest loss and management in land reform settlements: Implications for REDD governance in the Brazilian Amazon. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v.14, n. 2, p. 188-200, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.009>
- FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetation**, v.117, n.1, p. 1-15, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF00033255>
- FELFILI, J. M.; SILVA-JÚNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, P. E.; WALTER, B. M. T.; SILVA, M. A.; IMAÑENCINAS, J. **Comparação do cerrado (sensu stricto) nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. Pp. 6-11. In Leite, L.L.; Sato, C.H. (eds.). Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1997. 200p.
- FRANCEZ, L. M. B.; CARVALHO, J. O. P.; JARDIM, F. C. S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de terra firme na região de Paragominas, Pará. **Acta Amazonica**, Manaus, v.37, n.2, p. 219-228, 2007. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672007000200007>
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. de M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p. 559-566, 2002
- HOSOKAWA, R. T. **Manejo de florestas tropicais úmidas em regime de rendimento sustentado**. Curitiba: CNPq, 1981, 125p.
- KARSENTY, A. The architecture of proposed REDD schemes after Bali: facing critical choices. **International Forestry Review**, Oxford, v.10 n.3, p. 443-457, 2008. <https://doi.org/10.1505/1for.10.3.443>
- KINDERMANN, G.; OBERSTEINER, M.; SOHNGEN, B.; SATHAYE, J.; ANDRASKO, K.; RAMETSTEINER, E.; SCHLAMADINGER, B.; WUNDER, S.; BEACH, R. Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n.30, p. 10302-10307, 2008. <https://doi.org/10.1073/pnas.0710616105>
- KNIGHT, D. H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.45, n.3, p.259-284, 1975. <https://doi.org/10.2307/1942424>
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodología para el estudio de la vegetación**. Washington: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos: Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 1982. 168 p.
- MORÁN, E. F.; BRONDIZIO E. S.; TUCKER, J. M.; FORSBERG, M. C. S.; MCCracken, S.; FALES, I. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 139, n.3, p.93-108, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00337-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00337-0)
- MORÁN, E. F. The law, politics and economics of Amazonian deforestation. **Indiana Journal of Global Legal Studies**, v.1, n.2, p.397-407, 1994.
- NEPSTAD, D.; SOARES-FILHO, B. S.; MERRY, F.; LIMA, A.; MOUTINHO, P.; CARTER, J.; BOWMAN, M.; CATTANEO, A.; RODRIGUES, H.; SCHWARTZMAN, S.; MCGRATH, D. G.; STICKLER, C. M.; LUBOWSKI, R.; PIRIS-CABEZAS, P.; RIVERO, S.; ALENCAR, A.; ALMEIDA, O.; STELLA, O. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v.326, n.5958, p. 1350-1351, 2009.
- NERA - NÚCLEO DE ESTUDOS, PESQUISAS E PROJETOS DE REFORMA AGRÁRIA. **Boletim Dataluta n.4 (2008): Tipologia de Assentamentos Rurais**. Disponível em: <<http://www4.fct.unesp.br/nera/boletim.php>>. Acesso em: 01 nov 2008.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. **Floristic relationships of seasonally dry Forest of eastern South American based on tree species distribution patterns. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P.; Ratter, J.A. Plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC Press. 2004. 184p.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and influence of climate. **Biotropica**, Washington, v.32 n.4b, p. 739-810, 2000.
- RADAMBRASIL. **Departamento Nacional de Produção Mineral. Folha SC.20-X-C- Machadinho. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: DNPM, 510 p. 1976.
- RICHARDS, P. W. The secondary succession in the tropical rain forest. **Sci. Prog. London**, v.43, n.69, p.45-57, 1955.
- RONDÔNIA. **Boletim Climatológico de Rondônia Ano 2004**. Porto Velho: Governo do Estado de Rondônia. 2004. 55p.
- RONDÔNIA. **Zoneamento socioeconômico-ecológico. Porto Velho, Brasil: PLANAFLORO /Governo de Rondônia**. 18 p. 2000a.
- SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; BRIENZA JÚNIOR, S.; GOMES, V. H. F. Análise fitossociológica de floresta ombrófila densa e determinação de espécies-chave para recuperação de área degradada através da adequação do índice de valor de importância. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v.7, n.1, p. 57-102, 2012.
- SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário Florestal. Lavras: UFLA**, 2006. 561 p.
- SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1: manual do usuário**. Unicamp. Campinas. 1994. 60p.
- SOUZA, D. R.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G.; YARED, J. A. G. Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v.30, n.1, p.75-87, 2006.

- STEEGE, H. T.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMÃO, R. P.; ERNESTO G.; J. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, v. 342, n. 6156, 1243092, 2013. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>
- STERN, N. *The Economics of Climate Change*. Cambridge University Press, New York. 2007. 60 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511817434>
- TUCKER, J. M.; BRONDIZIO, E. S.; MORAN, E. F. Rates of forest regrowth in eastern Amazonia: a comparison of Altamira and Bragantia regions, Para State, Brazil. *Interciencia*, Catanduva, v.23, n.4, p.64-73, 1998.
- TURNER, B. L.; SKOLE, D.; SANDERSON, S.; FISCHER, G.; FRESCO, L.; LEEMANS, R. (eds.) Land-Use and Land-Cover Change Science/Research Plan. Joint IGBP and HDP Publication. Stockholm, Sweden: International Geosphere-Biosphere Programme; Bonn, Germany: Human Dimensions Programme on Global Environmental Change. 1995.
- UHL, C.; JORDAN, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; HERRERA, R. Ecosystem recovery in Amazon caatinga forest after cutting, cutting and burning, and bulldozer clearing treatments. *Oikos*, v.38, n.3, p.313-320, 1982. <https://doi.org/10.2307/3544671>
- UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action**. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2009/sbsta/eng/119a01.pdf>>. Acesso em: 05 ago. 2009.
- VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.23, n.3, p.231-253, 2000. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042000000300002>
- VASCONCELOS, S. S.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA, M. V. N. Projeção da distribuição diamétrica de uma floresta explorada seletivamente na Amazônia Ocidental. *Acta Amazônica*, Manaus, v.39, n.1, p. 71-80, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000100007>
- WALKER, B. H.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S. R.; KINZIG, A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, v.14, n.1, p. 1-24, 2004. <https://doi.org/10.5751/es-00650-090205>
- WHITMORE, T. C. Potential Impact of Climatic Change on Tropical Rain Forest Seedlings and Forest Regeneration. *Climatic Change*, Dordrecht, v.39, n.2, p.429-438, 1998. <https://doi.org/10.1023/A:1005356906898>