



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA  
CENTRO DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO SOCIOAMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**CARACTERIZAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UM TRECHO DE  
MATA CILIAR DO RIO CATOLÉ NO MUNICÍPIO DE ITAPETINGA,  
SUDOESTE DA BAHIA, BRASIL**

**FERNANDO GEORGE FREITAS DAMASCENO**

Itapetinga, Bahia

2015

**CARACTERIZAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UM TRECHO DE MATA  
CILAR DO RIO CATOLÉ NO MUNICÍPIO DE ITAPETINGA, SUDOESTE DA BAHIA,  
BRASIL**

**FERNANDO GEORGE FREITAS DAMASCENO**

Dissertação para obtenção do título de  
Mestre em Ciências Ambientais,  
apresentada ao Mestrado em Ciências  
Ambientais – Área de Concentração  
em Meio Ambiente e  
Desenvolvimento.

Orientadora: Dra. Michele Martins Corrêa

Co-orientador: Dr. Paulo Sávio Damásio da Silva

Itapetinga, Bahia

Fevereiro de 2015

**Dedico.**

À minha família pelo amor, apoio, confiança e motivação incondicional.  
Que sempre me impulsiona em direção às vitórias dos meus  
desafios.

À minha esposa e ambientalista Ava Isadora que superou todos os percalços para me  
ajudar junto com meu filho Caetano.

À meus amigos em especial a Pitágoras, Daniel, Jequié, que sempre me acolheram com  
carinho e atenção e a Terêncio, Marcos, Jalene e Talita e a todos que colaboraram de  
alguma forma à concretização deste trabalho.

À minha Orientadora Michele Martins Corrêa pela imensurável dedicação e  
profissionalismo em minha orientação.

À todos que trabalham pela proteção e uso sustentável do meio ambiente.

## **AGRADECIMENTOS**

A todos os professores que fazem parte do Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambientais da UESB pela extrema competência e dedicação ao trabalho de compartilhar conhecimento e fazer ciência.

À CAPES pelo auxílio e apoio concedido, que foi de fundamental importância para o desenvolvimento deste trabalho.

À Indústria de Laticínios Palmeira dos Índios – VALEDOURADO/ALIMBA, pelo apoio logístico e confiança em conceder o espaço para a pesquisa. Na pessoa de Marcos Nazareth, Pitágoras Fonseca, Luiz Fernando, Johny Kleber, Paulo, Daniel, Juan Apolony, Antônio e outros amigos que deram força ao desempenho desse trabalho.

Ao Professor Avaldo e equipe do Laboratório de Sistemática Vegetal da UESB campus Vit. Da Conquista, pela cordialidade e pela identificação do material botânico.

## RESUMO

DAMASCENO, F. G. F. **Caracterização da regeneração natural de um trecho de mata ciliar do rio catolé no município de Itapetinga, sudoeste da Bahia, Brasil.** Itapetinga-BA: UESB, 2015. 52p. (Dissertação - Mestre em Ciências Ambientais). O presente trabalho teve como objetivo analisar a composição florística, diversidade e estrutura da vegetação lenhosa de um fragmento em regeneração natural dentro de uma área isolada de mata ciliar em Itapetinga na região sudoeste do Estado da Bahia, Brasil. O trecho em estudo ficou isolado para o acesso humano por 11 anos. Para o entendimento da composição florística foram realizadas análises fitossociológicas identificando a riqueza, diversidade, dominância, frequência entre outros parâmetros. Adicionalmente, foi realizado um estudo temporal de ocupação vegetal do local. As espécies vegetais identificadas no trecho de mata ciliar em regeneração estudado foram comparadas com a riqueza de espécies de um remanescente de floresta próximo. Os registros mostram que no ambiente em estudo não havia vegetação florestal apenas um extrato herbáceo composto por gramíneas e solo desnudo com processos erosivos, após o isolamento da área foi possível desenvolver uma vegetação composta por 241 indivíduos de 15 espécies distribuídas em sete famílias com uma média de altura de 3 metros, variando entre 1,5 m com a espécie *Eugenia glazioviana* e 5,0 m com a espécie *Prosopis juliflora* (Sw) DC,. A densidade indivíduos por hectare foi de 289, 25 indivíduos/ha<sup>-1</sup>. O trecho em estudo se apresenta em estágio inicial de regeneração necessitando de um plano de enriquecimento a fim de aumentar a biodiversidade local assegurando, naquele trecho, uma condição favorável ao recurso hídrico.

**Palavras-chave:** Levantamento Fitossociológico. 2. Regeneração Natural. 3. Reflorestamento.

---

\* Orientadora: Dra. Michele Martins Corrêa. UESB

## ABSTRACT

DAMASCENO, F. G. F. **Characterization of the natural regeneration of riparian stretch of Catolé River in the city of Itapetinga, southwest of Bahia, Brazil**: UESB, 2013. 52p. (Dissertation - Master in Environmental Sciences). This study aimed to analyze the floristic composition, diversity and structure of woody vegetation of a fragment of natural regeneration within a secluded area of riparian forest in Itapetinga in the southwestern region of the State of Bahia, Brazil. The stretch under study was isolated for human access for 11 years. To understand the floristic composition were taken phytosociological analysis identifying the richness, diversity, dominance, frequency and other parameters. Additionally, there was a temporal study of plant site occupation. Plant species identified in riparian stretch regeneration studied were compared with the species richness of a remnant forest próximo. Os records show that in the study environment there was no forest vegetation just a herbaceous extract composed of grass and bare ground with processes erosive after the isolation area has been possible to develop a vegetation comprising 241 individuals from seven species in 15 families with an average height of 3 meters, ranging from 1.5 m to species *Eugenia glazioviana* and 5.0 m with *Prosopis juliflora* species (Sw) DC,. The density individuals per hectare was 289, 25 individuals / ha-1. The section under study is presented in the initial stage of regeneration requiring an enrichment plan to increase local biodiversity ensuring that stretch, a favorable condition to the water resource.

**Keywords:** Survey Phytosociological. 2. Natural Regeneration. 3. Reforestation.

---

\* Orientadora: Dra. Michele Martins Corrêa. UESB

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Hidrografia do Município de Itapetinga/BA e trecho em estudo no centro da poligonal vermelha – Fonte: próprio autor ..... 29
- Figura 2: – Área em estudo em amarelo - 8.104 m<sup>2</sup>, em azul – Rio Catolé. Datum: SAD 69 – zona 24 sul..... 38
- Figura 3: Fotografia aérea do local em estudo registrada no ano de 2003. A área em estudo está localizada na margem direita do rio beira leste – linha vermelha. Construção na margem do rio: Casa de bomba, local de captação de água. Fonte: ILPISA/SA. ... 39
- Figura 4: Fotografia retirada do local em estudo registrada no ano de 2013. A área em estudo está localizada na margem direita do rio beira leste – linha vermelha. Construção na margem do rio: Casa de bomba, local de captação de água. Fonte. Próprio autor..... 39
- Figura 5: Mapa de localização do fragmento de mata em estudo e o Parque zoobotânico da Matinha. Parque Zoobotânico da Matinha – Poligonal maior na parte superior - Fonte: próprio autor. .... 40
- Figura 6: Número de espécie por famílias presente no Ambiente – Itapetinga –BA..... 41
- Figura 7: Densidade relativa por espécies.....41
- Figura 8: Mapa de densidade de Kernel. Fonte: Próprio Autor.....48
- Figura 9: Média de altura das espécies encontradas na área em estudo..... 51

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS .....	4
1.0 - INTRODUÇÃO .....	10
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
2.1. Restauração e recuperação ambiental .....	11
2.2. Composição florística em áreas em regeneração .....	15
2.3. Recuperação ambiental e o banco de sementes .....	18
2.4. Recuperação de matas ciliares .....	20
2.5. A Bacia do Rio Catolé .....	28
Capítulo II	
Introdução.....	32
Materiais e Métodos .....	33
Área de estudo .....	33
Fragmento urbano .....	35
Análise de dados .....	36
RESULTADOS .....	37
DISCUSSÃO .....	41



## **CAPITULO I**

# **CARACTERIZAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UM TRECHO DE MATA CILIAR DO RIO CATOLÉ NO MUNICÍPIO DE ITAPETINGA, SUDOESTE DA BAHIA, BRASIL**

## 1.0 - INTRODUÇÃO

A vegetação das matas ciliares (ou ripárias) promove o controle da erosão nas margens dos rios e córregos, a diminuição dos efeitos das enchentes, mantém a quantidade e qualidade das águas, promove a filtragem de resíduos de produtos químicos como agrotóxicos e fertilizantes, entre outros efeitos ecológicos positivos (Macedo et al. 1993). Dentre os diversos tipos fitofisionômicos do Bioma Mata Atlântica, as matas ciliares distinguem-se por formar corredores ao longo de cursos d'água. Estas formações são fortemente influenciadas por uma série de fatores físicos locais, como as variações edáficas e topográficas, além dos processos de perturbações naturais e antrópicos que são muito frequentes nessas comunidades (Oliveira-Filho et al. 1994).

Além do processo de urbanização, responsável por grande parte da destruição desse ecossistema, as matas ciliares, são as áreas mais afetadas na construção de hidrelétricas (MARTINS, 2001). Nas regiões com topografia acidentada, são as áreas preferenciais para a abertura de estradas, para a implantação de culturas agrícolas e de pastagens, e para os pecuaristas, representam obstáculos de acesso do gado ao curso d'água (MARTINS, 2001). Adicionalmente, a destruição da mata ciliar altera o índice de luminosidade incidente, a composição química e a temperatura da água, interferindo diretamente sobre as diferentes espécies ali encontradas (KRUPPEK, 2006).

Araújo et al. (2004), atribuem ainda à floresta ripária, a função de corredor ecológico, pois, ao interligarem fragmentos florestais em uma região, facilitam o trânsito de diversas espécies de animais, pólenes e sementes, favorecendo o crescimento das populações de espécies nativas, as trocas gênicas e, conseqüentemente, a reprodução e a sobrevivência dessas espécies (Macedo et al. 1993, Primack & Rodrigues, 2001).

No Brasil, já houve a perda de mata ciliar para o uso das margens dos rios para os mais diversos fins. O rio Catolé, por exemplo, localizado no sudoeste da Bahia, possui em um trecho de suas margens a cidade de Itapetinga. De acordo com Cruz (2007), atualmente a bacia do Rio Catolé possui poucos fragmentos florestais nativos de mata densa (6,92%), e estes se encontram significativamente dispersos na área da bacia. A ocupação territorial atrelada a pecuária, que é historicamente a principal atividade econômica do município de Itapetinga, foram algumas atividades que ocasionaram a diminuição da mata ciliar na região.

Devido à inexistência de estratégia de proteção dessas áreas, e ao reduzido número de estudos na região de abrangência do rio Catolé, o objetivo geral deste trabalho é realizar uma caracterização do processo de regeneração natural de um trecho de mata ciliar com 8.104 m<sup>2</sup> com vistas a fornecer subsídios para futuras ações de conservação e recuperação deste importante recurso hídrico do Sudoeste da Bahia.

Esta dissertação foi dividida em dois capítulos. O primeiro capítulo traz uma revisão dos assuntos pertinentes ao tema de estudo. O segundo capítulo traz informações sobre a composição florística do trecho de mata ciliar em regeneração do rio Catolé estudado.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1. Restauração e recuperação ambiental**

O crescimento tecnológico e populacional nos dois últimos séculos da história do Brasil foi marcado pelo grande impacto aos recursos naturais, devido aos processos como a industrialização, a pecuária, a agricultura intensiva, a urbanização e plantações comerciais, entre outros que pudessem suprir a demanda cada vez maior de habitantes.

Grandes áreas de florestas foram sendo progressivamente suprimidas para dar espaço às essas atividades e as consequências desse crescimento desordenado, produziram perturbações intensas nos ecossistemas naturais. O impacto causado tem como consequências, além da disposição dos remanescentes florestais em fragmentos, a extinção de habitats e espécies (Saunders et al., 1991).

Os danos causados pela fragmentação florestal, e consequente proliferação de bordas, aparentemente são extensos influenciando praticamente todo o ecossistema e as respectivas comunidades (REIS, 2006). Neste contexto, surgem novas áreas degradadas, que segundo Santos (2004), são áreas, que após distúrbios tiveram eliminado juntamente com a vegetação os meios de regeneração bióticos, como o banco de sementes, banco de plântulas, chuva de sementes e rebrota.

A preocupação com a crescente diminuição dos ecossistemas gerou o desenvolvimento de diversos estudos, visando a restabelecer as comunidades naturais de áreas que sofreram degradação (Reis et al., 2003). Desta forma, conforme Rodrigues (2013), no final dos anos 80, começaram a crescer os projetos e estudos sobre restauração

de áreas degradadas no Brasil, nesse mesmo período esforços localizados de replantar florestas, limpar derramamentos de óleo, e cursos d'água começaram a organizar a Ecologia da Restauração, com uso de metodologias e conceitos de ecologia nas práticas de restauração de ecossistemas.

É importante diferenciar os conceitos de recuperação e restauração, termos que ficaram definidos com a promulgação da Lei nº 9.985 de 18/07/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Tal lei visa a regulamentar o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal. (BRASIL, 1988)

De acordo com o texto publicado no Diário Oficial, 19/07/2000, o processo de recuperação foi descrito legalmente como restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original, enquanto o processo de restauração consiste na restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original.

Alguns autores diferem na conceituação, Ser (2004) define restauração como processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado ou destruído. Davis (2004) descreve restauração ecológica como sendo o processo de restaurar um ou mais atributo valorizado de uma paisagem.

Os termos e definições empregados, de forma geral, se complementam, assim tanto o processo de recuperação quanto o de restauração, devem seguir princípios metodológicos que norteie um projeto com vistas a atingir uma condição onde a floresta estabelecida seja autosustentável e para isso deve ser considerada a manutenção das funções ecológicas como um todo e não de uma feição isolada na paisagem.

Nesse ponto de vista, os aspectos ecológicos que norteiam a restauração, utilizam como princípio fundamental uma função natural que é a sucessão ecológica. Essa se refere à substituição de espécie ao longo do tempo, proporcionada pelas mudanças fisionômicas da vegetação, que faz com que as espécies que colonizam o terreno, as pioneiras, sejam substituídas, dando espaço para espécies com maior porte e conseqüente necessidade de nutrientes. Begon et al. (1988) definem sucessão como um esquema contínuo, direcional e não estacional de colonização e extinção das populações de espécies em uma comunidade. Mas essa sucessão dependerá do aporte do banco de sementes e/ou da atividade dispersora dos mais diversos tipos e como a chegada ou desenvolvimento do banco de sementes irá reagir com as espécies invasoras locais.

Assim, os meios de regeneração bióticos, como o banco de sementes, banco de plântulas, chuva de sementes e rebrota devem ser potencializados através de diversos métodos. Entre eles podemos citar a nucleação, que são formações de pequenos habitats (núcleos) dentro da área degradada de forma a induzir uma heterogeneidade ambiental, propiciando ambientes distintos no espaço e no tempo.

Os núcleos têm papel de facilitar o processo de recrutamento de novas espécies dos fragmentos vizinhos, do banco de sementes local e também influenciam os novos núcleos formados ao longo do tempo (REIS, 2006). As metodologias aplicadas na nucleação visam à atração da fauna e da microbiota para a área de interesse em recuperação. Entre as diversas técnicas podemos citar os poleiros artificiais que funcionam como atrativo para dispersores de semente como aves e morcegos, transposição de galharias como atrativo a répteis e roedores, transposição de solo e serapilheira para enriquecimento do solo, entre outras.

Na transposição de galharias e os resíduos florestais (galhos, tocos, etc.) são enleirados, compondo a técnica nucleadora inicial de transposição de galharia (abrigos artificiais). Esta ação atende, principalmente, à formação de abrigos artificiais para a fauna, mas também promove a atuação de decompositores e possui grande potencial de recuperação de solos após a formação de húmus (REIS et al., 2003).

A transposição de solo e serapilheira de uma área mais conservada, enriquecem o solo proporcionando o estabelecimento de uma microbiota que auxiliará no ciclo de nutrientes. Conforme Bechara (2003, p. 112);

Com o uso desta técnica são resgatados, além do banco de sementes, a biota de solo e a serapilheira dos fragmentos de vegetação regionais para a área em restauração, precipitando o desenvolvimento de diversas formas de vida vegetal e animal no local.

Na visão de Reis (2006), a grande quantidade de espécies herbáceo-arbustivas pioneiras introduzidas com esta técnica, rapidamente prolifera-se por toda a área, atrai fauna polinizadora e dispersora de sementes e entra em senescência precocemente, preparando o ambiente para as seres subsequentes.

O aporte de chuva de sementes, oriunda de comunidades adjacentes, aumenta a regeneração natural de áreas perturbadas (AIDE, 2000; HOLL, 1999). Nesse sentido, a potencialização da chuva de sementes trazidas de fragmentos florestais conservados mais

próximos às áreas a serem restauradas tem função primordial para o pioneirismo, etapa fundamental da sucessão ecológica.

A dispersão realizada por animais é responsável por grande parte da dispersão vegetal nos ecossistemas tropicais (GALINDO-GONZÁLES et al., 2000), e conforme sugerido por Reis et al. (2003), como estratégia para incrementar a chuva de sementes, a melhor opção é a construção de poleiros artificiais e naturais, considerando sua utilização fundamental para implementar grande biodiversidade em locais degradados.

O uso de poleiros artificiais como atrativo à avifauna, tem por objetivo auxiliar na deposição de sementes em áreas sujeitas à regeneração direcionando a chuva de sementes para locais específicos (BECHARA, 2006), a idéia é produzir padrões de deposição não aleatórios aumentando a probabilidade de estabelecimento de plantas pioneiras. Essa técnica é relativamente simples e de baixo custo, além de ser um bom instrumento no conjunto de estratégias de recuperação ambiental.

Como forma de aumentar a biodiversidade local o plantio de mudas é de fundamental importância, na técnica de nucleação o método utilizado para essa função é o plantio em grupos de Anderson. Esta técnica é baseada no modelo de plantio de mudas adensadas em grupos espaçados de Anderson (1953). Os grupos, monoespecíficos, são compostos por cinco mudas de árvores plantadas em formato de “+”, sob espaçamento 0,5 x 0,5m, com 4 mudas nas bordas e uma central. Os grupos formam moitas, de arquitetura piramidal, já que, neste modelo, o desenvolvimento da muda central é privilegiado (as mudas laterais atuam como uma bordadura), (CASTRO et al., 2004). Bechara (2006) mostrou que os grupos de mudas tendem a eliminar espécies, como a *Brachiaria sp.* em núcleos, pois, parecem compor microclimas facilitadores (CONNELL, 1977) para a chegada de outras espécies.

O processo de nucleação de Yarranton & Morrison (1974), descreveu a dinâmica espacial da sucessão primária em dunas canadenses capaz de atrair espécies e funções variadas. Inspirados na teoria de nucleação de Yarranton e Morrison (1974), Franks (2003) e Bechara (2003) simularam os mecanismos ecológicos apresentados por aqueles autores instituindo as técnicas nucleadoras de restauração, concluindo que:

Estas visam formar microhabitats em núcleos propícios para a abertura de uma série de “eventualidades” para a regeneração natural, como a chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e formação de uma rede de interações entre os organismos.

O intuito é promover “gatilhos ecológicos” (BECHARA, 2006) aumentando a probabilidade de formação de uma diversidade de rotas alternativas para a ocorrência da sucessão, as quais poderão convergir para múltiplos pontos de equilíbrio. Contudo, é importante frisar que independente das técnicas a serem utilizadas a cada determinado dano ambiental, nenhuma dessas substituirá a conservação.

## **2.2. Composição florística em áreas em regeneração**

Tanto a recuperação ou restauração de áreas degradadas ocorrem pelo processo de regeneração. O termo regeneração natural apresenta diversas designações, os autores utilizam diversos enfoques para enquadrar um determinado local quanto ao estágio de regeneração. Em relação ao estoque da floresta, é conceituado por Rollet (1974) como as fases juvenis das espécies, por exemplo, em plantas com Diâmetro a Altura do Peito (DAP) inferior a 5 cm. Outros autores possuem diferentes critérios de inclusão de espécies como constituintes da regeneração.

Através do processo de regeneração, as florestas apresentam capacidade de se recuperarem de distúrbios naturais ou antrópicos (MARTINS, 2010). A regeneração ocorre pelo processo de sucessão ecológica, que é a substituição de espécies ao longo do tempo conforme as mudanças ocorridas no ambiente. De acordo com Odum (1985) essas mudanças também ocorrem na estrutura das espécies e nos processos da comunidade ao longo do tempo.

Alguns modelos estabelecidos para explicar a forma que ocorre a sucessão, como o modelo de facilitação, parte do princípio de que as espécies pioneiras, primeiras a se estabelecerem no local, possam alterar as condições e/ou a disponibilidade de recursos em um habitat de maneira que favoreça o desenvolvimento de uma vegetação secundária até atingir um estado de equilíbrio, que é habitualmente chamado de clímax. O clímax exibe a mais completa forma de exploração de recursos ambientais e a ocupação de todos os nichos disponíveis (FOSBERG, 1967).

Já foram realizados diversos estudos sobre a regeneração de florestas em locais com desmatamentos para pastagem e mineração, etc. (MARTINS et al., 2003; MARTINS e RIBEIRO, 2003; RODRIGUES et al., 2005; ARAÚJO et al., 2005). Conforme mencionado por Martins (2010), tais estudos possibilitam conhecer as comunidades de plantas e a florística de comunidades que se estabelecem em áreas com diferentes tipos de perturbações e a dinâmica da sucessão secundária nessas áreas. Essas informações são fundamentais em processos de restauração florestal.

Normalmente a sucessão secundária de florestas tropicais envolve a substituição de espécies com o passar do tempo, e as espécies são selecionadas consoantes à intensidade de luz, onde aparecem as mais heliófilas, em uma sequência de pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax (BUDOWSKI, 1965).

A vegetação secundária depende de uma série de fatores, tais como o banco de sementes e a formação de serapilheira, essa condição pode ser alcançada através da vegetação remanescente de espécies pioneiras.

O processo sucessional pode ser retardado devido a presença e dominância de espécies invasoras. As espécies invasoras tendem a ocupar o espaço e disputar nutrientes com as espécies nativas de interesse ecológico (BECHARA, 2003), esse é um grande entrave nos projetos de recuperação, pois demandam tempo e mão de obra no seu controle. Alguns ambientes são mais suscetíveis à invasão do que outro isso se deve a fatores como reduzida diversidade biológica, a riqueza e as formas de vida de um ecossistema. As espécies exóticas estão livres de competidores, predadores e parasitas, apresentando vantagens competitivas com relação a espécies nativas.

Em terrenos degradados é comum a dominância de espécies invasoras. Este fator se deve a peculiaridades que essas espécies apresentam em relação à adaptação a solos degradados.

Bredow (2009) considera que as espécies invasoras são atualmente a segunda principal causa mundial de alteração ambiental após a ação antrópica. O processo de invasão pode ser entendido como a chegada de uma espécie ao local. Porém, uma grande parte da vegetação exótica emergente está contida no banco de sementes do próprio local, depositadas ali de diferentes formas, como dispersão anemocórica (através do vento), zoocórica (através de animais), entre outras. Podem ser transportadas ou introduzidas naturalmente, de forma intencional, ou acidental (ALPERT et al., 2000). As áreas sujeitas à invasão de plantas exóticas são aquelas onde a dispersão de sementes é potencializada em função de fatores como posição do relevo, ventos, características do solo e do clima e do tamanho da população (BREDOW, 2007).

Algumas características permitem que as espécies exóticas se tornem potenciais invasoras. De acordo com Parker et al., (1999), essas características podem ser: alta taxa de crescimento relativo, grande produção de sementes pequenas e de fácil dispersão, alta longevidade das sementes no solo, alta taxa de germinação dessas sementes, maturação precoce das plantas já estabelecidas, floração e frutificação mais prolongadas, alto potencial reprodutivo por brotação, pioneirismo, alelopatia e ausência de inimigos naturais.



A regeneração nos diversos ecossistemas depende do tipo de impacto ao qual foram submetidas, se houve danos ao banco de sementes, se o aporte da chuva de sementes foi comprometido, entre outros diversos fatores. A proximidade a áreas conservadas é de extrema importância, levando em consideração o transporte de propágulos e sementes para o local em regeneração.

De acordo com o que foi descrito sobre as espécies invasoras e suas consequências, fica evidente a necessidade de manutenção dos ecossistemas em relação ao seu estabelecimento. Em áreas em recuperação não é diferente. Os projetos devem conter no cronograma as manutenções para seu controle. O estudo dessas espécies bem como o estudo do comportamento de espécies nativas diante das invasoras é de extrema importância, pois, traz subsídios para planos de recuperação de áreas degradadas.

O estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois, fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área (CARVALHO, 1982). As teorias ecológicas e os diversos estudos florísticos fornecem as bases para o entendimento do processo sucessional de uma determinada área e de como a introdução de espécies pode alterar a comunidade receptora, bem como o grau de perturbações que elas podem causar.

Nem sempre a sucessão ocorre substituindo simplesmente espécies pioneiras tolerantes ao sol por secundárias não tolerantes ao sol. Tabarelli (1997) enfatizou que a regeneração da floresta Atlântica, após corte e queima, caracteriza-se não só pela substituição de espécies pioneiras por tolerantes à sombra, como também pela substituição direcional de formas de crescimento e de histórias de vida, a partir de espécies herbáceas, dominando, consecutivamente, arbustos, árvores pioneiras de ciclo de vida curto e de ciclo longo (TABARELLI, 1997).

Alguns autores descrevem sobre o tratamento dado ao controle de invasoras, e sua relação com o desenvolvimento da sucessão. Souza (2002), em seus estudos sobre dinâmica da regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa Secundária, concluiu que o corte de cipós favoreceu a dinâmica da regeneração natural, diminuindo a concorrência por espaço, nutrientes e luz. O mesmo autor afirma ainda que o corte de cipós é um tratamento silvicultural que pode proporcionar mais rapidamente o retorno de uma floresta secundária às suas condições originais

Narvaes (2005), concluiu em seus estudos sobre a estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista, que a baixa densidade de cipós indicou que não estavam em

competição com os indivíduos arbóreos e arbustivos, não sendo necessário a realização de pré-corte.

Os estudos fitossociológicos devem ser incorporados ao acompanhamento do processo regenerativo de uma área, a fim de ampliar as informações sobre a florística local, auxiliando na identificação de espécies novas e no acompanhamento de seu comportamento verificando se a mesma é invasora ou não. Novos estudos sobre Regeneração de Áreas Degradadas devem ampliar essas informações, pois a cada dia novas espécies são introduzidas no Brasil, o que exige uma maior atenção em relação seu comportamento, pois mesmo exóticas, essas podem também auxiliar nos programas de recuperação de Áreas Degradadas.

### **2.3. Recuperação ambiental e o banco de sementes**

O banco de sementes é constituído tanto por sementes produzidas em determinada área quanto por aquelas transportadas de outros locais, sendo essas viáveis, em estado de dormência real ou imposta, presentes na superfície ou no interior do solo (FENNER, 1985). É um componente de extrema importância na conservação de populações de plantas (PUTZ, 1983; SWAINE e HALL, 1983).

A recuperação ambiental deve chegar o mais próximo possível que o caminho natural que o trecho em recuperação deveria seguir, tentando seguir os padrões como a sucessão ecológica, a chuva de sementes e a regeneração do banco de sementes. Tais fatores são de extrema importância, e devem ser seguidos até que o local em recuperação alcance sua sustentabilidade.

A regeneração do banco de sementes representa o estoque de espécie que foi depositado ali naturalmente e seu desenvolvimento auxilia de forma primordial o estabelecimento de espécies de ocorrência natural.

O banco de sementes em florestas tropicais está envolvido em pelo menos, quatro processos nos níveis de população e de comunidade: o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies durante a regeneração (Harper, 1977, Uhl et al., 1988; Garwood, 1989).

O depósito de sementes no solo é proporcionado pela chuva dessas, contribuído pelas diversas síndromes de dispersão e essa interação ecológica proporciona a retomada do processo sucessional. Juntamente com a chuva de sementes, o banco de sementes é

considerado um indicador do potencial de regeneração dessas florestas (Guevara 1972, Hopkins 1983; Garwood 1989). Nem sempre essas sementes são de espécies nativas ocorrendo também espécies exóticas e invasoras a depender da localização e nível de antropização da área.

Silva (2003), realizando estudos sobre dispersão natural, concluiu que a recuperação natural de áreas impactadas é realizada em grande parte por frugívoros que transitam por ambientes de florestas e áreas abertas, promovendo a deposição das sementes ao longo dos seus deslocamentos, processo conhecido como “chuva de sementes”. O mesmo autor afirmou que 50 a 90% das espécies de árvores nas florestas tropicais são dispersas por animais e nos outros ambientes a proporção é relativamente alta.

Segundo Leilão-Filho (2002), Quando comparadas com outras síndromes de dispersão, a proporção de espécies zoocóricas pode ultrapassar 90%. Os frutos utilizados como alimento por esses animais geralmente são bagas e drupas carnosas ou suculentas, contendo desde uma a numerosas sementes. A atração dos frugívoros a essas plantas geralmente é medida por estímulos visuais (cores chamativas e contrastantes) ou olfativos (odores fortes), dependendo do agente dispersor considerado (SILVA, 2003).

Quanto mais próxima uma área a ser recuperada estiver de uma área com vegetação nativa mais rápida e intensa deve ser a chegada de sementes trazidas pelos dispersores (GUEVARA, 1993). Este fator deve ser levado em consideração em estudos de ecologia da paisagem que procurem avaliar a contribuição da fauna na determinação da estrutura da vegetação.

Constituindo-se um dos principais processos de interação entre organismos, a dispersão de sementes é essencial para a colonização de novos nichos por plantas zoocóricas, e esse fenômeno natural pode ser uma excelente ferramenta nos projetos de recuperação ambiental.

De forma geral, o banco de sementes das florestas tropicais é constituído por espécies pioneiras herbáceas e arbustivo-arbóreas de ciclo de vida curto (ENRIGHT, 1985; PUTZ & APPANAH, 1987), esse é o principal fator que propicia o início da regeneração natural nas florestas.

Em locais onde a floresta sofreu corte e queima o estabelecimento de espécies pioneiras, a partir do banco de sementes, é considerado um fator regulador da velocidade de regeneração (WHITMORE, 1990). Putz e Appanah (1987), na Malásia e Putz (1988), no Panamá, sugeriram que 85% da regeneração inicial dessas florestas estaria ligada ao banco de sementes.

Baider et al. (1999) em seus estudos sobre o banco de sementes de um trecho de floresta atlântica concluiu que entre as espécies arbóreo-arbustivas amostradas no local de estudo, a síndrome de dispersão dominante foi a zoocoria. Nas florestas neotropicais ocorrem riquezas elevadas de árvores e arbustos pioneiros zoocóricos, como aquelas dos gêneros *Vismia* (Guttiferae), *Piper* (Piperaceae), *Clusia* (Clusiaceae), *Psidium* (Myrtaceae), *Rapanea*, *Miconia*, *Leandra*, *Solanum* e *Cecropia* (Cecropiaceae) (Whitmore, 1990).

Na busca de alternativas para a recuperação de áreas degradadas que permitam reduzir os custos dos projetos e o retorno dessas áreas a uma condição ecológica mais próxima da original, a ideia é restaurar a ecologia e não simplesmente plantar árvores. A indução de processos ecológicos tem sido uma tendência, exatamente por que responde a esses requisitos, pois visa estimular o processo natural de autorecuperação

Para isso, o conhecimento das comunidades colonizadoras de áreas degradadas, bem como da autoecologia das espécies que as compõem, é fundamental para a definição de metodologias de restauração (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998).

Kageyama (2000) justifica o uso de espécies nativas em programas de recuperação ambiental pelas mesmas terem evoluído no local, tendo, portanto, mais chances de aí encontrarem seus polinizadores, dispersores de sementes e predadores naturais, mantendo assim a capacidade de reprodução e regeneração natural das populações.

Do ponto de vista da conservação das espécies, a característica de dormência das sementes pode ser visto como uma forma de manter conservada uma espécie que por ventura tenha sofrido supressão.

#### **2.4. Recuperação e regeneração de matas ciliares**

As Matas Ciliares têm papel fundamental na manutenção dos recursos hídricos e apesar de legalmente protegidas, vem sendo sistematicamente substituídas. Ao longo da história da humanidade as comunidades quase sempre se estabeleceram às margens dos rios e córregos, essa ocupação nem sempre foi harmoniosa, o que gerou impactos de grandes proporções. Nas regiões com cultura agropecuária a abertura de clareiras às margens do rio para dessedentação animal, gerava além do corte de árvores o pisoteio do solo o que ocasiona sua compactação causando danos à regeneração do banco de sementes, entre outros.

Dentre os benefícios proporcionados ao meio ambiente por esta vegetação, tem merecido destaque, o controle à erosão nas margens dos rios e córregos; a redução dos

efeitos de enchentes; manutenção da quantidade e qualidade das águas, filtragem de resíduos de produtos químicos como agrotóxicos e fertilizantes (MARTINS; DIAS, 2001, apud MARTINS, 2007) servir de habitat para diferentes espécies animais contribuindo para a manutenção da biodiversidade da fauna local (Santos et al., 2004).

Ainda de acordo com Krupek et al. (2006) a destruição da mata ciliar altera o índice de luminosidade incidente, a composição química e a temperatura da água, interferindo diretamente sobre as diferentes espécies ali encontradas.

Lima apud Araújo et al. (2004), atribuem à floresta ripária, a função de corredor ecológico para a movimentação da fauna e dispersão dos vegetais, contribuindo para o fluxo gênico *in situ* e *ex situ*.

Dados os diversos benefícios proporcionados por esse tipo de vegetação, projetos de recuperação de matas ciliares, são de extrema importância.

No Brasil a lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 que regulamenta o código florestal, conhecida como o novo código florestal, determinou que devam ser conservados ou recuperados uma faixa marginal mínima de no mínimo 30 m a partir da margem do rio para todos os proprietários de terras. De acordo com a lei citada, essas áreas são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP), quando estão localizadas nas margens de rios, cursos d'água, lagos, lagoas e reservatórios, cobertas ou não por vegetação nativa, pois, possui função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, e de proteger o solo e assegurar o bem estar da população humana. São consideradas áreas mais sensíveis e sofrem riscos de erosão do solo, enchentes e deslizamentos

A retirada da vegetação nativa nessas áreas só pode ser autorizada em casos de obras de utilidade pública, de interesse social ou para atividades eventuais de baixo impacto ambiental.

Essas medidas conciliadas com maior fiscalização tendem a reduzir o índice de desmatamento e com a cobrança estabelecida para recuperação de APPs e conseqüentemente de matas ciliares pela legislação Brasileira, novos corredores serão criados interligando fragmentos de matas ciliares.

Estas formações são fortemente influenciadas por uma série de fatores físicos locais, como as variações edáficas e topográficas, além dos processos de perturbações naturais e antrópicos que são muito frequentes nessas comunidades (Oliveira-Filho et al. 1994; Correia et al. 2001). De acordo com Barbosa (2000), as matas ciliares, ocorrem em terrenos acidentados, não havendo uma transição evidente para outras fisionomias

florestais como as matas decíduas e semidecíduas. No entanto, as matas ciliares diferenciam-se das formações adjacentes pela estrutura, em geral, mais densa e mais alta devido principalmente à associação com o curso d'água (Ribeiro, 1998).

Dadas essas peculiaridades, é importante entender que esse tipo de formação difere de outras em diversos pontos, assim, sua recuperação deve ser entendida como um caso particular, com técnicas e espécies adaptadas a esse ecossistema.

Para as matas ciliares, que estabelecem o papel de corredores de biodiversidade devido a sua conformação linear, a fragmentação florestal é um grande problema. Nos locais onde a cobertura florestal original foi reduzida, os remanescentes tornaram-se os únicos habitats disponíveis às espécies nativas florestais. Tais áreas variam de tamanho, formato e grau de isolamento de outros remanescentes e de áreas contínuas com o mesmo tipo de vegetação e acabam contendo apenas um subconjunto alterado e empobrecido da comunidade biótica original (BARBOSA, 2000).

A fragmentação de habitats gera o empobrecimento ou o desaparecimento de espécies, que para manter populações viáveis em longo prazo, necessitam de áreas amplas ou de um gradiente de habitats (WOLFE, 1993). A perda de habitats provocada pela destruição ou alteração em ambientes naturais é certamente a principal ameaça à biodiversidade da terra (KRUPEK, 2006). Os mecanismos pelos quais as espécies se extinguirão no remanescente resultam de alteração da qualidade do habitat e de interações bióticas influenciada negativamente pela fragmentação (Saunders et al., 1991).

Quando a fragmentação ocorre às margens de mananciais e rios são as matas ciliares que são impactadas diretamente, esse impacto negativo causado a esse tipo de formação florestal acarreta danos diretos aos recursos hídricos onde o mesmo está inserido. As Matas Ciliares têm papel fundamental na manutenção dos recursos hídricos e apesar de legalmente protegidas, vem sendo sistematicamente substituídas pela agricultura, formações de pastos e outras formas de uso desordenado agravando com a formação de fragmentos (TUNER, 1996).

Na tentativa de minimizar os impactos provocados pela fragmentação florestal vários métodos foram desenvolvidos, tentando restabelecer ligações entre fragmentos de matas ciliares. A prática de formação de corredores ecológicos ligando esses fragmentos é a forma mais abrangente de aumentar a rede de interação biótica, possibilitando, entre outras coisas, o fluxo gênico e conseqüentemente uma maior biodiversidade e heterogeneidade espacial.

A ligação entre fragmentos, proporcionadas por corredores ecológicos, funcionam como “pontes” que permitem o fluxo entre duas ilhas de florestas com a perspectiva de crescimento onde tendem a formar uma área maior e mais rica em biodiversidade. As conexões entre os fragmentos de habitats propiciadas pelos corredores ecológicos são de grande importância para as dinâmicas das populações silvestres, pois do fluxo gênico entre subpopulações depende a manutenção da variabilidade genética da população regional (FORMAN, 2003).

Neste contexto, diversos aspectos ecológicos podem ser utilizados, como conhecimento florístico e fitossociológico dos fragmentos e o estudo das interações das plantas com os animais propiciando conhecimento para restabelecer a conexão entre estes. Assim a recuperação de uma faixa de mata ciliar entre corredores podem funcionar como um “trampolim” ate alcançar sua autosustentação e a formação de um corredor contínuo.

De acordo com Maia et al (2011) em seus estudos sobre o uso do solo e a questão ambiental no sudoeste da Bahia, os principais problemas e conflitos sócio ambientais são: a compactação dos solos nas áreas de pecuária, erosão e depauperamento nas áreas de agricultura de subsistência, contaminação do solo e da água nas áreas irrigadas, contaminação dos recursos hídricos pelos esgotos urbanos, degradação pelas atividades mineradoras, queimadas, descontrole na destinação e tratamento dos resíduos sólidos.

Frente a essa realidade de devastação do ecossistema local, tornam-se necessárias medidas de controle e estudos que caracterizem a vegetação servindo de base para projetos de restauração e planos de manejo para o que ainda resta das populações arbóreas e a recuperação dessas áreas. Sem a cobertura vegetal primária e com a pequena quantidade de fragmentos de floresta a fauna é a principal prejudicada por falta de locais de pouso, nidificação e habitat. Os problemas ambientais sofridos pelos recursos hídricos regionais oriundos da baixa cobertura vegetal tende a ampliar se medidas preservacionistas e de recuperação não forem postas em prática.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L. & MARCANO. VEJA, H. **Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications on restoration ecology.** Restoration Ecology 8: 328-338, 2000.
- ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. **Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants.** Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, Washington, v. 3, n. 1, p. 52-66, Mar. 2000.
- ANDERSON, M. L. **Spaced-Group planting.** 1953. Unasylva: Disponível em: [www.fao.org/forestry/site/unasylva/en](http://www.fao.org/forestry/site/unasylva/en). Acesso em: 27 de novembro de 2009.
- ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C. et al. **Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil.** Scientia Florestalis, Piracicaba, n.66, p.128-141, Dez. 2004.
- BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.** 2003, 125p. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Biologia Vegetal, UFSC, Florianópolis.
- \_\_\_\_\_. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga.** Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais, ESALQ-USP, Piracicaba, 2006.
- BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecología: individuos poblaciones y comunidades.** Barcelona: Omega, 1988.
- BREDOW, E. A. **Atributos do solo em áreas de ocorrência de *Tecoma stans* (L.) JUSS. EX. KUNTH (BIGNONIACEAE) no Estado do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Ciências dos Solos) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007. 82 p.
- BUDOWSKI, A. **Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional progresses.** Turrialba, Turrialba, 15: 40-2, 1965.
- CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará.** Curitiba: UFPR, 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, 1982.
- CASTRO, H. G. et al. **Contribuição ao estudo das plantas medicinais: metabólitos secundários.** 2. ed. Viçosa: UFV, 2004. 113 p.
- CONNELL, J. H. & SLATYER, R. O. **Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization.** 1977, Am. Nat., 111: 1119/1140.



CRUZ, A. **Mapeamento cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio catolé para delimitação de fragmentos florestais.** Itapetinga, 2007. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB.

DAVIS, M. A.; SLOBODKIN, L. B. **The Science and Values of Restoration Ecology** *Restoration Ecology*. 2004, 12:13 p.

ENRIGHT, N. **Evidence of a soil seed bank under rain forest in New Guinea, Melbourne.** *Austr. J. Ecol.*, 1985, 10: 67- 71.

FORMAN, R. T. T., D. et al. **Road Ecology.** Science and Solutions. Island Press, Washington, D.C., USA, 2003.

FOSBERG, F.R. **Sucesion and condiction of ecossystems.** *The Journal of the Indian Botanical Society*, v. XLVI n. 4, p. 312-316, 1967.

FRANKS, S.J. **Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes.** *Plant Ecology* 168, p. 1-11. 2003.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: A review. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. **Ecology of soil seed banks.** 1989.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. **Monitoring seed dispersal at isolated stading trees in tropical pastures: consequences for local species availability.** *Vegetation*, v.107/108, p.319-338. 1993.

HARPER, J. L. **Population biology of plants.** Academic Press, London, 1977.

HOLL, K. D. **Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil.** *Biotropica* 31: 229-242, 1999.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** 2. ed. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2001. p. 249-269.

KRUPEK, R A.; FELSKI, G. **Avaliação da Cobertura Ripária de Rios e Riachos da Bacia Hidrográfica do Rio das Pedras, Região Centro-Sul do Estado do Paraná.** *Revista Ciências Exatas e Naturais*, Vol. 8, n ° 2, Jul/Dez 2006.

LEITÃO-FILHO, H.F. **Considerações sobre a florística de florestas trópicas e subtropicais do Brasil.** *IPEF*, n.45, p.41-46, 1987.

MACEDO, A.C.; KAGEYAMA, P. Y.; COSTA, L. G. S. **Revegetação: Matas Ciliares e de produção ambiental.** São Paulo: Fundação Florestal, 1993. 26 p.

MAIA M. R., OLIVEIRA E.; E. M. LIMA. **O uso do solo e a questão ambiental na Região Sudoeste da Bahia – Brasil.** *Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL*, 2011- Costa Rica II Semestre 2011. p. 1-15.

MARQUES, J. J. G. S. M. **Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na Região de Aracruz (ES)**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.27, p.395-403, 2003.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 2010. 25p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Ed. Aprenda Fácil. Viçosa – MG, 2001.

NARVAES S. I. **Estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS**. Ciência florestal v. 15, n. 4 (2005).

ODUM, E.P. **Ecologia**. Brasil: Interamericana, 1985.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; ALMEIDA, R. J.; MELLO, J.M. & GAVILENES, M.L. **Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas-Boas, Reserva Ecológica do Poço Bonito, Lavras (MG)**. Revista Brasileira de Botânica, 17: 67-85. 1994.

PARKER, I. M. et al. **Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders**. Biological Invasions, University of Tennessee, USA, v. 1, p. 3-19. 1999.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p.

PUTZ, F. E. e APPANAH, S. **Buried seeds, newly dispersed seeds, and dynamics of a lowland forest in Malaysia**. Biotropica, 1987, 19: 326-333.

REIS, A.; TRES, R. D.; BECHARA F. C. **A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”**. 1 ed. São Paulo, 2006. P. 6-9. Instituto de Botânica de São Paulo.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L. L. **Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais**. Natureza e Conservação. São Paulo: 2003. 1 (1), p. 28-36, 85-92.

RODRIGUES, E. **Ecologia da Restauração**; Editora Planta – Londrina 2013.

ROLLET, B. **L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Plaine**. Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical, 1974. 297p.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: Teoria e Prática**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2004.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. **Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review**. Conservation Biology 5: 18-32, 1991.

SER, **Science and Policy Working Group**. The SER Primer on Ecological Restoration, 2004.

SILVA, W. R. **A importância das interações planta-animal nos processos de restauração.** São Paulo: Ed. FEPAF, 2003. 80 p.

SOUZA, Agostinho Lopes de; SCHETTINO, Stanley; JESUS, Renato Moraes de; VALE, Antonio Bartolomeu do. **Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., estado do Espírito Santo, Brasil.** *Rev. Árvore.* 2002, vol.26, n.4, pp. 411-419.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B. **Early succession on cleared forest land in Ghana.** *Journal of Ecology*, v.71, n.2, p. 601- 627, 1983.

TABARELLI, M. **A regeneração da floresta Atlântica montana.** Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

UHL, C. **Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia.** *Journal of Ecology*, 75: 377- 407. 1987.

WOLFE, A. K.; VOGT, D.; HWANG, H. and SCHEXNAYDER, M. **“Incorporating Environmental Justice into Environmental Decision Making.”** *Environmental Challenges: The Next 20 Years. NAEP 20th Annual Conference Proceedings, National Association of Environmental Professionals*, 1993, p. 277–285.

YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. **Spatial dynamics of a primary succession: nucleation.** *Journal of Ecology* 62 (2), 1974, p. 417-428.

**CAPITULO II**

**Artigo a ser submetido para a revista**

**ACTA BOTANICA BRASILICA**

**Composição florística de um trecho em regeneração natural de mata ciliar do Rio  
Catolé, sudoeste da Bahia, Brasil**

Fernando George Freitas Damasceno<sup>1</sup>, Paulo Sávio Damásio da Silva<sup>1,2</sup>, Alessandro de Paula<sup>3</sup> & Michele Martins Corrêa<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Ensino Pesquisa e Extensão Socioambiental, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB, BR 415, km 03, s/n, 45700-000, Itapetinga, Brasil.

<sup>2</sup>Laboratório de Ecologia, Departamento de Ciências Exatas e Naturais, UESB, Praça da Primavera 40, Bairro Primavera, Itapetinga - BA 45700-000, Brazil

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Agrícola e Solos – DEAS - UESB, Estrada do Bem Querer, Km 04, 45083-900, s/n, Vitória da Conquista, Brasil.

<sup>4</sup>Laboratório de Biodiversidade do Semiárido, Departamento de Ciências Naturais, UESB, Estrada do Bem Querer, Km 04, 45083-900, s/n, Vitória da Conquista, Brasil.

Corresponding author: mcorrea@uesb.edu.br

### Resumo

O presente trabalho teve como objetivo analisar a composição florística, diversidade e estrutura da vegetação lenhosa de um fragmento em regeneração natural dentro de uma área de mata ciliar isolada durante 11 anos no município de Itapetinga, região sudoeste do Estado da Bahia, nordeste do Brasil. Para o entendimento da composição florística foram realizadas análises fitossociológicas identificando a riqueza, diversidade, dominância, frequência entre outros parâmetros das espécies vegetais. Foram identificados 241 indivíduos distribuídos em 15 espécies e sete famílias, entre árvores e arbustos. A família com maior representatividade foi a Euphorbiaceae correspondendo a 119 indivíduos. Em relação a dominância, a espécie *Sebastiania brasiliensis Spreng*, obteve o maior índice, A diversidade de espécies vegetais foi de 2,04 nits/ind. e a densidade total arbórea de 289, 25 indivíduos/ha. Mesmo apresentando uma baixa diversidade florística o trecho em estudo apresentou o desenvolvimento de 15 novas espécies que se adaptaram ao ambiente após seu isolamento. Essas são em sua maioria nativas e com dispersão zoocórica, servindo de alimento para pássaros e outros animais. O fragmento em estudo apresentou-se como estágio inicial de regeneração com algumas espécies indicadoras de estágio médio, esses dados são favoráveis considerando o estado de degradação que se encontrava o local antes de seu isolamento. É necessário o enriquecimento da biodiversidade vegetal do trecho em estudo, com a inclusão de espécies nativas de florestas estacionais semidecíduais.

**Palavras-chave:** Levantamento Fitossociológico. 2. Regeneração Natural. 3. Reflorestamento.

**Floristic composition of a site in the regeneration of riparian Catolé River, southwest of Bahia state, northeastern Brazil**

Fernando George Freitas Damasceno<sup>1</sup>, Paulo Sávio Damásio da Silva<sup>1,2</sup>, Alessandro de Paula<sup>3</sup> & Michele Martins Corrêa<sup>1,4</sup>

**Abstract**

This study aimed to analyze the floristic composition, diversity and structure of woody vegetation of a fragment of natural regeneration within an area isolated riparian forest for 11 years in the city of Itapetinga, southwest region of the state of Bahia, northeastern Brazil. To understand the floristic composition were taken phytosociological analysis identifying the richness, diversity, dominance, frequency and other parameters of the plant species. We identified 241 individuals in 15 species in seven families, between trees and shrubs. The family with the largest representation was the Euphorbiaceae corresponding to 119 individuals. In relation to dominance, the species *Sebastiania brasiliensis* Spreng, had the highest rate, the diversity of plant species was 2.04 nits / ind. and the total density of tree 289, 25 individuals / ha. Even with a low floristic diversity the passage we are studying is the development of 15 new species that have adapted to the environment after their isolation. These are mostly native and zoochoric, serving as food for birds and other animals. The fragment under study was presented as the initial stage of regeneration with some indicator species middle stage, this data is favorable considering the state of degradation that was the site before its isolation. It is necessary to the enrichment of plant biodiversity stretch of study, with the inclusion of native species of semideciduous forests.

Keywords: Survey Phytosociological. 2. Natural Regeneration. 3. Reforestation.

## INTRODUÇÃO

As matas ciliares são as formações vegetais que ficam nas margens dos rios igarapés, lagos, olhos d'água e represas (BERTONI, 1982). Essas matas cumprem importantes funções na manutenção do regime hídrico da bacia hidrográfica, na alimentação e abrigo da fauna, na estabilidade dos ambientes, contribuem para a recarga dos aquíferos subterrâneos e servem de barreira física para a entrada de sedimentos nos cursos de água (LIMA, 2001).

Adicionalmente, as matas ciliares são habitat e fornecem alimentos para um grande número de aves e mamíferos silvestres como folhas, flores, frutos e sementes, para diversos animais aquáticos (Bertoni et al. 1982). Além disso, desempenham papel importante na formação dos corredores de fluxo gênico, podendo interligar populações vegetais que foram separadas pelo processo de fragmentação (KAGEYAMA, 2001). Contribuem ainda para o tamponamento e filtragem de nutrientes e/ou agrotóxicos, para a interceptação e absorção da radiação solar (PETTS, 1990).

Ao longo da história do desenvolvimento brasileiro, a cobertura florestal nativa, representada pelos diferentes ecossistemas, foi sendo fragmentada, cedendo espaços para as culturas agrícolas, as pastagens e as cidades (MARTINS, 2001). Neste contexto, as matas ciliares foram as áreas florestais mais desmatadas, haja vista que grandes civilizações se estabeleceram nas margens de rios (KAGEYAMA, 2001). De acordo com Martins (2001), essas são áreas diretamente afetadas por construção de hidrelétricas, abertura de estradas em regiões com topografia acidentada e implantação de culturas agrícolas e de pastagem.

Restaurar essas áreas é uma atividade que exige custos desde o planejamento até a manutenção, no entanto, existem formas de baratear o projeto com atividades comuns que tem a finalidade de preparar o terreno para futuros enriquecimentos através de sucessão natural. Uma alternativa viável é promover a regeneração natural da vegetação, Segundo Botelho & Davide (2002), a condução da regeneração natural, por exigir menos mão de obra e insumos, pode reduzir, significativamente, o custo de implantação de uma floresta de proteção.

São poucos os estudos que avaliam a regeneração de matas ciliares no Brasil, estes, permitem avaliar e refinar as estratégias prescritas para a restauração de áreas degradadas, por ampliarem o entendimento aos quais as áreas se regeneraram.



De acordo com Vieira e Gandolfi (2006) o monitoramento das comunidades que se formam em áreas recuperadas é uma atividade muito importante, devendo ser efetuada tanto para permitir a correção de eventuais problemas quanto para a criação de uma base de dados

Em um estudo sobre a Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Oliveira e Felfili (2005) constataram para um período de treze anos (1986-1999), um aumento na diversidade de 39 novas espécies de mudas e 52 espécies de arvoretas em uma área de 64 hectares. Ferreira et al. (2010) avaliou 155 meses de regeneração concluindo que um fragmento próximo forneceu grande quantidade de propágulos para a regeneração, pois muitas das espécies regenerantes na área degradada foram encontradas apenas nesse estrato arbóreo.

No município de Itapetinga, estado da Bahia, nordeste brasileiro, a fundação e expansão da cidade determinou o desmatamento da mata ciliar do rio Catolé (Maia, 2011). Atualmente, a bacia do Rio Catolé possui poucos fragmentos florestais nativos de mata densa (6,92%), e o pior é que esses fragmentos encontram-se dispersos na área da bacia (CRUZ, 2007).

Considerando que ainda existem poucos trabalhos publicados referentes à composição das matas ciliares da região de Itapetinga (Cruz 2007, Maia 2011) e dada a sua notória importância para a comunidade local, que este estudo avaliou a composição florística de uma área degradada em regeneração natural há onze anos na margem do rio Catolé no município de Itapetinga, sudoeste da Bahia.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em um trecho de mata ciliar do rio Catolé, situado na zona urbana do município de Itapetinga, estado da Bahia (S 15°14'9.66"W 40°13'68.48"), nordeste do Brasil (Figura 1). O rio Catolé, que nasce no município de Barra do Choça e deságua no Rio Pardo, no município de Itapetinga, possui uma área total de 3.101 km<sup>2</sup> e 80 Km de extensão (SNRH, 2013; Figura 01). O relevo da região é plano, com níveis topográficos acima dos 800 metros (LIMA, 2011). O clima da região segundo a classificação de Koeppen é Cwa, variando de semi-árido a sub-úmido, com uma estação quente e chuvosa de outubro a março, de temperatura média entre 22 e 24°C e precipitação de 1.057 mm e uma estação seca de abril a setembro, de temperatura média entre 18 e 22°C

e precipitação de 325 mm (LIMA, 2011). O solo é formado por Latossolos Vermelho Amarelos em espessos mantos de alteração, e sua formação vegetal é de Floresta Estacional Decidual e Semidecidual (IBGE, 2012).

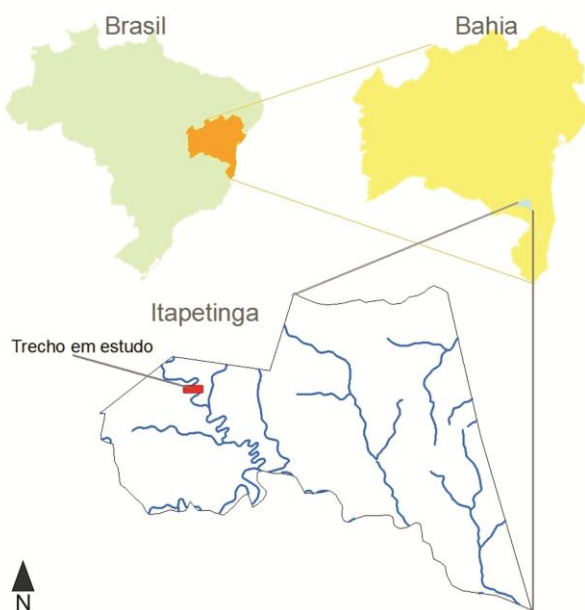


Figura 1. Localização da área estudada no município de Itapetinga-BA, Brasil.

O trecho de mata ciliar do rio Catolé (MCRC) estudado faz parte de uma propriedade privada e foi isolado por cercas de arame no ano de 2003 com o objetivo de diminuir a erosão no solo, despejo de lixo e a utilização da área para pastagem de gado por moradores locais. A cobertura vegetal da área no ano de isolamento era composta por pastagem artificial com predominância de gramíneas e alguns indivíduos de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., que foram plantadas pelos pecuaristas da região para serem utilizadas como sombreiro para o gado nas margens dos rios (Figuras 2A e 2B). Em março de 2006 os proprietários da área iniciaram um plano de recuperação, plantando mudas de *Sebastiania brasiliensis* (Spreng.) Müll.Arg., com o propósito de evitar o assoreamento e impedir a entrada de pessoas e gado na área. Essa espécie de planta foi escolhida devido ao crescimento rápido, resistência a solos pobres e à presença de espinhos (ANDRADE, 2006), características que serviriam como estratégia para repelir a entrada de pessoas no local. A área ficou isolada e abandonada em relação a tratos e intervenções desde 2006 e atualmente é possível perceber que as zonas de voçorocas foram quase totalmente contidas, e uma cobertura vegetal se estabeleceu no local.

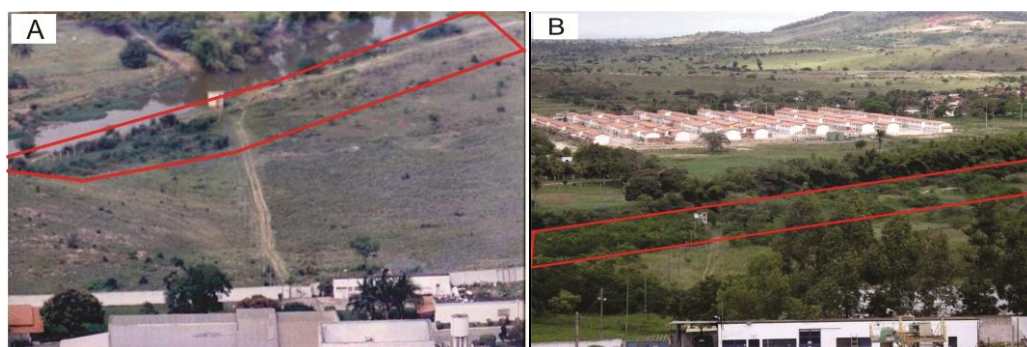


Figura 2. Trecho do rio Catolé no município de Itapetinga, Bahia, nordeste do Brasil, isolado por cercas no ano de 2003 (A) e no ano de 2013 (B). Fontes: Indústria de Laticínios Palmeira dos Índios – ILPISA.

O trecho de MCRC estudado possui 235 metros de comprimento e largura variando entre 30 a 45 metros de área cercada. A amostragem foi realizada através do método de área fixa com a distribuição de 21 parcelas (UA's) de 400 m<sup>2</sup> ao longo da margem do rio, totalizando uma área de 8.400 m<sup>2</sup>, abrangendo todas as plantas com a altura do peito (PAP) maior ou igual a 2,5 cm. Estas plantas foram marcadas, medidas quanto à altura e tiveram material vegetal coletado para posterior identificação no período de junho a dezembro de 2013. O material botânico coletado foi enviado para o Laboratório de Botânica e Sistemática da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) Vitória da Conquista para a identificação por especialistas.

As espécies de plantas foram classificadas quanto a síndromes de dispersão seguindo a terminologia de Van der Pijl (1982), sendo consideradas as seguintes categorias: anemocórica, zoocórica e autocórica (incluindo barocoria). As espécies também foram classificadas quanto ao nicho de regeneração como pioneiras, secundárias ou tardias, e quanto a sua ocorrência no Estado da Bahia como nativa ou exótica. As classificações foram realizadas utilizando dados da literatura disponível e por observações em campo das características dos diásporos (REITZ, 1988; BITTENCOURT, 2006; LORENZI, 2006; CARVALHO, 2007; MELO, 2007; ALVES, 2008; LORENZI, 2008).

### **Fragmento urbano**

A riqueza de espécies vegetais do trecho de MCRC estudado foi comparada com a riqueza vegetal de um fragmento urbano, conhecido como Parque Zoobotânico da

Matinha, que dista aproximadamente 1000 m em linha reta a noroeste da área de estudo, conforme Figura 3.

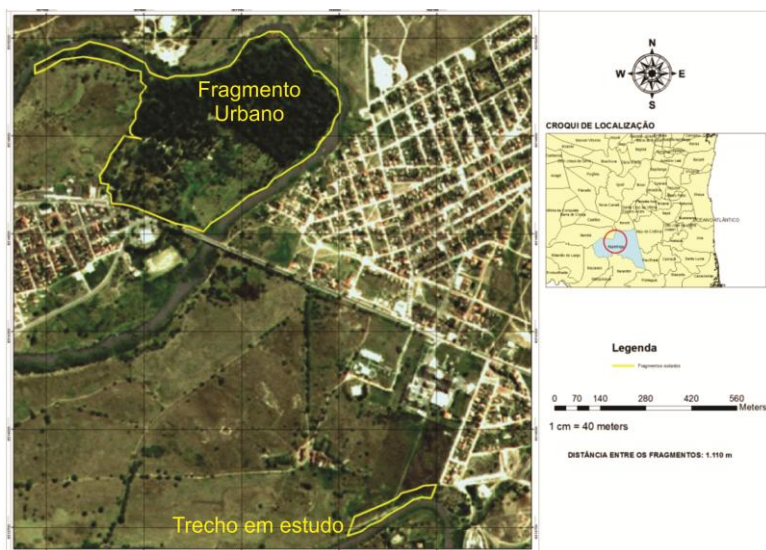


Figura 3. Mapa de localização do fragmento de mata em estudo e o Parque zoobotânico da Matinha. Fragmento Urbano - Fonte: próprio autor.

Os dados sobre a vegetação deste fragmento urbano estão descritos no trabalho de Avaliação Ecológica Rápida, realizado no ano de 2010 por técnicos da Secretaria Municipal de Meio ambiente (SMMA) do município de Itapetinga e disponível para consulta pública na mesma secretaria.

O Parque Municipal da Matinha (PMM) está incluso na categoria de zoológico do tipo A, segundo lei n ° 7.173 de 14 de dezembro de 1983 e portaria n ° 283/p de 18 de maio de 1989 do IBAMA, órgão que coordena e fiscaliza as ações na área. O PMM tem uma extensão de 24 hectares mas apenas 10 hectares são de Mata Atlântica com a presença de várias espécies representantes da flora e da fauna sendo que além dos animais em cativeiro, existem vários animais de vida livre (SMMA 2010). As espécies do fragmento urbano também foram classificadas quanto a síndrome de dispersão e ao nicho de regeneração.

### **Análise de dados**

As classes de altura e de diâmetro foram delimitadas de acordo com Sturges (1926). Cada indivíduo foi georreferenciado com o GPS Garmim Map 64 e os dados geográficos foram processados no software Arc Map.

O índice de diversidade foi estimado através do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), e a equabilidade do índice de Pielou ( $J$ ) (KENT & COKER, 1992).

Os parâmetros fitossociológicos calculados foram aqueles sugeridos por Brower et al. (1998) definidos como área basal (AB), densidade (D), frequência (F) e dominância (Do), absolutas (A) e relativas (R), e o índice de valor de importância (IVI). Os dados foram processados por meio dos programas do pacote FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010).

Como forma de promover uma compreensão da densidade arbórea nos padrões estabelecidos nesse estudo, a partir das coordenadas coletadas, correspondentes às coordenadas dos espécimes amostrados em campo, foi gerado um mapa de densidade de Kernel. O estimador de densidade Kernel desenha uma vizinhança circular ao redor de cada ponto da amostra, correspondendo ao raio de influência, e então é aplicada uma função matemática de 1, na posição do ponto, a 0, na fronteira da vizinhança (SOUZA 2013). O valor para a célula é a soma dos valores Kernel sobrepostos, e divididos pela área de cada raio de pesquisa (SILVERMAN,1986). Foram classificados como níveis de densidades as variações de cor e tonalidade seguintes: 1) Branca, significa densidade muito alta, 2) Marrom, indica densidade alta, 3) Amarela, densidade média, 4) Verde com tonalidade mais escura significa densidade baixa e 5) Verde com tonalidade mais clara densidade muito baixa.

A similaridade entre a composição de espécies vegetais do trecho de mata ciliar estudado e do fragmento urbano foram analisadas com o uso do índice de Jaccard (Krebs 1999).

## RESULTADOS

Na área em regeneração de Mata ciliar do rio Catolé foram encontrados 241 indivíduos de 15 espécies de plantas distribuídas em sete famílias (Tabela 1). A família com maior representatividade em número de espécies foi Fabaceae (N=7). Euphorbiaceae foi a família com maior número de indivíduos (49,36%) e representada exclusivamente pela espécie *Sebastiania brasiliensis* Spreng.

Tabela 1 Parâmetros fitossociológicos e características ecológicas de espécies vegetais de um trecho em regeneração de mata ciliar do rio Catolé em Itapetinga- BA, Brasil.

Espécie	Família	Ni	DA	DR	DoA	FA	IVI	IVC	Síndrome de dispersão	Nicho de regeneração	Ocorrência no estado
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	119	141.7	49.38	35861	57.14	124.29	111.92	Autocoria	Pioneira	Nativa
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi*	Anacardiaceae	29	34.5	12.03	2086.38	71.43	31.14	15.67	Zoocoria	Pioneira	Nativa
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth*	Fabaceae	14	16.7	5.81	8027.57	42.86	29.09	19.81	Autocoria	Pioneira	Nativa
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	Fabaceae	17	20.2	7.05	4985.43	47.62	26.06	15.75	Autocoria	Pioneira	Nativa
<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	Fabaceae	12	14.3	4.98	859.63	42.86	15.76	6.48	Autocoria/Hidrocoria	Pioneira	Exótica
<i>Pithecellobium diversifolium</i> Benth	Fabaceae	11	13.1	4.56	1061.91	42.86	15.69	6.42	Zoocoria	Pioneira	Nativa
<i>Acacia</i> sp.*	Fabaceae	8	9.5	3.32	778.53	33.33	11.89	4.68	-	-	-
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC	Fabaceae	7	8.3	2.90	967.53	33.33	11.81	4.59	Autocoria	Pioneira	Exótica
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae	7	8.3	2.90	390.88	23.81	8.74	3.59	Zoocoria	Pioneira	Exótica
<i>Celtis pubescens</i> (Kunth) Spreng.	Cannabaceae	5	6	2.07	1822.13	14.29	8.35	5.25	Zoocoria	Pioneira	Nativa
<i>Cordia</i> sp.	Boraginaceae	5	6	2.07	345.4	19.05	6.8	2.68	-	-	-
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	4	4.8	1.66	117.19	19.05	5.99	1.86	Anemocoria	Pioneira	Exótica
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.	Boraginaceae	1	1.2	0.41	21.32	4.76	1.48	0.45	Zoocoria	Secundária	Exótica
<i>Eugenia glazioviana</i> *	Meliaceae	1	1.2	0.41	9.47	4.76	1.46	0.43	Zoocoria	Secundária	Nativa
<i>Tournefortia rubicunda</i> Salzm. Ex DC.	Boraginaceae	1	1.2	0.41	2.87	4.76	1.45	0.42	Zoocoria	Pioneira	Nativa

Ni – número de indivíduos; DA – densidade absoluta (ind.ha-1); DR – densidade relativa; DoA – dominância absoluta (m<sup>2</sup>.ha-1); FA – frequência absoluta (%), Índice de Valor de importância (IVI) e Índice de Valor de cobertura. \*Espécies registradas no Plano de Manejo do Fragmento urbano.

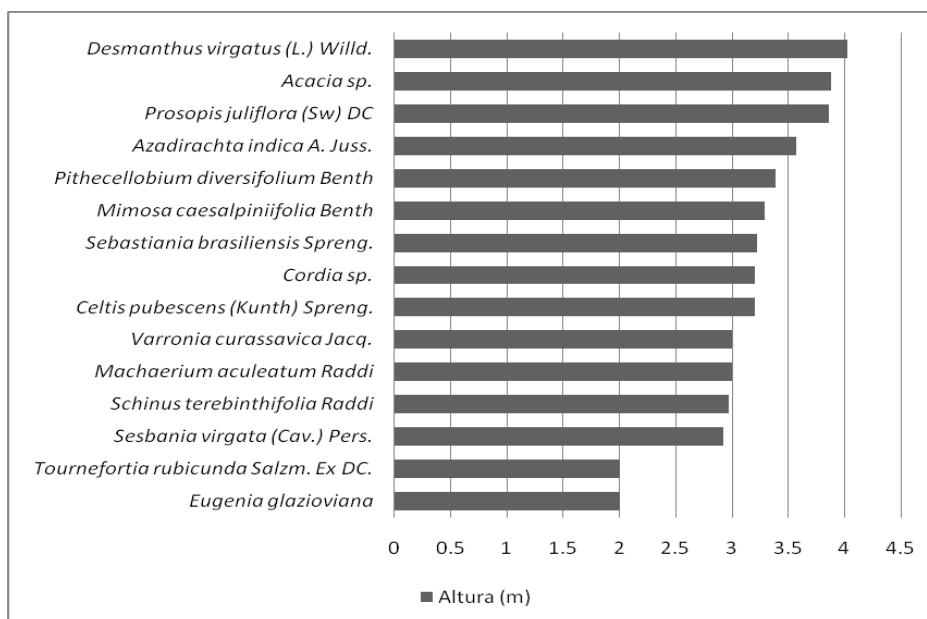


Figura 4 – Média de altura das espécies identificadas no trecho de mata ciliar em recuperação na margem do rio Catolé em Itapetinga-BA.

Foi encontrada uma diversidade de 2,04 nats/ind. O valor encontrado para a equabilidade de Pielou (J) foi de 0,722 indicando que 72% da diversidade máxima teórica da área foi representada na amostragem. A partir deste valor encontrado deduz-se que há uma alta dominância específica resultando em uma baixa heterogeneidade florística na área estudada.

A média de altura da formação vegetal em estudo é de 3 metros, variando entre 1,5 m com a espécie *Eugenia glazioviana* e 5,0 m com a espécie *Prosopis juliflora* (Sw) DC, essa segunda, conhecida popularmente como algaroba(Figura 4).

A densidade indivíduos por hectare foi de 289, 25 indivíduos/ha<sup>-1</sup>. *S. brasiliensis* abrange 49,37% da densidade relativa do trecho analisado, com densidade absoluta de 141,7 indivíduos/ha<sup>-1</sup>, seguida bem abaixo pela *S. terebinthifolia* 34,5 indivíduos/ha<sup>-1</sup>, *M. caesalpinifolia* 16,7 indivíduos/ha<sup>-1</sup> como pode ser visualizado na Tabela 1.

Em relação à frequência, a distribuição da espécie *S. terebinthifolia* apareceu em 71,43% das parcelas, seguida por *S. brasiliensis* em 57,14%, *D. virgatus* em 47,62%, essa característica indica uma boa distribuição das espécies no trecho em estudo. A família com

maior frequência foi a Fabaceae com 85,71 seguida de Leguminosae e Anacardiaceae 71,43% e Meliaceae e Boraginaceae com 28,57% (Tabela 1).

*S. brasiliensis* apresentou uma densidade muito acima das outras espécies, no entanto, sua distribuição ficou mais concentrada na região norte do trecho em estudo, apresentando uma distribuição agregada (Figura 5). Um padrão de distribuição agregado também foi o perfil de distribuição espacial de todas as espécies da área de estudo.

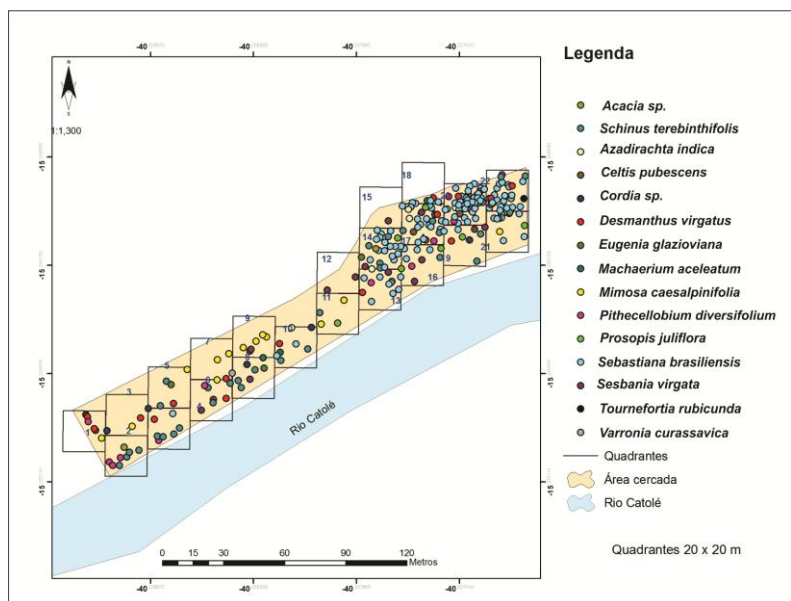


Figura 5. Distribuição de espécies vegetais em uma área em regeneração natural do rio Catolé, município de Itapetinga, estado da Bahia, nordeste do Brasil.

Em relação a dominância, a espécie *S. schottiana* detém as maiores dominância relativa, com 62,54 %, seguida bem abaixo por *M. caesalpinifolia* com 14,00% e *Desmanthus virgatus* com 8,69%. A espécie com maior Índice de Valor de Cobertura (IVC) foi a *S. brasiliensis* com 111,92, seguida de *M. caesalpinifolia* 19,81 (Tabela 1).

As zonas com maior densidade de indivíduos estão localizadas na porção noroeste a 24 metros do leito do rio, onde ocorre maior concentração da espécie *S. schottiana*, ao contrário da espécie *S. terebinthifolia* que se concentrou mais na margem do rio (Figuras 5 e 6).





Figura 6. Mapa de densidade de Kernel mostrando a densidade e distribuição arbórea das espécies vegetais em uma área em regeneração do rio Catolé, município de Itapetinga-BA, nordeste do Brasil.

Dentre as síndromes de dispersão ocorreu predomínio da zoocórica com 60%, seguida de autocórica com 30% e o restante sendo anemocórica e hidrocórica (Tabela 1).

A similaridade entre a composição de espécies da área em regeneração de mata ciliar do rio Catolé com a do fragmento urbano foi de apenas 6%. Das espécies encontradas no trecho de mata ciliar do rio Catolé 83,33% são pioneiras, 16,60% são secundárias e nenhuma espécie clímax. Com relação às espécies do fragmento urbano verificou-se que 40% das espécies descritas no plano de manejo são classificadas como pioneiras, 54,54% são secundárias e 9,46% são classificadas como clímax.

## DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que a área em regeneração de mata ciliar estudada do rio Catolé atualmente, mesmo após 11 de anos de isolamento, está em estágio inicial de sucessão ecológica, uma vez que 83,33% das espécies de plantas presentes são pioneiras, 16,67% são espécies secundárias e nenhuma espécie clímax foi registrada no local.

Em 11 anos, 14 espécies regeneraram no trecho de mata ciliar do rio Catolé. Considerando que no ano de isolamento da área, não havia vegetação arbustiva nem arbórea, apenas uma vegetação rasteira de pastagem. Ferreira et al. (2010) em estudo sobre regeneração natural em Camargos MG, concluiu que 62,5% das espécies regenerantes não

foram plantadas no processo de recuperação. Oliveira e Felfili (2005) concluíram em um estudo que avaliou a regeneração de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil, com levantamentos florísticos em intervalo de treze anos o aumento da população de espécies tolerante à sombra em 24% juntamente com o decréscimo de pioneiras em 64%, indicando que a mata passou por processo de fechamento do dossel, havendo diminuição da incidência de luminosidade, o que implicou em maior mortalidade de mudas de espécies pioneiras. O mesmo autor verificou que a presença de um fragmento adjacente foi fundamental no processo de regeneração proporcionando distribuição das espécies até 75 m de distância da borda.

*S. brasiliensis* foi a espécie com maior dominância, frequência, densidade, valor de importância e cobertura na área de estudo. Esse padrão provavelmente reflete a intervenção realizada pelos proprietários em 2006 que plantaram 50 indivíduos para acelerar o processo de regeneração da área e impedir o acesso de pessoas por causa dos espinhos, e também devido a ecologia da espécie. Segundo Reitz (1988), a *S. schottiana*, tem como habitat natural as matas ciliares, sendo de grande importância na recuperação de áreas degradadas e/ou áreas sujeitas a inundação temporária, além de ser usada com sucesso no controle de alguns processos fluviais como erosões. A espécie também é bastante resistente às variações extremas de umidade ou seca e dispõe de denso sistema radicial com caules rijos e flexíveis, suportando a força das águas nas enchentes (Reitz, 1988). Como é uma espécie adaptada às margens de rios, por suportar a força das águas nas enchentes, torna-se de grande utilidade ecológica, auxiliando na recuperação de áreas degradadas, fixação de barrancos e na perenização dos cursos de água (Reitz, 1988).

Com o pioneirismo de outras espécies que foram se estabelecendo ao longo do tempo no trecho estudado, as taxas de dominância foram caindo e conseqüentemente a diversidade aumentando, o que fez com que a diversidade encontrada fosse considerada média/baixa (2,04) nats/ind, quando comparado ao resultado de estudos realizados em outras florestas ripárias no Brasil (Dias et al. 1998, Berg 2000, Soares-Filho 2000, Carvalho 2005). De acordo com Soares-Filho (2000), florestas com índice de Shannon abaixo de 1,99 nats.ind-1 são consideradas “florestas de baixa diversidade”, as que apresentam índices entre 2 e 2,99 nats.ind-1 como “florestas de média/baixa diversidade”, as que situam entre 3 e 3,99 nats.ind-1 como “florestas de média/alta diversidade”, as florestas com índice em torno de 4 e 4,99 como “florestas de diversidade alta” e com (h') acima de 5 com “florestas com altíssima diversidade.

A média de altura de 3 metros é considerada comum em formações em estágio inicial de regeneração, conforme Resolução nº 28, de 7 de dezembro de 1994 do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 1994), em seu artigo I que trata da caracterização do estágio sucessional para a floresta estacional semidecidual, estabelecendo a altura média de 3 metros para essas formações. Algumas espécies como a *P. juliflora* atingiram 5.0 m, no entanto apenas 1 indivíduo alcançou essa altura, sendo que esse já se encontrava no local quando o mesmo foi cercado. Teixeira et al. (2014), em estudo sobre a estrutura de comunidades arbóreas de matas ciliares, encontrou uma vegetação variando de altura entre 2 a 26 metros com altura média de 9 metros. Os trechos mais densos onde ocorreram a espécie *S. schottiana* apresentou um dossel sombreado com dois metros de altura. Ao comparar a Mata da Floresta Ripária do Rio Catolé com outros trabalhos, observa-se que a densidade desta foi muito baixa.

A *S. brasiliensis* abrange 49,37% da densidade relativa do trecho analisado, com densidade absoluta de 141.7 indivíduos/ha<sup>-1</sup> seguida bem abaixo pela *S. terebinthifolia* 34.5 indivíduos/ha<sup>-1</sup>. Budke et al. (2004) em estudo florístico de um componente arbóreo de uma floresta ribeirinha em arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, obteve uma densidade relativa para *S. brasiliensis* de 4,70 e densidade absoluta de 175 indivíduos/ ha<sup>-1</sup>. A quantidade de indivíduos dessa espécie entre os presentes estudos é aproximada, no entanto difere bastante em relação à densidade relativa. Araujo (2010) obteve um resultado de 5,25 de densidade relativa e 46 indivíduos/ ha<sup>-1</sup> em uma Análise de Agrupamento em Remanescente de Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, nordeste do estado Rio Grande do Sul. Já em uma floresta ribeirinha secundária no Município de Rio Claro, São Paulo, a *S. brasiliensis* estava entre as três espécies com maior densidade junto com *Myrcia laruotteana* e *Sebastiania commersoniana* que juntas somaram 86,3% do total de indivíduos do estudo, de acordo com Prata (2011).

O elevado percentual de uma espécie já era esperado devido ao auto grau de antropização do local e ao fato da *S. brasiliensis* ter sido inserida artificialmente no local, conforme descrito anteriormente. A maior dominância apresentada por Leguminosae e Mimosidae também foi apontada por Leitão Filho (1987) para as florestas estacionais semidecíduais.

As síndromes de dispersão com maior ocorrência na área de estudo foram zoocórica (60%) e autocórica (30%) e o padrão de distribuição espacial encontrado para as espécies foi agregado. Segundo Oliveira et al. (1989), espécies zoocóricas e autocóricas apresentam distribuição agregada e as anemocóricas distribuição aleatória. Ferreira et al. (2010) ao

avaliar regeneração natural em uma área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG, constatou que, 60,5% das espécies regenerantes foram classificadas como zoocóricas, 21,9% como anemocóricas e 15,6% como autocóricas e, ou, hidrocóricas. Esses resultados, além de destacar a importância da fauna na regeneração de florestas tropicais, estão de acordo com Carmo e Morellato (2001), que afirmaram que em florestas semidecíduas como é o caso da área estudada em Itapetinga também, a proporção de espécies zoocóricas é próxima de 60%.

Quanto ao nicho de regeneração, das 15 espécies identificadas, 11 são pioneiras, 2 secundárias e 2 não foram possíveis definir (Tabela 1). O fato da área apresentar predomínio de espécies pioneiras, está relacionado à acentuada ação antrópica existente até o isolamento da área. A presença de indivíduos de espécies secundárias não representa ainda o início do estágio médio de regeneração, devido ao médio porte e baixo valor de importância dos indivíduos localizados, no entanto, é um bom indicador de desenvolvimento do dossel da mata, e com o desenvolvimento dessas ou enriquecimento do terreno com novas mudas de espécies secundárias, ocorrerá o declínio das pioneiras e maior estabilidade e biodiversidade do trecho em estudo.

Aquino et al. 2013, ao avaliar aspectos da regeneração natural e do estabelecimento de espécies arbóreas e arbustivas em área ciliar revegetada junto ao Rio Mogi-Guaçu, SP, concluiu que ocorreu a redução no ritmo de crescimento de algumas espécies pioneiras após 10 anos.

A diversidade de espécies que povoaram e se desenvolveram no terreno estudado ainda é baixa. No entanto, se considerarmos os fatores históricos de degradação e salientar que apenas uma espécie foi introduzida artificialmente, podemos concluir que, o trecho após o cercamento e introdução de indivíduos resistentes a terrenos degradados como a *S. brasiliensis*, pode-se desenvolver uma vegetação reduzindo a dominância dos indivíduos introduzidos e aumentando gradativamente sua diversidade, devido as mudanças ambientais decorrentes do sombreamento e formação de serrapilheira dos indivíduos introduzidos.

A ocorrência de essências nativas da região típicas de estágio médio, como a *E. glazioviana*, com ocorrência também no fragmento urbano, aponta para o início de desenvolvimento de estágio sucessional, indicando que no trecho, apesar da baixa diversidade, está ocorrendo a chegada de novas espécies e o seu desenvolvimento ecológico.

Para acelerar o processo de restauração no local torna-se necessário o enriquecimento com espécies nativas de estágio médio inseridas nas áreas sombreadas pelas espécies pioneiras.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L. A.; OLIVEIRA, F. X.; NASCIMENTO, I. S.; FABRICANTEE, J. R.; SAMPAIO, E. V. S. B.; BARBOSA, M. R. V. **Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba.** Revista Brasileira de Ciências Agrárias, Recife, v. 1, p. 31-40, 2006.

ARAUJO, M. M.; CHAMI L.; LONGHI S. J. **Análise de Agrupamento em Remanescente de Floresta Ombrófila Mista.** Ciência Florestal, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 1-18, jan. - mar. 2010.

BERTONI, J. E. E. et al. Nota prévia: Comparação das principais espécies de florestas de terra firme e ciliar na Reserva Estadual de Porto Ferreira (SP). In: **Congresso Nacional sobre Essências Nativas, Campos do Jordão, SP, 1982.** Anais... Silvicultura, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 563-71, 1982.

BITTENCOURT, A. M. **O cultivo do Nim Indiano (Azadirachta indica A. Juss.):** uma visão econômica. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: **Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas: água e biodiversidade.** Belo Horizonte. 2002. p. 123-145.

BUDKE C. J.; GIEHL. H. L. E. **Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil.** Acta bot. bras. 18(3): 581-589. 2004.

CARMO, M.R.B. & MORELLATO, L.P.C. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In: **Matas Ciliares: conservação e recuperação** (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho eds.) Edusp, São Paulo, 2000. p. 125-141.

CARVALHO, P. E. Sabiá – **Mimosa caesalpiniiifolia.** Circular Técnica. Colombo, n.135, p.01-09, 2007.

CRUZ, A. **Mapeamento cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio Catolé para delimitação de fragmentos florestais.** Itapetinga, 2007. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB.

DIAS, B.F.S. 1990. **A conservação da natureza.** P. 583-640. In: M. Novaes Pinto, (Org.) Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Editora Universidade de Brasília. Brasília, DF.

FERREIRA, W. C. S.; BOTELHO, A. A.; DAVIDE, C.; FARIA, J. M. R. **Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG.** Revista *Árvore*, Viçosa-MG, v.34, n.4, 2010. p. 651-660.

FORMAN, R. T. T., D. et al. **Road Ecology.** Science and Solutions. Island Press, Washington, D.C., USA, 2003.

FOSBERG, F.R. **Succession and condition of ecosystems.** The Journal of the Indian Botanical Society, v. XLVI n. 4, p. 312-316, 1967.

FRANKS, S.J. **Facilitation in multiple life-history stages:** evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology* 168, p. 1-11. 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidades.php>> Acesso em 20 de jan. de 2014.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** 2. ed. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2001. p. 249-269.

KENT, M. & COKER, P. **Vegetation Description and Analysis.** Belhaven Press. London. 1992.

KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology.* 2.ed. Ed.Harper & Row, New York. EUA. 620p.

LEITÃO-FILHO, H. F. **Considerações sobre a florística de florestas trópicas e subtropicais do Brasil.** Revista do IPEF, n.35, p. 41-46, 1987.

LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas Ciliares:** conservação e recuperação. São Paulo: USP/FAPESP, 2001. p. 125-141.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. cap. 3, p. 33-44.

LIMA E. M.; J. S. PINTO; **Bacia do rio Catolé, Bahia - Brasil:** bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo. Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL, 2011- Costa Rica II Semestre 2011, p. 1-11.

LORENZI, H.; BACHER, L.; LACERDA, M.; SARTORI, S. **Frutas brasileiras e exóticas cultivadas: de consumo in natura.** São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2006. 672p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil.** 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. v.1. 368p.

MAIA M. R., OLIVEIRA E.; LIMA, E. M. **O uso do solo e a questão ambiental na Região Sudoeste da Bahia – Brasil.** Revista Geográfica de América Central. Número Especial EGAL, 2011- Costa Rica II Semestre 2011. p. 1-15.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares.** Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 146p.

MELO, H. M. M.; REIS A. **Levantamento de Lianas do Vale do Itajaí com Potencialidade para uso em Restauração Ambiental.** Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 642-644, jul. 2007.

OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M.; **Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil.** Acta bot. bras. 19(4): 801-811. 2005

PETTS, G. E. The role of ecotones in aquatic landscape management. In: NAIMAN, R.; DÉCAMPS, H. (Ed.). **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.** Paris: The Parthenon Publishing Group, 1990.

PIJL, V. D. L. **Principles of dispersal in higher plants.** Berlin: Springer-Verlag, 1982.

PRATA, B. M. E.; PINTO, F. A. S.; ASSIS, A. M. **Fitossociologia e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha secundária no Município de Rio Claro, SP, Brasil.** Rev. bras. Bot. vol.34 no.2 São Paulo Apr./June 2011.

REITZ, R. **Euforbiáceas.** In: Flora Ilustrada Catarinense (R. Reitz, ed.). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, 1988.

BRASIL – 1994; **RESOLUÇÃO Nº 5, DE 04 DE MAIO DE 1994.** CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. **Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.** Conservation Biology 5: 18-32, 1991.

SER, **Science and Policy Working Group.** The SER Primer on Ecological Restoration, 2004.

SHEPHERD, G.J. 2010. **Fitopac 2.1.** Manual do Usuário. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

SILVERMAN, B.W. **Density Estimation for Statistics and Data Analysis.** Chapman & Hall. London – New York, 1986. 175 p.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: Teoria e Prática.** São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2004.



TEIXEIRA, M.; PAVAM, M. A.; CHERER, C. L.; NICOLINE, G. **Estrutura da Comunidade Arbórea de um Fragmento de Mata Ciliar do Rio Taquari – Colinas – Rio Grande do Sul.** Revista Jovens Pesquisadores, Santa Cruz do Sul. V. 4, N. 1, p. 19-31, 2014.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. **Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração.** Revista Brasileira de Botânica, v.29, p.541-554, 2006.



