



GRACIELLE NOGUEIRA OLIVEIRA

**DUAS ÁREAS EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ENTORNO
DE UMA HIDRELÉTRICA: O QUE MUDOU
EM VINTE ANOS?**

Lavras-MG

2012

GRACIELLE NOGUEIRA OLIVEIRA

**DUAS ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
NO ENTORNO DE UMA HIDRELÉTRICA: O QUE MUDOU EM
VINTE ANOS?**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Florestal, área de
concentração em Silvicultura, para a
obtenção de título de Mestre.

Orientador
Dr. Antônio Cláudio Davide

**LAVRAS-MG
2012**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Oliveira, Gracielle Nogueira.

Duas áreas em processo de restauração ecológica no entorno de
uma hidrelétrica : o que mudou em vinte anos? / Gracielle Nogueira
Oliveira. – Lavras : UFLA, 2012.

112p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Antônio Cláudio Davide.

Bibliografia.

1. Áreas degradadas. 2. Áreas de depleção. 3. Silvicultura. 4.
Regeneração natural. 5. Espécies arbóreas. I. Universidade Federal
de Lavras. II. Título.

CDD – 634.95

GRACIELLE NOGUEIRA OLIVEIRA

**DUAS ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
NO ENTORNO DE UMA HIDRELÉTRICA: O QUE MUDOU EM
VINTE ANOS?**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Florestal, área de
concentração em Silvicultura, para a
obtenção de título de Mestre.

APROVADA em 01 de junho de 2012.

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes - UFLA

Dra. Rosângela Alves Tristão Borém - UFLA

Dr. Anderson Cleiton José - UFLA

Dr. Antônio Cláudio Davide

Orientador

LAVRAS-MG

2012

A meu pai, José Oliveira, que, mesmo na pobreza e nas dificuldades da vida, não desistiu do sonho de estudar, sendo o primeiro da família a conquistar um diploma em uma universidade, concluindo o curso de Engenharia Agrícola, um dos cursos mais difíceis da UFV na época.

À minha mãe, Maria das Graças, que também, para alcançar o seu sonho de estudar, saiu de casa ainda tão nova, se tornando pedagoga.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, louvo a Deus, criador de todas as coisas, por ter me dado a graça de fazer essa pós-graduação. A Nossa Senhora e ao meu anjo da guarda pela companhia constante.

À Universidade Federal de Lavras, ao Departamento de Ciências Florestais bem como aos professores e funcionários, pela oportunidade de realização do mestrado.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

À CEMIG, pelo fornecimento dos dados e por ter disponibilizado as áreas para o estudo.

Ao Prof. Antônio Cláudio Davide, pela confiança, amizade, subsídio e orientação.

Aos funcionários do CEMAC e DCF: Priscila, Josina, Olívia e Thaiza, pelo apoio, e, em especial, ao José Pedro, pela ajuda e dedicação.

Aos estagiários Gabriel, Diogo, Patrícia e Renato, por terem me ajudado tanto nas coletas dos dados.

Aos amigos do laboratório de silvicultura, Elminha, Álvaro, Lu, Amanda e Luís Antônio, pela amizade e por me ajudarem bastante ao longo do mestrado.

Ao professor Rubens, pela identificação das espécies que ocorreram na área do meu estudo, e ao professor Marco Aurélio, pela ajuda nas análises multivariadas e pelas sugestões no trabalho.

Aos amigos do laboratório de sementes florestais. Vocês foram os primeiros a me acolher quando cheguei nesta Instituição onde, até então, não conhecia ninguém.

Ao professor Calegário, pelo apoio e por providenciar uma bolsa quando ainda era aluna especial.

Aos colegas da pós-graduação e do NES (Núcleo de Estudos em Silvicultura), que de alguma forma me ajudaram ao longo do mestrado.

Aos amigos do MUR (ministério universidades renovadas), por serem exemplo de fê para mim e pela amizade durante o tempo que morei em Lavras.

Ao meu sogro, Mário Câmara (*in memorian*), por acreditar tanto no meu potencial e por ter me ajudado tanto na escolha da UFLA para eu fazer minha pós-graduação.

Não poderia me esquecer de agradecer às pessoas mais importantes da minha vida, meu esposo Paulo e à minha filha Eduarda. A ele por ser meu alicerce, meu incentivador, meu companheiro... e a ela por me fazer ainda mais feliz. Porque o mais importante na vida do ser humano é a FAMÍLIA.

RESUMO GERAL

A implantação de matas ciliares em torno de reservatórios artificiais de água é um processo difícil uma vez que esses ambientes foram sensivelmente alterados ou, em muitos casos, não eram locais originalmente ripários. Nesse aspecto, o esforço pela recuperação da resiliência e de funções ambientais, tais como estabilização e proteção do solo antecede a preocupação com a biodiversidade. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi demonstrar que a recomposição ou construção florestal em situações de grande estresse para as plantas deve ser baseada na adaptabilidade de algumas espécies e não na biodiversidade. Para isso, foram avaliadas as duas áreas situadas às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, no município de Itutinga-MG, reflorestadas a cerca de 20 anos, ou seja, o presente trabalho avaliou os efeitos, em longo prazo, da metodologia adotada. Uma área situa-se na zona de deplecionamento da água. Nela foram instalados dois experimentos sendo um em 1991 e o outro em 1992, em que se avaliaram o desenvolvimento de nove espécies de matas ciliares. O outro local estudado foi uma antiga área de empréstimo, que se apresentava muito degradada, na qual, em 1989, realizaram-se preparo do solo e plantio com espécies nativas e exóticas, visando a sua recuperação. Este trabalho encontra-se dividido em dois capítulos, sendo que no primeiro encontram-se os estudos relativos à área de depleção e o segundo à área de empréstimo. Das espécies testadas, apenas *Inga vera* e *Sebastiania schottiana* foram capazes de se desenvolverem e reproduzirem na área de depleção. Em relação à área de empréstimo, as medidas de restauração realizadas na área subsidiaram o restabelecimento da regeneração natural de espécies típicas de matas ciliares da região, sendo encontradas 58 espécies, pertencentes a 26 famílias. Observa-se que trabalhos como este são de grande importância para os estudos de restauração ecológica, pois demonstra que resultados imediatos e/ou de curto prazo, não necessariamente refletirão o mesmo em longo prazo. Além disso, confirma que a busca pela biodiversidade em ambientes extremamente estressantes não é plausível.

Palavras-chave: Áreas degradadas. Áreas de depleção. Silvicultura. Regeneração natural. Espécies arbóreas.

GENERAL ABSTRACT

The establishment of riparian forest around artificial water reservoirs is a hard process since these environments have been significantly altered or, in many cases, they were not originally riparian locals. In this way, the effort for recuperating the resilience and the environmental function, such as stabilization and soil protection is more important than biodiversity. Thus, this study aimed to demonstrate that forest restoration or construction in situations of high stress for plants should be based on adaptability of some species and not on biodiversity. For that, they were evaluated the two areas located on the banks of the reservoir Camargos Hydroelectric Power Station in the city of Itutinga-MG, reforested about 20 years ago, that is, the present study evaluated the effects in long term, of the adopted methodology. One area is located in the water depletion zone. In it two experiments were set, one in 1991 and another in 1992, which assessed the development of nine species of riparian forests. The other studied local was an old loan area, which was much degraded, where there were tillage and planting with native and exotic species in 1989, aimed at its recovery. This work is divided into two chapters, in which the first regard the studies on the depletion area and the second on loan area. From the species tested, only *Inga vera* and *Sebastiania schottiana* were able to develop and reproduce in the depletion area. In regards to the loan area, the restoration measures undertaken in the area supported the restoration of natural regeneration of species typical of riparian forests in the region, being found 58 species belonging to 26 families. It is observed that studies like this are of great importance for ecological restoration, because it demonstrates that immediate results and/or of short-term, do not necessarily reflect the same in long-term. Besides, it confirms that the search for biodiversity in environments extremely stressful is not plausible.

Keyword: Degraded areas. Depletion area. Forestry. Natural regeneration. Tree species.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 Degradação ambiental causada pelos reservatórios	13
2.2 Áreas de depleção	15
2.3 Áreas de empréstimo	16
2.4 Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas ciliares em recuperação	17
REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO 1 Espécies indicadas para a construção de mata ciliar em área de depleção	24
1 INTRODUÇÃO	27
2 MATERIAIS E MÉTODOS	29
2.1 Caracterização da área	29
2.2 Experimentos implantados em 1991 e 1992	31
2.3 Regeneração natural	33
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.1 Experimento implantado em 1991	36
3.2 Experimento instalado em 1992	39
3.3 Regeneração natural	42
Figura 12	54
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
REFERÊNCIAS	57
CAPÍTULO 2 Mata ciliar ou não? No que se transformou o reflorestamento de uma área de empréstimo após duas décadas	61
1 INTRODUÇÃO	63
2 MATERIAS E MÉTODOS	65
2.1 Localização e Caracterização da área	65
2.2 Vegetação	66
2.3 Histórico das áreas	66
2.4 Amostragem e avaliações da vegetação	70

2.4.1 Estrato arbóreo	70
2.4.2 Estrato regenerante	72
2.5 Dados não vegetacionais.....	74
2.5.2 Resistência à penetração do solo.....	74
2.5.3 Serrapilheira.....	75
2.5.4 Banco de sementes.....	76
2.5.5 Cobertura de dossel.....	77
2.6 Análises multivariadas	77
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
3.1 Parâmetros fitossociológicos do estrato arbóreo.....	79
3.2 Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural	83
3.3 Banco de sementes.....	88
3.4 Resistência à penetração do solo.....	91
3.5 Cobertura de dossel.....	92
3.6 Análises multivariadas	93
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	97
REFERÊNCIAS	98
APÊNDICE A.....	106
APÊNDICE B	108
APÊNDICE C.....	110

1 INTRODUÇÃO

A expansão acentuada do consumo de energia elétrica, observada nos últimos tempos, embora possa refletir o aquecimento econômico e a melhoria da qualidade de vida, tem aspectos negativos. Um deles é a possibilidade do esgotamento dos recursos utilizados para a produção dessa energia. Outro é o impacto ao meio ambiente produzido por essa atividade (ANEEL, 2009).

A geração de energia elétrica no Brasil se baseia, principalmente pela utilização de usinas hidrelétricas, que, apesar de serem consideradas como fonte renovável, causam grandes impactos ambientais, sobretudo na fase inicial, devido à inundação de grandes áreas pertencentes aos fundos de vales, com grande importância ecológica e econômica.

Com a formação dos reservatórios de água para produção de eletricidade, extensas áreas que antes não eram consideradas áreas de preservação permanente passam a ser, o que gera um passivo ambiental. Só o reservatório de Furnas, por exemplo, possui um perímetro que representa 50% de toda a costa brasileira (SANTOS; MARITNS, 2010).

As áreas de preservação permanente (APP) devem ser livres de impactos antrópicos negativos, necessitando, portanto, de serem protegidas ou restauradas, quando da sua degradação. Segundo o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4771, de 15/09/1965), as APPs têm a “função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”.

Entretanto, a grande dificuldade de restaurar essas APPs de reservatórios está no fato de que o novo ambiente formado pela elevação do lençol freático e pelas oscilações do nível da água difere das matas ciliares naturais, tanto em relação à classe de solo quanto ao regime de inundação. Além disso, nos reservatórios de acumulação geram-se áreas de depleção, as

quais são sujeitas à inundação periódica, tornando esse ambiente in pito para as plantas devido tanto ao deficit quanto ao excesso hídrico.

Outro local que se torna degradado com a forma o do reservatório são as chamadas áreas de empréstimo, das quais se extrai o solo para a constru o da barragem, deixando o local altamente compactado, com material litólico exposto e inexistência de matéria orgânica. Assim, a oes antrópicas são necessárias para que a estabilidade do local seja reestabelecida.

O estudo da restaura o desses ambientes que circundam os reservatórios de usinas hidrelétricas iniciou-se por volta da década de 1980 (BELLOTTO *et al.* 2009; KAGEYAMA, 1992). Desde essa época vários conhecimentos científicos, principalmente na área de ecologia, foram incorporados, além das experiências passadas, com ou sem sucesso, o que culminou nos melhores resultados obtidos atualmente (RODRIGUES *et al.* 2009).

Embora muito conhecimento tenha sido agregado nesses anos, o estudo da recupera o de áreas degradadas está longe de ser um assunto esgotado, haja vista as disparidades encontradas no ambiente em rela o ao clima, solo, biodiversidade e a intera o destes, o que demanda diferentes metodologias e mais repeti es. Além disso, ressalta-se a importância de estudos em longo prazo, cujos resultados são mais consistentes.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi demonstrar que a recomposi o ou constru o florestal em situa es de grande estresse para as plantas deve ser baseada na adaptabilidade de algumas espécies e não na biodiversidade.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Degradação ambiental causada pelos reservatórios

Os recursos hídricos tornaram-se um aspecto fundamental para a economia humana. Isso ocorre porque a demanda por água por vários setores de atividades antrópicas tem aumentado. Assim, a construção de barragens e reservatórios representa uma resposta política essencial para as necessidades agrícolas, industriais e uso humano (CARONE *et al.*, 2006).

O Brasil, por apresentar dimensões continentais, aliado ao seu enorme potencial hídrico, é hoje um dos países cuja matriz energética é baseada principalmente na energia hidrelétrica. Segundo dados de 2009 da ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica), as usinas hidrelétricas, independentemente de seu porte, respondem por 76% da potência total instalada no país atualmente. O Brasil produz 11,9% da produção mundial de energia que tem como força motriz a água, ocupando o segundo lugar no ranking mundial (ANEEL, 2009).

O processo de produção de hidroeletricidade, normalmente, envolve a construção de uma barragem e a conseqüente formação do seu reservatório, os quais modificam sobremaneira as condições naturais do curso d'água. Dentre essas condições, cita-se a redução das velocidades da corrente, o que provoca a deposição gradual dos sedimentos carreados pelo curso d'água, ocasionando o assoreamento. Como conseqüência, a capacidade de armazenamento do reservatório reduz gradativamente, podendo vir a inviabilizar a operação do aproveitamento (CARVALHO *et al.*, 2000).

De acordo com Carvalho *et al.* (2000), os danos ambientais e econômicos devido à acumulação de sedimentos nos reservatórios podem ser grandes e de extrema dificuldade de remediação. Isso acarreta a redução do

tempo de vida médio do reservatório (CARONE et al, 2006). Segundo esses autores, entre os vários métodos para manter níveis satisfatórios de água com funcionalidade, cita-se a remoção periódica de sedimentos. No entanto, estas técnicas são caras e não levam em consideração os aspectos ambientais do problema. Dentre esses aspectos, Carvalho *et al.* (2000) evidenciam a dificuldade do local de deposição desses sedimentos, pois, dependendo do local, eles podem retornar rapidamente ao curso d'água.

Os sedimentos presentes nos cursos d'água são originados da erosão da bacia e da erosão do próprio leito e das margens. Em ocasiões de chuva, as enxurradas transportam grandes quantidades de partículas para o rio as quais se movem em suspensão ou no leito, rolando, deslizando ou em saltos (CARVALHO *et al.*, 2000). Nesse contexto, destaca-se o papel fundamental de se proteger as margens dos reservatórios, evitando, ou pelo menos amenizando esses processos erosivos que culminarão no assoreamento dos mesmos, por meio da manutenção e/ou implantação das matas ciliares.

Tais formações florestais assumem não somente o papel de filtro de sedimentos como contribuem para a manutenção da biodiversidade, uma vez que uma das grandes consequências da criação dos reservatórios é a redução dessa devido ao alagamento de grandes extensões de terras. Exemplo dessa perda cita-se a bromélia *Dyckia distachya*, a qual no Brasil era endêmica de corredeiras do Rio Pelotas, entre o Rio Grande do Sul e Santa Catarina, as quais foram submersas pelos reservatórios das usinas hidrelétricas de Itá, Machadinho e Barra Grande, tornando-a extinta no território nacional (BRASIL, 2010). Principalmente devido à perda de habitat, o homem está causando a maior extinção de espécies desde o fim dos dinossauros, segundo relatório da Convenção sobre Diversidade Biológica da ONU de 2005, sendo hoje, um dos principais problemas ambientais do planeta (BRASIL, 2010).

Portanto, a restauração desses ecossistemas é de capital importância para mitigar os danos ambientais causados pela criação dos reservatórios.

2.2 Áreas de depleção

De acordo com a Aneel (2009), existem dois tipos de reservatórios: de acumulação e a fio d'água. Os primeiros, geralmente localizados na cabeceira dos rios, em locais de altas quedas d'água, dado o seu grande porte, permitem o acúmulo de grande quantidade de água ao passo que as unidades a fio d'água geram energia com o fluxo de água do rio, ou seja, pela vazão com mínimo ou nenhum acúmulo do recurso hídrico.

Os reservatórios de acumulação são deplecionados durante a utilização de suas águas, o que gera uma grande área marginal desnuda, em decorrência da intolerância à inundação das plantas presentes no local. Essas áreas são chamadas de áreas de depleção (OLIVEIRA *et al.*, 1999).

A exposição do solo contribui sobremaneira para o assoreamento desses, que culmina na redução significativa da sua vida útil com a diminuição da capacidade de armazenamento de água. Além disso, devido ao efeito abrasivo das partículas de sedimento, os equipamentos e turbinas de geração de energia são danificados mais rapidamente (KAGEYAMA, 1992). Como exemplo dessas consequências, esses autores citam a perda de 20% da capacidade de armazenamento em 12 anos do reservatório de Três Marias (CEMIG) e o desgaste de uma camada de 6 mm nas pás dos rotores na usina de Paraíba (CESP), levando à manutenção precoce dos equipamentos.

Por isso, deveria ser uma grande preocupação por parte das empresas mantenedoras de tais reservatórios a revegetação dessas áreas, não obstante a maioria delas não darem a devida importância para essa questão. De acordo com Davide *et al.* (1996), um outro foco para a implantação de matas ciliares nessas áreas de depleção seria a mitigação dos impactos ambientais causados pela criação desses reservatórios. Dentre essas ações mitigadoras citam-se a alimentação para a ictiofauna, por meio de plantio de plantas zoocóricas e habitat para aves aquáticas, por exemplo.

Conforme explicitado por Oliveira *et al.* (1999), no mundo existem vários grupos de pesquisa que buscam descrever o comportamento das diversas espécies de plantas em relação às condições de alagamentos, sobretudo envolvendo espécies em áreas cultivadas. Esse conhecimento subsidia a escolha de espécies para os reflorestamentos de matas ciliares, cujos solos se apresentam encharcados ou úmidos ao longo de todo o ano.

As áreas de depleção, no entanto, diferem daqueles ambientes ripários por possuírem um período em que o solo se encontra seco, que coincide quando o nível da água está baixo. Dessa maneira, as espécies devem ser, paradoxalmente, adaptadas a um período de inundação seguido por um período de solo seco. Essa é uma das dificuldades impostas nessas áreas para sua revegetação. Dessa forma, reflorestamentos de tais áreas cuja escolha das espécies é baseada em levantamentos fitossociológicos de matas ciliares da região podem não obter resultados satisfatórios, já que muitas delas não são adaptadas aos estresses impostos nas áreas de depleção.

2.3 Áreas de empréstimo

De acordo com Lopes & Queiroz (1994), as áreas de empréstimo são lugares dos quais foram retirados materiais para completar os volumes de solos necessários à execução de terraplenagens e fundações das barragens. A remoção do solo pode chegar à exposição do horizonte litólico, o que afeta profundamente o equilíbrio ambiental desses lugares (VALCARCEL; D'ALTERIO, 1998).

Observa-se que o resíduo geológico remanescente difere completamente daquele existente anteriormente, principalmente pela ausência da matéria orgânica do solo e camadas (expostas) relativamente homogêneas, dependendo do perfil decapitado (BALIEIRO, 2008). Tais características impedem o restabelecimento da vegetação em tempo hábil sem que haja a intervenção antrópica. Como exemplo dessa situação, cita-se

a área de empréstimo no entorno da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira-MS que, conforme descrito por Rodrigues *et al.* (2007) e Alves e Souza (2008), após 30 anos de abandono da área, apenas uma rala vegetação herbácea pôde se estabelecer, ainda que inserida numa matriz de cerrado.

Em um experimento em uma área de empréstimo, em que se retiraram cerca de 13 metros de profundidade de solo para a construção do Porto de Sepetiba (RJ), Valcarcel e D'Alterio (1998) observaram que, após 13 anos de abandono, essas áreas estavam sujeitas à ação dos processos erosivos, em decorrência da falta de uma cobertura vegetal. Esses autores relataram que, após três anos de intervenção por meio de inserção de retentores de sedimentos na área, atributos do solo obtiveram melhoria, ao passo que a área sem tratamento apresentava um teor de argila muito inferior aos demais tratamentos, o que indicava maior erosão naquele local.

Em uma avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas implantadas em um projeto de restauração de uma área de empréstimo da usina hidrelétrica, Ferreira *et al.* (2007) verificaram que camadas restritivas ao crescimento radicular, presentes na área, prejudicaram o crescimento das espécies plantadas.

Portanto, em decorrência do alto grau de degradação desses ambientes, o preparo adequado do solo, aliado à escolha de espécies adaptadas a serem implantadas assumem papel de destaque para o sucesso da restauração ecológica dos mesmos. Essa restauração, entretanto, não implica o retorno às condições originais, praticamente inatingíveis, mas consiste em tornar o meio resiliente às faixas normais de variação de estresse ambiental e perturbação, de forma que seja capaz de sustentar-se sozinho estrutural e funcionalmente, sem a intervenção antrópica (SER, 2004).

2.4 Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas ciliares em recuperação

A restauração de ecossistemas degradados é uma prática muito antiga, não obstante apenas nos últimos anos tenha sido considerada como uma ciência (RODRIGUES *et al.* 2009). Segundo esses autores, no Brasil, sua prática passou e está passando por várias fases, com distintos objetivos e metodologias, as quais, ao longo do tempo, foram agregando o conhecimento científico aliado aos resultados de iniciativas passadas. Tanto experiências frustradas quanto as que lograram sucesso contribuíram profundamente para o avanço dessa ciência. Tal fato demonstra a importância da avaliação e monitoramento dos projetos de restauração implantados.

Conforme explicitado por Nalon *et al.* (2008), a avaliação e o monitoramento de projetos de restauração são necessários para constatar se e como o desenvolvimento da floresta está ocorrendo, quais as possíveis causas do padrão encontrado, mas também para julgar se os resultados obtidos correspondem às expectativas estabelecidas, e se eventuais divergências entre o observado e o esperado resultam de expectativas inadequadas ou de problemas na formulação, implantação e/ou condução do projeto implantado. Assim, essas informações poderão subsidiar medidas reparadoras, bem como tomadas de decisão para novos projetos a serem implantados.

Para essa avaliação e monitoramento, é preciso tomar mão de alguns indicadores, por meio dos quais conclusões acerca do ambiente possam ser obtidas. Entretanto, não há consenso na literatura científica sobre quais indicadores são mais recomendados, o que torna aquelas práticas mais complicadas.

Conforme Almeida e Sánchez (2005), a avaliação da recuperação de ecossistemas deve ser feita por meio de indicadores de desempenho baseados em parâmetros sintéticos, ou seja, que forneçam várias informações integradas em poucos parâmetros sobre o ecossistema em recuperação. Por meio deles, pode-se verificar a eficiência da cobertura vegetal na proteção dos solos, a produtividade dos ecossistemas ou, ainda, sua função como

refúgio da vida silvestre. Embora Bellotto *et al.* (2009) alertarem que a avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração envolvem não apenas aspectos visuais da paisagem (fisionomia), mas ainda os aspectos ecológicos, que são imprescindíveis para a sustentabilidade do ecossistema restaurado.

Assim, Jackson *et al.* (1995) recomendam alguns critérios para avaliar o sucesso da restauração, como a cobertura, a presença e distribuição de espécies de plantas, a habilidade de resposta da vegetação a distúrbios e flutuações climáticas, o uso da área por determinadas espécies animais, a condição do solo, a sua colonização por invertebrados, fungos e bactérias, a ciclagem de nutrientes e o regime hidrológico.

Os indicadores podem ainda variar de acordo com a fase do projeto, dividindo-se em fase de implantação (1-12 meses), fase de pós-implantação (1-3anos) e fase de vegetação restaurada (4 ou mais anos) (BELLOTTO *et al.*, 2009).

Com a finalidade de desenvolver um índice de avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares por meio do monitoramento de vários plantios de diferentes idades, Reis (2008) avaliou vários parâmetros: número de espécies e indivíduos plantados, encontrados na avaliação, altura, área basal, número de espécies e indivíduos regenerantes, peso da matéria seca da serrapilheira e atributos químicos e texturais dos solos. Por meio da utilização da função discriminante, as áreas de diferentes idades (1 a 15 anos) foram classificadas em relação ao grau de restauração, tomando por base uma área em avançado grau de restauração. De todos os parâmetros avaliados, a função discriminante permitiu a seleção de apenas seis variáveis (número de espécies plantadas avaliadas, área basal dos indivíduos plantados avaliados, número de espécies e número de indivíduos regenerantes, serrapilheira e capacidade de troca catiônica do solo) como bons parâmetros para aquele local.

Rodrigues e Gandolfi (1998) relatam que um conjunto muito promissor de indicadores de avaliação e monitoramento, tanto de áreas

naturais como restauradas, tem sido usado, embora, levando-se em consideração as diferentes situações e ambientes a serem restaurados, o uso universal desses seja pouco provável (BELLOTTO *et al.* 2009).

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. 2009 Energia Hidráulica IN: Atlas de Energia Elétrica do Brasil, 2009, Disponível em: <www.aneel.gov.br>. Acesso em: 27 ago. 2010.

ALMEIDA, R.O.P. O.; SANCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.29, n. 1, p.47-54, 2005.

ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.32, p.2505-2516, 2008.

BALIEIRO F. C. **Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas**. In: Curso de recuperação de áreas degradadas: A Visão da Ciência do Solo no Contexto do Diagnóstico, Manejo, Indicadores de monitoramento e Estratégias de Recuperação, Documentos 103, Rio de Janeiro-RJ, EMBRAPA Solos, 283p., 2008.

BELLOTTO, A. VIANI, R. A. G.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p.128-146.

BRASIL, **Mata Atlântica**: Manual de Adequação Ambiental. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010. (Biodiversidade n.35)

CARONE, M. T.; GRECO, M.; MOLINO, B. A Sediment-filter ecosystem for reservoir rehabilitation. **Ecological Engineering**, v.26, p.182-189, 2006.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios Brasília: ANEEL, 2000. 185p.

DAVIDE, A.C.; BOTELHO, S.A.; FARIA, J.M.R.; PRADO, N.J.S. Comportamento de espécies florestais de mata ciliar em área de depleção do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos-Itutinga, MG. **Cerne**, Lavras, v.2, n.1, p.20-34, jun. 1996.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio grande, na usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.31, n.1, p.177-185, 2007.

JACKSON, L.; LOUPOUKHINE, N.; HILLYARD, D. Ecological restoration: a definition and comments. **Restoration Ecology** v. 3, n. 2, p. 71-75, 1995.

KAGEYAMA, P. Y. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. In: BARRICHELO, L. EL. G.; LIMA, W. P.; POGGIANI, M. M. (Org). **Recomposição da vegetação com espécies arbórea nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**. IPEF Série Técnica, Piracicaba, v. 8, n.25, p. 1-43, set.1992.

LOPES, J.A.V.; QUEIROZ, S.M.P. Rodovias e meio ambiente no Brasil: Uma resenha crítica. In: Recuperação de áreas degradadas, Simpósio Sul-Americano, 1.; Simpósio Nacional, 2., 1994. Curitiba, **Anais...** Curitiba, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, 1994. p.75-90.

NALON, C. F.; ATTANASIO, C.; BOURLEGAT, J. M. L.; SANTOS, M. B.; GANDOLFI, S. Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas ciliares em recuperação: algumas observações. In: Simpósio de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 2., 2008, Mogi Guaçu-SP. **Anais...** Mogi Guaçu-SP, 2008, 190p.

OLIVEIRA, L. E. M.; RIBEIRO, R. V.; ALVES, R. T.; NETO, E. G. G.; DELU-FILHO, N.; ALVES J. D. Revegetação de áreas de depleção de

reservatórios hidrelétricos. In: Simpósio Mata Ciliar Ciência e Tecnologia, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Lavras: UFLA/FAEPE/CEMIG, 1999, p. 136-171.

REIS, D. N. **Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares**. 191p. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), UFLA, Lavras-MG, 2008.

RODRIGUES, R. R. ; GANDOLFI, S. Restauração de Florestas Tropicais: Subsídios para uma Definição Metodológica e Indicadores de Avaliação e Monitoramento. In: DIAS, L. F. ; MELO, J. W. V. (Ed.) **Recuperação de Áreas Degradadas**. UFV, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998, p. 203-215.

RODRIGUES, G.B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.1, p.73–80, 2007.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p.1242–1251, 2009.

SANTOS, C. A.; MARTISN, M. I. F. P.O. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo nas áreas de preservação permanente no município de Alfenas – MG. In: SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 4., 2010, Coimbra. **Anais eletrônicos...** Coimbra, 2010. Disponível em: <http://www.uc.pt/fluc/cegot/VISLAGF/actas/tema3/clibson_misabel>. Acesso em: 13 nov. 2011.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Science & Policy Working Group. The SER international primer on ecological restoration. Disponível em: <<http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp>. Acesso em: 10 out. 2010.

VALCARCEL, R.; D'ALTERIO, C. F. V. Medidas físico-biológicas de recuperação de áreas degradadas: avaliação das modificações edáficas e fitossociológicas. **Floresta e Ambiente**, v. 5, n. 1, p.68-88, 1998.

CAPÍTULO 1 Espécies indicadas para a construção de mata ciliar em área de depleção

RESUMO

Em torno dos reservatórios de acumulação de água das usinas hidrelétricas existe uma faixa denominada área de depleção. É importante que o solo esteja protegido para minimizar sua erosão e o consequente assoreamento do reservatório. Entretanto, esses são locais com elevado estresse para o desenvolvimento das plantas, pois apresentam um período de completa inundação seguido por outro período de solo seco, quando o nível da água está mínimo. Assim, para se desenvolverem e reproduzirem nesses ambientes as plantas devem ser, paradoxalmente, adaptadas à inundação e ao déficit hídrico. Com o objetivo de testar o desempenho de algumas plantas no recobrimento do solo dessas áreas, foram conduzidos dois experimentos na zona de depleção do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, em Itutinga-MG. Em novembro de 1991 foi instalado um experimento utilizando-se as espécies *Campsiandra laurifolia*, *Croton urucurana*, *Inga vera*, *Salix humboldtiana*, *Sesbania sesban*, *Magnolia ovata* e em dezembro de 1992, *Croton urucurana*, *Inga cylindrica*, *Salix humboldtiana*, *Sesbania sesban*, *Sebastiania schottiana* e *Leptolobium nitens*. O delineamento estatístico de ambos os trabalhos foi o de blocos ao acaso, com cinco repetições, seis tratamentos (espécies) e seis parcelas subdivididas (cotas), sendo que as cotas do segundo experimento situavam-se logo abaixo do primeiro. Cada parcela foi composta de seis plantas da mesma espécie. Foram feitas avaliações aos 9, 21 e 39 meses para o primeiro experimento e aos 9 e 26 meses para o segundo experimento. Após quase duas décadas (dezembro de 2010), avaliou-se novamente a altura, DAP, área de copa. Vale ressaltar que é importante que as espécies se reproduzam para que o ambiente se torne autossustentável. Por isso, também se avaliaram as plantas regenerantes, com altura igual ou superior a 20 cm, dentro de parcelas de 2,5X33 m (três parcelas por bloco), no sentido transversal à linha d'água. As taxas de sobrevivência foram de 23% e 14% para o primeiro e segundo experimentos, respectivamente. De todas as espécies testadas, apenas *C. laurifolia*, *I. vera*, *S. schottiana* e *L. nitens* sobreviveram até a data de avaliação. *C. urucurana*, no primeiro experimento, obteve uma sobrevivência de 4% e reduzido crescimento em altura e DAP. Em geral, não foi observado um efeito significativo das cotas na sobrevivência e desenvolvimento das plantas. Em relação à regeneração natural, observou-se que apenas *I. vera* e *S. schottiana* foram capazes de se reproduzirem no local, por meio de brotação de raízes e germinação de sementes,

respectivamente. Portanto, conclui-se que essas duas espécies podem ser utilizadas para a recomposição de áreas de depleção.

Palavras-chave: Tolerância à inundação. *Inga vera*. *Sebastiania schottiana*. K de Ripley. Brotação de raízes.

ABSTRACT

Around the accumulation water reservoirs of hydroelectric power station there is a site called depletion area. It is important that the soil is protected to minimize erosion and consequent siltation of the reservoir. However, those sites are of high stress for plant's development, because it presents a complete flooding period followed by another period of dry soil when the water level is minimum. Thus, the plants should be, paradoxically, adapted to flooding and drought in order to develop themselves and reproduce in those environments. Aiming to test the performance of some plants in soil covering from those areas, two experiments were conducted in the depletion area of reservoir of Hydroelectric Power Station Camargos in Itutinga-MG. In November 1991 an experiment was set using the species *Campsiandra laurifolia*, *Croton urucurana*, *Inga vera*, *Salix humboldtiana*, *Sesbania sesban*, *Magnolia ovata* and in December 1992, *Croton urucurana*, *Inga cylindrica*, *Salix humboldtiana*, *Sesbania sesban*, *Sebastiania schottiana*, and *Leptolobium nitens*. The statistical design of both studies was in randomized blocks, with five replications and six treatments (species) and six sub-divided parcels (plots), being the plots of the second experiment located just below the first one. Each plot consisted of six plants of the same species. Evaluations were made at 9, 21 and 39 months for the first experiment and at 9 and 26 months for the second experiment. After nearly two decades (December 2010), the height, DBH and canopy area were evaluated again. Note that it is important for the species to reproduce for that environment to become self-sustainable one. For that, regenerating plants, with a height equal or higher than 20 cm also were evaluated, within plots of 2.5 X33 m (three plots per block) in the transverse direction to waterline. The rates of survival were 23% and 14% for the first and second experiments, respectively. In all of the species tested, only *C. laurifolia*, *I. vera*, *S. schottiana* and *L. nitens* survived until the evaluation date. In the first experiment, *C. urucurana* obtained 4% of survival and a low development for height and DBH. In general, it was observed no significant effect of the plots in the survival and development of the plants. With regard to natural regeneration, it was observed that only *I. vera* and *S. schottiana* were able to reproduce in the place by means of roots sprouting and germination, respectively. Therefore, we conclude that these two species can be used for the recovery of the depletion areas.

Keyword: Flooding tolerance. *Inga vera*. *Sebastiania schottiana*. Ripley's K. Sprouting of roots.

1 INTRODUÇÃO

As áreas de depleção são faixas marginais dos reservatórios onde, em parte do ano, ficam completamente inundadas, em função do nível do reservatório, que sofre variações ao longo do ano. Em geral esses locais são desprovidos de vegetação em decorrência da intolerância à inundação das plantas presentes na área anteriormente à construção do reservatório (DAVIDE et al, 1996; OLIVEIRA *et al.* 1999; SALVADOR, 1986). São locais de grande restrição para as plantas uma vez que sofrem inundações seguidas de secas.

Devido à ausência de cobertura vegetal, esses locais são sujeitos a erosões, cuja intensidade depende do tipo de solo, da declividade e da intensidade do impacto das ondas formadas pelo vento. Como consequência, citam-se a acentuação do assoreamento, o qual reduz a capacidade de armazenamento de água e, assim, o tempo de vida do reservatório (CARONE et al, 2006) e o aumento da abrasividade da água, o que danifica precocemente as turbinas (SALVADOR, 1986). Desse modo, a busca por espécies adaptadas a esse tipo de ambiente tão instável é mais que necessária para não somente diminuir os processos erosivos, como também fornecer habitat e alimento para a fauna aquática. Entretanto, encontrar uma espécie que seja adaptada tanto ao encharcamento, submersão e à seca não é fácil.

Salvador (1986) testou a adaptação de diferentes espécies arbóreas à área de depleção do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Paraibuna, em São Paulo. As espécies foram: *Inga marginata*; *Genipa americana*; *Ficus sp.*; *Citharexylon myriaantum*; *Psidium cattleianum*; *Vitex montevidensis*; *Luehea divaricata* e *Croton floribundus*. Todavia, após um ciclo de inundação, com 34 a 174 dias inundados, dependendo da cota, apenas *I. marginata* e *G. americana* obtiveram sobrevivência acima de 50%.

Com o mesmo objetivo de determinar espécies adaptadas às inundações/secas desse ambiente, Oliveira *et al.* (1999) avaliaram o desenvolvimento de dez espécies herbáceas na zona de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos. Esses autores observaram que, apesar de grande parte das plantas morrer quando da inundação, elas emitiam propágulos ou sementes, completando, dessa forma, seu ciclo de vida.

Tal característica é de suma importância para uma área em restauração. Segundo a SER (2004), um ambiente restaurado deve possuir resiliência o suficiente para se manter sustentável após algum evento impactante. Essa sustentabilidade é garantida quando os indivíduos presentes no local são capazes de se reproduzir e se estabelecerem.

As formas de propagação são basicamente por reprodução sexuada ou assexuada, sendo que, num dado ambiente, as plantas vão selecionar a estratégia que mais lhes convém: produzir mais descendentes ou aumentar a taxa de sobrevivência dos mesmos (FU et al., 2010). Conforme esses autores, enquanto a reprodução por meio de sementes gera um grande número de descendentes, a taxa de sobrevivência, no entanto, diminui, ocorrendo o inverso com a reprodução vegetativa. Por meio de modelos, esses autores concluíram que as plantas tendem a se reproduzir mais através de sementes quando os recursos disponíveis são escassos ou tem excesso, tornando-se prejudiciais.

Desse modo, o objetivo deste trabalho foi determinar quais espécies são indicadas para o recobrimento do solo nas áreas de depleção com base no seu crescimento e capacidade reprodutiva nesses ambientes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho é fruto do Projeto Mata Ciliar, desenvolvido por meio de um convênio entre a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) e a UFLA, firmado no início da década de 90, cujo objetivo era desenvolver tecnologias para implantação e recomposição de matas ciliares.

2.1 Caracterização da área

A área deste estudo encontra-se na zona de deplecionamento da água, às margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, pertencente à CEMIG, cuja localização está entre $21^{\circ}21'50''\text{S}$ e $44^{\circ}37'00''\text{W}$, no município de Itutinga-MG, situado na região do Alto Rio Grande (Figura 1).



Figura 1 Localização da área de estudo no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos

O nível da água nessa zona de depleção, que apresenta largura aproximada de 40 m e declividade de 10%, oscila entre as cotas 901 a 913 m de altitude, sendo o nível médio anual bastante variável ao longo dos anos (Figura 2A). Os maiores níveis ocorrem entre os meses de abril e junho e os menores de outubro e dezembro (Figura 2B). A temperatura máxima média e

a temperatura mínima média para o período de menor inundação é de 26,9 °C e 16,5 °C, respectivamente. Durante esse período a precipitação mensal média é de 178,7 mm. Já para o período de maior inundação as temperaturas máxima e mínima médias são 24 °C, 14,9 °C com 27,4 mm de precipitação mensal média (Agritempo, EMBRAPA, dados referentes de 2002 a 2011).

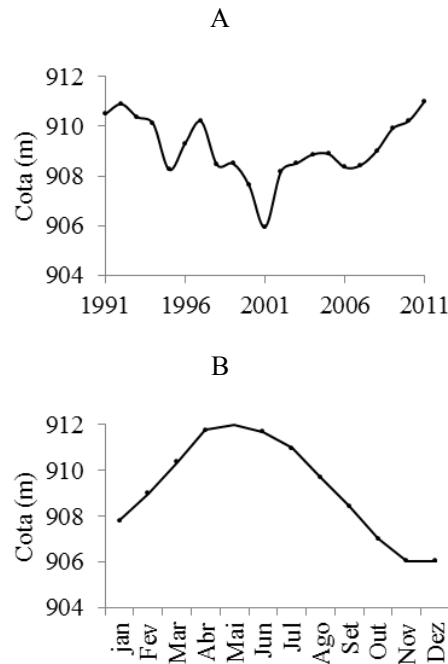


Figura 2 A- nível médio anual (m) e B- nível médio mensal do reservatório (m) da Usina Hidrelétrica de Camargos de 1991 a 2011 (Fonte: CEMIG)

Nota-se que entre os meses de abril e junho a área de depleção fica completamente inundada e de outubro a dezembro o solo apresenta-se seco tornando esse ambiente muito estressante para as plantas. Além disso, outro fator que dificulta a sobrevivência de plantas na zona de depleção é o impacto de ondas de até 30 cm de altura que ocorrem nessa área.

De acordo com Davide *et al.* (1996), o solo dessa região pertence à classe Latossolo Variação Una. Por definição, são solos minerais não hidromórficos, com horizonte B latossólico, com médios a altos teores de

Fe₂O₃ em geral álicos e distróficos, portanto, de baixa fertilidade natural (KER, 1997).

2.2 Experimentos implantados em 1991 e 1992

Com o intuito de avaliar a influência da inundação no desenvolvimento das plantas, e assim indicar quais são mais bem adaptadas a esse ambiente instável, foram instalados dois experimentos em diferentes cotas, sujeitas a inundações periódicas, onde se avaliou o desenvolvimento de nove espécies ao todo.

Em novembro de 1991 foi instalado um experimento, utilizando-se *Campsiandra laurifolia*, *Croton urucurana*, *Inga vera*, *Salix humboldtiana*, *Sesbania sesban*, *Magnolia ovata*. Já o segundo experimento foi instalado em dezembro de 1992, no qual foram utilizadas *Croton urucurana*, *Inga cylindrica*, *Salix humboldtiana*, *Sesbania sesban*, *Sebastiania schottiana* e *Leptolobium nitens*. Posteriormente, em 1995, foi instalado ainda um terceiro experimento nas cotas inferiores, porém a sobrevivência das plantas foi extremamente baixa, não permitindo avaliação.

A escolha das espécies foi baseada em levantamentos fitossociológicos de áreas inundáveis das matas ciliares da região, bem como duas espécies de várzea da Amazônia: *Campsiandra laurifolia* e *Leptolobium nitens*. As mudas utilizadas para o plantio apresentavam um padrão de 25 a 40 cm de altura.

Em cada experimento foram testadas seis cotas, das quais as seis mais elevadas pertenciam ao experimento implantado em 1991 e as seis subsequentes eram do experimento implantado em 1992 (Figura 3). Na Tabela 1 encontram-se os dados referentes ao número de dias em que as plantas ficaram sujeitas   inundação, de acordo com a cota. Observa-se que as plantas ficaram de 10 a 34% do tempo total inundadas, conforme a cota em que se encontravam.

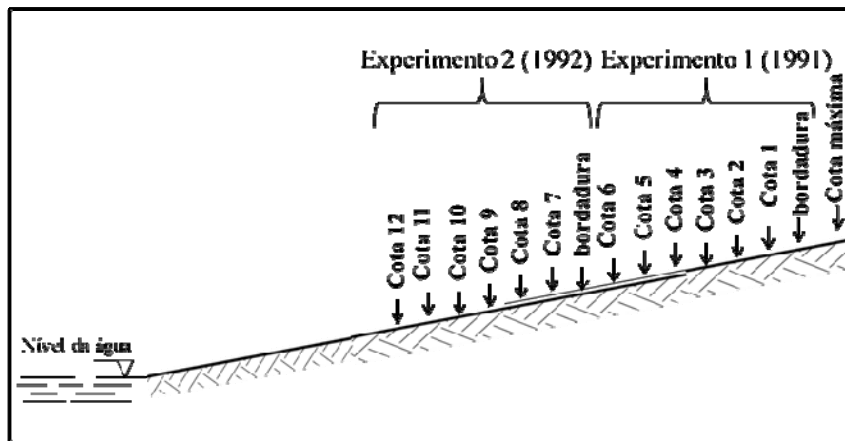


Figura 3 Esquema dos experimentos da área de depleção (corte), com as cotas 1 a 6 (912,30; 912,20; 912,02; 911,88; 911,52 e 911,37m) e de 7 a 12 (910,95; 910,87; 910,77; 910,59; 910,43 e 910,29m). Cota máxima 913m.

Tabela 1: Dados de inundação, nas diferentes cotas da zona de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos, dos experimentos 1 e 2. Onde: T: tempo médio anual (dias) com inundação; Perc: percentual do tempo em que as plantas ficavam inundadas; L med: lâmina média (m) d'água e L max: lâmina máxima (m) d'água (Dados fornecidos pela CEMIG).

Experimento 1						
	Cota 1	Cota 2	Cota 3	Cota 4	Cota 5	Cota 6
Tempo	41	49	61	68	87	96
Perc	10	12	14	16	21	23
L med	0.38	0.41	0.49	0.57	0.77	0.84
L max	0.7	0.8	0.98	1.12	1.48	1.63
Experimento 2						
	Cota 7	Cota 8	Cota 9	Cota 10	Cota 11	Cota 12
Tempo	116	119	124	131	137	143
Perc	27	28	29	31	32	34
L med	1.07	1.13	1.18	1.30	1.39	1.47
L max	2.05	2.13	2.23	2.41	2.57	2.71

Para o preparo do solo, que se apresentava exposto, utilizou-se somente o sulcamento em nível e o coveamento manual. O espaçamento utilizado foi de 1,5 x 2,0 m, em sistema de quincôncio para ambos os experimentos. A adubação de plantio constituiu-se de 200 g de superfosfato simples por cova, acrescentando-se, por metro linear de sulco, 2 litros de esterco bovino no experimento 1 e 2 litros de esterco bovino + torta de filtro (proporção 1:1), no experimento 2.

O delineamento estatístico adotado, em cada um dos experimentos, foi o de blocos ao acaso, com cinco repetições, seis tratamentos (espécies) e seis parcelas subdivididas (cotas). Cada parcela foi composta de seis plantas da mesma espécie. Uma linha de bordadura externa foi plantada em cada experimento.

Inicialmente as avaliações ocorreram aos 9, 21 e 39 meses para o experimento 1 e aos 9 e 26 meses para o experimento 2 por Davide *et al.* (1996). Após esse período, o crescimento das plantas foi novamente avaliado em dezembro de 2010, ou seja, os experimentos 1 e 2 apresentavam 19 e 18 anos, respectivamente de instalação. Avaliaram-se as seguintes características de todas as plantas: sobrevivência, altura total, diâmetro do caule a 1,3 m solo (DAP) e área de copa. A área de copa (AC) foi calculada pela fórmula da elipse ($AC = a \times b \times .4$), tomando-se duas medidas ortogonais com trena. Com os dados obtidos, foi realizada uma análise descritiva para cada experimento.

[P1] Comentário: Verificar.

2.3 Regeneração natural

No intuito de descrever a resiliência do local, bem como ratificar quais espécies, dentre as testadas, são capazes de deixar descendentes, o que ilustra sua adaptação àquele ambiente, avaliou-se a regeneração natural.

Para avaliar o processo de regeneração natural da área de depleção, não houve discriminação dos experimentos 1 e 2, nem dos tratamentos, mas

apenas dos blocos. Assim, foram lançadas, sistematicamente, três parcelas por bloco de 2,5 m de largura e comprimento de cerca de 33 m (que compreende o nível da água até a primeira cota do experimento 1) (Figura 4).

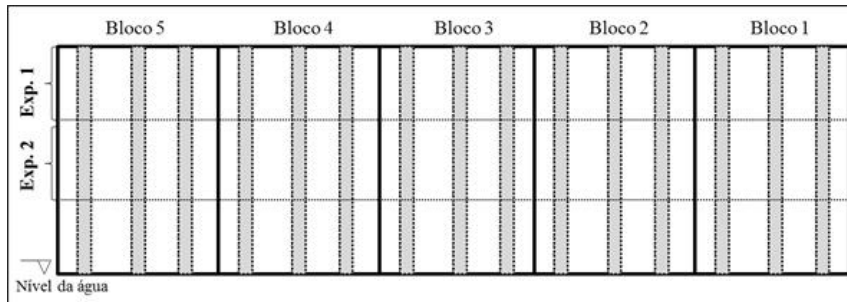


Figura 4 Distribuição das parcelas para estimativa da regeneração natural, após cerca de 20 anos do plantio na área de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos.

Foram avaliadas todas as plantas recrutadas, com altura igual ou maior que 20 cm. Mediu-se a altura, o DAS (diâmetro a altura do solo) e a posição relativa de todas elas, com o intuito de posteriormente plotar a sua distribuição na área para analisar o padrão espacial das mesmas. Essa análise foi realizada através da função K de Ripley (RIPLEY, 1977), com transformação para L(t) (PERRY, 2006) para cada espécie, segundo classe de altura (classe 1: 20 a 40 cm, classe 2: 40.1 a 80cm, classe 3: 80.1 a 160 cm, classe 4: 160.1 a 320 cm e classe 5: >320 cm) e também sem a discriminação dessa medida. Esta função é chamada de segunda ordem, pois descreve a probabilidade de encontrar dois eventos, a uma distância t, um do outro (PICARD *et al.* 2009). A função K apresenta como vantagem avaliar o padrão espacial num círculo em diferentes escalas (PERRY *et al.* 2006). O padrão espacial de cada espécie é importante para subsidiar a caracterização das estratégias de estabelecimento de cada espécie.

As análises foram realizadas através do SpPack 1.38 desenvolvido para o Excel do Windows (PERRY, 2004). O intervalo de confiança do envelope foi calculado por meio do processo de Monte Carlo com 499 permutações, considerando o processo espacial completamente aleatorizado

(CSR), usando o número total de indivíduos amostrados por espécie (PERRY *et al.* 2006). O resultado é interpretado por meio de análise gráfica, sendo que: quando a função $L(t)$ encontra-se entre os limites inferiores e superiores, o padrão espacial é aleatório; quando esta assume valores positivos, há agregação, e quando os valores são negativos, significa distribuição regular (PERRY *et al.* 2008; HIGUSHI *et al.* 2010).

Algumas plantas de cada espécie foram desenterradas para diferenciar as brotações de raízes dos indivíduos provenientes de sementes, os quais apresentam sistema radicular primário, conforme também utilizado por Rodrigues *et al.* (2004).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Experimento implantado em 1991

Conforme observado por Davide *et al.* (1996), até os 39 meses, com exceção de *M. ovata*, que morreu em todas as cotas antes de 9 meses de avaliação, todas as espécies apresentavam taxas de sobrevivência de 45 a 100%. Entretanto, aos 19 anos (228 meses), o experimento como um todo obteve uma taxa de sobrevivência de 23% do número de indivíduos, sendo que as únicas espécies sobreviventes foram *C. urucurana*, *C. laurifolia* e *I. vera*, com 4,59 e 72% de sobrevivência, respectivamente (Tabela 2). A diferença acentuada na sobrevivência observada entre 39 e 228 meses se explica, principalmente devido aos diversos estresses encontrados nesse local, como excesso de água (durante a inundação) e déficit hídrico (durante o deplecionamento) em diferentes épocas do ano, baixa fertilidade natural desses solos, ventos e baixas temperaturas.

TABELA 2: Percentual de sobrevivência, aos 19 anos, das espécies do experimento 1, implantadas na área de depleção do Reservatório da Usina de Camargos, de acordo com as cotas de plantio e blocos.

Espécie	Cotas						Blocos				
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5
<i>Campsiandra laurifolia</i>	47	77	43	77	60	53	42	69	75	56	56
<i>Inga vera</i>	60	87	80	63	67	77	61	83	53	83	81
<i>Croton urucurana</i>	7	7	10	0	0	0	11	0	3	0	6
<i>Magnolia ovata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salix humboldtiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sesbania sesban</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	19	28	22	23	21	22	19	25	22	23	24

Algumas das espécies testadas, embora sejam naturalmente abundantes nas zonas inundáveis das matas ciliares, como *Croton urucurana* (típica de várzeas), *Salix humboldtiana* e *Sesbania sesban*, não lograram sucesso de sobrevivência em longo prazo no experimento, uma vez que as características daqueles ambientes diferem sobremaneira das áreas de depleção no que tange a disponibilidade hídrica ao longo do ano, o padrão de inundação (frequência, coluna d'água...) e classe de solo. *S. sesban*, por exemplo, apesar de desenvolver estruturas adaptativas para inundação - suberização do caule, raízes adventícias e lenticelas hipertrofiadas - não tolerou os períodos de déficit hídrico, já que, mesmos nos primeiros meses de avaliação, seu desenvolvimento era comprometido nas três últimas cotas (DAVIDE *et al.* 1996, OLIVEIRA *et al.* 1999).

M. ovata, que é uma espécie preferencial de ambientes paludosos (SILVA *et al.* 2007) e devido ao seu caráter umbrófilo, não foi capaz de sobreviver nem mesmo até a primeira avaliação do experimento, que ocorreu aos nove meses de idade (DAVIDE *et al.* 1996). Ao utilizar essa espécie em plantios para restauração de matas ciliares, deve-se tomar o cuidado de plantá-la intercalada com espécies de rápido crescimento, ou em plantio de enriquecimento, visando ao seu sombreamento.

Em relação ao crescimento, observa-se que *C. laurifolia* apresentou um baixo desenvolvimento em DAP e altura, independente da cota (Tabela 3). Não obstante essa espécie ser tolerante à inundação (REGIFO *et al.*, 2005; HERRERA *et al.*, 2008), inclusive com colunas d'águas de mais de 10 metros e durante a metade do ano (ROSALES *et al.*, 2002), o ambiente amazônico, do qual esta é nativa, se diverge sobremaneira da zona de depleção, no que tange ao regime de inundação, precipitação anual, temperatura, solos e características químicas da água. O desenvolvimento comprometido dessa espécie provavelmente está relacionado a tais divergências.

Para o *I. vera*, observa-se uma tendência de maior crescimento em DAP nas cotas mais baixas. Na cota 1 (mais elevada), as plantas alcançaram,

em média, 4,7 cm ao passo que na cota mais inferior esse crescimento foi de 7,2 cm (Tabela 3). Em relação à altura, observa-se que essa diferença entre cotas foi mais suave, com 2,1 m para a cota mais distante do nível da água (cota 1) e 2,7 m para a cota 6.

Tabela 3: Crescimento médio em DAP, altura e área de copa, de acordo com as cotas de plantio, das espécies do experimento 1 (1991), aos 19 anos, na zona de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos.

Espécies	Cotas					
	1	2	3	4	5	6
DAP (cm)						
<i>Campsiandra laurifolia</i>	1,6	3,1	2,0	3,4	1,7	2,4
<i>Inga vera</i>	4,7	5,3	6,1	6,6	7,8	7,2
<i>Cronton urucurana</i>	0,2	0,4	0,6	0,0	0,0	0,0
<i>Magnolia ovata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Saliz humboldtiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sesbania sesban</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Altura (m)						
<i>Campsiandra laurifolia</i>	1,3	2,6	1,6	2,4	1,7	1,8
<i>Inga vera</i>	2,1	2,7	2,6	2,3	2,7	2,7
<i>Cronton urucurana</i>	0,2	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0
<i>Magnolia ovata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Saliz humboldtiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sesbania sesban</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Área de copa (m²)						
<i>Campsiandra laurifolia</i>	0,4	0,9	0,6	1,0	0,4	1,1
<i>Inga vera</i>	9,0	14,5	13,1	11	14,8	14,4
<i>Cronton urucurana</i>	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0
<i>Magnolia ovata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Saliz humboldtiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sesbania sesban</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

A área de copa é uma variável de grande importância, pois através dela, infere-se sobre o grau de cobertura e, por conseguinte, de proteção que a planta fornece ao solo. As copas das plantas contribuem para redução do

efeito “splash”, que é o tipo de erosão causado pelo impacto das gotas da chuva (LI; EDDLEMAN, 2002).

Além disso, por meio da área de copa, deduz-se sobre sistema radicular, uma vez que este tem forte relação com aquela. Embora possa haver variações de acordo com as características do solo, espécie ou tamanho da planta, a relação área de copa/sistema radicular é de um (MAGALHÃES; BLUM, 2000; TUBBS, 1997). Logo, o sistema radicular será tanto maior quanto for a área de copa e, assim, a proteção contra erosão, haja vista o papel das raízes na estabilização do solo.

Observa-se, na Tabela 3, que o *I. vera* obteve um crescimento de copa bem maior que a *C. laurifolia*, que variou, em média, de 9 a 14,8 m². Portanto, embora o crescimento em altura esteja comprometido em relação ao seu potencial, que é de 30 m, o *I. vera* está exercendo um importante papel na proteção do solo devido à sua ampla copa. Além disso, sua arquitetura minimiza o impacto causado pelas marolas, já que os galhos são baixos, podendo chegar até o chão. Pesquisando sobre *Inga edullis* num sistema agroflorestal, Ribeiro (1997) observou que esta espécie apresentava uma densa e horizontalizada copa.

Por outro lado, *C. laurifolia* apresentou, além de baixo desenvolvimento em altura e DAP, uma reduzida área de copa, a qual variou de 0.4 a 1.1 m² (Tabela 3). A taxa fotossintética provavelmente está comprometida devido à reduzida área foliar, uma vez que essas estão diretamente relacionadas (TONINI; ARCO-VERDE, 2005).

3.2 Experimento instalado em 1992

A sobrevivência aos 18 anos foi de 14% do número de indivíduos (Tabela 3). Das seis espécies testadas, apenas *S. schottiana* e *L. nitens* sobreviveram às sucessivas inundações seguidas por secas, com 37 e 45% de sobrevivência no total, respectivamente (Tabela 4). Aos 26 meses de avaliação, no entanto, *S. humboldtiana* apresentou mais de 70% de

sobrevivência, para *I. cylindrica* e *S. sesban* esse percentual foi de 15 a 70%, dependendo da cota. Para *L. nitens* e *S. schottiana* a porcentagem de plantas vivas foi de 40-75% e 20-85%, respectivamente. Já *C. urucurana* não sobreviveu em nenhuma cota, mesmo na primeira avaliação (aos 9 meses) (DAVIDE *et al.* 1996). Consoante esses autores, um dos motivos que podem ter influenciado essa mortalidade foi o curto período de tempo para o crescimento antes da primeira inundação, que foi de 30 dias.

Tabela 4: Percentual de sobrevivência, aos 18 anos, das espécies do experimento 2, implantadas na área de depleção do Reservatório da Usina de Camargos, de acordo com as cotas de plantio e blocos.

Esp	Cotas						Blocos				
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5
<i>Sebastiania schottiana</i>	87	60	27	30	7	10	39	53	19	33	39
<i>Leptolobium nitens</i>	37	30	43	60	50	50	67	31	44	47	36
<i>Inga cylindrica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salix humboldtiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Croton urucurana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sesbania sesban</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	21	15	12	15	9	10	18	14	11	13	13

A espécie *S. schottiana* apresentou sobrevivência bem maior nas primeiras cotas, com 87 e 60%. Para as cotas inferiores, no entanto, essa taxa foi bem reduzida, chegando a 7 e 10%. *I. cylindrica* e *S. sesban* também apresentaram sobrevivência bastante reduzida para a cota 3, sendo que houve 100% de mortalidade aos 9 meses (DAVIDE *et al.*, 1996). Na Tabela 1 observa-se que, nas três últimas cotas, as plantas ficaram mais de 30% dos dias por ano debaixo d'água, com uma lâmina d'água de até 2,71 m. Apesar de essas espécies serem adaptadas a solos não drenados, elas provavelmente não sobreviveram à intensidade de inundação ocorrente nas cotas mais inferiores.

S. humboldtiana foi a espécie que apresentou maior capacidade de adaptação e crescimento na área de depleção, com tendência de maior crescimento nas áreas mais úmidas até os 26 meses (DAVIDE *et al.*, 1996). Contudo, aos 216 meses (18 anos), observa-se que todos os indivíduos morreram (Tabela 4). Tal fato ressalta a importância de estudos a longo prazo em trabalhos de recuperação de áreas degradadas, uma vez que, devido às grandes instabilidades ambientais apresentadas por esses locais, um resultado de curto a médio prazo pode não corresponder com resultados de longo prazo.

Constata-se, ainda, na Tabela 4, que houve uma forte influência dos blocos na sobrevivência de *S. schottiana* e *L. nitens*, com variação de 19 a 53% e 31 a 67%, respectivamente. Tal fato também foi observado no experimento 1 (Tabela 2), porém com os parâmetros avaliados no presente trabalho não se pode chegar a uma resposta conclusiva para isso, embora Davide *et al.* (1996) ressaltarem a grande variabilidade genética existente nos materiais selvagens, que pode estar relacionada com essas variações.

Em relação ao crescimento, analogamente à sobrevivência, observa-se que esse foi muito comprometido nas cotas mais inferiores para *S. schottiana* para as três variáveis avaliadas (Tabela 5). Já para *L. nitens*, observa-se uma tendência de melhores resultados nas cotas mais inferiores tanto para DAP, quanto para altura e área de copa. Essa é uma espécie nativa da Amazônia, onde está passível de inundações com cerca de 10 m de coluna d'água, por mais de seis meses (ROSALES *et al.*, 2002). Não obstante a tendência de maior crescimento de *L. nitens* em cotas mais úmidas, o seu desenvolvimento está comprometido, já que apresentou uma baixíssima área de copa, DAP e altura, mesmo após 18 anos de implantada.

Tabela 5: Crescimento médio em DAP, altura e área de copa, de acordo com as cotas de plantio, das espécies do experimento 1 (1992), aos 18 anos, na zona de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos.

Espécie	Cotas					
	1	2	3	4	5	6
	DAP (cm)					

<i>Sebastiania schottiana</i>	7,8	5,5	2	2,2	0,8	0,5
<i>Leptolobium nitens</i>	0,9	0,5	0,9	2,5	1,7	1,8
<i>Inga cylindrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Salix humboldtiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cronton urucurana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sesbania sesban</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Altura (m)						
<i>Sebastiania schottiana</i>	3,4	2,2	1,1	1,1	0,3	0,4
<i>Leptolobium nitens</i>	0,8	0,5	0,8	1,6	1,2	1,3
<i>Inga vera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Salix humboldtiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cronton urucurana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sesbania sesban</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Área de copa (m²)						
<i>Sebastiania schottiana</i>	9,3	5,8	3,0	2,6	1,0	0,7
<i>Leptolobium nitens</i>	0,4	0,3	0,4	2,1	1,1	1,0
<i>Inga vera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Salix humboldtiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cronton urucurana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sesbania sesban</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

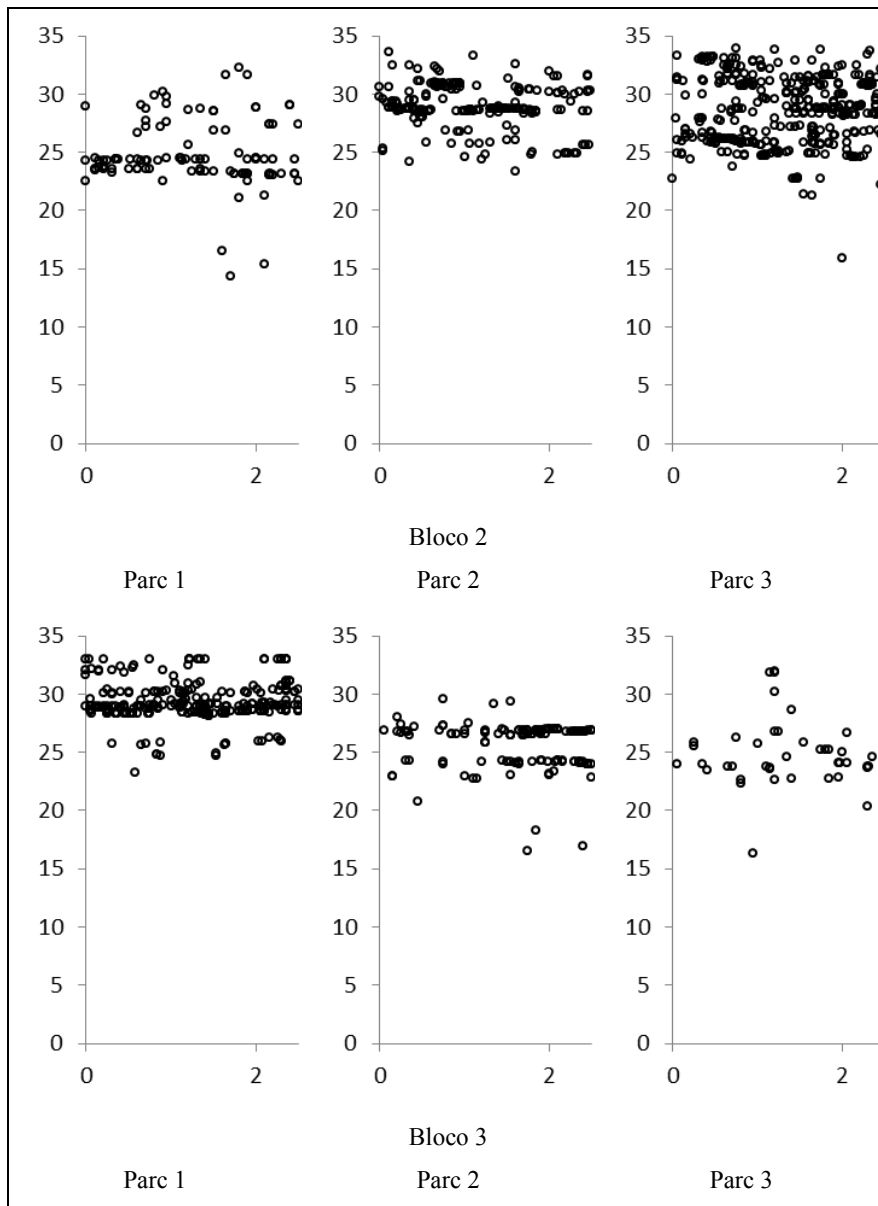
Vale destacar que *S. schottiana*, embora não tenha desenvolvido uma área de copa tão grande quanto o *I. vera* (experimento de 1991), devido ao seu hábito de crescimento arbustivo, apresentou uma arquitetura de copa muito favorável para o recobrimento da área de depleção. Essa espécie emite uma série de galhos finos e flexíveis, que minimizam os impactos das marolas e a velocidade da enxurrada, além de servir como filtro do material grosseiro que é carregado pelo escoamento superficial da água, tendo como consequência direta a redução do assoreamento do reservatório. Além de possuir uma copa com características desejáveis, de acordo com Reitz (1988) apud Frassetto *et al.* (2010), essa euforbiácea dispõe de um denso sistema radicular, o que corrobora seu papel no controle de erosão.

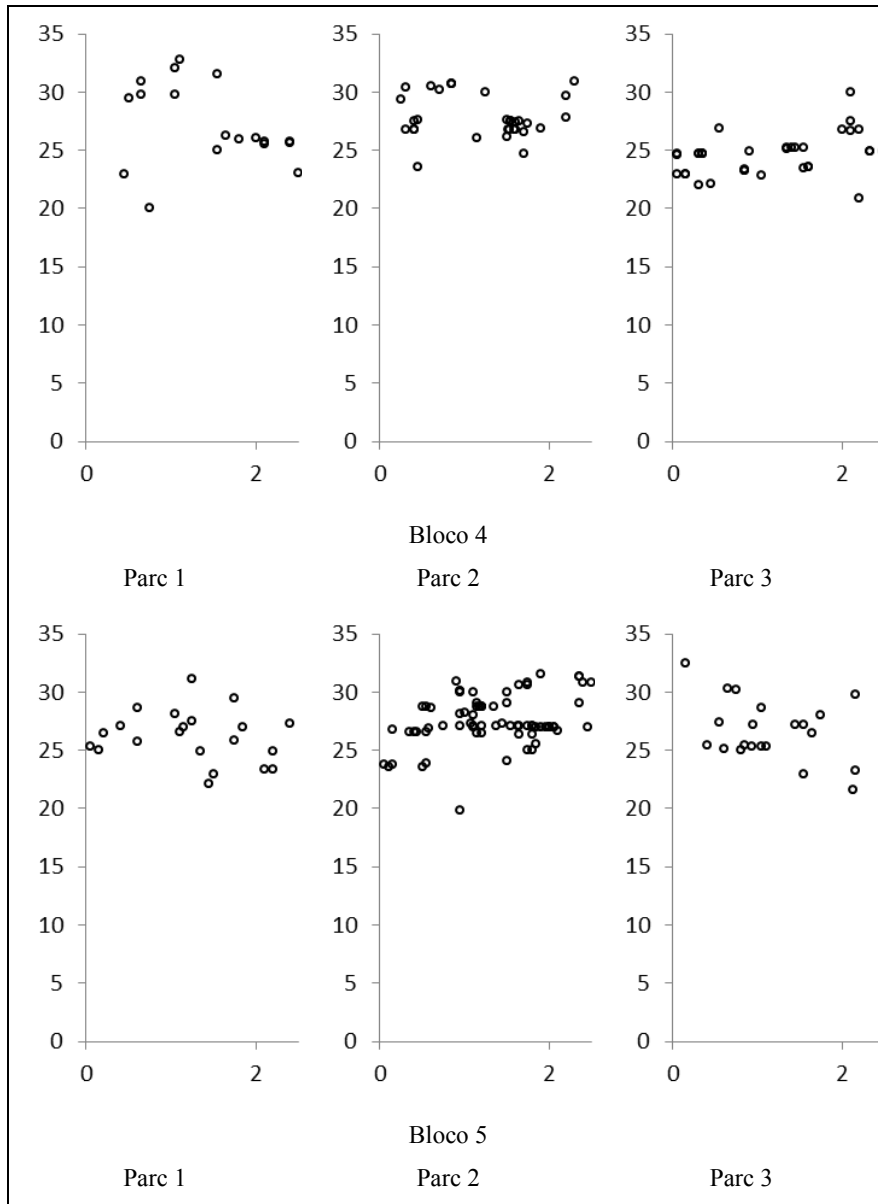
3.3 Regeneração natural

Em todas as parcelas, as únicas espécies encontradas na regeneração natural foram *Sebastiania scholtiana* e *Inga vera*, assim, também não foi observada nenhuma colonização espontânea de outra espécie arbórea. Apesar de *Campsiandra laurifolia*, *Croton urucurana* e *Leptolobium nitens* terem sobrevivido, não foi registrado nenhum regenerante dessas espécies, bem como não foi observado, no período de avaliação, nenhum indício de floração ou frutificação delas. O fato de apenas *S. scholtiana* e *I. vera* estarem se estabelecendo, mesmo após quase duas décadas em que foram instalados os experimentos, corrobora a característica inóspita da zona de depleção, bem como a capacidade adaptativa dessas duas espécies a esse ambiente.

Em um primeiro instante, a regeneração de *S. scholtiana* se assemelhava à brotação de raízes, já que se formavam renques, muitas vezes no próprio sulco de plantio das mudas dessa espécie. Entretanto, esses renques não eram só formados nos sulcos, mas em linhas muito próximas umas das outras e, como as sementes dessa espécie boiam em água, ficou claro que aquela regeneração era sexuada e que as linhas eram formadas à medida que o nível da água ia abaixando. Na Figura 5, onde se apresenta o gráfico de distribuição das plantas dessa espécie, pode-se observar a formação de várias linhas paralelas à linha d'água.

Bloco 1		
Parc 1	Parc 2	Parc 3





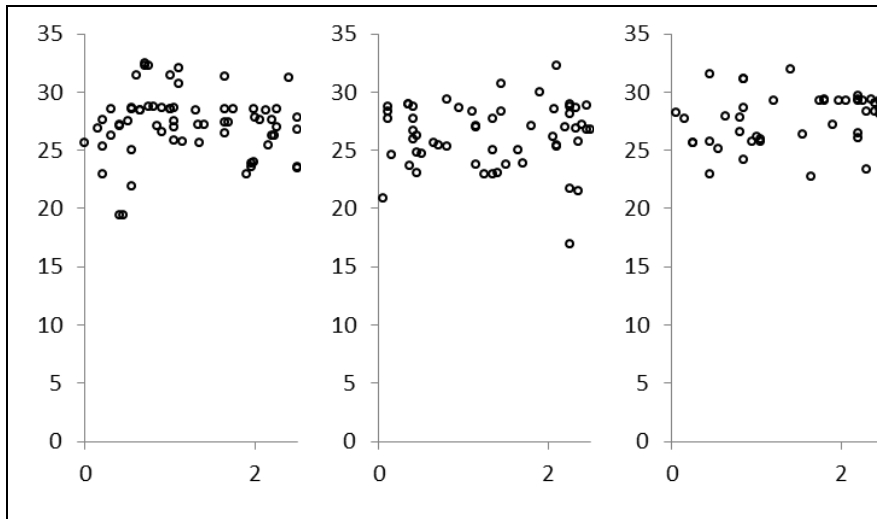


Figura 5 Distribuição das plantas de *Sebastiana scholtziana* na área de depleção do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos. O eixo y corresponde ao comprimento (m) da parcela do nível da água (0) até a última linha do experimento 1 (1991) e o eixo x corresponde à largura (m) da parcela (Parc). OBS: as linhas de plantio do experimento 1 situam-se entre 34 e 25 m enquanto que as do experimento 2 (1992) localizam-se entre 23,5 e 14,5 m, aproximadamente.

Posteriormente, com o desenterramento de algumas plantas, bem como a análise do padrão espacial, foi possível concluir que a regeneração de *S. scholtziana* na zona de depleção é por meio de sementes (Figura 6).



Figura 6 Sistema radicular de *S. scholtziana*, amostrado no local de estudo. A seta aponta para a raiz pivotante.

O padrão espacial de *S. sholttiana* variou de acordo com a classe de altura, porém não variou de acordo com a escala (distância), a qual oscilou de 1 a 2,5 m (Figura 7). Observa-se que os indivíduos pertencentes até a classe 4 apresentaram um padrão agregado, enquanto que os indivíduos com altura maior que 320 cm tinham distribuição aleatória. Entretanto, vale destacar que o número de indivíduos pertencentes a essa classe foi muito baixo, em comparação com o número de plantas pertencentes às outras classes, o que pode ter influenciado no resultado. Desconsiderando-se as classes de altura, os indivíduos de *S. sholttiana* distribuíram-se de forma agregada. Tal agregação, como explicado anteriormente, é devida à sazonalização da água, que levava à germinação das sementes na interface água e solo.

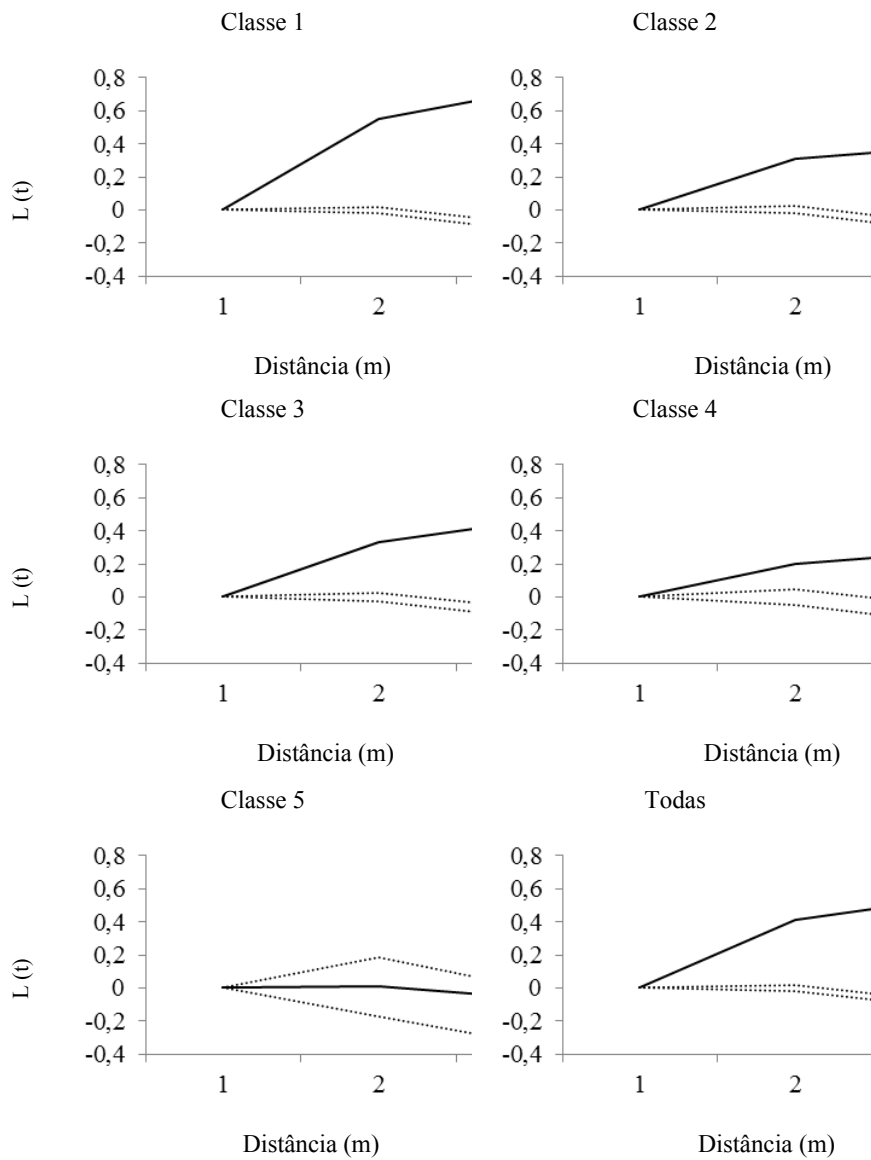


Figura 7 Função K de Ripley (L estimado) em diferentes escalas para o total de indivíduos regenerantes de *S. scholtiana*, na zona de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos. Classe 1(20 a 40 cm), Classe 2 (40.1 a 80 cm), Classe 3 (80 a 120.1 cm), Classe 4 (120 a 320.1 cm) e Classe 5 (>320 cm). Valores positivos indicam agregação, negativos indicam distribuição

regular e a linha contínua dentro das linhas pontilhadas indicam distribuição aleatória (PERRY *et al.* 2008; HIGUSHI *et al.* 2010).

Outro fator que ratificou a conclusão de que a regeneração de *S. scholtiana* era basicamente por geminação de sementes é a grande concentração de indivíduos observada entre os blocos 1 e 2 em comparação com os restantes (Figura 8). O número de indivíduos regenerantes nas três parcelas do bloco 1 foi em torno de 700, ao passo que nas parcelas dos blocos 3, 4 e 5 esse valor não passou de 200. Observa-se que no local onde estão situados aqueles dois blocos, o reservatório apresenta uma curva côncava suave, havendo, portanto, uma tendência de as sementes se agruparem neste local.

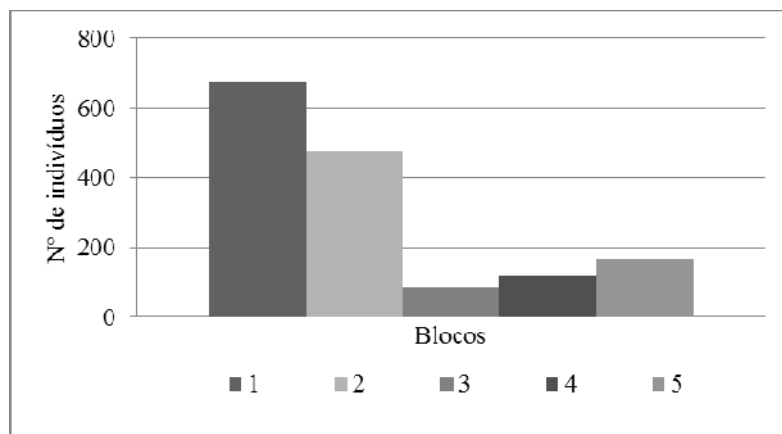


Figura 8 Número de indivíduos de *S. scholtiana* amostrados por bloco, na zona de depleção do Reservatório da Usina de Camargos.

Não obstante *S. scholtiana* regenerar por meio de sementes, a regeneração de *I. vera* é por meio de brotação de raízes, como mostrado na Figura 9, onde a raiz pivotante não está presente. Além disso, o padrão de distribuição dos regenerantes desta espécie não seguiu a mesma tendência de agrupamento conforme apresentado por *S. scholtiana* (Figura 10).

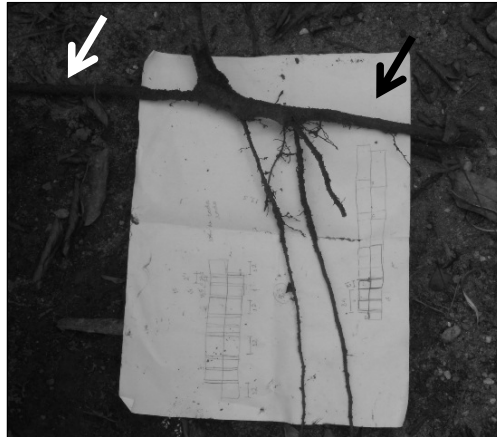
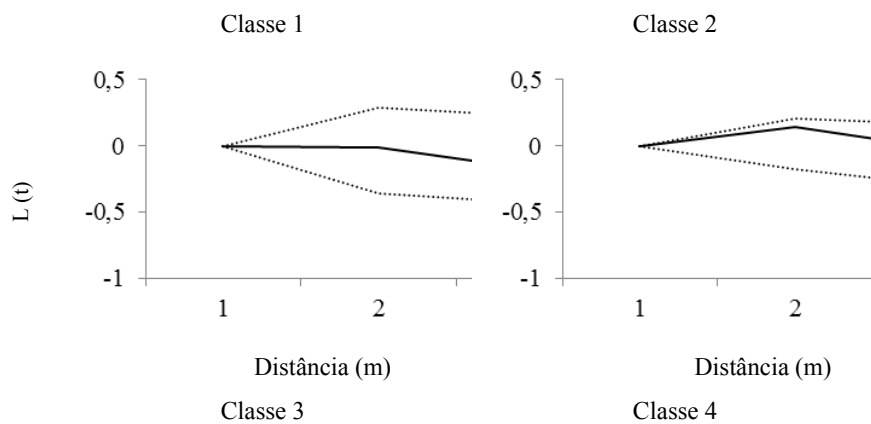


Figura 9 Sistema radicular de *I. vera* amostrado na área de depleção da Usina de Camargos. As setas apontam para a raiz da qual se desenvolveu a brotação.

Como demonstrado no gráfico, o padrão espacial da regeneração de *I. vera* é aleatório, independente da escala ou classe de altura (Figura 10), sendo mais dependente da presença de árvores dessa espécie e consequentemente das suas raízes do que do nível da água.



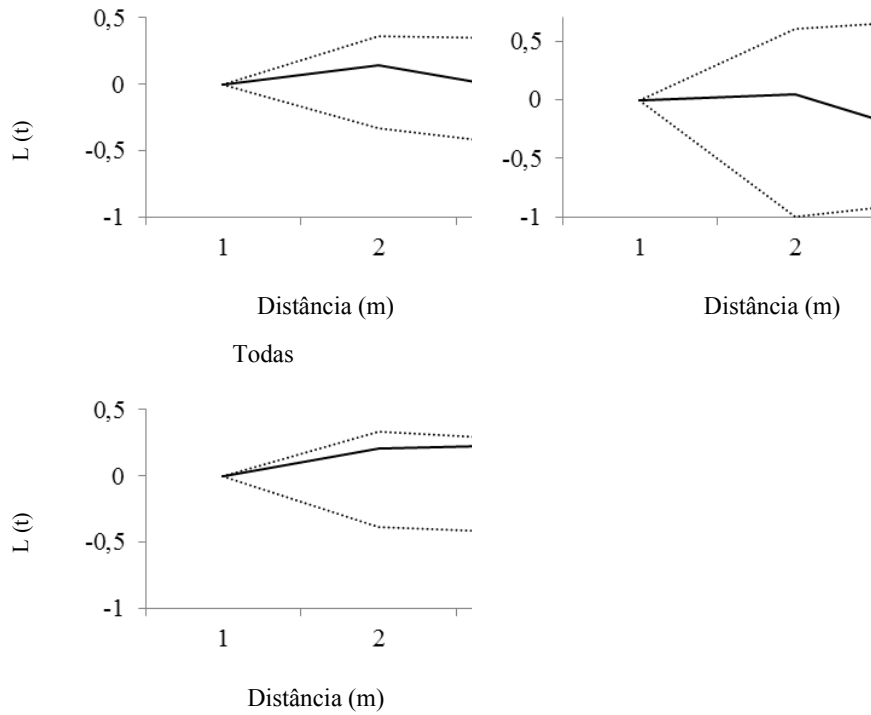


Figura 10 Função K de Ripley (L estimado) em diferentes escalas para o total de indivíduos de *I. vera*, Classe 1(20 a 40 cm), Classe 2 (>40 a 80 cm), Classe 3 (>80 a 120 cm), Classe 4 (>120 cm), regenerantes na zona de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos. Valores positivos indicam agregação, negativos indicam distribuição regular e a linha contínua dentro das linhas pontilhadas indicam distribuição aleatória.

Contrastando com que ocorreu com *S. scholtiana*, não houve uma diferença significativa no número de regenerantes de *I. vera* entre os blocos (Figura 11).

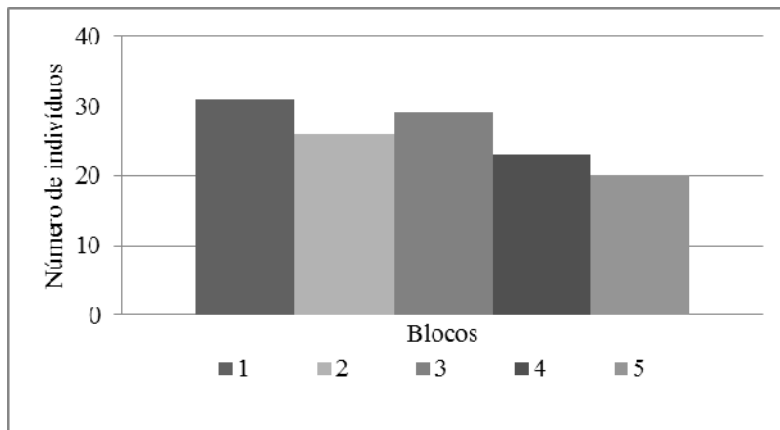
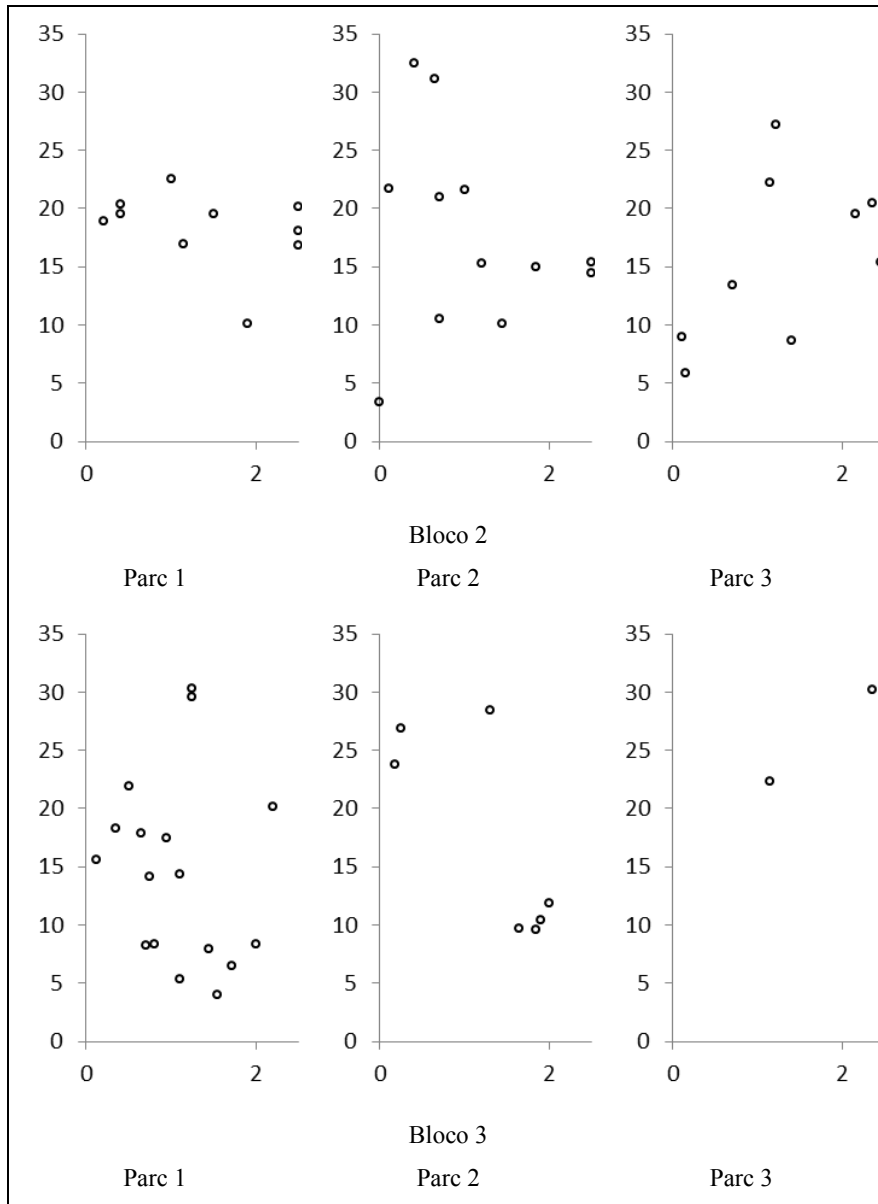


Figura 11 Número de indivíduos de *I. vera* amostrados por bloco, na zona de depleção do Reservatório da Usina de Camargos

Uma característica que dificulta a regeneração do ingá por sementes é que o seu período de dispersão ocorre entre os meses de dezembro e fevereiro (DAVIDE e SILVA, 2008), sendo que nesse período o nível da água do reservatório encontra-se mais baixo (Figura 2B). E como suas sementes são altamente recalcitrantes (FARIA, 2004), elas não conseguem sobreviver até a elevação do nível da água. Assim, apesar da grande quantidade de frutos que são produzidos no local, as sementes não conseguem germinar e se estabelecer.

Embora a brotação de raiz seja um tipo de reprodução assexuada, e, conseqüentemente levar a uma menor variabilidade genética, sua ocorrência na zona de depleção assume um importante papel no que tange à manutenção da estrutura do solo. Conforme se pode observar na Figura 12, a regeneração de *I. vera* está bem dispersa, ocorrendo deste as cotas mais baixas até as mais altas, o que reflete o sistema radicular. Aos poucos vão se formando redes de raízes, as quais contribuem para redução da erosão (REUBENS *et al.* 2007).

Bloco 1		
Parc 1	Parc 2	Parc 3



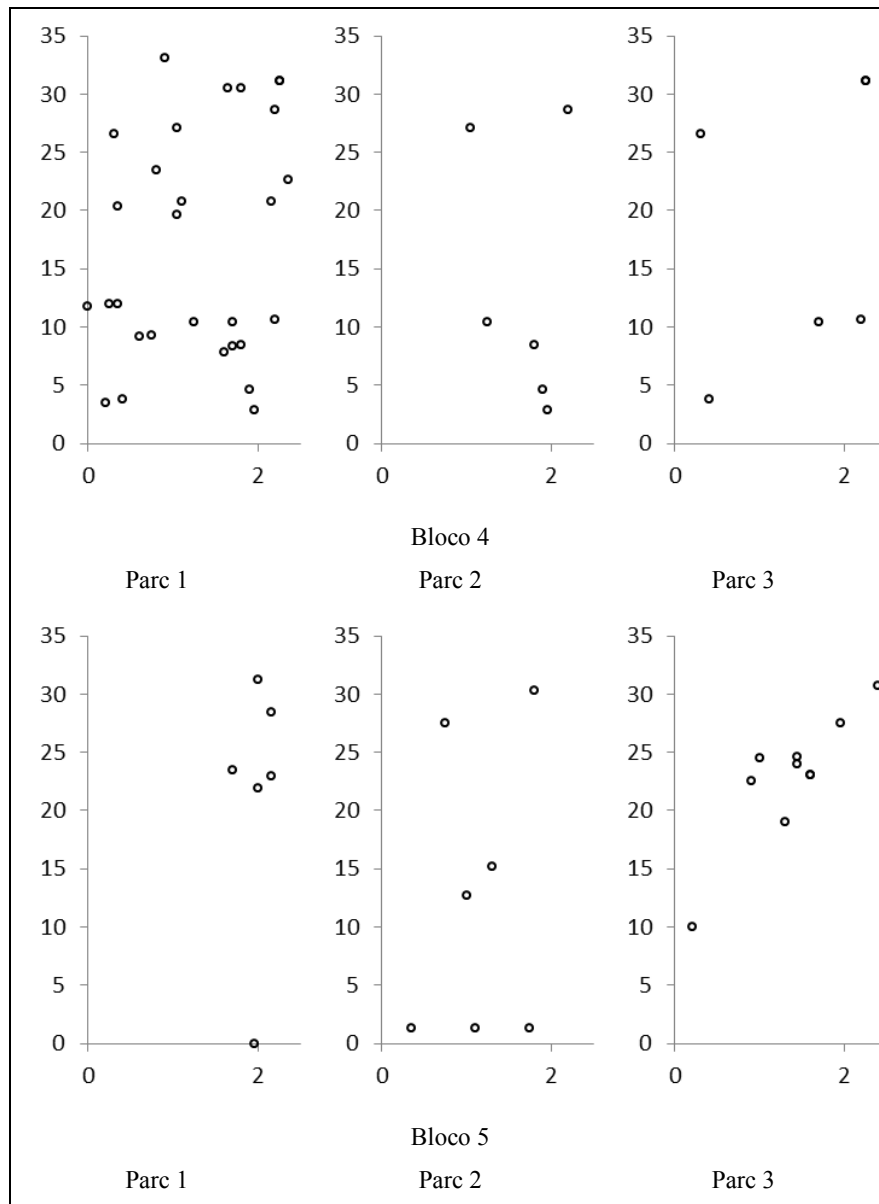


Figura 12 Distribuição das plantas de *Inga vera* na área de depleção do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos. O eixo y corresponde ao comprimento (m) da parcela do nível da água (0) até a última linha do experimento 1 (1991) e o eixo x corresponde à largura (m) da parcela (Parc). OBS: as linhas de plantio do experimento 1 situam-se entre 34 e 25 m enquanto que as do experimento 2 (1992) localizam-se entre 23,5 e 14,5 m, aproximadamente.

A capacidade dessa espécie de regenerar em cotas que são sujeitas a inundações por longos períodos reflete sua adaptação, não somente ao encharcamento do solo como também à submersão total. Resultado semelhante também foi encontrado por Salvador (1986) com *Inga marginata* em área de depleção de um reservatório em São Paulo, com inundações de 174 dias. Dentre as adaptações a essa condição, citam-se a formação de raízes adventícias acima do colo, hipertrofia das lenticelas e capacidade de manter o crescimento (BOTELHO, 1996; LOBO; JOLY, 1998; PIMENTA *et al.*, 1998). Lobo e Joly (1998) ainda relatam que as sementes de *Inga vera* são capazes de germinar quando submersas, formando plântulas capazes de se desenvolver sob a água.

Por outro lado, na Figura 5, verifica-se que o estabelecimento e o desenvolvimento das plantas de *S. schottiana*, salvo algumas exceções, ocorrem principalmente a partir dos 20 m em relação ao nível mínimo da água. Esta situação confirma os resultados dos indivíduos adultos implantados no experimento de 1992, no qual nas cotas inferiores o desenvolvimento e sobrevivência foram baixíssimos. Embora essa espécie seja de hábito alagável, podendo formar povoamentos homogêneos às margens de cursos d'água (VILELA *et al.*, 1993; BONNET *et al.*, 2007), provavelmente o maior tempo de inundação bem como a altura da lâmina d'água nas cotas mais inferiores estejam comprometendo o desenvolvimento de *S. schottiana* nestes locais.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As plantas que estão sobrevivendo nessa área de depleção, embora estejam se reproduzindo, estão sujeitas a elevados níveis de estresses, no que tange o déficit e o excesso hídrico, baixas temperaturas e baixa fertilidade do solo.

Para a recomposição de tais áreas, é necessário que as espécies a serem escolhidas sejam adaptadas ao máximo a essas condições, e não apenas sejam tolerantes à inundação. Além disso, outros aspectos devem ser observados, como o estágio sucessional e o padrão de crescimento.

Salix humboldtiana, *Sesbania sesban*, *Magnolia ovata*, *Croton urucurana*, apesar de serem adaptadas ao ambiente paludoso, não são indicadas para recompor ambientes que são sujeitos à inundação e déficit hídrico por um longo período.

Capsiandra laurifolia e *Leptolobium nitens* não apresentaram um desenvolvimento satisfatório, além de não terem sido capazes de se reproduzirem no local.

Inga vera e *Sebastiania schottiana* são duas espécies recomendadas, pois além de apresentarem altas taxas de sobrevivência aos 19 anos e 18 anos, respectivamente, foram capazes de se reproduzirem, o que favorece a sucessibilidade ecológica no local. A utilização simultânea dessas duas espécies favorece a estabilização da zona de depleção de reservatórios, visto que o *I. vera* coloniza desde as cotas com maior inundação às com maior drenagem do solo, enquanto que a regeneração de *S. schottiana* forma densos renques.

REFERÊNCIAS

BONNET, A.; CURCIO, G. R.; GALVÃO, F. Epifíticas vasculares e suas relações com fatores ambientais no Rio Tibagi, Paraná, Brasil. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8., 2007. **Anais...** Caxambu – MG, 23 a 28 set. 2007.

BOTELHO, M. N. **Estudo de características adaptativas à submersão de plantas jovens de Ingá (*Inga vera* Willd.), Virola (*Virola surinamensis* (Roland. Ex Rottb.) Warb.) e Seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.).** 1996, 52p. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal). Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 1996.

CARONE, M. T.; GRECO, M.; MOLINO, B. A Sediment-filter ecosystem for reservoir rehabilitation. **Ecological Engineering** v.26, p.182–189, 2006.

DAVIDE, A.C.; BOTELHO, S.A.; FARIA, J.M.R.; PRADO, N.J.S. Comportamento de espécies florestais de mata ciliar em área de depleção do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos-Itutinga, MG. **Cerne**, Lavras, v.2, n.1, p.20-34, jun. 1996.

DAVIDE, A. C.; SILVA, E. A. A. **Produção de sementes e mudas de espécies florestais**, Lavras-MG, Ed. UFLA, 175p., 2008.

EMBRAPA INFORMÁTICA AGROPECUÁRIA. Agritempo. Disponível em: <http://www.agritempo.gov.br/>. Acesso em: 20 jun. 2011.

FARIA, J. M. R.; LAMMEREN, A. A. M.; HILHORST H, W. M. Desiccation sensitivity and cell cycle aspects in seeds of *Inga vera* subs. *Affinis*, **Seed Science Research**, v. 14, p.165-178, 2004.

FRASSETTO, E. G.; FRANCO, E. T. H.; KIELSEL, P.; AMARAL, V. F. M. Enraizamento de estacas de *Sebastiania schottiana* Müll. Arg. **Ciência Rural**, v.40, n.12, p.2505-2509, 2010.

- FU, L.; WANG, S.; LIU, Z.; NIJS, I.; MA, K.; LI, Z Effects of resource availability on the trade-off between seed and vegetative reproduction. **Journal of Plant Ecology**, v. 3, n. 4, pg 251-258, 2010.
- HERRERA, A.; TEZARA, W.; RENGIFO, E.; FLORES, S. Changes with seasonal flooding in sap flow of the tropical flood-tolerant tree species, *Campsiandra laurifolia*. **Trees**, v. 22, p. 551-558, 2008.
- HIGUSHI, P.; SILVA, A.C.; LOUZADA, J. N. C.; MACHADO, E. L. M. Spatial patterns of a tropical tree species growing under an eucalyptus plantation in South-East Brazil. **Braz. J. Biol.** v.70, n.2, 2010.
- KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma revisão. **Geonomos**, v. 5, n. 1, pg. 17-40, 1997.
- LI, M. H.; EDDLEMAN, K. E. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods A biotechnical streambank stabilization design approach. **Landscape and Urban Planning** v. 60, p.225–242, 2002.
- LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Tolerance to hypoxia and anoxia in neotropical tree species. **Oecologia brasiliensis**, p 137-156, v. 4, 1998.
- MAGALHÃES, L. M.S.; BLUM, W. E. H. Distribuição radicular de espécies florestais plantadas na região de Manaus, Amazônia. **Floresta e Ambiente** v. 7, n. 1, p. 93 - 103, 2000.
- OLIVEIRA, L. E. M.; RIBEIRO, R. V.; ALVES, R. T.; NETO, E. G. G.; DELU-FILHO, N.; ALVES J. D. Revegetação de áreas de depleção de reservatórios hidrelétricos. In: Simpósio Mata Ciliar Ciência e Tecnologia, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Lavras: UFLA/FAEPE/CEMIG, 1999, p. 136-171.
- PERRY, G. L. W. SpPack: spatial point pattern analysis in Excel using Visual Basic for Applications (VBA), **Environmental Modelling & Software**, v. 19, p. 559–569, 2004.
- PERRY, G. L. W.; MILLER B. P.; ENRIGHT, N. J. A comparison of methods for the statistical analysis of spatial point patterns in plant ecology, **Plant Ecology**, v. p. 2006.

PERRY, G.L.W.; ENRIGHT, N.J.; MILLER, B.P.; LAMONT, B.B. Spatial patterns in species-rich sclerophyll shrublands of southwestern Australia. **Journal of Vegetation Science**, n. 19, p. 705-716, 2008.

PICARD, N.; BAR-HEN, A.; MORTIER, F.; CHADOEUF, J. Understanding the dynamics of an undisturbed tropical rain forest from the spatial pattern of trees. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 97–108, 2009.

PIMENTA, J. A.; BIANCHINI, E.; MEDRI, M. E. Adaptations to flooding by tropical trees: morphological and anatomical modifications. **Oecologia brasiliensis**, p 157-176, v. 4, 1998.

RENGIGO, E. TEZARA, W. HERRERA, A. Water relations, chlorophyll a fluorescence, and contents of saccharides in tree species of a tropical forest in response to flood. **Photosynthetica**, v. 43, n. 2, p.203-210, 2005.

REUBENS, B.; POESEN, J.; DANJON, F.; GEUDENS, G.; MUYS, B. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. **Trees**, v. 21, p. 385-402, 2007.

RIBEIRO, G. D. **Avaliação preliminar de sistemas agroflorestais no projeto Água Verde, ALBRÁS, Barcarena, PA.** Belém, 1997. 110p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)-Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, 1997.

RIPLEY, B. D. Modelling spatial patterns. **J. R. Stat. Soc. Series B Stat. Methodol.**, v. 39, p.172–192, 1977.

RODRIGUES, R. R.; TORRES, R. B.; MATTHES, L. A. F.; PENHA, A. Tree species sprouting from root buds in a Semideciduous Forest Affected by fires. **Brazilian archives of biology and technology**, v.47, n. 1, p. 127-133, 2004.

ROSALES, J. et al. Ecohydrology of riparian forests in The Orinoco River Basin. In: *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*, Ed. Hydrological Sciences Journal, 2002.

SALVADOR, J. L. G. Comportamento de espécies florestais nativas em áreas de depleção de reservatórios. **IPEF**, n.33, p.73-78, 1986.

SILVA, A. C.; VAN DEN BERG, E.; HIGUCHI, P.; OLIVEIRARA FILHO, T. O. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, v.30, n.2, p.257-269, 2007.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Science & Policy Working Group. The SER international primer on ecological restoration. <http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp>. Acesso em: 10 out. 2010.

TONINI, H.; ARCO-VERDE, M. F. Morfologia da copa para avaliar o espaço vital de quatro espécies nativas da Amazônia. **Pesq. agropec. bras.**, v.40, n.7, p.633-638, 2005.

TUBBS, C. H. Root-crown relations of young sugar maple and yellow birch. USDA Forest Service, Reserch note NC-225, 1997.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no Alto Rio Grande, Sul de Minas. **Rev. Árv.**, v. 17, n. 2, p. 117-128, 1993.

CAPÍTULO 2 Mata ciliar ou não? No que se transformou o reflorestamento de uma área de empréstimo após duas décadas

RESUMO

As áreas de empréstimo podem ser consideradas como ambientes muito degradados, uma vez que cederam grandes volumes de terra para construção de obras de engenharia, restando no local um solo insipiente, muito compactado e com matéria orgânica praticamente ausente. O presente trabalho buscou responder à seguinte pergunta: após duas décadas de restauração, a mata que está se desenvolvendo tem características de matas ciliares da região? A área de empréstimo está localizada às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, Itutinga-MG, na região do Alto Rio Grande. Esta área havia sido explorada na década de 50, ficando por mais de 30 anos abandonada, sem que nenhuma vegetação houvesse se estabelecido. Em dezembro de 1989 foram tomadas algumas medidas de preparo de solo e plantio de espécies arbóreas. Para a avaliação, utilizaram-se a fitossociologia do estrato arbóreo e regeneração natural, banco de sementes, cobertura de dossel, produção de serrapilheira e resistência à penetração do solo. Observa-se que as medidas de restauração realizadas na área subsidiaram o restabelecimento da regeneração natural de espécies típicas de matas ciliares da região, sendo encontradas 58 espécies, pertencentes a 26 famílias. No estrato arbóreo foram encontradas 50 espécies dentro de 18 famílias, havendo baixa similaridade entre esse estrato e o regenerante. O banco de sementes apresentou densidade de 156,5 sementes/m², sendo 24,1% eram de espécies arbóreas e 13% arbustivas. A resistência à penetração do solo foi fortemente alterada, passando de 8,44MPa para 2,2±0,38MPa. Por meio da DCA pode-se observar que houve maior desenvolvimento da regeneração natural, tanto em número de indivíduos e de espécies nas parcelas com menor produção de serrapilheira, cobertura de dossel e altura média das árvores. Assim, pode-se concluir que as ações de restauração ecológicas foram relevantes para que aquela área de empréstimo, paulatinamente, se constitua em uma mata ciliar característica da região.

Palavras-chave: Regeneração natural. Restauração ecológica. Reflorestamento. Espécies invasoras.

ABSTRACT

Loan areas can be considered as very much degraded environments, since a large amount of clay was removed for construction of engineering works, remaining in the place an poor soil, very compressed and without organic matter. The present study aimed to answer the following question: after two decades of restoration, forest that is developing has characteristics of riparian forests of the region? The loan area is located on the banks of the reservoir of Hydroelectric Power Station Camargos, Itutinga-MG, in the Alto Rio Grande. This area had been explored in the 50s, staying for more than 30 years abandoned, without any vegetation had been established. In December 1989, the soil was tillaged and tree species were planted. For evaluation, they were used the phytosociology of the tree stratum and natural regeneration, seed bank, canopy cover, litterfall and soil penetration resistance. It is observed that the procedures for restoration in the area provided the reestablishment of natural regeneration of species typical of riparian forests of the region, being found 58 species belonging to 26 families. In tree stratum were found 50 species in 18 families, with low similarity between this stratum and the regenerating one. The seed bank had density of 156.5 seeds/m², from which 24.1% were tree species and 13% shrubs. The soil penetration resistance was greatly changed, from 8.44±0.38 MPa to 2.2 MPa. Through the DCA can be observed that there was a great development of the natural regeneration, as for in number of individuals as species, in plots with lower litterfall, canopy cover and average height of trees. Thus, it is possible to conclude that the ecological restoration activities were relevant to loan area, gradually, be constituted in a riparian forest typical of the region.

Keyword: Natural regeneration. Ecology restoration. Reforestation. Weeds.

1 INTRODUÇÃO

A construção das barragens dos reservatórios envolve a retirada de grandes volumes de terras de locais adjacentes, os quais são chamados de áreas de empréstimo. Tais áreas tornam-se muito degradadas, uma vez que ficam com o substrato litólico exposto, altamente compactado e com matéria orgânica completamente ausente, o que impossibilita a formação espontânea e desenvolvimento da vegetação. Desse modo, medidas devem ser tomadas para promover a recuperação desses locais que perderam sua função ambiental.

Segundo a SER–Sociedade Internacional pra Restauração Ecológica- (2004), “a restauração ecológica é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação a sua saúde, integridade e sustentabilidade”, sendo um compromisso de longo e indeterminado prazo.

O paradigma atual da restauração ecológica é, portanto, manejar o ambiente degradado de forma que as florestas restauradas exerçam, gradualmente e o mais próximo possível, as funções ambientais desempenhadas pelas florestas não degradadas, tais como a proteção de nascentes e cursos d’água, a preservação de encostas, e, principalmente, a interligação dos fragmentos remanescentes na paisagem (ISERNHAGEN *et al.*, 2009).

Para a avaliação de que esse objetivo esteja sendo atingido, vários indicadores podem ser utilizados, os quais vão variar de acordo com a fase do projeto. Para os trabalhos de restauração com quatro anos ou mais de implantados, Bellotto *et al.* (2009) recomendam a avaliação dos indivíduos implantados, aspectos fisionômicos da vegetação restaurada, avaliação de outras formas de vida, avaliação da regeneração natural, cobertura de gramíneas e da fauna. Entretanto, devido à grande diversidade observada nas

diferentes áreas que devem ser restauradas, esses mesmos autores ressaltam a dificuldade de adoção de indicadores universais, aplicáveis a qualquer situação. Assim, na literatura encontra-se uma grande variedade de indicadores desde os vegetacionais (riqueza, formas de vida, estrutura da floresta), os ecológicos (grupos funcionais, banco e chuva de sementes, ciclagem de nutrientes), os relacionados ao solo (atributos físico, químicos e biológicos) e outros.

O objetivo do trabalho, portanto, foi avaliar o grau de restauração de uma área de empréstimo situada às margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, por meio de indicadores vegetacionais (fitossociologia do estrato arbóreo e regeneração natural, banco de sementes, cobertura de dossel e produção de serrapilheira) e resistência à penetração do solo. Buscou-se ainda identificar quais desses parâmetros foram mais consistentes para a determinação do estágio de restauração dessa área.

2 MATERIAS E MÉTODOS

2.1 Localização e Caracterização da área

A recuperação e/ou introdução de matas ciliares às margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos é fruto do Projeto Mata Ciliar, desenvolvido por meio de um convênio entre a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) e a UFLA, firmado no início da década de 90, no qual está inserida a presente área de estudo. Esta usina localiza-se no município de Itutinga-MG ($21^{\circ}21'50''\text{S}$ e $44^{\circ}37'00''\text{W}$), situado na região do Alto Rio Grande (Figura 1), a 958 m de altitude.

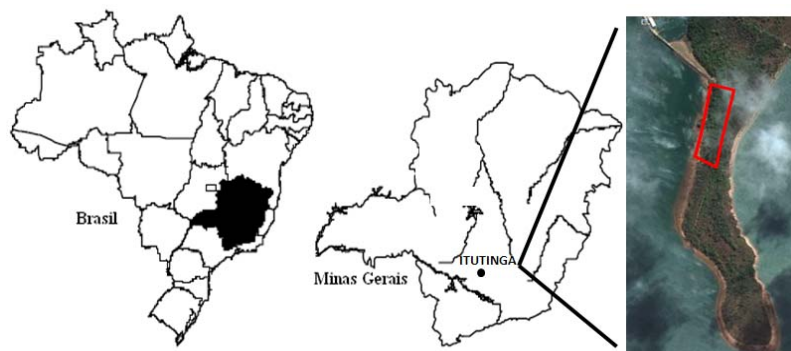


Figura 1: Localização da área de estudo no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos

O clima da área de estudos é de transição entre Cwa e Cwb, de acordo com a classificação climática de Köppen. As temperaturas médias máximas e mínimas são de $25,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $15,7\text{ }^{\circ}\text{C}$, respectivamente e a precipitação anual média é de 1050 mm (Agritempo, EMBRAPA, dados de 2002 a 2011).

2.2 Vegetação

A região de estudo caracteriza-se pela disjunção da vegetação de savanas, com o predomínio de campo e campo de cerrado (IBGE, 1993). Está ainda inserida numa transição entre essas formações e as florestas semidecíduas do Sudeste e Sul do país (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999). Conforme esses autores, a partir do período colonial iniciou-se o processo de ocupada e exploração, reduzindo a cobertura vegetal primitiva a remanescentes esparsos, em sua maioria bastante perturbados pelo fogo, pela pecuária extensiva ou pela retirada seletiva de madeira.

2.3 Histórico das áreas

Conforme relatado por Ferreira *et al.* (2007), a área de estudo, que antes apresentava uma declividade em torno de 15% e cobertura vegetal de porte arbóreo, foi utilizada como área de empréstimo para a construção da barragem, na década de 1950, sendo removidos até 5 m de perfil do solo após este ter sido desmatado. Durante mais de 30 anos, nenhuma medida para a recuperação da área foi tomada e, além disso, a vegetação não conseguiu se desenvolver. Vale salientar que se trata de material oriundo de subsolos, provavelmente correspondente à exposição do horizonte B e/ou C do perfil original, quando da construção da barragem da usina. Antes dos trabalhos de restauração ecológica, era notória a presença de cascalho, de voçorocas, assim como alto grau de compactação, ausência de matéria orgânica e de estruturação do solo, drenagem deficiente e propensão ao encrostamento superficial.

Visando à recuperação desse local, realizaram-se alguns procedimentos de preparo de solo de plantio de mudas, a partir 1989, descritos a seguir. Foram realizados trabalhos de reafeiçoamento das áreas afetadas por voçorocas, a subsolagem em área total, a 40 cm de

profundidade média, com hastes distanciadas a 1,5 m entre si. Foram construídos terraços em nível, sulcamento em nível, a cada 1,5 m, intercalado às linhas de subsolagem. Posteriormente plantaram-se, aleatoriamente, espécies nativas e algumas exóticas, adotando-se o espaçamento de 1,5 x 3,0 m. Na Tabela 1 encontra-se o resultado da análise de solo antes do plantio e na Tabela 2 encontra-se a relação das espécies que foram plantadas no local.

Como se pode observar na Tabela 1, a área apresentava pH e fertilidade muito baixos, assim, para a adubação, a área recebeu quatro toneladas de calcário/ha e 200g/m linear de gesso + 200g/m linear de fosfato natural + 200g/cova NPK (4:14:8).

Tabela 1: Resultados das análises química e física do solo, antes do plantio (Junho de 1989), da área de empréstimo, localizada às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos.

Prof.	pH	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	(t)	(T)	m	V	M.O.	
	H2Omeq/100cc.....					%.....				
0-20	4.7	0.6	0.5	0.1	2.3	1.2	1.3	3.5	8	34	0.8	
20-40	4.8	0.5	0.2	0.1	3.2	0.8	1.3	4	8	20	2.1	
	P	K	Zn	Cu	Fe	Mn	B	SO4	Areia	Silte	Argila	
ppm.....								%.....		
0-20	1	39	1.5	1.6	47	3	0.2	8	44	20	36	
20-40	1	23	1.4	1.5	57	2	0.3	3	42	15	43	

Tabela 2: Relação das espécies plantadas em novembro de 1989 na área de empréstimo, localizada às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos. (OBS: algumas espécies foram posteriormente plantadas na área, porém sem um registro efetivo de quais e a época exata). GE: grupo ecológico; P: pioneira; NP: não pioneira

FAMÍLIA	Nome científico	Nome popular	GE
ANACARDIACEAE	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	aroeira	P
	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	guatambu	NP
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Mull.Arg.	peroba-rosa	NP
	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	ipê branco	NP
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	ipê-tabaco	NP
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-roxo	NP
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	ipê-amarelo	NP
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Don.	jacarandá- mimoso	NP
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	ipê-rosa	NP
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	ipê mirim	NP
CARICAEAE	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	jacaracatiá	NP
FABACEAE	<i>Anadenanthera columbrina</i> (L.) Speg.	Angico- vermelho	NP
	<i>Bauhinia</i> sp.	Bauhinia- branca	NP
	<i>Centrolobium</i> sp.	Araribá	NP
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	óleo- copaiba	NP
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão	jacarandá-	NP

	ex Benth.	da-bahia	
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	NP
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	angico- amarelo	NP
	<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	Sibipiruna	NP
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	cássia verrugosa	P
		canela-	
LAURACEAE	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	sassafrás	NP
LECYTHIDACEAE	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess. <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.)	sapucaia	NP
MALVACEAE	Ravenna <i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	paineira chichá	NP NP
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Casca-de- arroz	P P
	<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	quaresmeira	NP
MELIACEAE	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	NP
		uva-do-	
RHAMNACEAE	<i>Hovenia dulcis</i> Engelm. & Gray <i>Balfourodendron riedelianum</i>	japão	NP
RUTACEAE	(Engl.) Engl.	Pau-marfim	NP

Nota-se que a grande maioria das espécies implantadas é classificada como não pioneira, o que não acontece, em geral, nos trabalhos de restauração ecológica mais recentemente no Brasil (Tabela 2). No final da década de 80 para início dos anos 90, o conhecimento sobre as práticas de restauração eram ainda muito incipientes, aliado ao fato de a produção de mudas não ser muito diversificada.

2.4 Amostragem e avaliações da vegetação

Todas as avaliações foram realizadas no período de janeiro a fevereiro de 2011, isto é, pouco mais de 21 anos após o plantio das mudas. O local do estudo apresenta aproximadamente 2,3 ha, sendo que cerca de 40% foi amostrado, devido à sua grande heterogeneidade. Foram amostrados 8710 m², em 23 parcelas (19 com 20x20 m, 2 de 16x20 m, 1 de 13x20 m e 1 de 10.5x20 m) contíguas, distribuídas em 7 transeções paralelas, a cada 30 metros, para a avaliação do estrato arbóreo e 23 subparcelas de 2x20 m para a regeneração natural, localizadas ao centro de cada parcela grande, conforme ilustrado na Figura 2.

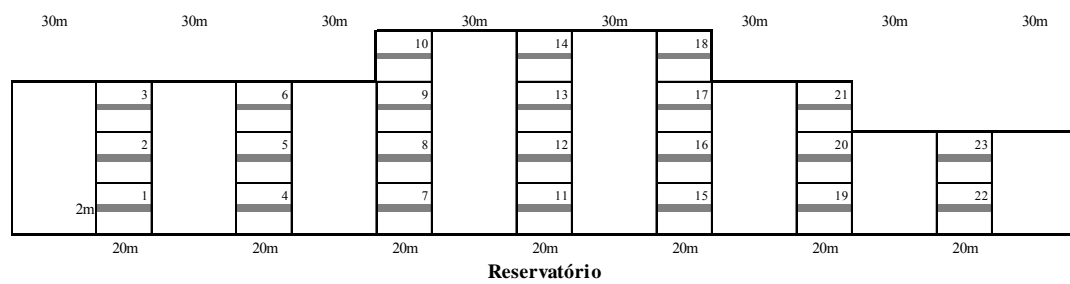


Figura 2: Desenho esquemático da distribuição das parcelas para avaliação do estrato arbóreo e da regeneração na área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Camargos, após 20 anos de reflorestamento.

2.4.1 Estrato arbóreo

Foram avaliados no estrato arbóreo todos os indivíduos com CAP (circunferência a 1,3 m do solo) ≥ 15 cm, obtendo-se a identificação botânica, a altura (apenas um avaliador) e CAP (através de fita métrica), que posteriormente foi convertida em DAP. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group (APG 2003).

Com os dados obtidos dos estratos arbóreo e regenerante, foram calculados os parâmetros fitossociológicos: densidade, dominância, frequência, IVI (índice de valor de importância) e o índice de diversidade de

Shannon (BROWER & ZAR, 1984), por meio do Programa da Microsoft EXCEL® 2007.

Devido a divergências e/ou dificuldades de classificação de algumas espécies quanto ao grupo ecológico, optou-se por separar as espécies em pioneiras ou sombreadoras (P), de rápido crescimento (pioneiras típicas, secundárias iniciais); e não-pioneiras ou sombreadas (NP), que são as de crescimento mais lento (espécies secundárias tardias e climácicas), conforme proposto por Kageyama e Gandara (2001.). Essa classificação é importante para avaliar em que grau sucessional a área se encontra. Essa divisão foi baseada em literatura especializada e consulta a profissionais da área.

Para a análise fitossociológica, utilizaram-se as expressões contidas no Quadro 1.

Quadro 1: Fórmulas matemáticas dos parâmetros e índices utilizados para análise fitossociológica.

Parâmetro/Índice	Fórmula	Sigla:
Área basal (G) m ²	$G = \sum \frac{\pi \times DAP^2}{40000}$	DAP* = diâmetro à altura do peito em cm
Densidade absoluta (DA) n°/ha	$DA_t = \frac{n}{ha}$	n = número total de indivíduos amostrados de cada espécie; ha = hectare;
Densidade relativa (DR) %	$DR_t = \frac{n/ha}{N/ha} \times 100$	N = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies do levantamento.
Dominância absoluta (DoA) m ² /ha	$DoA_t = \frac{AB_t}{\acute{a}rea}$	AB _i : somatório da área basal da i-ésima espécie; área: área amostral, em hectares;

Dominância relativa (DoR) %	$DoR_t = \frac{DaA_t}{\sum DaA_t} \times 100$	<i>P_i</i> : número de unidades amostrais em que a <i>i</i> -ésima espécie está
Frequência absoluta (FA) %	$FA_t = \frac{P_i}{P} \times 100$	<i>P</i> : número total de unidades amostrais;
Frequência relativa (FR) %	$FR_t = \frac{FA_t}{\sum FA_t} \times 100$	
Índice de valor de importância	$IVI = DR_i + DoR_i + FR_i$	<i>p_i</i> = proporção do número de indivíduos da <i>i</i> -ésima espécie em relação ao total de indivíduos;
Índice de diversidade de Shannon (<i>H'</i>) nats/indivíduo	$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i$ $p_i = \frac{n_i}{N}$	<i>ln</i> = logaritmo neperiano; <i>S</i> = número de espécies amostradas.

2.4.2 Estrato regenerante

Para a avaliação do estrato regenerante, foram amostrados todos os indivíduos com altura maior que 20 cm e CAP < 15 cm, os quais foram identificados e obtiveram-se a altura e o DAS (diâmetro à altura do solo) por meio de um paquímetro digital. A regeneração natural é um dos fatores mais importantes para avaliar a restauração ecológica dessa área de empréstimo, pois por meio dela inferem-se quais as espécies que são mais adaptadas a esse ambiente em processo de recuperação.

As espécies do estrato regenerante foram classificadas de acordo com seu estágio sucessional seguindo-se a mesma metodologia adotada para o estrato arbóreo.

Os parâmetros e índices foram calculados seguindo as fórmulas contidas no Quadro 1, exceto pela área basal, na qual utilizou-se o DAS no lugar do DAP.

A partir dos DAS dos indivíduos, foi realizado o gráfico de distribuição diamétrica por meio do programa Statistica® 7.0 (STATSOFT, 2004).

Buscando-se verificar a influência das espécies plantadas no estrato regenerante, foi calculada, também, a similaridade florística entre o estrato regenerante e o arbóreo, utilizando-se o índice de Jaccard por meio da fórmula (JACCARD 1908, apud BULTMAN; DEWITT, 2008):

$$C_j = A / (A + B + C)$$

em que:

A: número de espécies comuns aos dois estratos.

B: número de espécies ocorrentes somente no estrato arbóreo;

C: número de espécies ocorrentes somente no estrato regenerante;

Essa comparação permite analisar se a composição florística da regeneração natural está relacionada basicamente ou restritamente aos indivíduos que foram plantados ou se novas espécies estão se desenvolvendo no local.

Com o objetivo de caracterizar a evolução desse ecossistema em termos funcionais e estruturais, foram coletados outros dados complementares aos da vegetação. São eles: análise físico-química do solo; resistência à penetração; produção de serrapilheira; banco de sementes do solo e cobertura do dossel;

2.5 Dados não vegetacionais

2.5.2 Resistência à penetração do solo

A avaliação da resistência à penetração do solo, a qual reflete o seu grau de compactação, foi realizada através do penetrômetro de impacto modelo IAA/ LANALSUCAR-STOLF, de acordo com a metodologia preconizada por Stolf *et al.* (1983), até a profundidade de 60 cm, em quatro pontos centrais e equidistantes das parcelas, consoante ilustrado na Figura 3. Os valores obtidos em kgf/cm² foram convertidos em MPa, multiplicando-se pela constante 0,0980665, conforme utilizado por Ferreira *et al.* (2010).

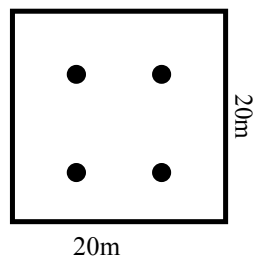


Figura 3 Localização dos pontos de amostragem dentro da parcela

Para fins de comparação, avaliou-se a resistência à penetração de um ponto considerado como testemunha da época anterior à instalação dos experimentos. Esse ponto está situado entre uma bifurcação da estrada, onde não foi feito nenhum tipo de trabalho de restauração (descompactação do solo, plantio de mudas), sendo que apenas a braquiária está se desenvolvendo (Figura 4).



Figura 4 Ponto considerado testemunha da área de empréstimo, antes dos trabalhos de restauração ecológica, da Usina Hidrelétrica de Camargos. A seta aponta para o penetrômetro

A compactação do solo é uma característica que interfere sobremaneira no desenvolvimento das plantas, já que está diretamente relacionado com o desenvolvimento radicular no perfil do solo, bem como a aeração do solo.

2.5.3 Serrapilheira

Visando a avaliar o potencial de ciclagem de nutrientes no local, foi coletada a serrapilheira, em quatro pontos equidistantes de cada parcela (Figura 3), por meio de gabaritos de metal de 25x25 cm, totalizando uma área amostrada de 0,25 m² por parcela. As amostras de serrapilheira coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos e identificadas. Posteriormente foram levadas para secarem em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C até atingirem peso constante. Após isso foram pesadas em balança de precisão 0,1 g. Os valores em gramas foram transformados e expressos em kg/ha.

Além de refletir sobre o potencial de ciclagem de nutrientes na área, a serrapilheira é um importante parâmetro de avaliação por exercer forte influência na cobertura do solo, o que, por consequência, interfere na suscetibilidade deste à erosão.

2.5.4 Banco de sementes

Para a avaliação do banco de sementes, utilizou-se o método indireto, conforme descrito por Brown (1992), em que o banco de sementes é avaliado pelas plântulas germinadas. Para isso, coletaram-se, em quatro pontos equidistantes em cada parcela (Figura 3), 5 cm de solo mais a serrapilheira acima deste, utilizando-se o mesmo gabarito para a amostragem da serrapilheira. Juntaram-se e homogeneizaram-se as quatro amostras, formando-se uma amostra composta, na qual foi passada em uma peneira para quebra dos torrões e retirada de material grosseiro. Dois litros desse material de cada parcela foram colocados em bandejas plásticas transparentes (44 x 27,6 x 7,6 cm), as quais foram mantidas em bancadas em casa de vegetação, no viveiro florestal da UFLA e irrigadas diariamente. Foram colocadas três bandejas contendo terra de subsolo esterilizada, para salvaguardar de que as plantas germinadas não provinham de contaminação no próprio viveiro. As bandejas permaneceram no viveiro por 160 dias (23/02/2011 a 04/08/2011). À medida que era possível a identificação das plantas germinadas, retiravam-nas das bandejas. As plantas foram classificadas segundo seu hábito de crescimento sendo (árvore, arbusto ou erva) para avaliar não somente a riqueza, como também a estrutura do banco de sementes. Obteve-se o número de indivíduos por espécie, conforme descrito por Brown (1992). Também foi calculada a densidade de sementes por m², com base na área amostral, a qual foi de 0,25 m².

2.5.5 Cobertura de dossel

Além dessas avaliações, também se avaliou a cobertura de dossel média de cada parcela. Por meio desse parâmetro, infere-se o fechamento de dossel da área e, assim, o grau de cobertura do solo. Através de uma câmera digital, instalada em um pedestal devidamente nivelado a 1 m do solo, retirou-se uma fotografia do dossel, no modo automático, nos mesmos locais de coleta da serrapilheira, ou seja, em quatro pontos por parcela. O processamento das imagens para obtenção da cobertura de dossel foi realizado no programa Sidelook 1.1 (NOBIS, 2005)

2.6 Análises multivariadas

Visando a analisar o estágio de restauração ecológica entre as parcelas, bem como definir quais variáveis, dentre as analisadas, exercem mais influência nesse estágio, foi utilizada a técnica de Análise de Correspondência Segmentada (DCA). Essa consiste em uma técnica de ordenação indireta de gradientes, desenvolvida por Hill e Gauch (1980) citados por Felfili *et al.* (2007).

As técnicas multivariadas de análise da vegetação geralmente produzem ordenações, em que as amostras são agrupadas de acordo com suas semelhanças em composição de espécies e as espécies são agrupadas por suas semelhanças na distribuição nas parcelas. A influência de fatores ambientais nos padrões encontrados é constatada posteriormente, confrontando-se os resultados com as variações ambientais levantadas nas amostras (CUNHA *et al.*, 2003). Entretanto, por se tratar de um plantio e não da regeneração natural das espécies, as parcelas foram ordenadas não segundo a composição de suas espécies, mas de acordo com as variáveis coletadas. Assim, as variáveis utilizadas foram: número de indivíduos arbóreos/ha (DEN); Área basal (m²/ha) (AB); altura média (H); DAP médio;

Área basal média (ABm); número de espécies dos indivíduos arbóreos por ha (DENRIQ); número de indivíduos regenerantes por ha (DENREG); número de espécies da regeneração por parcela (RIQREG); produção de serrapilheira (SERR); cobertura média de dossel (CD); resistência à penetração do solo (RESIS). Com o intuito de minimizar as discrepâncias decorrentes da escala e das diferentes unidades das variáveis, foi feita a transformação logarítmica dos dados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Parâmetros fitossociológicos do estrato arbóreo

Ao todo foram encontradas 18 famílias e 50 espécies, das quais três (*Acacia mangium*, *Syzygium cumini*, *Eucaliptus* sp.) não são espécies nativas do Brasil. Todavia, se forem considerados os indivíduos que foram plantados, que não atingiram o DAP mínimo de inclusão, são 56 espécies, com acréscimo de duas famílias. Na Tabela 3 encontram-se as espécies que, apesar de estarem sobrevivendo no local, não estão se desenvolvendo.

Tabela 3: Espécies que foram encontradas na área de empréstimo, que apresentaram, no entanto, crescimento reduzido aos 20 anos. Hm: altura média; Hp: altura potencial da espécie

Família	Espécie	Hm	Hp*
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma australe</i> M. Arg.	4.0	20
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud	2.6	8
FABACEAE	<i>Erythrina cristagalli</i> L.	2.2	12
	<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	2.3	25
MALVACEAE	<i>Eriotheca macrophylla</i> (K. Schum.) A. Robyns	3.0	20
RHAMNACEAE	<i>Houvenia dulcis</i> Thumb.	2.3	ne**

*informação retirada de uma tabela com os nomes atualizados das plantas arbóreas do Brasil, produzida por Ary Teixeira Oliveira Filho, 2010.

**ne: dados não encontrados

Além dessas espécies que não conseguiram alcançar o DAP mínimo de inclusão, algumas atingiram, porém o maior número de indivíduos também apresentou um DAP muito pequeno, em relação ao seu crescimento potencial. Isso significa que, apesar de terem sobrevivido, o seu desenvolvimento está prejudicado. Dentre essas espécies, citam-se *Copaifera langsdorffii*, *Jacaranda brasiliana*, *Peltophorium dubium* e *Hymenaea coubaril*, em que mais de 50% dos indivíduos encontrados possuíam DAP menor que 5 cm.

Por outro lado, *Acacia mangium* foi uma espécie que obteve um grande desenvolvimento na área. Originária da Austrália, essa espécie é amplamente conhecida pelo seu crescimento rápido, sendo tolerante a diferentes situações adversas encontradas nas áreas degradadas. Tem a capacidade de fixar nitrogênio, por meio de simbiose, além de produzir uma grande quantidade de serrapilheira, o que favorece a cobertura do solo e a ciclagem de nutrientes (CASTELLANOS-BARLIZA; PELÁEZ, 2011). A Tabela 4 apresenta as espécies com maiores IVI do estrato arbóreo e no APÊNDICE A apresenta-se a tabela completa com todas as espécies encontradas na área.

Tabela 4: Espécies de maior IVI em área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Camargos, aos 20 anos.

ESPÉCIES	FAMÍLIA	IVI	H (m)	GE	Disp
<i>Acacia mangium</i>	FABACEAE	29.4	12.4	P	aut
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	FABACEAE	7.4	6.2	P	aut
<i>Lithrea molleoides</i>	ANACARDIACEAE	6.4	5.5	P	zoo
<i>Inga vera subs.</i>	FABACEAE	4.3	5.2	NP	zoo
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	FABACEAE	3.9	4.7	P	aut
<i>Myrsine umbellata</i>	MYRSINACEAE	2.9	6.2	NP	zoo
<i>Tapirira guianensis</i>	ANACARDIACEAE	2.5	6.5	P	zoo
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	MELASTOMATACEAE	2.5	8.3	P	zoo
<i>Inga marginata</i>	FABACEAE	2.4	6.3	NP	zoo

IVI – índice de valor de importância, H- altura média, GE- grupo ecológico, P- pioneira, NP- não pioneira, Disp- síndrome de dispersão, zoo- zoocoria, aut-autocoria

Observa-se que a maior parte dessas espécies tem o comportamento pioneiro, que naturalmente apresentam um crescimento mais acelerado, mas um ciclo de vida mais curto. Tal fato pode ser observado com um grande número de plantas de *A. mangium* em estado senescente ou até mesmo mortas. Em situações adversas, como são, em geral, os habitats das espécies pioneiras, como estratégia de sobrevivência, o crescimento é acelerado e a

reprodução é precoce, embora tenha como consequência a redução da expectativa de vida (LOEHLE, 1988).

Vilela *et al.* (1993), em estudo fitossociológico de matas ciliares da região do Alto Rio Grande, indicaram várias espécies para reflorestamentos dessas formações florestais para a região. Das espécies listadas por esses autores, cinco estão entre os maiores IVIs da área de estudo sendo elas: *Lithrea molleoides*, *Inga vera subs*, *Tapirira guianensis*, *Inga marginata*, *Myrsine umbellata* (Tabela 4). Além dessas, *Miconia cinnamomifolia* também é outra espécie encontrada em florestas ripárias da região (RODRIGUES *et al.*, 2003). O fato de as espécies de maior desenvolvimento na área de empréstimo serem típicas de matas ciliares indica o direcionamento da restauração para esse tipo de formação.

Dentre as espécies que mais se desenvolveram na área de empréstimo, a maioria possui síndrome de dispersão zoocórica, de acordo com a literatura. Esta característica é de grande importância, pois as plantas, além da sua contribuição com a cobertura do solo, estão servindo como fonte de alimentos para a fauna, o que favorece a sustentabilidade ambiental nesta área. Em estudo da regeneração natural de outra área de empréstimo do reservatório de Camargos, adjacente ao local do presente trabalho, Ferreira *et al.* (2009) enfatizaram a importância da fauna na dispersão das espécies florestais. Eles observaram que, das espécies regenerantes que não apresentavam indivíduos adultos plantados, 87% são zoocóricas.

No que se refere à diversidade de família, constata-se que Fabaceae foi a que apresentou o maior número de espécies, seguida por Bignoniaceae e Myrtaceae com 18, 5 e 4 espécies, respectivamente. Em relação ao número de indivíduos, Fabaceae também foi a família que liderou o ranking, com 488 indivíduos, seguida por Anacardiaceae (64), Melastomataceae (42) e Myrtaceae (41) (Figura 5). O grande número de indivíduos pertencentes à família Fabaceae se deve, principalmente, à grande quantidade de *A. mangium* e *Caesalpinia mimosifolia* encontrada na área.

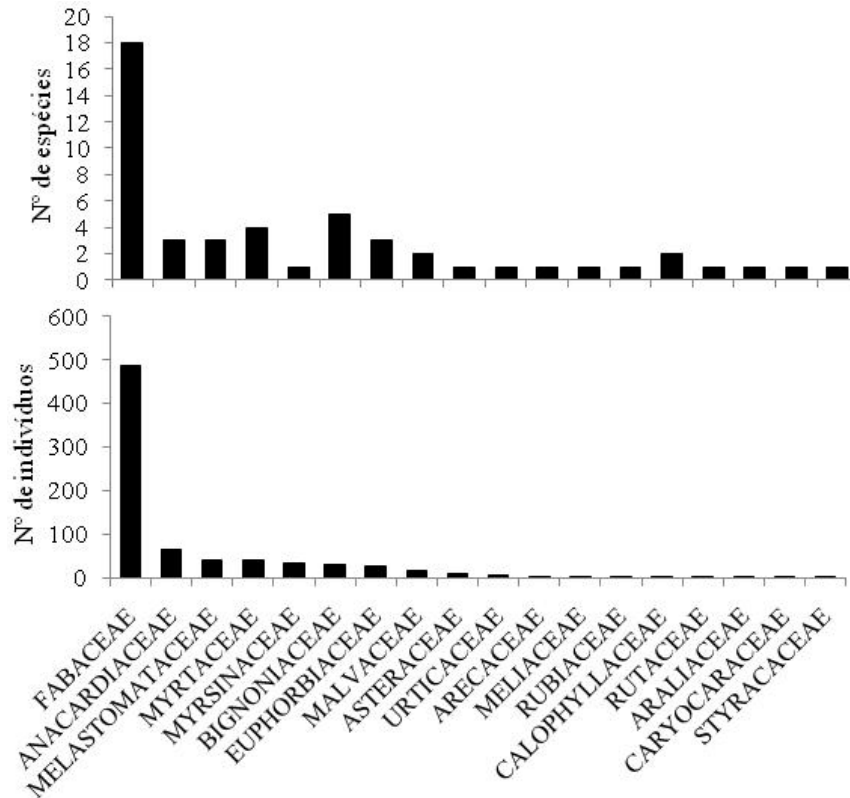


Figura 5 Famílias das espécies do estrato arbóreo, encontradas na área de empréstimo do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, com seus respectivos números de indivíduos e espécies, aos 20 anos.

Em levantamento florístico de matas ciliares da região próxima do reservatório de Camargos, (Macaia-Lavras, Madre de Deus de Minas e Itutinga), Vilela *et al.* (1993) observaram que Myrtaceae foi a família que mais se destacou, com mais de 20 espécies seguida por Fabaceae e Lauraceae, com cerca de 15 espécies. Essa disparidade em relação aos resultados da área de empréstimo se dá pelo ambiente degradado do local, o que dificulta o desenvolvimento da maioria das espécies, além do número de indivíduos e espécies que foram plantados. Como o plantio é relativamente antigo, o conhecimento acerca dos métodos de recuperação ainda era incipiente quando da instalação do projeto para restaurar esta área. Ademais,

dificuldades de produção e/ou obtenção de mudas, as quais ainda hoje não foram totalmente resolvidas, limitavam o plantio mais diversificado.

Atualmente existe uma legislação para o Estado de São Paulo que objetiva subsidiar a implantação de florestas mais condizente com os ecossistemas de referência (BRANCALION *et al.* 2010). Por outro lado, Durigan *et al.* (2010) alertam que mais importante do que o plantio de muitas espécies pertencentes a vários grupos funcionais é que estas sejam espécies adaptadas ao ambiente degradado, o que facilita a continuidade da sucessão. Por fim, Aronson (2010) sintetiza que é necessária a análise dos verdadeiros objetivos, metas e possibilidades (física, biológica, social e financeira) para um determinado projeto de restauração de uma área degradada. Comparando-se a Tabela 2, o APÊNDICE A e a Tabela 3, observa-se que várias espécies as quais foram plantadas em 1989 não estão mais presentes na área, ou não foram capazes de atingirem porte arbóreo como *Bauhinia rufa*, *Poincianella pluviosa* e *Houvenia dulcis*.

3.2 Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural

Ao todo foram encontradas 58 espécies de indivíduos arbóreo-arbustivos, pertencentes a 26 famílias, regenerando naturalmente na área de empréstimo estudada, totalizando 576 plantas. Na Figura 6 encontram-se as famílias com maior número de indivíduos e maior número de espécies.

Assim como no estrato arbóreo, Fabaceae foi a família com maior riqueza de espécies, contrastando com o número de indivíduos em que Anacardiaceae obteve maior número de representantes (Figura 6).

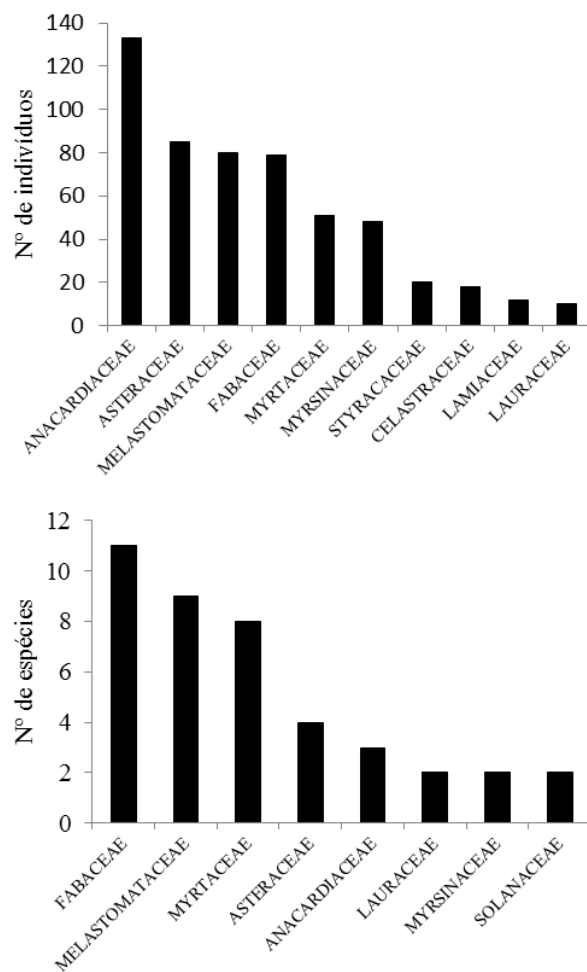


Figura 6 Famílias com maior representação, em termos de riqueza e número de indivíduos regenerantes, encontradas na área de empréstimo do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, aos 20 anos

O índice de similaridade de Jaccard entre os estratos arbóreo e o regenerante encontrado foi 27,06%. Melo e Durigan (2007), em estudo de reflorestamentos de matas ciliares com até 14 anos, também encontraram uma baixa similaridade entre os estratos arbóreo e regenerante, a qual variou de (17,1 a 27,9%). Esse baixo valor pode ser explicado pelo fato de muitas espécies do estrato arbóreo, apesar de sobreviverem, não estão tendo um desenvolvimento suficiente para se reproduzirem e se estabelecerem na área.

A despeito disso, elas estão servindo de habitat atrativo para animais dispersores de sementes e assim, espécies mais adaptadas estão colonizando a área. Das espécies da regeneração natural 60% não estão presentes no estrato arbóreo, representando 32% dos indivíduos. Tal fato é de grande importância para a sustentabilidade do ambiente, uma vez que mostra que a sucessão está ocorrendo, já que as espécies regenerantes não estão restritas àquelas que foram plantadas inicialmente.

Além disso, cerca de 70% das espécies regenerantes foram amostradas em levantamentos fitossociológicos de matas ciliares da região do entorno do reservatório, o que mostra a tendência de estabelecimento de uma mata ciliar típica da região. Na Tabela 7, encontram-se as 16 espécies as quais não foram encontradas nesses locais.

Tabela 5: Lista das espécies da regeneração que não estão presentes nos levantamentos fitossociológicos* de Matas Ciliares da região do entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos.

Família	Espécie
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i>
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i>
	<i>Gochnatia paniculata</i>
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i>
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i>
	<i>Miconia sellowiana</i>
Melastomataceae	<i>Miconia tristis</i>
	<i>Miconia urophylla</i>
	<i>Tibouchina granulosa</i>
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i>
	<i>Syzygium cumini</i>
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>
Rubiaceae	<i>Cordia concolor</i>
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i>

* Van Der Berg; Oliveira-Filho (2000), Vilela *et al.* (1993), Vilela *et al.* (1994), Vilela *et al.* (1995), Rodrigues *et al.* (2003).

Dentre essas espécies, *S. cumini* e *A. mangium* são espécies exóticas do Brasil e *M. caesalpinifolia* é nativa do bioma caatinga. Outras espécies

como *S.lycocarpum*, *G. paniculata* e *B. dracunculifolia* são espécies pioneiras, invasoras de pastagens.

Com relação aos parâmetros fitossociológicos, *Tapirira guianensis* foi a espécie com maior IVI, apresentando o maior número de indivíduos (Tabela 6). Ferreira *et al.* (2009), avaliando a regeneração natural de uma área de empréstimo adjacente à presente área de estudo, verificaram que *T. guianensis* também foi uma das espécies com maior IVI. Além dessa, *L. molleoides*, *B. dracunculifolia* e *M. umbellata* também apresentaram IVIs elevados nessa mesma área (FERREIRA *et al.* 2009).

A. magium revelou um alto IVI por apresentar uma das maiores dominâncias. Embora tenham ocorrido apenas nove indivíduos em cinco parcelas, essas plantas apresentavam um crescimento maior (Tabela 6). Tal fato ratifica o padrão de crescimento acelerado da espécie. Já *M. coriacea* se destacou pela sua frequência, ocorrendo em quase 70% das parcelas (Tabela 6).

Tabela 6 Parâmetros fitossociológicos das dez espécies com maior IVI, regenerantes na área de empréstimo do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, aos 19 anos. (ui: unidades amostrais; ni: número de indivíduos; DRi: densidade relativa, DoRi: dominância relativa; FRi: frequência relativa; IVI: índice de valor de importância; DAS: diâmetro médio à altura do solo; H: altura média)

Espécie	ui	ni	DRi	DoRi	FRi	IVI	DAS (mm)	H (cm)
<i>Tapirira guianensis</i>	14	95	16.49	13.80	6.14	12.14	10.7	87.7
<i>Lithrea molleoides</i>	11	29	5.03	16.66	4.82	8.84	22.6	177.8
<i>Inga vera subs. Affins</i>	10	46	7.99	9.44	4.39	7.27	13.9	94.6
<i>Acacia mangium</i>	5	9	1.56	14.04	2.19	5.93	38.7	341.1
<i>Eremanthus incanus</i>	6	40	6.94	4.74	2.63	4.77	9.1	81.8
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	10	35	6.08	3.05	4.39	4.51	8.1	110.7
<i>Myrsine coriacea</i>	16	24	4.17	2.14	7.02	4.44	7.4	87.1
<i>Styrax pohlii</i>	9	20	3.47	3.22	3.95	3.55	10.8	102.8
<i>Eugenia florida</i>	10	24	4.17	2.03	4.39	3.53	6.2	43.2
<i>Myrsine umbellata</i>	10	24	4.17	1.71	4.39	3.42	8.1	56.6

Contrastando as Tabelas 6 e 4, observa-se que a maioria das espécies de maior IVI do estrato arbóreo também possui este índice mais elevado para o estrato regenerante. Isso indica que tais espécies não somente apresentam

desenvolvimento relativamente maior que as demais como estão deixando descendentes na área.

Na Figura 7 encontra-se o gráfico de distribuição diamétrica da regeneração. Observa-se que há uma grande concentração de indivíduos nas classes de menor diâmetro em comparação com as de maior diâmetro (“J-invertido”). Esse padrão, que é característico da maioria das formações florestais naturais, representa uma perpetuação da comunidade, com balanço entre recrutamentos e mortalidade (LUKEN, 1990).

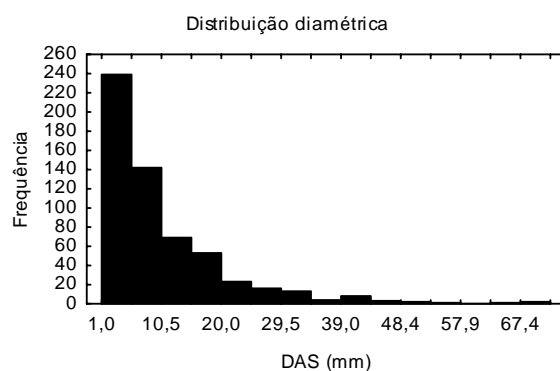


Figura 7 Distribuição diamétrica da regeneração natural da área de empréstimo do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, aos 19 anos.

O índice de Diversidade de Shannon (H') calculado foi de 3,30 nat/indivíduo. Em relação a matas ciliares da região, Carvalho *et al.* (1995) constataram um H' de 4,33 nat/indivíduo para o estrato arbóreo em Bom Sucesso-MG, e Rodrigues *et al.* (2003) encontraram um H' de 4,23 em Luminárias-MG. Contudo, em reflorestamentos de áreas degradadas, Ferreira *et al.* (2009) encontraram 3,12; Reis (2008) 2,45 a 3,6, de acordo com a idade e local de plantio; Neves *et al.* (2001), 0,67 a 1,22 em seis anos de recuperação de uma área de empréstimo, e 1,95 a 2,93 aos 19 anos em área de mineração em Poços de Caldas; já Melo e Durigan (2007) encontraram de 1,69 e 1,84 para reflorestamentos com 7 e 9 anos e 2,45 para uma capoeira com 23 anos. Vale salientar, no entanto, que divergências no H' estão

relacionadas não somente à diversidade de espécies, mas à metodologia adotada de amostragem e critério de inclusão.

De acordo com a SER (2004), a restauração é uma tentativa de retornar o ecossistema à sua trajetória histórica, não necessariamente torná-lo igual à situação anterior à degradação. Em situações em que o ambiente foi totalmente alterado, no que concerne aos atributos físicos, químicos e biológicos, como na presente área de estudo, o objetivo principal é torná-la resiliente, sustentando-se sozinha estrutural e funcionalmente.

3.3 Banco de sementes

Ao longo do experimento, desenvolveram-se 910 plântulas, numa densidade de 156,5 sementes/m². Esse valor encontra-se próximo ao obtido para uma floresta estacional decidual ripária do estado do Rio Grande do Sul, com 146 sementes/m², em média (ARAUJO *et al.*, 2004). Por outro lado, essa densidade de sementes foi menor que a registrada para florestas tropicais úmidas (384 sementes/m²) (GARWOOD, 1989) e mata ciliar no estado de São Paulo (371 sementes/m²) (GROMBONE-GUARATINI *et al.*, 2004). Numa área degradada pela mineração de caulim, esse valor, no entanto, foi um pouco menor (203,7 sementes/m²) (MARTINS *et al.*, 2008). A densidade de sementes no solo é muito variável e está relacionada, dentre outros fatores, com a cobertura do dossel, com a estação do ano e com o grau de degradação da área (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; GROMBONE-GUARATINI *et al.*, 2004; MARTINS; ENGEL, 2007; GOLÇALVES *et al.*, 2008; VINHA *et al.* 2011). Segundo Garwood (1989), para florestas neotropicais, a densidade de sementes pode variar de 60 a 4700 sementes/m².

Dentre indivíduos herbáceos, arbóreos e arbustivos, foram encontrados 54 espécies, 35 gêneros e 20 famílias. Três espécies não puderam ser identificadas sendo separadas apenas como morfoespécie, seis

espécies foram identificadas apenas em nível de família e 21 em nível de gênero. Nas bandejas-controle, contendo terra esterilizada, não foi observada nenhuma semente germinada, o que indica ausência de contaminação de sementes do próprio viveiro.

As famílias com maior número de indivíduos são Poligalaceae, Cyperaceae, Poaceae, Melastomataceae e Asteraceae, representando 80% das plantas emergidas. Entretanto, em relação à riqueza, Asteraceae, Poaceae e Fabaceae foram as famílias com maior representação, com 11, 7 e 6 espécies, respectivamente (APÊNDICE C). Martins *et al.* (2008) também observaram que Asteraceae foi a família de maior riqueza no banco de sementes de uma área minerada, com nove espécies, seguida por Rubiaceae (5) e Poaceae (4). Essa família também foi a de maior riqueza no banco de sementes do entorno de uma nascente em Nazareno, município próximo à área de estudo, com cinco espécies (SOUZA *et al.*, 2011).

Em relação à forma de vida, observa-se que a maior parte das plantas germinadas são herbáceas, com 48,1%, seguidas por espécies arbóreas e arbustivas, com 24,1 e 13%, respectivamente (Figura 8). Embora as plantas com porte herbáceo sejam a maioria, observa-se que um número relativamente grande de indivíduos arbóreos e arbustivos está presente no banco de sementes da área de empréstimo. Em estudo do banco de sementes de uma área degradada pela mineração, em processo de regeneração natural a 20 anos, Martins *et al.* (2008) constataram que 82% das plantas que emergiram são de porte herbáceo. A presença de maior número de indivíduos arbóreo-arbustivos, bem como plantas herbáceas não invasoras é imprescindível para a resiliência do ambiente. Todavia, observa-se que em muitos estudos de banco de sementes há predomínio de plantas invasoras.

Para o cerrado, Salazar *et al.* (2011) verificaram que há baixo recrutamento de espécies arbóreas do banco de sementes, sendo que a regeneração ocorre principalmente pela germinação de sementes recém-dispersas, não formando banco persistente. Pereira-Diniz e Ranal (2006) também chegaram a essa conclusão para matas ciliares desse bioma.

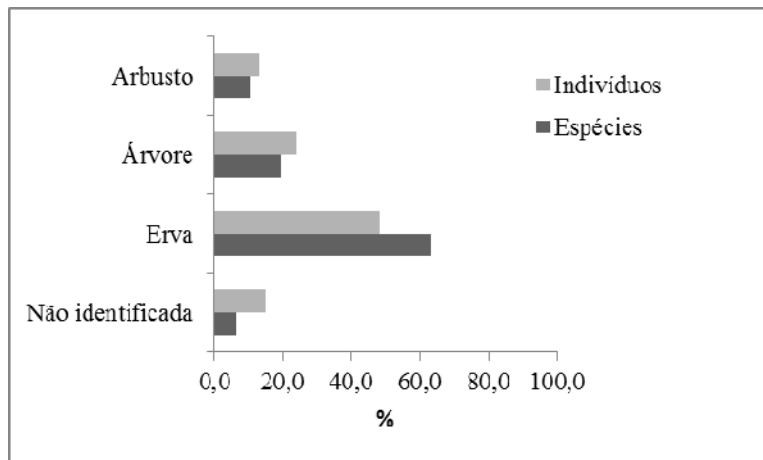


Figura 8 Porcentagem por forma de vida das espécies e número de indivíduos que germinaram no banco de sementes da área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Camargos, avaliado aos 160 dias.

Em relação ao índice de diversidade de Shannon (H'), quando este foi calculado para todas as espécies observadas, obteve-se um valor relativamente alto ($2,73\text{nat}/\text{indivíduo}$), entretanto quando calculado apenas para as espécies arbustivo-arbóreas, esse valor se reduz consideravelmente ($0,9173\text{nat}/\text{indivíduo}$). Tal diversidade aproxima-se do H' encontrado por Araújo *et al.* (2001) em um estudo do banco de sementes do solo em um fragmento de floresta secundária com 30 anos de idade em área de Floresta Amazônica (1,12). Braga *et al.* (2008) registraram um H' de 2,11 para as espécies arbóreas encontradas no banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária. No entanto, vale ressaltar que, em seu estudo, quase 50% dos indivíduos que regeneraram no banco de sementes pertenciam a apenas uma espécie (*Cecropia hololeuca*).

Dentre as 13 espécies arbóreas encontradas no banco de sementes da área de empréstimo, *Tibouchina granulosa* foi a que apresentou o maior número de indivíduos (120). Percebe-se que essa espécie está entre as 20 espécies de maior IVI tanto do estrato arbóreo quanto do regenerante (APÊNCIDES A e B). Além dessa, outras espécies da família Melastomataceae também estão entre as de maior valor de importância.

Miconia cinnamomifolia, *Leandra dasytricha* foram as espécies que mais se desenvolveram num estudo de banco de sementes de um fragmento florestal urbano dominado por bambu (VINHA *et al.*, 2011). Já numa floresta secundária da Amazônia com 6 a 30 anos de regeneração, *Miconia serialis* representou mais de 70% dos indivíduos arbóreos e mais de 50% das espécies no total do banco de sementes (ARAÚJO *et al.*, 2001).

Assim, a família Melastomataceae se destacou nessa área, sendo intensamente presente tanto nos estratos arbóreo, regenerante e banco de sementes. Vale enfatizar ainda que durante a coleta dos dados uma grande quantidade de quaresmeiras estava florindo, o que aumenta a atração por insetos na área, contribuindo, dessa forma, com a sustentabilidade do local. Isso indica que espécies dessa família têm alto potencial de utilização em áreas degradadas.

3.4 Resistência à penetração do solo

A compactação do solo, a qual é deduzida pela resistência do solo à penetração, é um dos fatores primordiais a serem considerados durante o processo de restauração ecológica. Segundo Sinnett *et al.* (2008), essa característica do solo é frequentemente responsável pelo mau desempenho ou fracasso de reflorestamentos. Tal fato explica o motivo pelo qual a área de empréstimo ficou três décadas sem que houvesse o desenvolvimento de qualquer vegetação. Assim, na área considerada como testemunha, a qual não recebeu nenhum preparo de solo, a resistência média encontrada foi de 8,44MPa, sendo que na camada de 10-12 cm de profundidade esse valor chegou até a 24,2MPa. De acordo com Silva *et al.* (1994), resistência acima de 2MPa restringe o crescimento radicular, apesar de que esse valor pode variar de acordo com o classe de solo, conteúdo de água, teor de matéria

orgânica e com a espécie (TAYLOR *et al.* 1966 apud LEONEL *et al.* 2007; ROQUE *et al.* 2008).

Por outro lado, a média de resistência do solo à penetração entre as parcelas foi de $2,2\pm 0,38$ MPa. Tal compactação se difere bastante daquela apresentada antes do preparo do solo e implantação das espécies. Sinnett *et al.* (2008) observaram que mais de 90% das raízes de quatro espécies arbóreas se desenvolveram em solos cuja resistência à penetração foi menor que 3MPa. A compactação altera o regime de umidade, devido à redução da porosidade e da continuidade de poros, o que leva à redução da permeabilidade e da disponibilidade de nutrientes e água, prejudicando, portanto, o desenvolvimento das plantas (LEONEL *et al.* 2007; SINNETT *et al.* 2008).

Desse modo, observa-se que as medidas de preparo de solo adotadas foram essenciais para o desenvolvimento da vegetação.

3.5 Cobertura de dossel

Essa variável se apresentou bastante heterogênea entre as parcelas, com média de $65,3\%\pm 15,44$, visto que a maioria das parcelas apresentou cobertura de dossel acima de 70% e uma obteve 24%.

O sombreamento gerado pelas copas das árvores é importante, pois minimiza o desenvolvimento de espécies competidoras, as quais, em sua grande maioria, são intolerantes à deficiência luminosa. Esse controle é essencial no processo de restauração ecológica, uma vez que potencializa a resiliência do local por favorecer o desenvolvimento da regeneração natural. Isso porque tais plantas competem com as demais nativas por água e nutrientes, o que compromete o seu desenvolvimento (MURPHY, 2005). Além disso, a maior cobertura de dossel favorece o desenvolvimento das espécies de grupos ecológicos característicos de estágios avançados da sucessão, favorecendo a diversidade biológica do local.

Outro fator importante diz respeito ao controle da erosão, já que a interceptação das chuvas pelas copas das árvores diminui o seu potencial erosivo, corroborando para a proteção do solo contra essas perdas de material sólido.

3.6 Análises multivariadas

As porcentagens da variação dos dados explicada pelos primeiro e segundo eixos foram, respectivamente de 65,9% e 13,4%, sendo que juntos, foram responsáveis por 79,3% da variação.

Percebe-se que as variáveis relacionadas com a regeneração foram antagônicas em relação à maioria das variáveis do estrato arbóreo. Dentre elas, citam-se a cobertura de dossel (CD), altura média (H), densidade de indivíduos arbóreos (Den) e produção de serrapilheira (Serr) (Figura 9). Isso indica que houve maior desenvolvimento da regeneração natural, tanto em número de indivíduos (Denreg) quanto de espécies (Riqreg) nas parcelas com menor produção de serrapilheira, cobertura de dossel e altura média das árvores. Dessa forma, o estabelecimento das plantas do estrato regenerante nas parcelas P2, P3, P4 e P14 está inferior às demais parcelas.

Guilherme (2006) encontrou correlação negativa entre a cobertura de dossel e a densidade da regeneração natural de uma mata de galeria. Segundo esse autor, a abertura de dossel está favorecendo os processos germinativos, o que leva ao aumento do número de plantas regenerando em locais cuja incidência luminosa é maior.

Além da cobertura de dossel, a densidade de indivíduos foi inversamente proporcional à regeneração. De acordo com Davidar *et al.* (2007), uma maior densidade de indivíduos arbóreos implica maior fonte de sementes e, conseqüentemente, maior regeneração natural. Entretanto, isso não ocorreu no presente estudo em que a densidade e riqueza da regeneração foram inversamente proporcionais à densidade e área basal do estrato

arbóreo. Tal situação decorre do fato de poucas espécies plantadas estarem se reproduzindo e estabelecendo no local, que é comprovado pela baixa similaridade entre o estrato regenerante e o arbóreo.

Foi observado que a produção de serrapilheira foi mais elevada nas parcelas com maior frequência de *A. mangium*. Assim, o número de regenerantes no sub-bosque foi inversamente proporcional ao número de indivíduos dessa espécie. Essa grande camada de material orgânico dificulta a chegada das sementes ao solo, bem como a incidência de luz, a qual favorece a germinação. Além disso, essa inibição da regeneração natural, provavelmente, é devida ainda pelo seu crescimento agressivo, aliado ao seu comportamento alelopático (LUZ *et al.*, 2010).

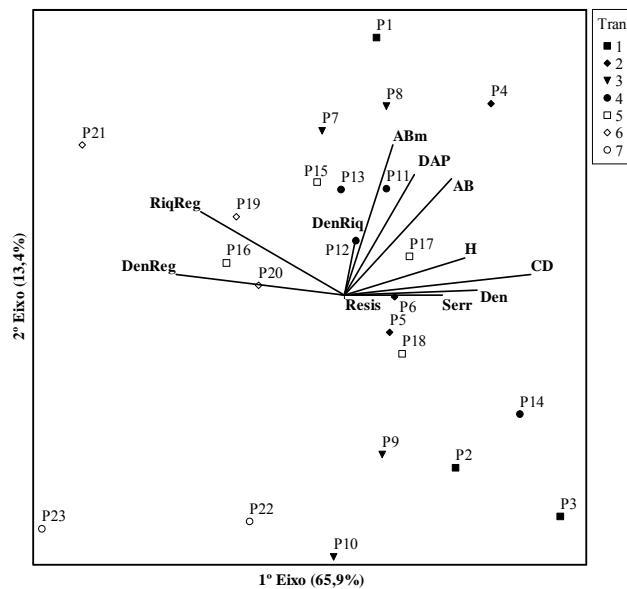


Figura 9 Diagramas de ordenação obtidos por análise de correspondência canônica das 23 parcelas (P1 a P23), estando identificadas de acordo com o transecto (1 ao 7). Número de indivíduos arbóreos/ha (DEN); Área basal (m²/ha) (AB); altura média (H); DAP médio; Área basal média (ABm); número de espécies dos indivíduos arbóreos por ha (DENRIQ); número de indivíduos regenerantes por ha (DENREG); número de espécies da regeneração por parcela (RIQREG); produção de serrapilheira (SERR); cobertura média de dossel (CD); resistência à penetração do solo (RESIS).

Observa-se que há uma mudança na estrutura da vegetação ao longo da península, com tendência de uma vegetação mais baixa e aberta e, conseqüentemente, com maior desenvolvimento da regeneração natural nos transectos mais afastados (5, 6 e 7), em relação à barragem.

Nota-se ainda, por meio da Figura 10, que a distância da água também exerce influência no desenvolvimento dos indivíduos do estrato arbóreo, uma vez que nas parcelas mais próximas da água, as árvores apresentaram maior área basal média, DAP médio, além de haver maior riqueza de espécies.

A resistência à penetração foi uma variável que não contribuiu significativamente para a separação das parcelas, o que indica que houve um comportamento mais homogêneo entre as parcelas no que concerne a essa variável.

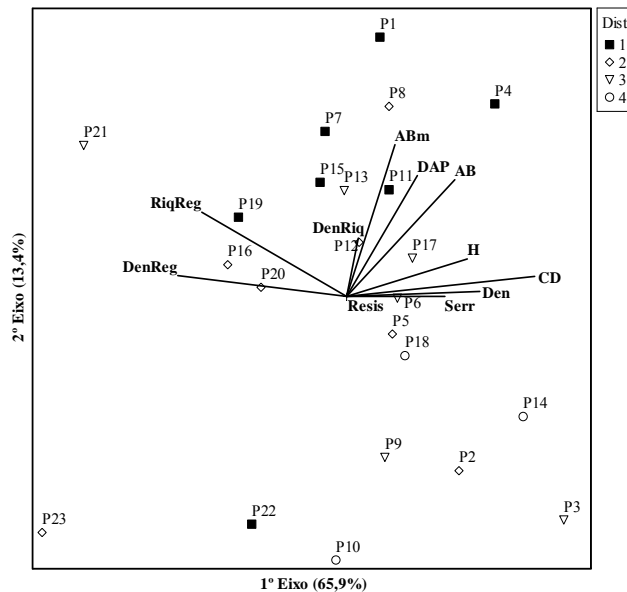


Figura 10 Diagramas de ordenação obtidos por análise de correspondência canônica das 23 parcelas (P1 a P23), estando identificadas de acordo com a distância da água (posição 1- (mais próxima) à 4- (mais distante)). Número de indivíduos arbóreos/ha (DEN); Área basal (m²/ha) (AB); altura média (H); DAP médio; Área basal média (ABm); número de espécies dos indivíduos arbóreos por ha (DENRIQ); número de indivíduos regenerantes por ha (DENREG); número de espécies da

regeneração por parcela (RIQREG); produção de serrapilheira (SERR); cobertura média de dossel (CD); resistência à penetração do solo (RESIS).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Levando-se em consideração as espécies dos estratos arbóreo e regenerante, observa-se que a área de empréstimo está se constituindo em uma mata ciliar, uma vez que a maioria é encontrada em matas ciliares da região do Alto Rio Grande.

Das espécies nativas, merecem destaque *Lithrea molleoides*, *Inga vera*, *Myrsine umbellata* e *Tapirira guianensis*, as quais apresentam maior desenvolvimento tanto para o estrato arbóreo quanto para o regenerante.

A baixa similaridade encontrada entre os estratos regenerante e arbóreo reflete a colonização de novas espécies, mais adaptadas àquele ambiente. Infere-se, portanto, que há uma tendência de sucessão ecológica em que, com o passar do tempo, aquelas espécies outrora plantadas deem espaço às espécies da regeneração natural. Assim, conclui-se que um dos objetivos da restauração ecológica está sendo atingido.

Em relação aos parâmetros avaliados como possíveis indicadores de restauração, a riqueza e o número de indivíduos da regeneração natural foram os parâmetros que melhor caracterizaram o acréscimo da resiliência do local. Dessa maneira, o uso de parâmetros fisionômicos da vegetação como diâmetro médio, altura e área basal do estrato arbóreo e a cobertura de dossel na avaliação de áreas em restauração deve ser criterioso, pois pode mascarar problemas de sucessão ecológica.

REFERÊNCIAS

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 4, p. 399-436, apr. 2003.

ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária em Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, n.66, p. 128-141, 2004.

ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. de A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C. de.; LIMA, C. A. T. de. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, v. 59, p. 115-130, 2001.

ARONSON, J. What can and should be legalized in ecological restoration? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.451-454, 2010.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G., NAVE, A.G., GANDOLFI, S. RODRIGUES, R.R Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ/USP, Instituto BioAtlântica, 2009. 255 p.

BRAGA, A. J. T.; GRIFFITH, J. J.; PAIVA, H. N.; MEIRA-NETO, J. A. A. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **R. Árvore**, v.32, n.6, p.1089-1098, 2008.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais Biodiversas. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque: W.M.C. Brow, 1984. 226p.

BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, p.1603-1612, 1992.

BULTMAN, T. L.; DEWITT, D. J. Effect of an invasive ground cover plant on the abundance and diversity of a forest floor spider assemblage. **Biol. Invasions**, v. 10, p. 749–756, 2008.

CASTELLANOS-BARLIZA, J.; PELÁEZ, J. D. L. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. **Rev. Biol. Trop.** v. 59, n. 1, p. 113-128, 2011.

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica de Mata Ripária do Alto Rio Grande (Bom Sucesso-MG), **Revista Brasileira de Botânica**, v.18, n.1, p.39-49, 1995.

COSTA, J. N. M. N.; DURIGAN, G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal? **Revista Árvore**, v.34, n.5, p. 825-833, 2010.

CUNHA, L.O.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA, A.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Análise multivariada da vegetação como ferramenta para avaliar a reabilitação de dunas litorâneas mineradas em Mataracá, Paraíba, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.27, n.4, p.503-515, 2003.

DAVIDAR, P.; NAYAK, K. G.; DHARMALINGAM, M. Effect of adult density on regeneration success of woody plants in natural and restored tropical dry evergreen forest fragments in Puducherry region, India. **Current science**, v. 92, n. 6, p. 805-811, 2007.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.471-485, 2010.

EMBRAPA INFORMÁTICA AGROPECUÁRIA. Agritempo. Disponível em: <http://www.agritempo.gov.br/>>. Acesso em: 20 jun. 2011.

FELFILI J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. S. Análise multivariada em estudos da vegetação. **Comunicações técnicas florestais**, v.9, n. 1, Brasília, UNB, 2007.

FERREIRA, W.C. Estabelecimento de mata ciliar em áreas degradada e perturbada. 2006. 133p. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental)- Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, 2006.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio grande, na usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.31, n.1, p.177-185, 2007.

FERREIRA, W., C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Estabelecimento de mata ciliar às margens do reservatório da usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 1, p. 69-81, 2009.

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

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: M LECK, A. V.; PARKES, T.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. London Academic Press. p. 149-209. 1989.

GOLÇALVES, A. R.; MARITNS, R. C. C.; MARTINS, I. S.; FELFILI, J. M. Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.* na Flona de Brasília. **Cerne**, v. 14, n. 1, p. 23-32, 2008.

GROMBONE- GUARATINI, M. T.; LEITÃO-FILHO, H. F.; KAGEYAMA, P. Y. The Seed Bank of a Gallery Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology an International Journal**, v.47, n. 5, p. 793-797, 2004.

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

GUILHERME, F. A. G. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em Mata de Galeria, Brasília-DF. **Cerne**, v. 6, n. 1, p. 60-67, 2006.

INSITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. Vegetação do Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1993. (MAPA)

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Fase 4: Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta (Fase atual). In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Lerf/ESALQ/USP, Instituto BioAtlântica, 2009. 255 p.

KAGEYAMA, P; GANDARA, F.B. 2001. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R; LEITÃO FILHO, HF. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; FAPESP, p. 249-269.

LEONEL, C. L.; FREDDI, O. S.; BEUTLER, A. N.; CENTURION, M. A. P. C.; CENTURION, J. F. Influência da compactação do solo no crescimento radicular e na produtividade do amendoim. **Científica**, v. 35, n. 1, p. 51-60, 2007.

LIMA, P. C. F. Áreas degradadas: métodos de recuperação no semiárido brasileiro. In: Reunião Nordestina de Botânica, 27., 2004, Petrolina, PE.

Anais.... Petrolina: SBB; Embrapa Semi-Árido; UNEB, 2004. 1 CD-ROM. p. 70-79.

LOEHLE, C. Tree life history strategies: the role of defenses. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 18, n. 2, p. 209-222, 1988.

LUKEN, J. O. **Directing ecological succession**. New York: Chapman and Hall, 1990. 251p.

LUZ, S. M.; SOUZA FILHO, A.P.S.; GUILOHN, G.M.S.P.; VILHENA, K.S.S Atividade alelopática de substâncias químicas isoladas da *Acacia mangium* e suas variações em função do Ph. **Planta Daninha**, v. 28, n. 3, p. 479-487, 2010.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 31, p.165–174, 2007.

MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **R. Árvore**, v.32, n.6, p.1081-1088, 2008.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de Matas Ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, n. 73, p. 101-111, 2007.

MURPHY, S. D. Concurrent Management of an Exotic Species and Initial Restoration Efforts in Forests. **Restoration Ecology**, v.13, n.4, p. 584-595, 2005.

NEVES,L.G. TIENNE,L.; VALCARCEL,R. (2001) Regeneração induzida em áreas de empréstimo na Ilha da Madeira, RJ. In: Jor. de Iniciação Científica da UFRRJ, 9. **Resumos...**, 369p p103-106.UFRRJ, Seropédica, RJ

NOBIS, M. **Sidelook 1.1**: Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colors photographs. 2005. Disponível em: <<http://www.appleco.ch>>. Acesso em: 20 fev. 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, v.5, n.2, p.51-64, 1999.

PEREIRA-DINIZ, S. G.; RANAL, M. A. Germinable soil seed bank of a gallery forest in Brazilian Cerrado. **Plant Ecology** v.183, p.337–348, 2006.

REIS, D. N. Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares. 2008. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Florestal) UFLA, Lavras-MG, 2008.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTREL, R. T.; SILVA, E. A. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta bot. bras.** v.17, n.1, p.71-87, 2003.

ROQUE, M. W.; MATSURA, E. E.; SOUZA, Z. M.; BIZARI, D. R.; SOUZA, A. L. Correlação linear e espacial entre a resistência do solo ao penetrômetro e a produtividade do feijoeiro irrigado. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 1827-1835, 2008.

SALAZAR, A.; GOLDSTEIN, G.; FRANCO, A. C.; MIRALLES-WILHELM, F. Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. **Seed Science Research**, v. 21, n.2, p.103-116, 2011.

SILVA, A.P.; KAY, B.D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 58, p. 1775-1781, 1994.

SINNETT, D.; MORGAN, G.; WILLIAMS, M. HUTCHINGS, T. R. Soil penetration resistance and tree root development. **Soil Use and Management**, v. 24, p. 273-280, 2008.

SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Science & Policy Working Group. The SER international primer on ecological

restoration. <http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp>. Acesso em: 10 out. 2010.

SOUZA, L. M.; MARIANO, E. A.; ARANTES, T. B.; BOTELHO, S.A. Análise do banco de sementes do entorno de uma nascente &NBSP; perturbada localizada no município de Nazareno-MG. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 10., 2011, São Lourenço-MG. **Anais eletrônicos...**São Lourenço, 2011. Disponível em : <<http://www.seb-ecologia.org.br/xceb/resumos/1413.pdf>> Acesso em: 2 dez. 2011.

StatSoft, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7. 2004. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 13 set. 2010.

STOLF, R.; FERNADES, J.; FURLANI NETO, V. L. **Recomendação para o uso do penetrômetro de impacto:** modelo IAA/PLANALSUCAR/STOLF. 1983. p.1-9. (Série Penetrômetro de Impacto. Boletim Técnico,1).

VAN DER BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Ver. brasil. Bot.**, v. 23, n.3, p.231-253, 2000.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no Alto Rio Grande, Sul de Minas. **Rev. Árv.**, v. 17, n. 2, p. 117-128, 1993.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; GAVILANES, M. L. Fitossociologia e fisonomia de mata semidecídua margeando o reservatório de Camargos em Itutinga, Minas Gerais. **Ciência e Prática**, v. 18, n. 4, p. 415-424, 1994.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; GAVILANES, M. L. Flora arbustivo-arbórea de um fragmento de mata ciliar no Alto Rio Grande, Itutinga, Minas Gerais. **Acta bot. bras.**, v. 9, n. 1, p. 87-100, 1995.

VINHA, D.; ALVES, L. F.; ZAIDANA, L. B. P.; GROMBONE-GUARATINI, M. T. The potential of the soil seed bank for the regeneration of a tropical urban forest dominated by bamboo. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, p. 178–185, 2011.

APÊNDICE A - Parâmetros fitossociológicos do estrato arbóreo da área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Camargos.

ESPÉCIES	Ui	ni	DRi	AB	DoRi	FRi	IVI	IVC
<i>Acacia mangium</i> Willd	18	169	21.6	10.438	59.9	6.6	29.4	40.8
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	19	115	14.7	0.076	0.4	7.0	7.4	7.6
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	14	28	3.6	1.813	10.4	5.2	6.4	7.0
<i>Inga vera</i> subs. <i>affinis</i> Willd	16	55	7.0	0.012	0.1	5.9	4.3	3.6
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	10	50	6.4	0.286	1.6	3.7	3.9	4.0
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	12	34	4.3	0.006	0.0	4.4	2.9	2.2
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	12	24	3.1	0.009	0.1	4.4	2.5	1.6
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naud.	9	13	1.7	0.440	2.5	3.3	2.5	2.1
<i>Inga marginata</i> Willd	8	32	4.1	0.011	0.1	3.0	2.4	2.1
<i>Platypodium elegans</i> Vog.	1	1	0.1	1.117	6.4	0.4	2.3	3.3
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	10	21	2.7	0.064	0.4	3.7	2.2	1.5
<i>Eucaliptus</i> sp.	3	15	1.9	0.611	3.5	1.1	2.2	2.7
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skells	9	21	2.7	0.012	0.1	3.3	2.0	1.4
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	8	17	2.2	0.062	0.4	3.0	1.8	1.3
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	8	12	1.5	0.159	0.9	3.0	1.8	1.2
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	7	12	1.5	0.191	1.1	2.6	1.7	1.3
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	8	11	1.4	0.096	0.5	3.0	1.6	1.0
<i>Handroanthus serratifolia</i> (Vahl) G.	3	3	0.4	0.578	3.3	1.1	1.6	1.9
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers	5	17	2.2	0.019	0.1	1.8	1.4	1.1
<i>Sterculia striata</i> A.St.-Hil. & Naudin	7	11	1.4	0.011	0.1	2.6	1.4	0.7
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	6	12	1.5	0.006	0.0	2.2	1.3	0.8
<i>Sebastiania schottiana</i> (Mull.Arg.) Mull.Arg.	6	9	1.2	0.002	0.0	2.2	1.1	0.6
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	3	6	0.8	0.217	1.2	1.1	1.0	1.0
<i>Tibouchina candolleana</i> Cogn.	5	8	1.0	0.022	0.1	1.8	1.0	0.6
<i>Peltophorium dubium</i> (Spreng.) Taub.	5	8	1.0	0.013	0.1	1.8	1.0	0.5
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandwith	4	4	0.5	0.090	0.5	1.5	0.8	0.5
<i>Psidium guajava</i> L.	2	2	0.3	0.234	1.3	0.7	0.8	0.8

Senna multijuga (Rich.) H. S. Irwin & Borneby	3	4	0.5	0.115	0.7	1.1	0.8	0.6
ESPÉCIES	Ui	ni	DRi	AB	DoRi	FRi	IVI	IVC
Tipuana tipu (Benth.) Kuntze	4	6	0.8	0.002	0.0	1.5	0.8	0.4
Centrolobium sclerophyllum H. C. Lima	3	8	1.0	0.016	0.1	1.1	0.7	0.6
Cecropia pachystachya Trécul	4	5	0.6	0.007	0.0	1.5	0.7	0.3
Eugenia florida DC.	3	3	0.4	0.108	0.6	1.1	0.7	0.5
Hymenaea coubaril Y. T. Lee & Langenth	4	4	0.5	0.021	0.1	1.5	0.7	0.3
Handroanthus impetiginosus (Mart. ex DC) Standl	4	4	0.5	0.002	0.0	1.5	0.7	0.3
Ceiba speciosa (A.St.-Hil.) Ravenna	3	5	0.6	0.043	0.2	1.1	0.7	0.4
Dalbergia nigra (Vell) Allemao ex Benth	2	5	0.6	0.105	0.6	0.7	0.7	0.6
Tabebuia chrysotricha (Mart. ex DC.) Standl.	3	4	0.5	0.059	0.3	1.1	0.7	0.4
Libidibia ferrea (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	3	3	0.4	0.024	0.1	1.1	0.5	0.3
Syagrus romanzoffiana (Cham.)	3	3	0.4	0.002	0.0	1.1	0.5	0.2
Platycyamus regnellii Benth.	1	1	0.1	0.138	0.8	0.4	0.4	0.5
Senna macranthera (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	2	2	0.3	0.032	0.2	0.7	0.4	0.2
Cedrela fissilis Vell.	2	3	0.4	0.005	0.0	0.7	0.4	0.2
Genipa americana L.	2	3	0.4	0.002	0.0	0.7	0.4	0.2
Croton urucurana Baill. Zanthoxylum riedelianum Engl.	1	2	0.3	0.062	0.4	0.4	0.3	0.3
Styrax camporum Pohl	1	1	0.1	0.029	0.2	0.4	0.2	0.1
Dendropanax cuneatus (DC.) Decne. & Planch.	1	1	0.1	0.019	0.1	0.4	0.2	0.1
Kielmeyera coriacea Mart. ex Saddi	1	1	0.1	0.002	0.0	0.4	0.2	0.1
Calophyllum brasiliense Cambess.	1	1	0.1	0.002	0.0	0.4	0.2	0.1
Caryocar brasiliense Cambess.	1	1	0.1	0.000	0.0	0.4	0.2	0.1
Total geral	23	782	100	17.413	100.0	100.0	100.0	100.0

Ui: unidade amostral; ni: número de indivíduos; DRi: densidade relativa, AB: área basal; DoRi: dominância relativa, FRi: frequência relativa; IVI: índice de valor de importância; IVC: índice de valor de cobertura

APÊNDICE B - Parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Camargos.

Espécie	ui	ni	DRi	AB	DoRi	FRi	IVI
Tapirira guianensis Aubl.	14	95	16.49	1.32	13.80	6.14	12.14
Lithrea molleoides (Vell.) Engl.	11	29	5.03	1.59	16.66	4.82	8.84
Inga vera subs. affinis Willd	10	46	7.99	0.90	9.44	4.39	7.27
Acacia mangium Willd	5	9	1.56	1.34	14.04	2.19	5.93
Eremanthus incanus (Less.) Less.	6	40	6.94	0.45	4.74	2.63	4.77
Baccharis dracunculifolia DC.	10	35	6.08	0.29	3.05	4.39	4.51
Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	16	24	4.17	0.21	2.14	7.02	4.44
Styrax pohlii A.DC.	9	20	3.47	0.31	3.22	3.95	3.55
Eugenia florida DC.	10	24	4.17	0.19	2.03	4.39	3.53
Myrsine umbellata Mart.	10	24	4.17	0.16	1.71	4.39	3.42
Leandra sp.	9	20	3.47	0.14	1.48	3.95	2.97
Cheilochlinium cognatum (Miers.) A.C.Sm.	10	18	3.13	0.04	0.41	4.39	2.64
Schinus terebinthifolius Raddi	6	9	1.56	0.36	3.72	2.63	2.64
Miconia albicans (Sw.) Triana	4	21	3.65	0.21	2.17	1.75	2.52
Copaifera langsdorffii Desf.	7	12	2.08	0.20	2.11	3.07	2.42
Myrcia splendens (Sw.) DC.	9	15	2.60	0.03	0.35	3.95	2.30
Aegiphila integrifolia (Jacq.) B.D.Jackson	5	12	2.08	0.08	0.83	2.19	1.70
Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	4	13	2.26	0.08	0.87	1.75	1.63
Nectandra nitidula Nees	6	9	1.56	0.06	0.66	2.63	1.62
Miconia sellowiana Naudin	3	5	0.87	0.24	2.48	1.32	1.55
Cecropia pachystachya Trécul	1	1	0.17	0.36	3.73	0.44	1.45
Gochnatia polymorpha (Less.) Cabrera	5	9	1.56	0.04	0.39	2.19	1.38
Tibouchina candolleana Cogn.	3	5	0.87	0.17	1.78	1.32	1.32
Syzygium cumini (L.) Skells	3	5	0.87	0.16	1.69	1.32	1.29
Cordiaeria concolor (Cham.) Kuntze	4	5	0.87	0.02	0.25	1.75	0.96
Annona neolaurifolia H.Rainer	4	5	0.87	0.01	0.13	1.75	0.92
Zanthoxylum caribaeum Lam.	4	4	0.69	0.02	0.22	1.75	0.89
Cestrum axillare Vell.	3	5	0.87	0.04	0.45	1.32	0.88
Miconia urophylla DC.	1	9	1.56	0.02	0.16	0.44	0.72
Miconia tristis Spring	2	5	0.87	0.03	0.29	0.88	0.68
Gochnatia paniculata (Less.) Cabrera	1	1	0.17	0.12	1.28	0.44	0.63
Aspidosperma olivaceum Mull.Arg.	1	1	0.17	0.12	1.28	0.44	0.63
Symplocos pubescens Klotzsch ex Benth.	2	3	0.52	0.02	0.23	0.88	0.54
Calophyllum brasiliense Cambess.	2	2	0.35	0.04	0.38	0.88	0.54
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	2	3	0.52	0.01	0.14	0.88	0.51
Inga marginata Willd	2	3	0.52	0.01	0.14	0.88	0.51
Erythroxylum deciduum A.St.-Hil.	2	2	0.35	0.02	0.21	0.88	0.48

<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	2	2	0.35	0.00	0.04	0.88	0.42
Espécie	ui	ni	DRi	AB	DoRi	FRi	IVI
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	1	3	0.52	0.01	0.07	0.44	0.34
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	1	0.17	0.02	0.26	0.44	0.29
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	1	1	0.17	0.02	0.24	0.44	0.28
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1	1	0.17	0.02	0.23	0.44	0.28
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1	2	0.35	0.00	0.03	0.44	0.27
<i>Calyptrothrix clusiifolia</i> O.Berg	1	2	0.35	0.00	0.02	0.44	0.27
<i>Senna</i> sp.	1	1	0.17	0.02	0.19	0.44	0.27
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil. <i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	1	2	0.35	0.00	0.01	0.44	0.27
<i>Psidium rufum</i> DC.	1	1	0.17	0.00	0.05	0.44	0.22
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek <i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1	1	0.17	0.00	0.03	0.44	0.22
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	1	1	0.17	0.00	0.03	0.44	0.21
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	1	1	0.17	0.00	0.02	0.44	0.21
<i>Miconia chartacea</i> Triana	1	1	0.17	0.00	0.02	0.44	0.21
<i>Psidium guajava</i> L. <i>Peltophorium dubium</i> (Spreng.) Taub.	1	1	0.17	0.00	0.02	0.44	0.21
<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J.W.Grimes	1	1	0.17	0.00	0.01	0.44	0.21
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	1	1	0.17	0.00	0.00	0.44	0.21
<i>Platypodium elegans</i> Vog.	1	1	0.17	0.00	0.00	0.44	0.21
Total geral	23	576	100	9.57	100	100	100

Ui: unidade amostral; ni: número de indivíduos; DRi: densidade relativa, AB: área basal; DoRi: dominância relativa, FRi: frequência relativa; IVI: índice de valor de importância

APÊNDICE C - Espécies de plântulas, com respectiva forma de vida e número de indivíduos, encontradas no banco de sementes da área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Camargos

Família/Espécie	Forma de vida	Ni
Annonaceae		
<i>Guatteria</i> sp.	Árvore	3
Apiaceae		
<i>Hydrocotyle</i> sp.	Erva	5
Asteraceae		
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Erva	4
Asteraceae 1	-	5
Asteraceae 2	-	1
Asteraceae 3	-	44
Asteraceae 4	-	1
<i>Baccharis</i> sp.	Arbusto	1
<i>Baccharis trimera</i> (Less) DC	Arbusto	1
<i>Baccharis dentata</i> (Vell) G.M. Barroso	Arbusto	52
<i>Porophyllum</i> sp.	Erva	1
<i>Pterocaulon</i> sp.	Árvore	3
<i>Vernonia</i> sp.	Arbusto	2
Cannabaceae		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Árvore	6
Cyperaceae		
<i>Cyperius</i> sp1.	Erva	3
<i>Cyperius</i> sp2.	Erva	162
Ericaceae		
<i>Agarista</i> sp.	Arbusto	38
Euphorbiaceae		
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Árvore	1
<i>Sebastiania</i> sp.	Arbusto	3
Fabaceae		
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Árvore	21
<i>Centrosema virginianum</i> (L.) Benth	Erva	5
<i>Chamaecrista</i> sp1	Erva	25
<i>Chamaecrista</i> sp2	Erva	1
<i>Chamaecrista</i> sp3	Erva	1
<i>Mimosa caesalpinefolia</i> Benth.	Árvore	2
Malpighiaceae		
<i>Banisteriopsis</i> sp.2	Arbusto	1

Malvaceae		
<i>Gaya</i> sp.	Árvore	1
Familia/Espécie	Forma de vida	Ni
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Erva	3
Melastomataceae		
Melastomataceae	-	2
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Árvore	120
Moraceae		
<i>Ficus enormis</i> (Mart. Ex. Miq) Miq.	Árvore	1
Não identificada		
Morfoespécie 1	-	1
Morfoespécie 2	-	2
Morfoespécie 3	-	3
Myrsinaceae		
<i>Myrsine umbelata</i> Mart.	Árvore	10
Myrtaceae		
<i>Eucalyptus</i> sp.	Árvore	7
<i>Tapirira guianense</i> Aubl.	Árvore	1
Oxalidaceae		
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Erva	8
<i>Oxalis</i> sp1	Erva	1
<i>Oxalis</i> sp2	Erva	1
Phyllanthaceae		
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Erva	8
Poaceae		
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Erva	1
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Erva	30
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Erva	15
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Erva	97
Poaceae 1	Erva	1
Poaceae 2	Erva	1
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	Erva	8
Polygalaceae		
<i>Polygala</i> sp1	Erva	2
<i>Polygala</i> sp2	Erva	171
Rubiaceae		
<i>Borreria</i> sp.	Erva	4
<i>Richardia brasiliensis</i> (Gomes)	Erva	6
<i>Richardia</i> sp.	Erva	12
Solanaceae		
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dun.	Árvore	1

