ARTIGO ORIGINAL

Restauração ecológica de subsolo exposto condicionado com resíduos no Cerrado

Ecological restoration of exposed subsoil conditioned with residues in the Cerrado

Flávio Henrique Fardin¹ , Kátia Luciene Maltoni¹ , Thaís Soto Boni¹ , Gláucia Amorim Faria¹ ,
Andréia Alves Rezende¹

¹Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Faculdade de Engenharia, Campus de Ilha Solteira. Ilha Solteira, SP, Brasil.

Como citar: Fardin, F. H., Maltoni, K. L., Boni, T. S., Faria, G. A., Rezende, A. A. (2021). Restauração ecológica de subsolo exposto condicionado com resíduos no Cerrado. *Scientia Forestalis*, 49(130), e3452. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n130.17>

Resumo

Projetos de restauração ecológica buscam o restabelecimento da vegetação nativa, sendo o monitoramento uma etapa essencial para avaliar o sucesso da técnica aplicada. A construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira no Rio Paraná, entre os Estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul (Brasil), na década de 60, deixou extensas áreas degradadas, chamadas de áreas de empréstimo, caracterizadas pela remoção da vegetação e dos horizontes superficiais do solo. A área experimental está situada na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da UNESP/Campus de Ilha Solteira, no município de Selvíria-MS. Como condicionantes do solo utilizou-se a incorporação de resíduos, sendo estes, macrófitas aquáticas (0, 16, e 32 t ha⁻¹) e cinza do bagaço da cana-de-açúcar (0, 15, 30 e 45 t ha⁻¹) em 12 diferentes combinações e plantio de 1080 mudas de 10 diferentes espécies arbóreas do Cerrado. Este trabalho teve por objetivo avaliar a indução da revegetação, estabelecida há 5 anos, por meio dos indicadores ecológicos cobertura do solo com vegetação nativa (CSVN), densidade de indivíduos nativos regenerantes (DINR) e número de espécies nativas regenerantes (NENR). Os resultados baseados nestes indicadores apontaram que a introdução dos resíduos e plantio das mudas se mostraram eficientes para a recuperação ecológica na área, com as maiores doses de resíduos, macrófitas principalmente, apresentando os melhores índices de recuperação.

Palavras-chave: Monitoramento; Cobertura vegetal; Espécies nativas regenerantes; Área degradada.

Abstract

Ecological restoration projects aim to restore native vegetation, and monitoring is an essential step in evaluating the applied technique. The construction of the Ilha Solteira Hydroelectric Power Plant on the Paraná River, between the states of São Paulo and Mato Grosso do Sul (Brazil), in the 1960s, left behind extensive degraded areas, known as “borrowed areas” and characterized by the removal of the vegetation and superficial soil horizons. The experimental field is located on the Farm of UNESP / Ilha Solteira Campus, in the municipality of Selvíria-MS. Residues were incorporated into the subsoil as conditioners. The residues, aquatic macrophytes (0, 16, and 32 t ha⁻¹) and sugarcane bagasse ash (0, 15, 30 and 45 t ha⁻¹), were combined in 12 treatments and 1080 seedlings (10 different Cerrado tree species) were planted in the study area. The objective of this work was to evaluate the induction of revegetation, established 5 years previously, through the ecological indicators: Soil cover with native vegetation (CSVN); density of native regenerating individuals (DINR) and number of native regenerating species (NENR). Based on the indicators, the results show that the addition of residues and planting of the seedlings were efficient for the ecological recovery of the studied area, with the highest doses of macrophyte yielding the best recovery rates.

Keywords: Monitoring; Vegetation cover; Native regenerating species, Degraded area.

Fonte de financiamento: nada a declarar.

Conflito de interesse: Nada a declarar.

Autor correspondente: flavio.biology@gmail.com

Recebido: 23 agosto 2019.

Aceito: 22 junho 2020.

Editor: Paulo Henrique Müller Silva.

Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

INTRODUÇÃO

O Bioma Cerrado tem sofrido drástica redução de suas áreas nativas, seja pela devastação das formações florestais e substituição das pastagens nativas por capins exóticos para a agropecuária, seja por processos mais agressivos, como o estabelecimento de áreas de empréstimo, resultantes da construção de barragens para usinas hidrelétricas (Neres et al., 2012; Silva et al., 2015).

As áreas de empréstimo se assemelham às áreas mineradas, pois a vegetação e os horizontes superficiais do solo são removidos, deixando à superfície o subsolo, com condição edáfica bastante limitante à regeneração natural, devido a elevada compactação, baixa taxa de infiltração de água, baixos teores de nutrientes e matéria orgânica, dentre outros (Alves et al., 2012; Rodrigues et al., 2007).

Para que haja habitat suficiente para favorecer a auto sustentação de todas as espécies do Cerrado é necessário restaurar 5 milhões de hectares (Sampaio et al., 2015). Na prática, as ações de restauração no Cerrado estavam sendo feitas sem embasamento científico, o que resultou em vários insucessos, devido a utilização de técnicas voltadas a florestas tropicais (Cava et al., 2016).

Tem sido cada vez mais frequente a utilização de diferentes técnicas para recuperação de solos degradados. Nesta vertente, o uso de resíduos tem sido reportado como possibilidade de redução de custos com fertilizantes minerais além de ser uma alternativa como disposição final (Boni et al., 2017; Ricci et al., 2010).

Diversos tipos de resíduos têm sido utilizados em ações de recuperação no Cerrado, tais como, cinza de caldeira, macrófitas aquáticas, lodo de esgoto e esterco bovino. O diferencial no uso destes resíduos tem sido associado ao fornecimento de nutrientes, a ganhos em aspectos físicos e microbiológicos do solo, a facilitação do processo de regeneração de espécies arbóreas nativas, dentre outros aspectos (Boni et al., 2017; Bonini et al., 2015; Machado et al., 2014; Mizobata, 2017).

A partir do monitoramento ao longo do tempo, pode-se confirmar o reestabelecimento dos processos ecológicos nas áreas restauradas, auxiliar no planejamento ambiental e na definição das futuras estratégias de ação (Rodrigues et al., 2009). O monitoramento é realizado por meio da análise de indicadores ecológicos, os quais possibilitam avaliar os métodos de restauração ecológica empregados e assim garantir maior grau de segurança à recomendação técnica (Lima et al., 2015).

A cobertura do solo com vegetação nativa, a densidade e a diversidade de espécies regenerantes são indicadores ecológicos e quando alcançados considera-se que a restauração obteve sucesso, caso contrário, a formação vegetal pode até causar desequilíbrio na dinâmica florestal (Brancalion et al., 2015).

O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito dos resíduos na indução do processo de recuperação estabelecido há cinco anos, por meio do monitoramento dos indicadores ecológicos cobertura do solo com vegetação nativa, densidade e diversidade de indivíduos nativos regenerantes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e histórico de recuperação

Este trabalho foi desenvolvido em área de solo degradado (Latitude 20° 23' 02" Sul e Longitude 51° 24' 24" Oeste), condicionada e parcialmente revegetada, localizada na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE) da Faculdade de Engenharia, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP/ Câmpus de Ilha Solteira, em Selvíria - MS. A região apresenta clima do tipo Aw (clima tropical com inverno seco) segundo classificação de Köppen (Alvares et al., 2014); a precipitação média anual é de 1.300 mm, a altitude média da área experimental é de 317 m (Figura 1), o relevo é suave a levemente ondulado; os solos predominantes na região são Argissolos e Latossolos Vermelhos Distróficos (Santos et al., 2018).

Figura 1: Localização da área experimental.

Na área em estudo e seu entorno, a vegetação e os horizontes superficiais do solo foram removidos para construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira (SP), ocorrida na década de 60, deixando o subsolo exposto e com regeneração natural limitada. Em novembro de 2011, um experimento foi instalado para condicionamento do subsolo e recuperação da cobertura vegetal em uma área de 3,4 ha.

Neste processo, o preparo do subsolo constou de rompimento e revolvimento dos 0,40 m superficiais com grade pesada, seguida de escarificação. Na sequência foram adicionados resíduo orgânico - RO (macrófitas aquáticas) e agroindustrial - RA (cinza oriunda da queima do bagaço da cana-de-açúcar), ambos aplicados a lanço e incorporados com o auxílio de grade média (Boni et al., 2017).

As doses de RO (0, 16 e 32 t ha⁻¹) e RA (0, 15, 30 e 45 t ha⁻¹), combinadas produziram 12 tratamentos (RO00+RA00, RO00+RA15, RO00+RA30, RO00+RA45, RO16+RA00, RO16+RA15, RO16+RA30, RO16+RA45, RO32+RA00, RO32+RA15, RO32+RA30 e RO32+RA45 t ha⁻¹), cada um com três repetições, compondo 3 blocos (cada bloco com 12 tratamentos), e cada tratamento foi preparado em parcela experimental de 20 x 30 m = 600 m².

A aplicação e incorporação dos resíduos foi feita no mesmo dia em todas as parcelas e a partir de então a área permaneceu em pousio por três meses. Assim, em fevereiro de 2012, dez espécies arbóreas de cerrado foram introduzidas aleatoriamente nesta área e durante os 5 anos que se seguiram, a vegetação nativa que surgiu na área foi mantida.

Em monitoramento realizado no início de 2017 utilizou-se a metodologia proposta na Portaria CBRN 1/2015 publicada em 17 de janeiro de 2015 (São Paulo, 2015). Esta metodologia avalia a cobertura do solo pela vegetação nativa, a densidade de indivíduos nativos regenerantes e o número de espécies nativas.

Cobertura do solo com vegetação nativa - CSVN

A cobertura do solo pela vegetação nativa (CSVN) é medida pela porcentagem de solo coberto por espécies nativas. Em cada uma das parcelas dos tratamentos com os resíduos foram demarcados três transectos (linha de 25 m de comprimento), em diagonal e aleatoriamente, onde foi mensurada a porcentagem de cobertura por vegetação. A mensuração da cobertura considerou apenas espécies arbóreas e gramíneas nativas do Cerrado. Nesta metodologia os valores da CSVN, para uma área de 5 anos, são classificados como críticos quando inferiores a 30%, mínimos quando entre 30 e 80% e adequados quando acima de 80%.

Densidade de indivíduos nativos regenerantes - DINR

A densidade de indivíduos nativos regenerantes (DINR) é determinada pela quantidade de indivíduos nativos de espécies lenhosas (arbustivas ou arbóreas) regenerantes por hectare. Para esta avaliação, foram consideradas duas áreas de 100 m² (25 m de comprimento e 4 m de largura) em cada uma das parcelas dos tratamentos, totalizando 72 áreas analisadas em toda a área experimental. Na amostragem, foram considerados todos os indivíduos com altura ≥ 0,50 m e a DINR foi calculada dividindo-se o número de indivíduos presentes nos 100 m² pela área em hectares, de acordo com a equação abaixo:

$$\text{Densidade da Parcela (ind ha}^{-1}\text{)} = \frac{n^{\circ} \text{indivíduos encontrados na parcela}}{0,01}$$

Os valores de referência para DINR, para áreas de 5 anos, são: crítico – densidade < 200 ind. ha⁻¹; mínimo – densidade entre 200 e 500 ind. ha⁻¹; e adequados – > 500 ind. ha⁻¹.

Número de espécies nativas regenerantes - NENR

O número de espécies nativas regenerantes (NENR) representa a quantidade total de espécies lenhosas nativas (arbustivas ou arbóreas) regenerantes encontradas numa área de 100 m². Para sua determinação foram utilizadas as mesmas áreas de avaliação da DINR e considerados apenas os indivíduos com altura ≥ 0,50 m. O número de espécies identificadas, nas três parcelas que compõe cada tratamento, foram somadas de modo não repetitivo, pois o NENR não representa uma média e sim um somatório.

Os valores de referência para NENR aos 5 anos no Cerrado ou Cerradão são classificados como críticos, quando inferiores a 3 espécies; mínimos, quando entre 3 e 10 espécies; e adequados, quando acima de 10 espécies.

Identificação das espécies regenerantes

Quando a identificação das espécies em campo não foi possível, o material botânico foi coletado ou fotografado para posterior identificação com auxílio de especialistas e literatura especializada. As espécies foram ordenadas em famílias de acordo com o Angiosperm Phylogeny Group (2016). As síndromes de dispersão das espécies arbóreas identificadas foram determinadas seguindo a classificação adotada por Van Der Pijl (1982), segundo a qual as espécies podem ser classificadas em três grandes grupos de acordo com as características das unidades de dispersão das sementes: 1) anemocoria - dispersão pelo vento; 2) autocoria - auto-dispersão ou dispersão sem a ação de um agente dispersor; e 3) zoocoria - dispersão por animais.

Análises dos dados

A hipótese da normalidade foi testada por meio do teste de Shapiro-Wilk e a análise de variância (ANOVA) dos dados foi realizada de acordo com Pimentel-Gomes (2009), seguindo o delineamento em blocos casualizados, em esquema fatorial 3 x 4 completo,

sendo o primeiro fator resíduos orgânico com três níveis (0, 16 e 32 t ha⁻¹) e o segundo fator resíduo agroindustrial com quatro níveis (0, 15, 30 e 45 t ha⁻¹).

Para detectar as diferenças de todos os fatores, foi utilizado o teste F com $p < 0,05$. Uma vez encontrada diferença significativa para o resíduo orgânico (fator com três níveis) foi utilizado o teste de Scoot-Knott com $p < 0,10$ para comparar as médias. Para o resíduo agroindustrial, (fator com quatro níveis) foi realizada a análise de variância na regressão. Nesta, o critério para escolha de um modelo confiável foi verificado a partir do *p-valor* do desvio da regressão e os modelos de regressão polinomial foram selecionados com base nos maiores coeficientes de correlação (R^2), dentre as regressões significativas. As análises estatísticas foram realizadas por meio do software SISVAR (Ferreira, 2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que o indicador ecológico CSVN apresenta resposta significativa para todas as fontes de variação (Tabela 1). Mesmo aplicados cinco anos atrás, o incremento nas doses de resíduos orgânicos e agroindustriais, bem como a interação entre eles, influenciaram positivamente a cobertura (Figura 2), pois as maiores médias são observadas nas combinações das maiores doses. Esses resultados condizem com as afirmativas de Paul (2016), sobre a importância da matéria orgânica no solo, a qual melhora o reservatório de nutrientes importantes aos microrganismos e plantas, conserva a umidade e reduz as variações na temperatura do solo, assim, a adição dos resíduos contribuiu para dar início ao restabelecimento da vegetação no subsolo em estudo.

Tabela 1 - Valores médios para cobertura do solo por vegetação nativa (CSVN), densidade de indivíduos nativos regenerantes (DINR) e número de espécies nativas regenerantes (NENR), bem como Quadrado médio das fontes de variação (FV) avaliadas, média geral, coeficiente de variação (CV%) e testes de comparações múltiplas.

Doses (t ha ⁻¹)	CSVN (%)	DINR (ind. ha ⁻¹)	NENR (nº sp.)
RO		Médias	
0	27 b	154 b	0,9 b
16	36 a	383 a	1,7 a
32	40 a	475 a	1,9 a
RA		Médias	
0	24	383	2,2
15	35	556	1,9
30	37	284	1,3
45	41	117	0,7
Regressão para RA	$\hat{y}^{***} = 26,488 + 0,3488x$	$\hat{y}^{***} = 496,667 - 7,0740x$	$\hat{y}^{***} = 2,267 - 0,0341x$
P valor	0,0001	0,0082	0,0001
R²	0,8679	0,5615	0,9751
Fator de variação		Quadrados Médios	
Bloco	1.240,089***	387.916,667*	0,542 ^{ns}
RO	1.594,952***	655.416,667**	7,292**
RA	1.419,878***	601.620,370***	8,037***
RO x RA	522,976***	273.564,815*	3,828*
Média geral	34,33	337,50	1,50
CV (%)	36	109	87

RO = resíduo orgânico; RA = resíduo agroindustrial. Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Skott Knott a 10%. ***, ** e * = valores significativos para $P \leq 0,01$, $\leq 0,05$ e $\leq 0,10$, respectivamente, pelo Teste F; ^{ns} = valores não significativos.

Figura 2. Valores médios da cobertura do solo com vegetação nativa (CSVN) para os tratamentos e indicação dos limites crítico, mínimo e adequado. Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott para $p < 0,05$ ($F_{cal} = 5,115^*$; coeficiente de variação = 41%; média geral = 34,26). A comparação das médias para as doses de RO (0, 16 e 32 $t\ ha^{-1}$) é verificada pelos índices 1, 2, 3 e 4, respectivamente, nas doses de RA (1 = 00; 2 = 15, 3 = 30 e 4 = 45 $t\ ha^{-1}$), para doses de RA são apresentadas as equações de regressão.

Apesar dos efeitos positivos dos resíduos para a cobertura, a maioria dos tratamentos apresentaram valores mínimos (entre 30 e 80%) para o indicador e distantes da classificação adequada (> 80%). Os tratamentos que apresentaram as maiores médias de CSVN foram o RO32+RA30 $t\ ha^{-1}$ com 45% e o RO32+RA45 $t\ ha^{-1}$ com 52%, ou seja, aqueles com as maiores doses de resíduos. Ao avaliar a cobertura de um projeto com cinco anos de restauração no Cerrado, Degrandi (2017) também obteve cobertura inferior ao nível adequado, com média geral para CSVN de 65%, demonstrando a lentidão do processo de recuperação, o que pode estar relacionado ao tipo de degradação ocorrido na área, dificultando o alcance do nível de adequação desejado pela Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014).

No tratamento sem adição de resíduos, RO00+RA00 $t\ ha^{-1}$, a cobertura foi de apenas 9,5%, sendo a menor entre todos os tratamentos, o que mostra a importância dos resíduos para aumentar a cobertura vegetal da área. O tratamento RO32+RA00 $t\ ha^{-1}$, apresentou resultado crítico para cobertura, com 27%, porém, bastante próximo do mínimo exigido (30%).

No geral, a CSVN obtida nas avaliações está dentro da margem de tolerância para o prazo de cinco anos e cumpre as exigências mínimas, exceto os tratamentos RO00+RA00 e RO32+RA00 $t\ ha^{-1}$. Para aumentar a cobertura vegetal, outras iniciativas podem ser realizadas, como o plantio de leguminosas forrageiras dos gêneros *Stylosanthes* e *Calopogonium*, que tem se mostrado eficazes na recuperação de áreas degradadas, além de serem nativos do Cerrado (Alves et al., 2012; Guglieri-Caporal et al., 2010, Calheiros et al., 2015). O controle eficaz dos processos erosivos também deve ser considerado (Honda & Durigan, 2017), tendo em vista que a baixa taxa de infiltração de água na área experimental (10 $cm\ h^{-1}$) identificada por Rodrigues et al. (2007), pode estar acarretando o araste de sementes e de material orgânico para fora da área em restauração durante os períodos chuvosos, dificultando o estabelecimento da vegetação.

Os resultados obtidos para a densidade de indivíduos nativos regenerantes e o número de espécies nativas regenerantes apresentam respostas significativas para a maioria as fontes de variação (Tabela 1), apenas o fator bloco não foi significativo para NENR; para a maioria dos tratamentos os valores dos indicadores foram mínimos (Figura 3 e 4). Estes resultados não surpreendem, uma vez que o surgimento de espécies regenerantes tende a ser baixo nos

estágios iniciais da restauração e crescente ao longo do tempo, como já relatado em outros trabalhos de restauração (Lima et al., 2016; Schievenin et al., 2012; Viani & Rodrigues, 2008).

Figura 3. Valores médios para densidade de indivíduos regenerantes (DINR) por tratamento e indicação dos limites crítico, mínimo e adequado da DINR. Barras seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott, para $p < 0,05$ ($F_{cal} = 2,992^*$, coeficiente de variação 112,64%; média geral=337,5. A comparação das médias para as doses de RO (0, 16 e 32 t ha⁻¹) é verificada pelos índices 1, 2, 3 e 4, respectivamente, nas doses de RA (1 = 00; 2 = 15; 3 = 30 e 4 = 45 t ha⁻¹), para doses de RA são apresentadas as equações de regressão.

Três tratamentos apresentaram valores críticos para densidade; no tratamento RO00+RA45 t ha⁻¹ não se observou nenhum regenerante, e o tratamento RO32+RA45 t ha⁻¹ apresentou o segundo menor valor. Para este último, esperava-se um comportamento mais próximo dos tratamentos RO32+RA15 e RO32+RA30 t ha⁻¹, por terem recebido a mesma dose de resíduo orgânico (32 t ha⁻¹).

Apesar do baixo valor de DINR, o tratamento RO32+RA45 t ha⁻¹ apresentou 52% de cobertura, o melhor resultado entre todos os tratamentos, isto pode ser consequência da dominância de espécies herbáceas forrageiras, como gramíneas e leguminosas nativas. Existem espécies de gramíneas do Cerrado que influenciam negativamente a regeneração natural de indivíduos arbóreos, além de competir com estes por nutrientes e umidade (Guilherme, 2000; Pereira et al., 2013).

Os tratamentos que não receberam resíduos orgânicos apresentaram três dos quatro menores valores de densidade, sugerindo influência deste resíduo na quantidade de regenerantes. As doses crescentes de resíduo agroindustrial (Figura 3) dentro de cada dose do resíduo orgânico apresentam resultados semelhantes entre si ou decrescentes para DINR, o que indica ausência de efeitos de resíduo agroindustrial sobre a densidade.

Os tratamentos com os maiores valores de densidade foram o RO32+RA15 t ha⁻¹ com 1000 ind. ha⁻¹, seguido de RO16+RA00 e RO16+RA15 t ha⁻¹, ambos com 517 ind. ha⁻¹. Os tratamentos citados receberam 16 ou 32 t ha⁻¹ de resíduo orgânico e doses variadas de resíduo agroindustrial, destacando a importância da matéria orgânica oriunda do resíduo orgânico, em detrimento do agroindustrial, para aumento da densidade.

Apesar das dificuldades na entrada de propágulos ser um dos fatores que mais influenciam na recomposição do extrato regenerante em processos de restauração (Souza & Batista, 2004), esta não parece ser a justificativa para a baixa densidade obtida, dada a existência de fragmentos de Cerrado nas proximidades da área experimental. Assim, isto parece estar mais relacionado com as condições do subsolo, que apesar de ter suas propriedades melhoradas com a adição de resíduos (Boni et al., 2017), ainda não apresentou resposta tão expressiva quanto aos regenerantes, mas significativa, dado o grau de degradação.

Apenas o tratamento RO00+RA45 t ha⁻¹ apresentou valor crítico para NENR (Figura 4) com menos de três espécies. Os tratamentos RO16+RA00, RO32+RA00 e RO32+RA15 t ha⁻¹ foram os únicos a apresentar NENR adequado, os dois primeiros com 13 espécies cada e o último com 12. No geral, o que se observa é que a presença de resíduo orgânico influencia positivamente o número de espécies nativas regenerantes. O teste de médias Skott-Knott não foi aplicado nos dados apresentados na Figura 4 por se tratarem do somatório das espécies observadas nos levantamentos e não das médias.

Figura 4: Número de espécies nativas regenerantes (NENR) por tratamento e indicação dos limites crítico, mínimo e adequado para o NENR. (F cal = 3,352*, coeficiente de variação 86,21%; média geral = 3). RO = Resíduo Orgânico (00, 16 e 32 t ha⁻¹), RA = Resíduos Agroindustrial (00, 15, 30 e 45 t ha⁻¹).

A identificação dos indivíduos arbóreos dentro dos tratamentos revelou 26 espécies distribuídas em 16 famílias (Tabela 2). Fabaceae e Annonaceae foram as famílias mais representadas, respectivamente, com 7 e 3 espécies cada; Dilleniaceae e Malpighiaceae contribuíram com duas espécies cada e famílias restantes contribuíram com apenas uma espécie cada.

Vários trabalhos de identificação de espécies regenerantes em áreas de Cerrado em processo de restauração ou regeneração natural apontam a família Fabaceae como a mais representativa em número de espécies (Pinheiro & Durigan, 2012; Bordino et al., 2018). Isto pode ser explicado pela grande plasticidade ecológica da família, o que permite que habite ambientes em situações adversas (Araújo et al., 2006).

Foram amostrados 243 indivíduos arbóreos regenerantes. Dentre as espécies que apresentaram maior ocorrência, destacam-se *Curatella americana*, com 99 indivíduos, e *Bowdichia virgilioides*, com 32, as quais representam 40,74% e 13,17%, respectivamente, do total de regenerantes amostrados. Juntas, as duas espécies representam 53,91% do total de regenerantes, o que pode ser justificado pela presença de indivíduos arbóreos adultos nas proximidades da área experimental, que contribuem para a entrada de sementes. Ambas são espécies de ampla ocorrência em diversas áreas de cerrado no Brasil (Cava et al., 2016; Mews et al., 2011; Zanelli, 2013).

A espécie *Curatella americana* também foi a de maior ocorrência no levantamento realizado por Felfili et al. (2002) em um ambiente natural, de baixo impacto antrópico, isso indica que a alta ocorrência observada na área experimental não retrata um desequilíbrio e sim uma tendência natural. Calgaro et al. (2015), relata a importância de *Curatella americana* como espécie nucleadora, pois é uma das primeiras a surgir e atuar como facilitadora da regeneração de outras espécies sob sua copa. Felfili et al. (1993) observam que a espécie é mais abundante em cerrados de baixa altitude, situação da área de estudo.

Citada em diversos trabalhos, a espécie *Bowdichia virgilioides* é uma das espécies de maior ocorrência em áreas de cerrado e de ampla distribuição no bioma (Finger & Finger, 2015; Costa et al., 2004) ratificando sua abundância nesta área. Além disto, a espécie pode atuar como pioneira, possui tolerância à seca e capacidade de ocupar solos inférteis (Carvalho, 2002).

Tabela 2. Espécies arbóreas nativas regenerantes espontâneas, organizadas por família, nome popular e síndrome de dispersão, encontradas na área experimental em janeiro de 2017.

Nome científico /Família	Nome popular	Dispersão
Anacardaceae		
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçaleiro	Anemocoria
Annonaceae		
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Araticum	Zoocoria
<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.	Araxicum	Zoocoria
<i>Annona phaeoclados</i> Mart.	Ata-vermelha	Zoocoria
Apocynaceae		
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	Pau-de-leite	Anemocoria
Celastraceae		
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	Bacupari-do-cerrado	Zoocoria
Connaraceae		
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Araruta-do-campo	Zoocoria
Dilleniaceae		
<i>Curatella americana</i> L.	Lixeira	Zoocoria
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Lixeirinha	Zoocoria
Ebanaceae		
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	Caqui-do-mato	Zoocoria
Euphorbiaceae		
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Canudo-de-pito	Zoocoria
Fabaceae		
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	Cascudinho	Anemocoria
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	Sucupira-branca	Anemocoria
<i>Bauhinia curvula</i> Benth.	Pata-de-vaca-branca	Autocoria
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira-preta	Anemocoria
<i>Diptychandra aurantiaca</i> (Mart.) Tul.	Balsaminho	Anemocoria
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub	Canafistula	Anemocoria
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Amargosa	Anemocoria
Lamiaceae		
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Milho-de-grilo	Zoocoria
Malpighiaceae		
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	Murici-mirim	Zoocoria
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich. Ex Juss.	Murici-grande	Zoocoria
Moraceae		
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Mama-cadela	Zoocoria
Rubiaceae		
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	Marmelo-de-bola	Zoocoria
Salicaceae		
<i>Casearia sylvestris</i> Sw	Guaçatonga	Zoocoria
Solanaceae		
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Lobeira	Zoocoria
Vochysiaceae		
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Pau-terra-miúdo	Anemocoria

A espécie *Mabea fistulifera* foi a única a apresentar regenerantes a partir das mudas introduzidas, fato registrado desde o terceiro ano após o plantio das mudas (Boni, 2017), isso indica sua adaptação as condições da área experimental. *Mabea fistulifera* é uma espécie pioneira de crescimento inicial rápido, resistente a seca, produz grandes quantidades de sementes anualmente e apresenta ocorrência comum em áreas de impacto antrópico acentuado (Lorenzi, 1992; Campos Filho & Sartorelli, 2015; Gomes, 2009).

Mais da metade das espécies arbóreas identificadas (57,7%) possuem síndrome de dispersão por zoocoria (Tabela 2), indicando que a área possui trânsito de animais silvestres. Segundo Reis et al. (2014), este fator promove a conectividade da área em processo de restauração com outros remanescentes naturais, influenciando positivamente a riqueza e a densidade dos regenerantes (Darronco, 2013). Ferreira et al. (2010) em avaliação a uma área de restauração de aproximadamente 13 anos de idade, também observou o predomínio de espécies zoocóricas em 62,5% dos regenerantes, pois esta é a forma de dispersão mais frequente em florestas tropicais (Reis & Kageyama, 2003).

CONCLUSÃO

Os resíduos utilizados atuaram como facilitadores da cobertura do solo com vegetação nativa, embora esta ainda não tenha atingido o nível desejado de recobrimento, para uma área em recuperação há cinco anos.

A dose de 32 t ha⁻¹ de resíduo orgânico, combinada às doses de 30 e 45 t ha⁻¹ de resíduo agroindustrial, proporcionaram o maior recobrimento da superfície com vegetação nativa.

Para DINR e NENR os resultados não são tão claros, mas o resíduo orgânico contribui para o desempenho positivo destas variáveis.

Das espécies nativas introduzidas na área *Mabea fistulifera* foi a única a apresentar regenerantes.

Curatella americana e *Bowdichia virgilioides* foram as espécies espontâneas regenerantes de maior densidade.

Transcorridos 5 anos do início do processo de recuperação tem-se 26 espécies nativas regenerantes, pertencentes a 16 famílias, onde a Fabaceae é a família de maior número de espécies.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Alves, M. C., Nascimento, V., & Souza, Z. M. (2012). Recuperação em área de empréstimo usada para construção de usina hidrelétrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16(8), 887-893. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000800011>.
- Angiosperm Phylogeny Group – APG. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1-20. <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385>.
- Araújo, F. S., Martins, S. V., Meira Neto, J. A. A., Lani, J. L., & Pires, I. E. (2006). Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, 30(1), 107-116. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000100013>.
- Boni, T. S. (2017). *Vegetação espontânea e atividade microbiológica como indicadores da recuperação de uma área degradada no cerrado* (Dissertação de mestrado). Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.
- Boni, T. S., Mizobata, K. K. G. S., Silva, M. S. C., Monteiro, L. N. H., Barbieri, R. S., Maltoni, K. L., & Teixeira Filho, M. C. M. (2017). Chemical soil attributes of Cerrado areas under different recovery managements or conservation levels. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 9(5), 115-121. <http://dx.doi.org/10.5897/IJBC2016.1065>.
- Bonini, C. S. B., Alves, M. C., & Montanari, R. (2015). Sewage sludge and mineral fertilization on recovery of chemical properties of a degraded soil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 19(4), 388-393. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n4p388-393>.

- Bordino, L. F., Neto, M. J., & Bliny, R. C. B. (2018). Levantamento florístico de um fragmento de cerrado em recuperação no Distrito Industrial de Três Lagoas-ms. *Revista Saúde e Meio Ambiente*, 6(1), 45-55.
- Brancalion, P. H. S., Durigan, G., Chaves, R. B., & Aronson, J. (2015). On the need of frameworks for assenssing restoration projects secess: new perspective from São Paulo state. *Restoration Ecology*, 23(6), 754-759.
- Calgaro, H. F., Buzetti, S., Silva, L. R., Stefanini, L., Miranda, L. P. M., Moraes, M. A., & Moraes, M. L. T. (2015). Distribuição natural de espécies arbóreas em áreas com diferentes níveis de antropização e relação com os atributos químicos do solo. *Revista Árvore*, 39(2), 233-243. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000200003>.
- Calheiros, A. S., Lira Júnior, M. A., Santos, M. V. F., Lyra, M. C. C. P. (2015). Efetividade simbiótica e competitividade de rizóbios de calopogônio isolados de três coberturas vegetais, em Argissolo Vermelho-Amarelo da Zona da Mata Pernambucana. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 39, 367-376.
- Campos Filho, E. M., & Sartorelli, P. A. R. (2015). *Guia de árvores com valor econômico* (139 p.). São Paulo: Agroicone.
- Carvalho, P. E. R. (2002). *Espécies Arbóreas Brasileiras* (Vol. 2, 627 p). Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas.
- Cava, M. G. B., Iserhagen, I., Mendonça, A. H., & Durigan, G. (2016). Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea*, 43(2), 301-315. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-18/2016>.
- Costa, I. R., Araujo, F. S., & Lima-Verde, L. W. (2004). Flora e aspectos auto-ecológicos de um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 18(4), 759-770. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000400006>.
- Darronco, C. (2013). *Atributos funcionais de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantios de mata ciliar* (Dissertação de mestrado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Degrandi, L. (2017). *Monitoramento de projeto de restauração de cerrado na estação experimental de Mogi-Guaçu* (Trabalho de Conclusão de Curso). Universidade de São Paulo, Escola Superior De Agricultura "Luiz De Queiroz", Piracicaba.
- Felfili, J. M., Nogueira, P. E., Silva Júnior, M. C., Marimon, B. S., & Delitti, W. B. C. (2002). Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa - MT. *Acta Botanica Brasílica*, 16(1), 103-112. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000100012>.
- Felfili, J. M., Silva Júnior, M. C., Rezende, A. V., Machado, B. W. T., Silva, P. E. N., & Hay, J. D. (1993). Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 6(2), 27-46. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33061992000200003>.
- Ferreira, D. F. (2014). SISVAR: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. *Ciência Agropecuária*, 38(2), 109-112. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542014000200001>.
- Ferreira, W. C., Botelho, S. A., Davide, A. C., Faria, J. M. R., & Ferreira, D. F. (2010). Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*, 34, 651-660.
- Finger, Z., & Finger, F. A. (2015). Fitossociologia em comunidades arbóreas remanescentes de cerrado sensu stricto no Brasil central. *Floresta*, 45(4), 769-780. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v45i4.30860>.
- Gomes, P. B. (2009). *Análise espacial de espécies arbóreas pertencentes à Floresta Estacional Semidecidual e ao Cerradão baseada em imagens de alta resolução espacial*. (Dissertação de mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Guglieri-Caporal, A., Corporal, F. J. M., & Pott, A. (2010). Phytosociology of sown pasture weeds under two levels of degradation in Brazilian savanna areas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 40(3), 312-321.
- Guilherme, F. A. G. (2000). Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria. *Cerne*, 6(1), 60-66.
- Honda, E. A., & Durigan, G. A. (2017). Restauração de ecossistemas e a produção de água. *Hoehnea*, 44(3), 315-327. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>.
- Lima, P. A. F., Albuquerque, L. B., Malaquias, J. V., Gatto, A., & Aquino, F. G. (2016). Eficiência de regenerantes como indicador de restauração ecológica no Cerrado, Brasil. *Revista de Ciências Agrárias*, 39(3), 437-446.

- Lima, P. A. F., Pachêco, B. S., Sousa, S. R., Gatto, A., Aquino, F. G., & Albuquerque, L. B. (2015). *Indicadores ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica* (Documento, 327). Planaltina, DF: Embrapa Cerrados.
- Lorenzi, H. (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil* (384 p.). Nova Odessa: Editora Plantarum.
- Machado, K. S., Maltoni, K. L., Santos, C. M., & Cassiolato, A. M. R. (2014). Resíduos orgânicos e fósforo como condicionantes de solo degradado e efeitos sobre o crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog. *Ciência Florestal*, 24, 541-52.
- Mews, H. A., Marimon, B. S., Maracahipes, L., Franczak, D. D., & Marimon-Junior, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 73-82. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100007>.
- Mizobata, K. K. G. S. (2017). *Alterações de atributos físicos de subsolo revegetado e condicionado com resíduos, para recuperação de ambiente degradado no cerrado* (Dissertação de mestrado). Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.
- Neres, J. C. I., Ferreira, M. E., & Da Silva Júnior, N. J. (2012). Análise Socioambiental de Bacia Hidrográfica com Usinas Hidroelétricas. *Mercator (Fortaleza)*, 11(24), 169-185. <http://dx.doi.org/10.4215/RM2012.1124.0011>.
- Paul, E. A. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 109-126. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>.
- Pereira, S. R., Laura, V. A., & Souza, A. L. T. (2013). Establishment of Fabaceae Tree Species in a Tropical Pasture: Influence of Seed Size and Weeding Methods. *Restoration Ecology*, 21(1), 67-74. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00858.x>.
- Pimentel-Gomes, F. (2009). *Curso de estatística experimental* (15. ed., 451 p.), Piracicaba: ESALQ.
- Pinheiro, E. S., & Durigan, G. (2012). Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do cerrado em Assis, SP, Brasil. *Revista Árvore*, 36(1), 181-193. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000100019>.
- Reis, A., & Kageyama, P. Y. (2003). Restauração de áreas degradadas utilizando interação interespecíficas. In P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, F. B. Gandara (Orgs.), *Restauração ecológica de ecossistemas naturais* (pp. 90-110). Botucatu: FEPAP.
- Reis, A., Bechara, F. C., Tres, D. R., & Trentin, B. E. (2014). Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal*, 24(2), 509-519. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509814591>.
- Ricci, A. B., Padovani, V. C. R., & Paula Júnior, D. R. (2010). Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - Atributos químicos e revegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(2), 543-551. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200028>.
- Rodrigues, G. B., Maltoni, K. L., & Cassiolato, A. M. R. (2007). Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11, p. 73-80.
- Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. S., & Isernhagen, I. (2009). *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal* (264 p.). São Paulo: Instituto BioAtlântica.
- Sampaio, A. B., Vieira, D. L. M., Cordeiro, A. O. O., Aquino, F. G., Sousa, A. P., Albuquerque, L. B., Schmidt, I. B., Ribeiro, J. F., Pellizzaro, K. F., Sousa, F. S., Moreira, A. G., Santos, A. B. P., Rezende, G. M., Silva, R. R. P., Alves, M., Motta, C. P., Oliveira, M. C., Cortes, C. A., & Ogata, R. (2015). *Guia de restauração do Cerrado: volume 1: semeadura direta*. Brasília, DF: Universidade de Brasília, Rede de Sementes do Cerrado.
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A., Araujo Filho, J. C., Oliveira, J. B., & Cunha, T. J. F. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos* (5. ed.). Brasília, DF: EMBRAPA.
- São Paulo. (2014, 03 de abril). Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014, estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*.
- São Paulo. (2015, 17 de janeiro). Portaria CBRN Nº 01, de 17 de janeiro de 2015, estabelece o protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, 17 jan. 2015.

- Schievenin, D. F., Tonello, K. C., Silva, D. A., Valente, R. O. A., Faria, L. C., & Thiersch, C. R. (2012). Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal*, 19(1), 95-108.
- Silva, S. D., Franco, J. L. A., & Drummond, J. A. (2015). Devastação florestal no oeste brasileiro: colonização, migração e a expansão da fronteira agrícola em Goiás. *Revista de História Iberoamericana*, 8(2), 10-31.
- Souza, F. M., & Batista, J. L. F. (2004). Restoration of seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*, 191, 185-200.
- Van Der Pijl, L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants* (3rd ed., 187 p.). New York: Springer Verlag. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>.
- Viani, R. A. G., & Rodrigues, R. R. (2008). Impacto da remoção de plântulas sobre a estrutura da comunidade de regenerante de Floresta Estacional Semidecidual. *Acta Botanica Brasilica*, 22(4), 1015-1026. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000400012>.
- Zanelli, C. B. (2013). *Florística e fitossociologia da comunidade lenhosa no sub-bosque de um cerradão em Assis, SP*. (Dissertação de mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas.

Contribuição dos Autores: FHF: Investigação, metodologia, análise formal, escrita-primeira redação, revisão e edição; KLM: Conceituação, supervisão, recursos, escrita – revisão e edição; TSB: Metodologia e análise formal; GAF: Análise formal e validação; AAR: metodologia e escrita-revisão e edição.