

Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Departamento de Ecologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Dinâmica da regeneração natural de áreas em restauração pela  
transposição de solo superficial de cerrado e de floresta estacional**

Maxmiller Cardoso Ferreira

Brasília  
Abril de 2015



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Departamento de Ecologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Dinâmica da regeneração natural de áreas em restauração pela  
transposição de solo superficial de cerrado e de floresta estacional**

Maxmiller Cardoso Ferreira

Orientador Dr. Daniel Luis Mascia Vieira

Dissertação submetida ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília, DF

2015



Dissertação de Mestrado

**MAXMILLER CARDOSO FERREIRA**

Título:

“Dinâmica da regeneração natural de áreas em restauração pela transposição de solo superficial de cerrado e de floresta estacional”

**Banca Examinadora:**

*Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira*  
Presidente  
EMBRAPA

*Prof. Dr. Aldicir Osni Scarjot*  
Membro Titular  
EMBRAPA

*Prof. Dr. Carlos Romero Martins*  
Membro Titular  
IBAMA

*Prof. Dr. Alexandre Bonesso Sampaio*  
Suplente  
ICMBIO

## **Dedico essa dissertação para minha família**

Minha mãe, Maria Aparecida Cardoso Ferreira; minha avó Valdira Vaz Ferreira; e meus irmãos, Daniella Cardoso de Paiva, Monique Cardoso de Almeida, Marlon B. Cardoso de Andrade e Karolayne Cardoso Fernandes.

Também, em memória de meu pai, Vandelino Ribeiro de Paiva

Todos eles me deram a força e persistência para seguir.

Meu pai ensinou a caneta, em vez de foice,

Minha mãe a coragem, em vez de fraqueza.

“Pranta é igual gente ruim,

Cê corta, corta,

Feri, ferri, e até mata;

Mas é dura e brota,

Só que diferente gente,

Pranta num é ruim não.”

## Agradecimentos

Agradeço especialmente ao Daniel Vieira e ao Hélder Nagai, por terem possibilitado que eu chegasse até aqui; os dois ensinaram para além da fria teoria.

Aos companheiros da Embrapa, Bruno Walter e Anderson Sevilha, por toda ajuda, questionamento e estímulo para o desenvolvimento do trabalho. Também, ao Sérgio Noronha, Aécio e João Benedito pelas importantes contribuições no decorrer do trabalho.

Aos campaneiros de Pós-graduação Aelton Giroldo e Ricardo Haidar por todas as discussões sobre Cerrado e Mata Seca; e que pretendo levar vida a fora como amigos. Também, a Pamela Moser e João Bernardo por todas as dicas e sugestões durante a redação do trabalho.

Em especial, agradeço a Professora Isabel Schmidt e ao Xandão pelos estímulos, ensinamentos, questionamentos e amizade.

Agradeço fortemente a Silvia Rodrigues e a Monique Alves por todos os dias de chuva, lama, carros atolados e escavações durante a coleta de dados... E ao meu irmão Marlon que também ajudou a medir milhares de fragmentos de plantas.

Ao Seu Orestes, que tive o prazer de conhecer durante a construção do experimento; e ao Altair, vizinho de uma das áreas, que disponibilizou seu tempo para ajudar a montar e operar a irrigação.

Também, a Gisele 2.3 Diesel e a bicicleta, pelo transporte proporcionado no dia a dia.

Aos irmãos da *boteco* Gustavo Mariano, Daniel Chaves (Capitão) e Leonardo Borges, que me acolheram em Brasília; e a todos os outros que chegaram para fazer, ou que já eram parte da família Artur de Paula, Marco Túlio Furtado, Ebenézer Rodrigues, Raphael Matias, Túlio Freitas, Luis Paulo, Pablo Monolito e Guilherme Piranha. Também aos agregados da casa Raissa Ribeiro, Keiko Fueta, Gustavo Paiva, Helena Lara, Rodrigo Cruvinel, Daniela Belhs, Romina Cardozo, Letícia Gomes, Laura Orioli e Lívia Moura, que ofereceram a amizade, algo cada vez mais raro de encontrar.

E aos membros da banca examinadora que aceitaram o convite de avaliar o trabalho.

## Resumo

A ecologia da restauração busca entender as características da regeneração natural de um ecossistema e usar essa informação para desenvolver métodos que despertem ou acelerem a trajetória de um estado degradado a um de maior complexidade. A camada superficial do solo (CSS; *topsoil*) removida em obras de engenharia ou mineração, vem sendo utilizada como fonte de substrato, solo fértil e propágulos, podendo promover a restauração da vegetação. Esta dissertação teve o objetivo de testar a efetividade da transposição da CSS de cerrado *stricto sensu* e de floresta estacional decidual para a restauração. O capítulo 1 trata de um experimento de transposição de 2,5 ha de CSS de cerrado suprimido para a construção de prédios. A CSS juntamente com material vegetativo foi transferida para uma área de empréstimo de solo de 1 ha. Aos 37 meses, foram encontradas 24 espécies herbáceas, 40 arbustivas e 21 arbóreas. Noventa e um por cento das espécies lenhosas originaram de rebrotas. Plantas lenhosas apresentaram 0,5 ind./m<sup>2</sup> aos 37 meses e gramíneas nativas e exóticas invasoras ocupavam todo o solo. O capítulo 2 trata da remoção de 2,1 ha de CSS de floresta estacional decidual para expandir uma cava de mineração de calcário. A CSS foi depositada em uma pastagem de 1,9 ha. Foram testados (i) diferentes formas de deposição, (montes sem espalhar, material espalhado com 40 cm e com 20 cm de espessura, e controle sem deposição); e (ii) irrigação durante a estação seca após a deposição (irrigado e controle). Aos 12 meses, 39 espécies de árvores, quatro arvoretas, seis lianas, três arbustos, nove subarbustos e 37 ervas foram amostrados nas áreas depositadas. Rebrotas de fragmentos de raiz foram responsáveis por 74% das árvores e 60% das lianas regenerantes. A sobrevivência das plantas foi alta independente da irrigação. Espécies de árvores pioneiras chegaram pela chuva de sementes. Os tratamentos de deposição não diferiram entre si, e tiveram seis vezes mais espécies (23 vs. 4) e oito vezes mais indivíduos (1,53 vs. 0,20 ind./m<sup>2</sup>) de espécies lenhosas do que a área sem deposição. Herbáceas e arbustivas ruderais cobriam 68% do solo nas áreas depositadas, enquanto gramíneas invasoras rebrotaram e cobriram a área sem deposição. No cerrado, gramíneas (ex. *Aristida* sp. e *Echinolaena inflexa*), arbustos (ex. *Anemopaegma glaucum* e *Mimosa setosa*) e árvores (ex. *Handroanthus ochraceus* e *Machaerium opacum*) nativas proporcionaram a formação de uma fisionomia savânica, porém é necessário realizar o controle de gramíneas exóticas invasoras desde o início da restauração. Na floresta, ervas (ex. *Mesosphaerum suaveolens* e *Stachytarpheta cayennensis*), arbustos (ex. *Chromolaena maximiliani* e *Solanum sisymbriifolium*), árvores pioneiras (ex. *Guazuma ulmifolia* e *Trema micranta*) e rebrotas de árvores de dossel (ex. *Anadenanthera colubrina* e *Dilodendron bipinnatum*), árvores de sub-bosque (ex. *Campomanesia velutina* e *Sebastiania brasiliensis*) e lianas (ex. *Mandevilla hirsuta* e *Serjania* sp.) iniciaram a sucessão secundária. Testes de diferentes épocas de transposição, que priorizem a densidade e a composição do banco de sementes, a melhor época de recrutamento e formas estratificadas de coletar e depositar o solo podem melhorar o método para savanas e florestas estacionais no bioma Cerrado.

**Palavras chave:** recuperação de áreas degradadas, *topsoil*, rebrota, banco de gemas, banco de sementes, Cerrado, mata seca.

## Abstract

Ecological restoration aims to understand the natural regeneration traits of an ecosystem and use that information to develop methods that stimulate or accelerate the trajectory of a degraded state to a more complex state. In places where topsoil is removed, as in civil construction and mining, it has been used as a source of substrate, fertile soil and seeds, promoting the restoration of vegetation. This dissertation aimed to test the effectiveness of topsoil translocation of savanna and deciduous forest for restoration. In Chapter 1, 2.5 ha of topsoil of cerrado was removed for the construction of buildings. The topsoil along with plant material was translocated to a 1 ha gravel pit. At 37 months, we found 24 herbaceous species, 40 shrubs and 21 trees. Ninety-one percent of woody species originated from resprouts. At 37 months, woody plants had 0.5 ind./m<sup>2</sup> and native and invasive exotic grasses covered the ground. In chapter 2, 2.1 ha of topsoil of seasonally deciduous forest were removed to expand a limestone mining pit. Topsoil translocation to a 1.9 ha pasture. We tested (i) different forms of deposition, (hills without spreading, topsoil spreading with 40 cm and 20 cm, and control without deposition); and (ii) irrigation during the dry season after deposition (irrigated and control). At 12 months, 39 species of trees, four small trees, six lianas, three shrubs, nine subshrubs and 37 herbs were sampled in deposited areas. Regrowth of root fragments were responsible for 74% of the trees and 60% of the lianas individuals. Plant survival was high independent of irrigation. Pioneer tree species arrived from seed rain, instead of seed bank. The deposition treatments did not differ among themselves and had six times more species (23 vs. 4) and eight times more individuals (1.53 vs. 0.20 ind./m<sup>2</sup>) of woody species than the area without deposition. Ruderal herbaceous and shrub species covered 68% of the soil deposited in areas; invasive grasses covered the ground in the area without deposition. In the cerrado, the native grasses (eg. *Aristida* sp. and *Echinolaena inflexa*), shrubs (eg. *Anemopaegma glaucum* and *Mimosa setosa*) and trees (eg. *Handroanthus ochraceus* and *Machaerium opacum*) provided a savanna physiognomy, but it is necessary to control invasive exotic grasses. In the forest, the herbs (eg. *Mesosphaerum suaveolens* and *Stachytarpheta cayennensis*), shrubs (eg. *Chromolaena maximiliani* and *Solanum sisymbriifolium*), pioneer trees (eg. *Guazuma ulmifolia* and *Trema micranta*) and resprouts of canopy trees (eg. *Anadenanthera colubrina* and *Dilodendron bipinnatum*), understory trees (eg. *Campomanesia velutina* and *Sebastiania brasiliensis*) and lianas (eg. *Mandevilla hirsuta* and *Serjania* sp.) triggered the secondary succession. Testing different transposition times, that prioritize the density and composition of seed bank, the best time of recruitment and testing different methods of collection and deposition of stratified soil, can improve the method to savannas and dry forests in the Cerrado biome.

**Palavras chave:** reclamation, topsoil, resprouting, bud bank, seed bank, Brazilian savanna, tropical dry forest.

# Sumário

<b>Introdução Geral</b> .....	<b>1</b>
Caracterização da regeneração natural no Cerrado.....	5
Relevância deste estudo .....	10
Transposição da camada superficial do solo.....	12
<b>Hipótese</b> .....	<b>13</b>
<b>Objetivos</b> .....	<b>13</b>
<b>Capítulo 1. Transposição da camada superficial do solo de cerrado <i>stricto sensu</i> para restauração ecológica: propagação de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas</b> .....	<b>14</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>14</b>
<b>Materiais e Métodos</b> .....	<b>16</b>
Área de Estudo .....	16
Operação de supressão e transposição da camada superficial do solo.....	17
Coleta dos dados.....	18
Análise dos dados.....	20
<b>Resultados</b> .....	<b>21</b>
<b>Discussão</b> .....	<b>25</b>
Regeneração de espécies arbustivas e arbóreas.....	26
Regeneração de espécies herbáceas .....	29
<b>Conclusões e estímulos para o uso do método</b> .....	<b>31</b>
<b>Recomendações do trabalho</b> .....	<b>32</b>
<b>Capítulo 2. Transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual para restauração ecológica: rebrotas e chuva de sementes promovem a regeneração</b> .....	<b>34</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>34</b>
<b>Materiais e métodos</b> .....	<b>38</b>
Área de estudo.....	38
Operação de supressão e transposição da camada superficial do solo.....	39
Banco de sementes, riqueza e densidade de árvores antes da transposição .....	40
Coleta dos dados.....	42
Análise dos dados.....	45
<b>Resultados</b> .....	<b>47</b>
Origem das plantas regenerantes.....	47

Densidade e riqueza de árvores e lianas .....	47
Mudanças temporais na cobertura do solo .....	51
Efeitos da irrigação na estação seca .....	52
<b>Discussão .....</b>	<b>55</b>
Fontes da regeneração natural .....	56
Sobrevivência e recrutamento .....	58
Qual a melhor forma de se depositar a CSS? .....	59
<b>Conclusões e estímulos para o uso do método .....</b>	<b>62</b>
<b>Recomendações do trabalho .....</b>	<b>63</b>
<b>Considerações finais e recomendações .....</b>	<b>65</b>
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>67</b>

## Lista de Figuras e Tabelas do Capítulo 1

<b>Figura 1.</b> Etapas da restauração de cerrado s.s. no experimento de transposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil. ....	19
<b>Figura 2.</b> Riqueza e densidade de plantas arbustivas e arbóreas aos 5, 15 e 37 meses após a deposição da camada superficial do solo de cerrado s.s., Distrito Federal, Brasil. ....	24
<b>Resumo gráfico.</b> Desenvolvimento da vegetação de cerrado <i>stricto sensu</i> nos três primeiros anos após a deposição da camada superficial do solo de cerrado em uma área de empréstimo de solo desvegetada no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil.....	33
<b>Tabela 1.</b> Famílias, espécies e componentes da vegetação 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil.....	21
<b>Tabela 2.</b> Famílias, espécies (primeiro arbustivas e depois arbóreas), número de indivíduos e alturas mínima e máxima dos indivíduos 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil. ...	27
<b>Tabela 3.</b> Frequência (%) de espécies do estrato herbáceo aos 5, 15 e 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil.....	29
<b>Tabela 4.</b> Porcentagem (%) de cobertura relativa em quatro intervalos de altura (0-0,50 m, 0,51-1,00 m, 1,01-1,50 m e 1,51-2,00 m) 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil. ....	31

## Lista de Figuras e Tabelas do Capítulo 2

<b>Figura 1.</b> Esquema da transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. ....	41
<b>Figura 2.</b> Etapas da transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. ....	44
<b>Figura 3.</b> Fragmentos de planta não rebrotando desenterrados no tratamento depositado em montes seis meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. ....	46
<b>Figura 4.</b> Regenerantes desenterrados aos seis e doze meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil.....	53
<b>Figura 5.</b> Densidade e número de espécies de árvores e lianas ao longo dos três tratamentos de deposição e no controle (sem deposição), 12 meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil.....	54
<b>Figura 6.</b> Mudanças na cobertura solo entre 2º e 12º mês (janeiro e novembro 2014) nos três tratamentos de deposição e no controle sem deposição após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil.....	55

<b>Figura 7.</b> Desenvolvimento da vegetação nos três tratamentos de deposição (Montes, 20 cm e 40 cm) e no controle (sem deposição) no primeiro ano após a transposição da camada superficial do solo, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil.....	61
<b>Figura 8.</b> Efeitos da irrigação entre 15 de junho e 15 de novembro de 2014, entre o início da estação seca e chuvosa, na área de deposição da camada superficial do solo, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil..	62
<b>Resumo gráfico.</b> Desenvolvimento da vegetação de floresta estacional no primeiro ano após a deposição da camada superficial do solo de floresta em uma pastagem com baixa regeneração natural que foi previamente escarificada, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil.....	64
<b>Tabela 1.</b> Famílias, espécies e formas de vida 12 meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil.....	48
<b>Tabela 2.</b> Densidade absoluta (DA) e relativa (R%) dos propágulos que rebrotaram por classe de tamanho (volume = comprimento × diâmetro médio) em relação à densidade total de propágulos em 3 m <sup>3</sup> (D/m <sup>3</sup> ) seis meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Distrito Federal, Brasil.....	50
<b>Tabela 3.</b> Dez principais espécies regenerantes em cada tratamento, forma de regeneração (rebrotam e/ou semente) e as abundâncias absoluta (ind./60m <sup>2</sup> ) e relativa (%) nos três tratamentos de deposição e no controle (sem deposição) 12 meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Distrito Federal, Brasil.....	51

## **Introdução Geral**

Restauração ecológica é o processo passivo ou ativo de garantir que um ecossistema danificado, degradado ou destruído chegue a um estado de referência ou de maior complexidade funcional (SER 2004; Chazdon 2008; Holl & Aide 2011). Isso é possível, unindo os conhecimentos produzidos e acumulados pela biologia, ecologia, ciências ambientais, florestais, agrônômicas e engenharias, que culminam em uma disciplina própria, a Ecologia da Restauração. Essa ciência concebe teorias, conceitos e metodologias que subsidiam a recuperação de ecossistemas (SER 2004). Em ecossistemas terrestres, o desenvolvimento de métodos que favoreçam a recuperação da vegetação natural ou da paisagem cultural é um dos seus principais focos.

No Brasil, o plantio de mudas ainda é o método mais usado para a restauração florestal (Rodrigues et al. 2009). Uma vez que as mudas crescem, elas sombreiam as espécies competidoras e criam habitat para a chegada e estabelecimento de espécies da flora e da fauna. Esse método, quando bem implantado, é eficiente em formações florestais com baixo potencial de regeneração natural (Rodrigues et al. 2009). Em ecossistemas campestres e savânicos, onde as herbáceas, predominantemente graminóides, e os arbustos são as formas de vida dominantes da vegetação (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a; Mendonça et al. 2008), é necessário desenvolver métodos que considerem essas formas de vida (Durigan et al. 2010; Overbeck et al. 2013; Veldman et al. 2015).

Independente do ecossistema, percebeu-se a necessidade de desenvolver métodos mais baratos e que despertem o potencial de regeneração natural, como a condução de plantas remanescentes e/ou rebrotas (Holl et al. 2000; Vieira et al. 2006; Sampaio et al. 2007a), uso de estruturas para atrair dispersores (Holl et al. 2000), semeadura direta

(Campos-Filho et al. 2013), transferência do banco de sementes (Sampaio et al. 2007b) e transferência de feno (Stradic et al. 2014).

Arbustos e árvores adultos, remanescentes em pastagens ou em áreas agrícolas, podem favorecer a recuperação da vegetação nativa, por atrair dispersores e atenuar condições microclimáticas estressantes para germinação e estabelecimento de plântulas (Holl et al. 2000; Vieira 2006a). Além disso, plantas que persistem rebrotando de estruturas subterrâneas e plântulas de espécies colonizadoras podem ser conduzidas para a recuperação da vegetação nativa (Durigan et al. 1998; Aide et al. 2000; Sampaio et al. 2007a). Para isso, é necessário construir cercas que evitem o pastejo intensivo pelo gado e controlar gramíneas exóticas agressivas. Com certo nível de manejo, o próprio gado pode ser usado para controlar as gramíneas sem prejudicar os regenerantes (Durigan et al. 2013). Em ecossistemas com alta resiliência, conduzir regenerantes pré-existentes é uma estratégia efetiva para a restauração (Durigan et al. 1998; Vieira et al. 2006) e talvez seja a menos dispendiosa.

Em ecossistemas onde a dispersão por aves tem grande importância, por exemplo, florestas tropicais úmidas, construir pontos de parada e/ou de alimentação favorece a atração desses animais que podem trazer diásporos de espécies nativas (Howe & Miriti 2004). Arranjos verticais de bambu, madeira e metal podem funcionar como pontos de parada para os dispersores, o que é conhecido como poleiro artificial. Porém, quando esses poleiros são naturais, como torres de cipós ou estacas vivas, uma maior quantidade de diásporos é levada pelos dispersores (Holl et al. 2000). Estacas arbóreas desenvolvem copa rapidamente, sombreando o capim invasor e podem atrair dispersores e criar condições para a germinação das sementes e estabelecimento das plântulas (Holl et al. 2000; Zahawi 2005). É importante ressaltar, que esse método é eficaz apenas se existirem remanescentes de vegetação nas proximidades (Holl et al. 2000, Howe & Miriti 2004). A

viabilidade do primeiro caso depende da disponibilidade de material para sua construção, e a do segundo, da existência de espécies que possam ser propagadas por estaquia.

A semeadura direta consiste em plantar uma grande densidade de sementes em locais onde a dispersão é baixa ou ausente, imitando a dinâmica natural de regeneração, em que muitas sementes são dispersas e apenas uma pequena porção delas germina e se estabelece até à fase adulta. Podem ser usadas espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, dependendo da estrutura e florística do ecossistema, o que favorece a rápida cobertura do solo ou de dossel (Cole et al. 2011; Campos-Filho et al. 2013). Para melhorar a semeadura, é necessário criar condições que favoreçam a germinação, como remoção de gramíneas invasoras e revolvimento do solo, o que pode ser feito com implementos usados na agricultura (Campos-Filho et al. 2013; Silva et al. 2015). Em ecossistemas campestres e savânicos, a semeadura direta tem grande potencial, uma vez que sementes de ervas e arbustos são facilmente coletadas e armazenadas (Aires et al. 2014). Outra vantagem é que os custos são menores do que em plantios de mudas, por evitar os gastos com a produção no viveiro e com plantio no campo (Cole et al. 2013; Campos-Filho et al. 2013).

A transferência do banco de sementes e de feno é usada para implantar uma vegetação inicial ou enriquecer uma comunidade de plantas (Danath et al. 2007; Sampaio et al. 2007b; Kiehl et al. 2010). A primeira tem grande aplicabilidade em ecossistemas sazonais, onde as sementes se acumulam na superfície do solo até o início da estação chuvosa (Vieira & Scariot 2006; Salazar et al. 2011; Andrade & Miranda 2014) e que podem ser transferidas juntamente com a serrapilheira para áreas em recuperação (Sampaio et al. 2007b). A transferência de feno é um método adotado nos campos temperados da Europa que consiste em roçar o campo e colher a palha juntamente com seus diásporos e depositá-los em locais em restauração (Danath et al. 2007; Kiehl et al.

2010). O método é recomendado para superar as limitações de dispersão existentes em ecossistemas campestres, onde muitas espécies têm a dispersão limitada a curtas distâncias (Danath et al. 2007). Contudo, em sistemas campestres onde predomina a regeneração vegetativa (ex. Campos sulinos; Fidelis et al. 2008), testar a viabilidade e germinabilidade das sementes pode evitar fracassos com a transferência de feno (Stradic et al. 2014). A vantagem dos dois métodos é que podem existir de centenas a milhares de sementes em 1m<sup>2</sup> de material, com baixo custo para coleta e aplicação (Danath et al. 2007; Sampaio et al. 2007b; Kiehl et al. 2010).

Todos esses métodos, de alguma forma manipulam ou estimulam a regeneração natural da vegetação nativa. Portanto, conhecer a regeneração natural de um ecossistema e usar essa informação para construir métodos de restauração eficazes, baratos e com a menor interferência antrópica possível é um dos objetivos primordiais da ecologia da restauração. As plantas nas fitofisionomias do bioma Cerrado frequentemente têm alta capacidade de rebrota, baixa disponibilidade de sementes, limitação no recrutamento de plântulas pelo fogo e seca, e crescimento lento. Além disso, as formas de vida da vegetação variam entre as fitofisionomias. Nas campestres, dominam herbáceas seguidas de arbustivas; nas savânicas abertas, herbáceas dominam seguidas de arbustivas e arbóreas; e nas savânicas fechadas às arbustivas e arbóreas dominam seguidas de herbáceas; em cerradão, floresta estacional e floresta de galeria, árvores dominam seguidas de arbustos e lianas.

## **Caracterização da regeneração natural no Cerrado**

### *Capacidade de rebrota*

A regeneração vegetativa foi à característica que mais chamou atenção dos primeiros naturalistas que percorreram o Cerrado (Warming 1908; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a). Essa característica é uma adaptação ao fogo e à seca, dois eventos naturais no bioma (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a; Simon & Pennington 2012). Estruturas subterrâneas, como raízes, rizomas, bulbos e xilopódios, rebrotam prontamente após fogo (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a), e algumas espécies podem propagar-se vegetativamente por estolões, raízes gemíferas e sistemas caulinares difusos (Hoffmann 1998; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a), indicando que existe um banco de gemas ativo, tanto para sobrevivência (nicho de persistência, Bellingham & Sparrow 2000) quanto para a reprodução clonal (Klimešová & Klimeš 2007; Clarke et al. 2013). Regenerantes provenientes de rebrota são observados em gramíneas de formações campestres e savânicas (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a), em subarbustos, arbustos, arvoretas e árvores de formações savânicas de cerrado (Apezatto-da-Glória et al. 2008; Medeiros & Miranda 2008; Salazar & Goldstein 2014), e em árvores de cerradão e floresta estacional (Durigan 1998; Vieira et al. 2006; Sampaio et al. 2007a).

A capacidade de rebrota confere resiliência ao bioma. Espécies lenhosas permanecem rebrotando de estruturas subterrâneas e do colo das raízes vários anos após a conversão em pastagem (Durigan 1998; Vieira et al. 2006; Sampaio et al. 2007b), levando os fazendeiros a roçarem anualmente as rebrotas; prática tradicionalmente conhecida como “bater o pasto”. Porém, o preparo do solo provavelmente suprime a regeneração de gramíneas nativas, pois suas gemas de rebrota são localizadas acima da superfície do solo (hemicriptófitas; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a). É

claro que a resiliência depende da intensidade e da frequência da perturbação; em áreas convertidas para agricultura o potencial de regeneração natural é mais afetado que em áreas de pastagem pouco tecnificadas, em função da “destoca” (remoção dos cepos) e da “catação de raízes” (remoção de raízes; Sena & Pinto 2008; Ferreira et al. dados não publicados).

A regeneração vegetativa no Cerrado tem grande potencial para a restauração do cerrado, pelo abandono da área ou pela eliminação de plantas invasoras que estejam interferindo no crescimento e sobrevivência das plantas regenerantes. Também pode ser testada a transferência de estolões e raízes gemíferas, que são removidos durante o preparo do solo para a agricultura, e a transferência de *topsoil* de áreas de mineração e obras de infraestrutura (essa dissertação).

#### *Dispersão de diásporos, chuva e banco de sementes*

Diásporos de espécies lenhosas são dispersos principalmente por animais, mas também pelo vento e gravidade, em cerrado (Vieira et al. 2002; Batalha & Martins 2004), cerradão (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006b) e floresta estacional (Vieira & Scariot 2006). No componente herbáceo de campos e cerrado Batalha & Martins (2004) sugerem que há predominância de autocoria, seguida de anemocoria e zoocoria, enquanto Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger (2006b) apontaram o predomínio de zoocoria seguido de autocoria e anemocoria. Quando gramíneas são avaliadas separadamente, predomina a dispersão autocórica passiva, seguida de epizoocoria e anemocoria (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006b). Além disso, a dispersão secundária promovida pela água da chuva e por pequenos invertebrados parece ter grande importância (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006b; Christianini & Oliveira 2009).

Ritmos sazonais na produção de flores e frutos são observados de campos a florestas no bioma (Vieira & Scariot 2006; Oliveira 2008; Salazar et al. 2011). A dispersão dos diásporos aumenta no decorrer da estação seca, atingindo o pico entre o fim da seca e início da chuva (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002; Vieira & Scariot 2006; Salazar et al. 2011). Durante o período de dispersão, as sementes acumulam-se na superfície do solo, formando um banco de sementes efêmero, que germina após as primeiras chuvas (Salazar et al. 2011; Andrade & Miranda 2014). Por outro lado, plantas herbáceas e arbustivas ruderais podem formar banco de sementes persistente por vários anos (Ikeda et al. 2008). Além disso, a produção e chuva de sementes de espécies lenhosas é menor em formações campestres, intermediária nas savânicas e maior nas florestais (Flores & Dezzeo 2005; Salazar et al. 2012a, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002). O contrário é o observado para espécies herbáceas (Salazar et al. 2012a).

Sementes de espécies lenhosas acumuladas na superfície do solo no pico da dispersão podem ser facilmente coletadas e transferidas para locais em restauração. De forma parecida, gramíneas que apresentam sementes menores podem ter os pendões cortados e transferidos antes que a dispersão das sementes ocorra, e a transferência de feno pode ser testada para essas espécies.

#### *Germinação e estabelecimento de plântulas*

Os primeiros naturalistas sugeriam que a regeneração por sementes era rara, ou até mesmo inexistente nos campos e cerrado (Warming 1908; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a), embora atualmente vários trabalhos apontem essa via de regeneração, mesmo que de forma limitada (Oliveira & Silva 1993; Hoffmann 1996, 2000; Salazar et al. 2012b). Essa limitação reflete os vários gargalos que restringem a germinação: baixa chuva de sementes, alta predação, necessidade de microsítios

específicos para germinação, veranicos, seca e fogo (Salazar et al. 2011, 2012a; Hoffmann 1998). A intensidade dessas restrições diminui de formações abertas para as mais fechadas de cerrado (Salazar et al. 2011, 2012a), e provavelmente continua diminuindo nas formações florestais, como cerradão e floresta estacional, uma vez que ocorrem menos incêndios, maior chuva de sementes de espécies arbóreas por existir maior cobertura de copas de árvores e micro-habitat com menor flutuação de temperatura e umidade. Embora a germinação seja limitada em ambiente natural, algumas espécies têm sementes com alta viabilidade e longevidade, como algumas espécies de gramíneas (Aires et al. 2014), arbustos, árvores de cerrado (Salazar 2011; Silva et al. 2015) e árvores de floresta estacional (Lima et al. 2008; Vieira et al. 2008).

O fogo é um dos fatores mais restritivos para o estabelecimento das plântulas de árvores. Em formações savânicas, que são propensas ao fogo, as plântulas podem persistir rebrotando de gemas colo-radiculares após anos consecutivos de queima (Oliveira & Silva 1993; Hoffmann 2000). Nas formações florestais, como cerradão e floresta estacional, o fogo é um fator de influência, devido à proximidade com formações savânicas (Vieira & Scariot 2006). Nestes casos, plântulas de espécies resistentes podem sobreviver ao fogo, rebrotando de estruturas subterrâneas (Kannard et al. 2002; Vieira et al. 2006). Em floresta de galeria as plântulas são mais sensíveis; a maioria morre após o fogo (Hoffmann 2000), embora indivíduos adultos de algumas espécies possam sobreviver e rebrotar após o fogo (Hoffmann 2000). Contudo, a presença de gramíneas exóticas altamente produtivas, estabelece uma retroalimentação positiva com a frequência e a intensidade do fogo, tornando-se um problema para conservação e restauração de formações campestres, savânicas e florestais do bioma (Pivello & Coutinho 1996).

Limitações de estabelecimento podem ser superadas coletando e semeando as sementes em alta densidade, mas também utilizando técnicas que mantenham umidade

no solo e protejam as sementes da dessecação e da predação, como o uso de palhada e de plantas de cobertura (Silva et al. 2015). Em formações savânicas o fogo deve ser evitado nos primeiros anos até que plântulas cresçam e gramíneas nativas formem touceiras. Nas formações florestais a exclusão do fogo deve ser permanente. O cuidado para que gramíneas exóticas invasoras não se estabeleçam nas áreas de restauração deve ser priorizado em formações campestres e savânicas, onde estas são competidoras potenciais para as equivalentes nativas. Nas formações florestais, semear espécies pioneiras de crescimento rápido juntamente com tardias pode aumentar a eficácia da restauração, uma vez que o rápido sombreamento promovido pelas pioneiras pode restringir o desenvolvimento de gramíneas e favorecer o estabelecimento das espécies tardias.

#### *Crescimento de plântulas*

Nas formações savânicas, plântulas lenhosas recrutadas no início da chuva têm poucos meses de desenvolvimento antes do início da estação seca, portanto investem em gerar raízes profundas para alcançar maior profundidade do solo, onde a disponibilidade hídrica é mais duradoura (Oliveira & Silva 1993; Hoffmann & Franco 2003; Tomlinson et al. 2012; Franco et al. 1996). Nas florestas decíduas, a estratégia das plântulas é investir na formação de raízes tuberosas que armazenam reservas para rebrotar, pois o solos desta fitofisionomia geralmente são rasos (Vieira et al. 2008). Se por um lado o desenvolvimento radicular confere sobrevivência, por outro representa baixo investimento no crescimento caulinar (Hoffmann 2000; Hoffmann & Franco 2003), permanecendo anos com aspecto de plântulas (Oliveira & Silva 1993), embora estejam com as raízes bastante desenvolvidas.

Considerando a biomassa da parte aérea, plântulas de formações savânicas e florestais não associadas a cursos d'água têm baixa taxa de crescimento comparado ao

crescimento de espécies de florestas semidecíduais e perenifólias mais úmidas, pois o período de crescimento é restrito à estação chuvosa (Vieira et al. 2008). Espécies de savana ainda ocorrem em solos de baixa fertilidade, tendo sua taxa de crescimento ainda menor (Silva et al. 2015). Para restauração de savanas, deve-se focar no estabelecimento das espécies herbáceas, principalmente graminóides, que cobrem o solo enquanto os arbustos e as árvores crescem.

### **Relevância deste estudo**

O Cerrado que representa 25% do território brasileiro é atualmente apontado como a principal fronteira agropecuária do país, após sua (re)ocupação nos últimos 65 anos (Cavalcanti & Joly 2002; Klink & Machado 2005). A primeira ocupação começou no século XVIII, quando garimpos de ouro e diamante fundavam as primeiras cidades, e grandes fazendas de pecuária extensiva fundavam o campo (Cavalcanti & Joly 2002). A segunda ocupação ocorreu a partir de 1960 com a construção de Brasília, grandes rodovias, mecanização da agricultura, correção do solo com calcário, uso de fertilizantes e desenvolvimento de variedades de cultivo (soja, arroz e milho) de alto rendimento, que aliado ao baixo custo das terras, boa precipitação na metade do ano, solo profundo apropriado para mecanização e afluentes necessários para a irrigação, tornaram a região a principal produtora de grãos do país (Cavalcanti & Joly 2002; Rezende 2003; Sano et al. 2010). Durante esse processo, cerca de 54 milhões de ha (26%) da sua área original foram convertidos em pastagem plantada (Sano et al. 2010). Para isso foram introduzidas as gramíneas africanas *Andropogon gayanus*, *Hyparrhenia rufa*, *Melinis minutiflora*, *Urochloa brizantha* e *U. decumbens* (Klink & Moreira 2002).

Enquanto o campo foi convertido em um sistema agrário-tecnológico, a cidade foi convertida em sistema urbano-industrial (Oliveira 2003). O que foi possível a partir de políticas de incentivo para o deslocamento das pessoas do campo para as cidades. No

Centro-Oeste, que apresenta 45% da cobertura total do Cerrado (MMA 2009), a população do campo passou de 63% em 1960 para 11% em 2010 (Pereira et al. 2012). Nesse contexto, a vegetação do Cerrado foi e ainda é suprimida para a urbanização, mineração, conversão em pastagem plantada, agricultura tecnificada e silvicultura, restando cerca de 55% de sua cobertura original (Klink & Machado 2005; Sano et al. 2010). A maior parte desse processo ocorreu sob o discurso de que o Cerrado é uma vegetação torta, pobre e estagnada, embora hoje seja reconhecido como o segundo bioma brasileiro em biodiversidade (Cavalcanti & Joly 2002). Apesar da sua biodiversidade e da ameaça de mais perda de habitat pela intensificação da ocupação, apenas 8,2% do bioma está protegido, considerando Unidades de Conservação de uso indireto e direto (MMA 2015). Somado a isso, os poucos esforços em restauração concentram-se nas vegetações florestais próximas a cursos d'água.

Atividades como a mineração, urbanização, construção de estradas, ferrovias, canais e oleodutos estão em plena expansão no Cerrado, e em outras regiões no Brasil (Klink & Machado 2005; Pereira et al. 2012; MD 2015). No Cerrado, 5.463 ha foram convertidos em áreas mineradas (Sano et al. 2010) e essa atividade continua em expansão na região (MD 2015). Ferrovias em estudo, aprovadas e em construção totalizam 7.400 km no Brasil (TF 2015). Para operação dessas atividades é necessário suprimir a vegetação nativa e remover a camada superficial do solo (CSS), também chamada de *topsoil*, que geralmente é descartada em lixões, beiras de estrada e em pilhas de rejeito. Porém, usar o solo superficial que contém os propágulos da vegetação para a restauração ecológica pode ser uma estratégia eficaz. No Brasil, mineradoras estocam esse material em leiras por anos com propósito de devolvê-lo para cava de mineração após o término do empreendimento (Almeida 2006). Assim, seu uso é exclusivo para restaurar o solo.

## **Transposição da camada superficial do solo**

A transposição da CSS como método de restauração surgiu da necessidade de mineradoras compensarem o dano causado pela supressão da vegetação nativa. Esse procedimento consiste em transferir para um novo local os primeiros 20 - 30 cm de solo superficial que contém matéria orgânica, microrganismos e propágulos, que podem disparar a regeneração da vegetação nativa (Nichols et al. 1985; Rokich et.al 2000; Tozer et al. 2012). Este método vem sendo empregado em diversas regiões e tipos de vegetação, como em florestas esclerófilas (Tacey & Glossop 1980; Nichols et al. 1985; Roch et al. 1996), florestas esparsas (Rokich et al. 2000; Tozer et al. 2012) e desertos (Golos & Dixon 2014) na Austrália, em florestas temperadas latifoliadas nos Estados Unidos (Farmer et al. 1982; Hall et al. 2010), em vegetação campestre na França (Vécrin & Muller 2003) e na Espanha (Rivera et al. 2012), em floresta de coníferas na Noruega (Skrindo & Pedersen 2004), em floresta estacional no Brasil (Jakovac 2007), e em desertos na Namíbia (Carrick & Krüger 2007).

A maioria dos estudos demonstra que a transposição desse material contribui para a regeneração de uma comunidade similar à que foi suprimida (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007; Hall 2010). O recrutamento de plântulas, a partir das sementes contidas na CSS, é indicado como a principal via para regeneração (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007; Hall 2010; Tozer et al. 2012), mas rebrotas de rizomas, cormos e tubérculos também contribuem com regenerantes (Tozer et al. 2012). Alguns procedimentos melhoram a eficácia desse método, como a rápida remoção e transposição, para evitar que as sementes decomponham-se em pilhas de estoque, e a remoção na época em que o banco de sementes está mais abundante, antes das primeiras chuvas (Nichols et al. 1985; Rokich et.al 2000; Tozer et al. 2012).

O banco de sementes de longa duração é a principal fonte de regeneração apontada pelos trabalhos que usaram a transposição de solo mundo a fora (Rokich et.al 2000; Vécrin & Muller 2003; Carrick & Krüger 2007; Tozer et al. 2012). No Cerrado, o banco de sementes transitório e a capacidade de regeneração vegetativa podem contribuir para a regeneração após a transposição da CSS. Assim, a presente dissertação apresenta dois experimentos de transposição, o primeiro em cerrado *stricto sensu* (s.s), e o segundo em floresta estacional decidual.

## **Hipótese**

Rebrotas de fragmentos de raiz e caule, e o recrutamento de plântulas a partir das sementes contidas na camada superficial do solo de cerrado e de floresta estacional disparam a regeneração de ambas as vegetações após a deposição do solo em uma nova área. Regenerantes herbáceos e arbustivos nativos predominam na deposição de cerrado, e árvores e lianas nativas na deposição de floresta, dado a dominância desses grupos em cada fitofisionomia.

## **Objetivos**

O objetivo geral do estudo foi avaliar a dinâmica da regeneração natural de áreas em restauração que receberam a camada superficial do solo, uma de cerrado *stricto sensu* e outra de floresta estacional decidual.

Os objetivos específicos foram avaliar (i) os mecanismos envolvidos na regeneração natural, (ii) as formas de vida e as espécies que têm êxito após o procedimento, (iii) as mudanças temporais na composição, riqueza, densidade e cobertura das plantas regenerantes, e (iv) a eficácia de diferentes técnicas de deposição.

# **Capítulo 1. Transposição da camada superficial do solo de cerrado *stricto sensu* para restauração ecológica: propagação de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas**

## **Introdução**

A ecologia da restauração busca desenvolver formas efetivas, rápidas e baratas para restaurar características estruturais e florísticas de ecossistemas. Em locais onde a camada superficial do solo (CSS; *topsoil*) necessita ser removida, como em obras de engenharia civil visando ampliações urbanas, áreas de mineração ou na abertura de estradas, ela vem sendo utilizada com sucesso como fonte de substrato, solo fértil, matéria orgânica e propágulos, promovendo a restauração da vegetação em áreas degradadas. Isto vem ocorrendo em campos, florestas esparsas e florestas fechadas em diversas partes do mundo (Tacey & Glossop 1980; Nichols et al. 1985; Vécrin & Muller 2003; Rokich et.al 2000; Tozer et al. 2012). A CSS contém microrganismos do solo, serrapilheira, plantas inteiras, raízes, caules, ramos e sementes. A maioria dos estudos demonstram que a deposição desse material em uma nova área melhora a qualidade e a fertilidade do substrato, levando, também, matéria orgânica e uma grande quantidade de sementes, inclusive as de difícil coleta, contribuindo para a regeneração de uma comunidade similar à que foi suprimida (Rokich et.al 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007; Hall 2010). O recrutamento de plântulas, a partir das sementes contidas na CSS, é indicado como a principal via para regeneração da vegetação (Rokich et al. 2000; Hall 2010; Tozer et al. 2012), mas fragmentos de raízes, rizomas, cormos e tubérculos também contribuem com regenerantes (Tozer et al. 2012).

Não existem registros da utilização da CSS para restaurar a vegetação de cerrado *stricto sensu* (s.s.), uma das formações savânicas do bioma Cerrado, assim como de outras savanas sul-americanas. Este método pode ser eficaz em vegetações savânicas, por trazer propágulos de plantas herbáceas e arbustivas, frequentemente negligenciadas em projetos de restauração, geralmente focados em reestabelecer apenas a vegetação arbórea. Plantas herbáceas e arbustivas correspondem a 87% das 1.705 espermatófitas listadas para o cerrado s.s. (com base em Mendonça et al. 2008), e formam o componente herbáceo-arbustivo em meio ao qual árvores esparsas vegetam, caracterizando esta fitofisionomia. Outra potencial vantagem da transposição da CSS para as formações savânicas do Cerrado é trazer o banco de gemas presente em raízes, rizomas, bulbos, estolões e xilopódios, que podem rebrotar após serem removidas e depositadas (Klimešová & Klimeš 2003, 2007; Fidelis et al. 2008; Clarke et al. 2013). Em formações savânicas, as espécies herbáceas, principalmente gramíneas, rebrotam após distúrbios e podem propagar-se vegetativamente (Fidelis et al. 2014; Salazar & Goldstein 2014), assim como pelo banco de sementes (Andrade & Miranda 2002, 2014). Da mesma forma, espécies arbustivas e arbóreas têm alta capacidade de rebrotar após distúrbios como fogo (Bellingham & Sparrow 2000; Appezzato-da-Glória et al. 2008; Medeiros & Miranda 2008), e algumas podem apresentar reprodução vegetativa (Hoffmann 1998; Salazar & Goldstein 2014). Portanto, seria esperado que a germinação de sementes e rebrotas pudessem contribuir para a propagação de espécies nativas do cerrado s.s. após a transposição da CSS.

A urbanização e a mineração expandem-se rapidamente no Cerrado (Pereira et al. 2012; DNPM 2013). No Distrito Federal, Brasil, a população cresceu de 2 para 2,5 milhões de habitantes entre 2000 e 2010 (IBGE 2014). Para esta expansão remove-se a vegetação original, juntamente com a CSS. A CSS é usualmente misturada aos resíduos

urbanos e depositada em aterros sanitários, porém, esse material pode ser depositado em áreas mineradas. Cerca de 3.419 ha (0,6%) do Distrito Federal foram escavados para retirada de argila, laterito e cascalho, usados na construção civil e de estradas (Corrêa & Baptista 2004). Áreas escavadas, como áreas de empréstimo de solo, ficam com o subsolo exposto e compactado limitando a colonização pela vegetação nativa (Corrêa & Baptista 2004; Corrêa & Bento 2010). A transferência da CSS, removida pela urbanização e mineração, para áreas que perderam o solo original pode ser efetivo para restauração ecológica. Neste trabalho foi avaliado o desenvolvimento da vegetação de cerrado s.s. ao longo de três anos em uma área de empréstimo de solo que recebeu a CSS dessa vegetação. Os objetivos foram (i) avaliar a contribuição de plântulas e rebrotas para a regeneração de espécies arbustivas e arbóreas e (ii) avaliar mudanças na estrutura e composição florística da comunidade aos 5, 15 e 37 meses após a deposição da camada superficial do solo, levando em conta as espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de Estudo**

O estudo foi conduzido entre janeiro de 2011 e fevereiro de 2014, em uma área no sudoeste do Distrito Federal (DF), Brasil, nos arredores da cidade satélite do Gama. A média de precipitação anual da região é de 1.394 mm (1.095-1.696, min-máx, série de 1995 a 2013) com 86% da precipitação ocorrendo entre outubro e março. A temperatura média do mês mais quente é de 22,2°C e do mês mais frio de 18,1°C (conforme dados climáticos do INMET 2014). A CSS do experimento de transposição consistiu do material resultante da supressão da vegetação e do solo retirado para permitir a construção de prédios do Campus Gama do Instituto Federal de Brasília (IFB), uma instituição de ensino. Foi suprimida uma área de 2,5 ha (15°59'S, 48°03'O, altitude 1.195 m a.n.m),

cuja CSS foi depositada a cerca de 5 km da área do IFB, nos arredores da cidade do Gama (16°01'S, 48°05'O, altitude de 1.040 m a.n.m), no Parque Ponte Alta do Gama (PAG), uma Unidade de Conservação Distrital.

A área onde foi depositada a CSS é uma área de empréstimo de solo que teve cerca de 3 m de solo e subsolo removidos para o uso na construção de rodovias. Nesta área, restou um horizonte C extremamente compactado, com ravinas de erosão (Figura 1a). A vegetação original da área era de cerrado *stricto sensu* caracterizada pela presença de um estrato herbáceo graminoso com subarbustos e arbustos espalhados, sobre o qual árvores baixas e retorcidas ficam distribuídas aleatoriamente em diferentes densidades (Ribeiro & Walter 2008). O solo transportado para a área de deposição foi do tipo Latossolo vermelho, profundo, bem drenado, pobre em nutrientes, o qual é originado de rochas de metarritmito arenoso pertencentes ao grupo Paranoá (ZEE-DF 2009). A vegetação suprimida e transportada com a CSS também era de cerrado s.s. (Bruguessi 2010).

### **Operação de supressão e transposição da camada superficial do solo**

A operação de transposição da CSS ocorreu entre dezembro de 2010 e janeiro de 2011. Para remover a vegetação e o solo superficial, uma pá-carregadeira frontal foi acoplada a um trator de rodas. O trator passava duas vezes: na primeira removia-se toda a vegetação, raspando a superfície do solo a uma profundidade de cerca de 10 cm; na segunda retirava-se mais 30 cm de solo. Com esse procedimento foram formadas pilhas de solo com serrapilheira, plantas inteiras, fragmentos de raízes, de caules, ramos e sementes (Figura 1 b), que totalizaram 7.500 m<sup>3</sup> de CSS, mantidas no IFB até o início de janeiro de 2011, por aproximadamente 15 dias. As pilhas da CSS foram então colocadas em caminhões basculantes, e transportadas para a área de deposição no PAG. Os caminhões depositaram o material levantando a caçamba e movendo-se devagar, de modo que se formaram montes de até 1,5 m de altura, base de montes com cerca de 0,1 m e 0,5

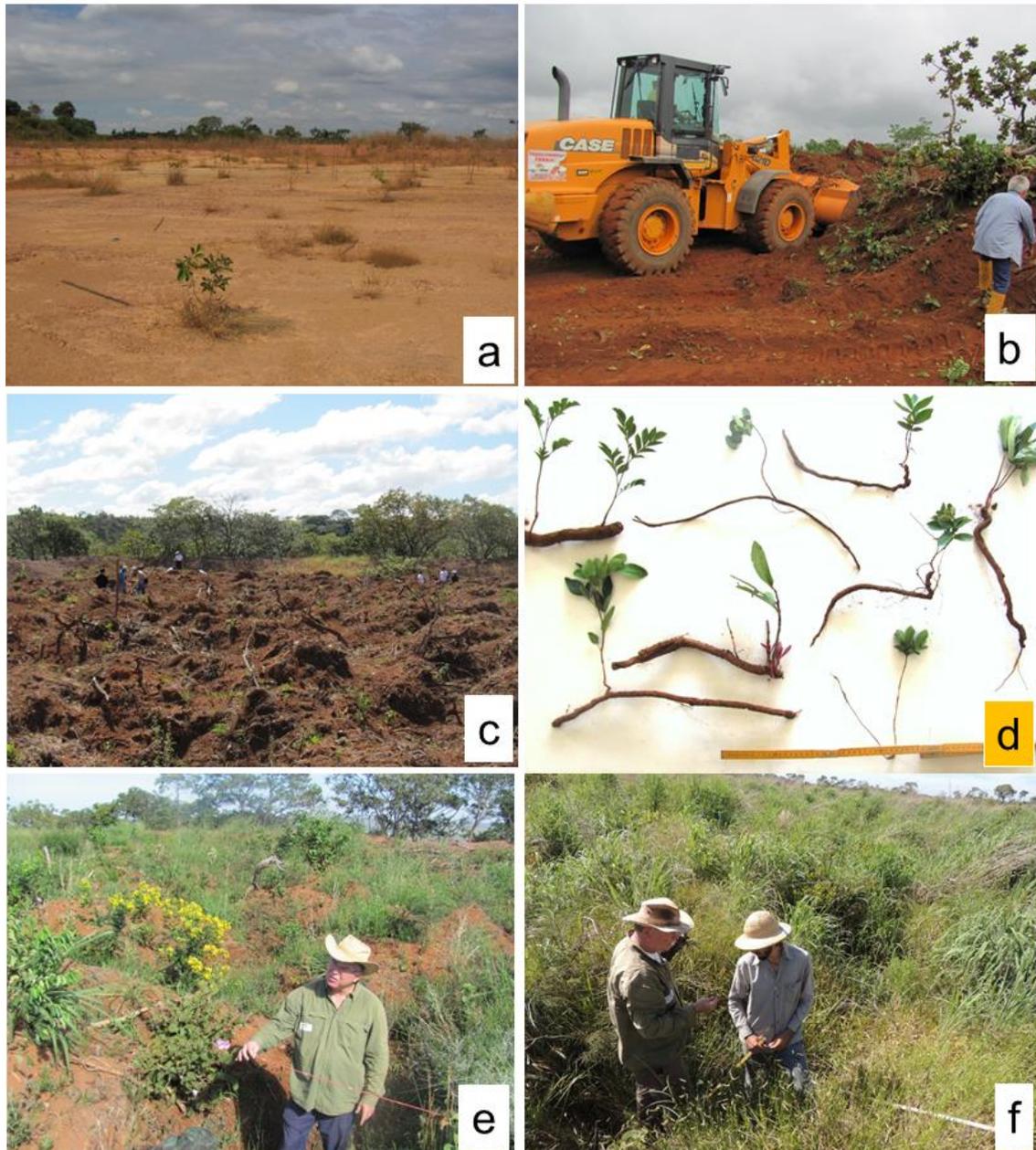
m de distância entre montes, criando uma superfície irregular (Figura 1c). Para este estudo optou-se por não nivelar os montes da CSS, pois esta operação poderia implicar em mais danos e ferimentos ao material vegetativo já em processo de rebrota, especialmente devido a deposição ter ocorrido no pico da estação chuvosa, quando tal operação seria dificultada pelo atolamento do trator e pela adesão de solo na pá-carregadeira.

### **Coleta dos dados**

A forma de regeneração das plantas lenhosas foi investigada, desenterrando ao acaso 76 e 105 indivíduos, respectivamente aos 5 e 15 meses. Os regenerantes foram classificados como plântulas, se oriundos de sementes, ou como rebrotas, se esses rebrotaram de fragmentos de raiz ou caule (Figura 1d).

A estrutura e a composição de espécies foram avaliadas aos 5, 15 e 37 meses após a transposição da CSS. Para as duas primeiras avaliações, as plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas foram identificadas em 18 parcelas circulares de 1 m de raio ( $3,14 \text{ m}^2$ ), alocadas aleatoriamente. Aos 37 meses, 30 parcelas circulares de 1 m de raio foram amostradas para as espécies lenhosas (arbustos e árvores), que tiveram também a altura mensurada. Nesta amostragem a cobertura das plantas herbáceas foi avaliada pelo método de pontos (Mantovani & Martins 1990), pois a contagem dos indivíduos herbáceos não representaria sua ocupação do espaço, além do que é extremamente difícil definir indivíduos de espécies herbáceas no campo, principalmente gramíneas. Para o método de pontos, quatro transectos de 30 m foram alocados ao acaso, e a cada 0,5 m um ponto de cobertura foi amostrado. Em cada ponto se dispôs uma vara de 2,00 m de altura, subdividida em quatro intervalos (0-0,50 m, 0,51-1,00 m, 1,01-1,50 m e 1,51-2,00 m), e foram anotadas as espécies que tocavam a vara em cada classe de altura. O número de toques não foi anotado, registrando-se apenas se a espécie tocava determinada classe de altura, pois alguns feixes de gramíneas tocavam toda a extensão da vara. Este método

permitiu estimar a porcentagem de cobertura do solo por espécie em cada classe de altura e agrupando as classes. Considerando que mais de uma espécie poderia tocar a vara em cada ponto, a soma das coberturas pode alcançar mais que 100%.



**Figura 1.** Etapas da restauração de cerrado s.s. no experimento de transposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil; **a**, área de deposição da CSS, originalmente utilizada para retirada de solo, com exposição do horizonte C; em primeiro plano uma muda de espécie arbórea plantada há 14 anos na tentativa de revegetação; **b**, supressão da vegetação, em que se observa uma pilha de CSS com material vegetal; **c**, área de deposição após receber a CSS; **d**, rebrotas de raiz de espécies lenhosas, com destaque para a emissão de novas raízes; **e**, área de deposição aos 5 meses do estudo, em que se observa o solo parcialmente coberto por diversas espécies de plantas, nativas e ruderais; **f**, área de deposição aos 37 meses, quando o solo foi completamente coberto por gramíneas nativas e espécies exóticas invasoras.

A densidade das plantas lenhosas foi avaliada nas três amostragens. Aos 37 meses também foi realizado um levantamento florístico complementar em toda área de deposição no PAG, para identificar espécies não amostradas nas parcelas. Durante todo o estudo as espécies foram identificadas em campo, ou foram coletadas para posterior comparação com dados bibliográficos e de herbário. Os espécimes coletados foram depositados no herbário CEN, da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.

### **Análise dos dados**

Para avaliar a principal forma de regeneração investigou-se a contribuição percentual de plântulas e rebrotas. Para avaliar o desenvolvimento da vegetação lenhosa descreveu-se densidade de plantas arbustivas e arbóreas durante as três amostragens. Para verificar possíveis alterações na riqueza de arbustos e árvores entre as três amostragens foram criadas curvas de rarefação baseadas em indivíduos (Gotelli & Colwell 2001; library “vegan” (R), pacote rarefy). Para avaliar a cobertura do solo por herbáceas, utilizou-se a frequência aos 5 e 15 meses, estimada pela razão entre o número de parcelas de ocorrência da espécie, pelo total de parcelas amostradas. Aos 37 meses a frequência foi estimada pela razão entre o número de pontos tocados pela espécie em ao menos uma das classes de altura da vara, pelo total de pontos amostrados. Para avaliar a estrutura e a composição em espécies arbustivas e arbóreas aos 37 meses, utilizou-se o número de indivíduos e as alturas mínima e máxima. Para descrever a estrutura vertical da vegetação, estimou-se a porcentagem de cobertura relativa de espécies herbáceas, lenhosas e de palha de gramíneas mortas para os quatro intervalos de altura. Por fim, foi confeccionada uma lista florística de todas as espécies encontradas na área de deposição do PAG.

## Resultados

Aos três anos (37 meses) após a deposição da CSS, foram registradas 85 espécies, pertencentes a 33 famílias (Tabela 1), considerando as espécies encontradas nas parcelas e na florística complementar. Famílias com maior riqueza foram Fabaceae, Poaceae, Asteraceae, Bignoniaceae e Solanaceae, respectivamente com 17, 10, 9, 6 e 4 espécies.

Aos 5 e 15 meses respectivamente, 91 e 83% das plantas lenhosas (arbustivas e arbóreas) regenerantes eram rebrotas dos fragmentos de plantas transportados com a CSS, e o restante eram plântulas. Não foi possível reconhecer com precisão se as rebrotas se originaram de raiz ou caule, mas observou-se que a maioria tinha origem radicular (Figura 1 d). Aos cinco meses, a riqueza e a densidade de plantas lenhosas foi de 51 espécies e 3,2 indivíduos/m<sup>2</sup>, respectivamente, diminuindo para 43 espécies e 2,6 ind./m<sup>2</sup> aos 15 meses e 27 espécies e 0,5 ind./m<sup>2</sup> aos 37 meses. Espécies arbustivas predominaram nas três amostragens (Figura 2). Apesar de na amostragem quantitativa terem sido encontradas apenas 27 espécies lenhosas aos 37 meses, na avaliação florística da área foram registradas 40 espécies arbustivas e 21 arbóreas (Tabela 1). Espécies arbustivas tiveram altura entre 15 e 129 cm e as arbóreas entre 15 e 261 cm. Dentre as mais altas destacaram-se as espécies arbustivas *M. setosa* e *P. rosa-campestris* e as espécies arbóreas *S. adstringens* e *M. opacum* (Tabela 2).

**Tabela 1.** Famílias, espécies e componentes da vegetação 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil. Para as espécies lenhosas (arbustivas e arbóreas), a fonte de regeneração foi determinada como rebrota (R) ou recrutadas de semente (S) a partir de 76 e 105 indivíduos escavados que foram selecionados aleatoriamente aos 5 e 15 meses, respectivamente.

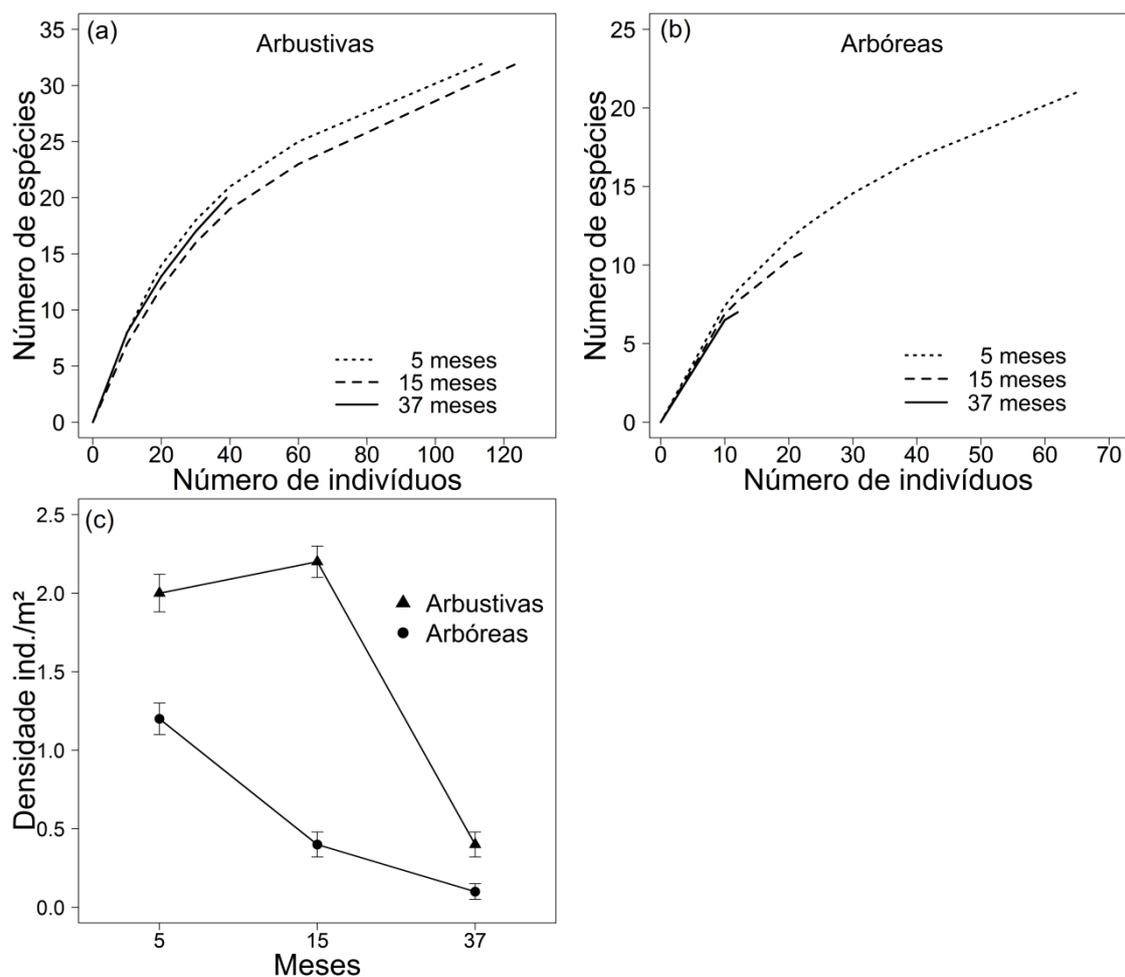
Famílias	Espécies	Fonte
	<b>Arbóreo</b>	
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	-
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	-
	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	R

Araliaceae	<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	R
Asteraceae	<i>Eremanthus</i> sp.	-
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	R
Clusiaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	R
Fabaceae	<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	-
	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	R
	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	R
	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	-
	<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	R
	<i>Leucaena</i> sp.*	-
	<i>Machaerium opacum</i> Vogel	R
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	R
Lamiaceae	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	R
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	-
Nyctaginaceae	<i>Neea theifera</i> Oerst.	R
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	S/R
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> Radlk.	S/R
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	S
	<b>Arbustivo</b>	
Amaranthaceae	<i>Gomphrena</i> sp.	-
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	-
	<i>Baccharis</i> sp.	-
	<i>Baccharis</i> sp.1	-
	<i>Eupatorium</i> sp.	-
	<i>Vernonia</i> sp.	R
	Indeterminada 1	-
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma glaucum</i> Mart. ex DC.	R
	<i>Anemopaegma</i> sp.	R
	<i>Anemopaegma</i> sp.1	R
	<i>Cuspidaria sceptrum</i> (Cham.) L.G. Lohmann	R
	<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	R
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	-
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	R
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.	R
	<i>Croton</i> sp.1	S
	<i>Dalechampia caperonioides</i> Baill.	-
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.	R
	<i>Bauhinia</i> sp.1	R
	<i>Eriosema</i> sp.	-
	<i>Mimosa setosa</i> Benth.	S
	<i>Periandra</i> sp.	-
	<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S. Irwin & Barneby	R
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	-
	<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B.Gates	-

Malvaceae	<i>Pavonia rosa-campestris</i> A.St.-Hil.	R
	<i>Pavonia</i> sp.	R
Menispermaceae	<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	-
Myrtaceae	<i>Myrcia pinifolia</i> Cambess.	R
	Indeterminada 1	-
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	S
Rubiaceae	<i>Sabicea brasiliensis</i> Wernham	-
Rutaceae	<i>Esenbeckia pumila</i> Pohl	R
Solanaceae	<i>Solanum crinitum</i> Lam.	-
	<i>Solanum</i> sp.	-
	<i>Solanum</i> sp.1	-
Turneraceae	<i>Turnera</i> sp.	-
Verbenaceae	<i>Lippia</i> sp.	R
	<i>Lippia</i> sp.1	R
Indeterminada	Indeterminada 1	-
	<b>Herbáceo</b>	
Acanthaceae	Indeterminada 1	-
Apocynaceae	<i>Mandevilla</i> sp.	-
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	-
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	-
Bromeliaceae	<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.	-
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	-
Cucurbitaceae	Indeterminada 1	-
Cyperaceae	<i>Scleria</i> sp.	-
Fabaceae	<i>Centrosema</i> sp.	-
	<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth.	-
	<i>Stylosanthes</i> sp.	-
Malvaceae	<i>Peltaea</i> sp.	-
Oxalidaceae	<i>Oxalis grisea</i> A.St.-Hil.	-
Oxalidaceae	<i>Oxalis</i> sp.	-
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	-
	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth**	-
	<i>Aristida</i> sp.	-
	<i>Axonopus</i> sp.	-
	<i>Echinoalaena inflexa</i> (Poir.) Chase	-
	<i>Eriochloa</i> sp.	-
	<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.**	-
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka**	-
	<i>Panicum</i> sp.	-
	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster**	-

---

\* Lenhosa exótica; \*\* Gramíneas exóticas invasoras.



**Figura 2.** Riqueza e densidade de plantas arbustivas e arbóreas aos 5, 15 e 37 meses após a deposição da camada superficial do solo de cerrado s.s., Distrito Federal, Brasil. **a**, Curvas de rarefação de espécies arbustivas baseadas em indivíduos; **b**, Curvas de rarefação de espécies arbóreas baseadas em indivíduos; **c**, Densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) de plantas arbustivas e arbóreas, barras são Médias  $\pm$  1 Erro Padrão.

Houve um aumento visível na cobertura do solo pela vegetação ao longo dos três anos de estudo, associado à substituição de espécies herbáceas ruderais (Figura 1e), por gramíneas nativas e exóticas invasoras (Figura 1f). Plantas herbáceas eudicotiledôneas ruderais foram registradas já aos 5 meses e tiveram aumento na riqueza e frequência aos 15 meses. Entretanto, declinaram fortemente aos 37 meses (Tabela 3). Por outro lado, herbáceas monocotiledôneas nativas e exóticas invasoras tiveram baixa frequência aos 5 meses e seguiram aumentando até os 37 meses (Tabela 3). Na avaliação final, o solo

estava todo coberto por graminóides e palha de gramíneas mortas. Até os 0,5m de altura a cobertura de graminóides nativos foi de 61%, de gramíneas exóticas invasoras foi de 61%, e de lenhosas 13%. A partir dos 0,5 m de altura predominaram gramíneas invasoras (Tabela 4), especialmente *A. gayanus*, com touceiras vigorosas atingindo até 2 m de altura. As duas principais gramíneas nativas a contribuírem com a cobertura do solo foram *E. inflexa* e *Aristida* sp., e as duas principais gramíneas exóticas foram *A. gayanus* e *U. decumbens* (Tabela 4). Considerado a avaliação florística da área, foram encontradas 24 espécies herbáceas aos 37 meses (Tabela 1).

## **Discussão**

A transposição da CSS tem apresentado grande eficácia como método de restauração, por propagar o germoplasma da vegetação suprimida em uma nova área, disparando o desenvolvimento da vegetação nativa (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007, Hall et al. 2010; Tozer et al. 2012). Esta situação foi observada no presente estudo, uma vez que, três anos após a transposição, foram encontradas recobrando o solo muitas espécies herbáceas e lenhosas nativas da flora do cerrado s.s.. Destaca-se principalmente, a extensa cobertura graminosa nativa e plantas arbustivas e arbóreas que apresentavam altura compatível ao seu estabelecimento pleno no período avaliado (Silva et al. 2015). Porém, aos três anos, a cobertura de gramíneas exóticas invasoras foi de 61% (intervalo 0-50 cm), e é provável que continue aumentando sua dominância, em detrimento das espécies nativas, se medidas de controle não forem adotadas. É conhecida a capacidade que gramíneas exóticas invasoras têm em deslocar competitivamente as espécies nativas (Pivello et al. 1999a; Martins et al. 2004, 2011; Sampaio & Schmidt 2013), assim como de aumentar a frequência e a intensidade de queimadas (D'Antonio & Vitousek 1992; Chapin et al. 2011), devido a sua elevada biomassa seca (Marinho & Miranda 2013). Roçar as gramíneas invasoras após a floração

e antes da dispersão de sementes (Sato et al. 2013) e/ou aplicar herbicida diretamente nas touceiras, pode ser eficaz no controle dessas espécies indesejadas (Martins et al. 2011).

### **Regeneração de espécies arbustivas e arbóreas**

O recrutamento de plântulas a partir do banco de sementes tem sido apontado como a principal forma de regeneração quando a transposição da CSS é utilizada para restauração ecológica (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007; Tozer et al. 2012). Para a vegetação lenhosa do cerrado s.s. observou-se que a rebrota de fragmentos de raiz presentes na CSS teve maior contribuição do que as plântulas, conforme esperado, uma vez que a persistência por rebrota e propagação vegetativa são comuns em espécies de ecossistemas propensos ao fogo (Hoffmann 1998; Bellingham & Sparrow 2000; Appezzato-da-Glória et al. 2008). No Cerrado, órgãos subterrâneos como raízes são importantes precursores de rebrota (Hoffmann 1998; Simon & Pennington 2012). O predomínio de indivíduos e de espécies arbustivas em relação às arbóreas, pode ser resultado do maior potencial de rebrota registrado para espécies arbustivas (Vesk 2006; Clarke et al. 2013), além de seguir o padrão natural da vegetação do cerrado s.s., onde existem quatro vezes mais espécies e indivíduos arbustivos do que arbóreos (Abdala et al. 1998; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a; Mendonça et al. 2008).

**Tabela 2.** Famílias, espécies, componentes da vegetação, número de indivíduos e alturas mínima e máxima dos indivíduos 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil.

Famílias	Espécies	Indivíduos	Altura (cm) min-máx
	<b>Arbustivo</b>		
Amaranthaceae	<i>Gomphrena</i> sp.	2	25-28
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	1	51
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma</i> sp.	2	33-76
	<i>Cuspidaria sceptrum</i>	1	87
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum campestre</i>	1	28
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.1	1	37
Fabaceae	<i>Eriosema</i> sp.	1	21
	<i>Bauhinia</i> sp.	1	87
	<i>Bauhinia</i> sp.1	2	36-47
	<i>Mimosa setosa</i>	10	44-129
	<i>Periandra</i> sp.	1	38
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis stellaris</i>	1	43
Malvaceae	<i>Pavonia rosa-campestris</i>	1	90
	<i>Pavonia</i> sp.	1	62
Menispermaceae	<i>Cissampelos ovalifolia</i>	2	16-44
Myrtaceae	Indeterminada 1	1	64
	<i>Myrcia pinifolia</i>	1	38
Rubiaceae	<i>Sabicea brasiliensis</i>	3	44-71
Verbenaceae	<i>Lippia</i> sp.	1	75
Indeterminada	Indeterminada	2	15
	<b>Arbóreo</b>		
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	2	18-49
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i>	2	46-87
Fabaceae	<i>Machaerium opacum</i>	1	200
	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	2	48-261
Nyctaginaceae	<i>Neea theifera</i>	1	27
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	3	15-50
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>	1	108

Apesar de alta ao final do estudo, a densidade das espécies arbustivas e arbóreas foi reduzida de 3,2 para 0,5 ind./m<sup>2</sup> entre o quinto e o trigésimo sétimo mês após a transposição. Este fato confirma o observado durante a escavação das plantas aos 5 e 15 meses, quando muitas raízes e caules brotavam sua parte aérea, mas não produziram raízes, ou as produziam muito pequenas, de modo que não garantiram a sobrevivência daqueles indivíduos. Muitas espécies lenhosas são capazes de brotar novos ramos a partir de estacas de raiz, mas são incapazes de produzir novas raízes (Vieira et al. 2013), fazendo com que os levantamentos iniciais gerem uma falsa impressão de sucesso. Igualmente,

situações de estresse hídrico prejudicam o estabelecimento de indivíduos (Hoffmann 1996). Em razão disso, um aspecto a ser investigado é se o pegamento de raízes e, portanto, o maior sucesso de rebrota da CSS de cerrado s.s., aumentaria se fosse ampliado o período em que a transposição aproveita as chuvas no primeiro ano. No presente estudo, a transposição ocorreu no meio da estação chuvosa, entre dezembro e janeiro, três meses antes do início da estação seca. As espécies demoraram de alguns dias a meses para rebrotar. Antecipar a remoção da CSS para o início da estação chuvosa, ou mesmo para o final da estação seca, poderia aumentar o pegamento das espécies que rebrotam de raiz, bem como a irrigação durante a primeira seca deveria ser testada.

A importância da germinação, a partir do banco de sementes de plantas lenhosas, poderia ser maior do que a registrada neste estudo, uma vez que a remoção e a transposição da CSS ocorreu mais de dois meses após o início das chuvas, período em que a maioria das sementes havia germinado no local de origem (Andrade & Miranda 2014). O banco de sementes das espécies de cerrado s.s. é transiente, acumulando-se no solo até o início das chuvas, quando condições ótimas de umidade proporcionam um pico de germinação (Oliveira 2008; Salazar et al. 2011; Andrade & Miranda 2014). Além da diminuição do estoque do banco de sementes no local de origem da CSS, que já teriam germinado nos dois meses anteriores, a agressividade da retirada da CSS pelas máquinas revira e empilha o solo provocando a diluição e/ou o soterramento de parte do banco de sementes (Tacey & Glossop 1980; Rokich et al. 2000; Rivera et al. 2012). Alguns princípios podem melhorar a eficácia do método, como (1) suprimir a vegetação entre o final da seca e o início das chuvas, neste caso entre setembro e outubro, (2) separar os primeiros 5 cm de solo superficial, que contém o banco de sementes (Andrade & Miranda 2002, 2014) da camada mais profunda do solo, que contém o banco de gemas, e (3) depositar as camadas na mesma ordem de retirada. Ainda, as sementes podem ser

coletadas e armazenadas durante a estação seca anterior à transposição, visto que muitas delas preservam-se viáveis por vários meses (Salazar et al. 2011; Aires et al. 2014), e semeadas diretamente sobre o solo depositado posteriormente.

**Tabela 3.** Frequência (%) de espécies do estrato herbáceo aos 5, 15 e 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil.

<b>Espécies</b>	<b>5 Meses<sup>a</sup></b>	<b>15 Meses<sup>a</sup></b>	<b>37 Meses<sup>b</sup></b>
<b>Eudicotiledônea Ruderal</b>			
<i>Spilanthes nervosa</i> Chodat	33	28	-
<i>Euphorbia potentialoides</i> Boiss.	28	17	-
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	11	6	-
<i>Ichthyothere latifolia</i> Baker	11	6	-
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	6	67	-
<i>Borreria</i> sp.	-	39	-
<i>Richardia</i> sp.	-	39	-
<i>Peltaea</i> sp.	-	33	-
<i>Staelia</i> sp.	-	22	-
<b>Monocotiledônea Nativa</b>			
<i>Scleria</i> sp.	6	6	3
<i>Trachypogon</i> sp.	-	17	-
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	-	78	84
<i>Andropogon bicornis</i> L.	-	-	26
<i>Aristida</i> sp.	-	-	44
<i>Panicum</i> sp.	-	-	7
<i>Axonopus</i> sp.	-	-	5
<i>Eriochloa</i> sp.	-	-	2
<b>Monocotiledônea Exótica Invasora</b>			
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	33	61	36
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	17	17	84
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	-	-	93

a = Cálculo baseado em parcelas; b = Cálculo baseado nos pontos dos transectos.

### **Regeneração de espécies herbáceas**

Houve grande mudança na cobertura de herbáceas ao longo dos 37 meses do estudo. Inicialmente, herbáceas eudicotiledôneas ruderais apresentaram a maior riqueza e frequência, mas no final do estudo essas espécies foram substituídas por gramíneas nativas e gramíneas exóticas invasoras. É possível supor que isso ocorreu devido ao rápido desenvolvimento das herbáceas eudicotiledôneas ruderais, que formam banco de sementes persistente (Carmona 1995; Lucca & Braccini 2011) e que colonizam e

completam rapidamente seu ciclo de vida em áreas com solo exposto ou revolvido (Rapport & Whitford 1999), em oposição às gramíneas perenes nativas e exóticas, que são excelentes colonizadoras e competidoras, mas apresentam desenvolvimento inicial lento (Aires et al. 2014). Embora o recrutamento de gramíneas possa ser relacionado ao banco de sementes (Andrade et al. 2002, 2014), transportado com a CSS, algumas espécies nativas também podem ter se propagado por estolões (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006a), como por exemplo a gramínea *E. inflexa*, que teve grande contribuição na cobertura do solo e que apresenta alta capacidade de reprodução vegetativa (Miranda & Klink 1996). Além disso, propágulos externos, via chuva de sementes, podem contribuir para o recrutamento de gramíneas, como *A. gayanus*, uma espécie africana que apresenta alta pressão de propágulos (Flores et al. 2005) e que é muito abundante no entorno da área estudada. No presente estudo, a chuva de sementes oriundas do entorno da área investigada é a provável fonte das gramíneas exóticas *A. gayanus* e *U. decumbens*, duas espécies invasoras que aumentam sua dominância em detrimento das gramíneas nativas no Distrito Federal (Horowitz et al. 2013ab; Sampaio & Schmidt 2013). Portanto, diminuir a infestação de gramíneas invasoras é uma medida necessária para restauração de formações campestres e savânicas do Cerrado, pois a presença delas pode restringir a permanência e o estabelecimento de gramíneas nativas.

**Tabela 4.** Porcentagem (%) de cobertura relativa em quatro intervalos de altura (0-0,50 m, 0,51-1,00 m, 1,01-1,50 m e 1,51-2,00 m) 37 meses após a deposição da camada superficial do solo no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil.

<b>Grupos/Espécies</b>	<b>0-0,50 m</b>	<b>0,51-1,00 m</b>	<b>1,01-1,50 m</b>	<b>1,51-2,00 m</b>
<b>Graminoíde Nativo</b>				
<i>Scleria</i> sp.	1	0	0	0
<i>Echinoalaena inflexa</i>	40	11	0	0
<i>Andropogon bicornis</i>	5	5	4	1
<i>Aristida</i> sp.	11	4	1	0
<i>Panicum</i> sp.	2	0	0	0
<i>Axonopus</i> sp.	1	1	0	0
<i>Eriochloa</i> sp.	1	0	0	0
Subtotal	<b>61</b>	<b>21</b>	<b>5</b>	<b>1</b>
<b>Gramínea Exótica Invasora</b>				
<i>Andropogon gayanus</i>	33	45	34	16
<i>Urochloa decumbens</i>	21	16	7	1
<i>Melinis minutiflora</i>	7	8	0	0
Subtotal	<b>61</b>	<b>69</b>	<b>41</b>	<b>17</b>
<b>Palha de Gramínea Morta</b>	42	0	0	0
<b>Espécies Lenhosas</b>	13	8	3	5
<b>Sem Planta</b>	0	23	54	77

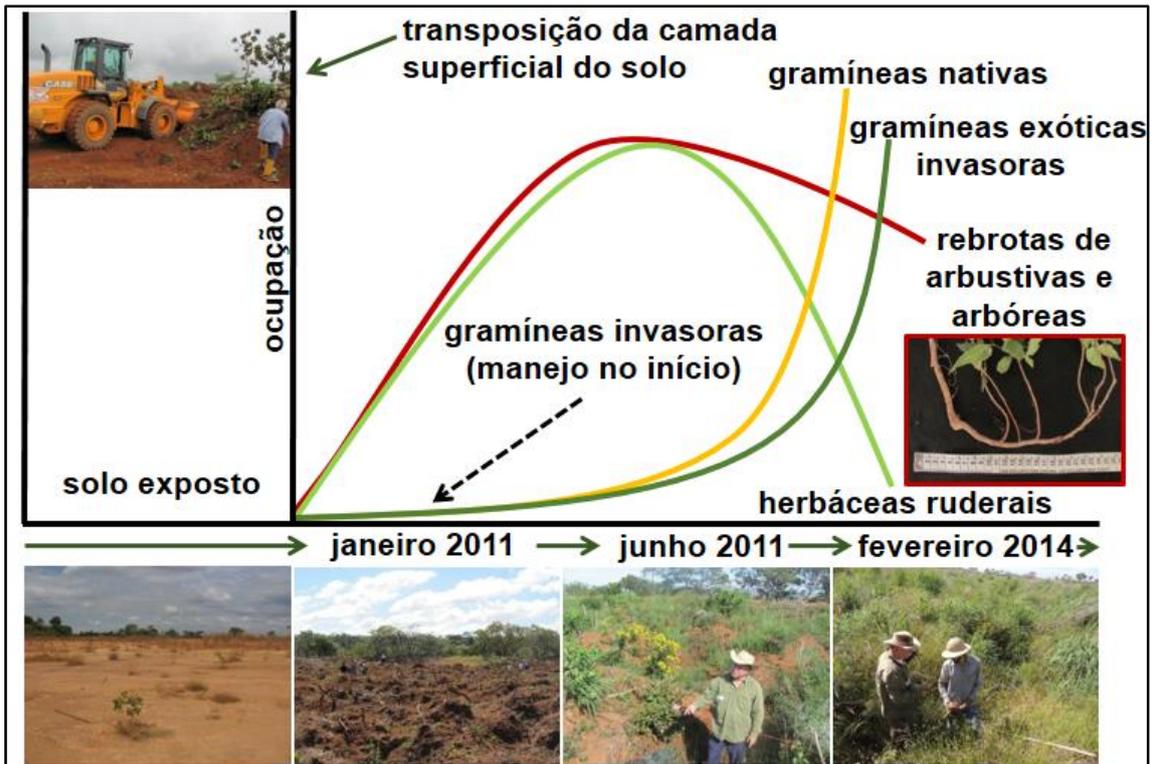
## Conclusões e estímulos para o uso do método

Neste estudo, rebrotas de fragmentos de raiz e demais partes de planta foram responsáveis pela maioria dos indivíduos arbustivos e arbóreos regenerando após a transposição da CSS, e gramíneas nativas também podem ter se propagado vegetativamente, mostrando que existe um banco de gemas ativo, um importante componente para restauração de cerrado s.s.. Gramíneas e outras espécies nativas também foram recrutadas de sementes transportado com a CSS. A densidade de plantas arbustivas e arbóreas registrada aos três anos (0,5 ind./m<sup>2</sup>) é quatro vezes maior que no plantio convencional de mudas em espaçamento 3 × 3 m (0,11 ind./m<sup>2</sup>). Além disso, a maioria das abordagens clássicas de restauração visa estabelecer apenas a comunidade arbórea. No cerrado s.s. os estratos herbáceo e arbustivo abrangem 31 e 56% das espécies, respectivamente (conforme Mendonça et al. 2008), sendo responsáveis por 28% da biomassa acima do solo (Abdala et al. 1998; Munhoz & Amaral 2010). Portanto, espécies

herbáceas e arbustivas devem ser consideradas em quaisquer estratégias de restauração da vegetação original de cerrado s.s..

### **Recomendações do trabalho**

- A transposição da camada superficial do solo de cerrado s.s. para uma área de empréstimo de solo foi eficiente no estabelecimento de gramíneas, arbustos e árvores nativas do cerrado. A CSS deve ser usada para a restauração de áreas que perderam o solo original, quando for removida para construção civil, de estradas, ferrovias, canais e pela mineração, em vez de ser descartada indevidamente em beiras de estradas e lixões e pilhas de estéril.
- Rebrotas de fragmentos de raiz e demais partes de planta foram responsáveis pela maioria das plantas arbustivas e arbóreas regenerantes, indicando que existe um banco de gemas ativo que garante a regeneração do cerrado s.s. após a transposição da CSS. Provavelmente isso também deve ocorrer em outras comunidades vegetais, como Floresta Estacional, Caatinga, Chaco e Campos sulinos, onde a regeneração vegetativa também é importante.
- Remover e transferir a CSS entre o final da seca e o início das chuvas, separando os primeiros 5 cm de solo superficial, que contém o banco de sementes, da camada mais profunda do solo, que contém o banco de gemas, e depositar as camadas na mesma ordem de retirada, pode melhorar a eficácia da restauração.
- Gramíneas invasoras devem ser controladas logo após a deposição da CSS, no início do processo de restauração, uma vez que a disponibilidade de solo exposto e revolvido é favorável para seu estabelecimento.



**Resumo gráfico.** Desenvolvimento da vegetação de cerrado *stricto sensu* nos três primeiros anos após a deposição da camada superficial do solo de cerrado em uma área de empréstimo de solo desvegetada no Parque Ponte Alta do Gama, Distrito Federal, Brasil. Linhas indicam mudanças temporais na dominância dos quatro grupos de planta regenerando na área.

## **Capítulo 2. Transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual para restauração ecológica: rebrotas e chuva de sementes promovem a regeneração**

### **Introdução**

A ecologia da restauração busca entender a regeneração natural de ecossistemas e utilizar essa informação para solucionar os gargalos à recuperação de sua estrutura e função. São desejáveis métodos que utilizem a manipulação das fontes de regeneração natural, por serem baratos e despertarem o potencial natural de restauração. Por exemplo, a propagação por estacas (poleiros vivos; Zahawi 2005), semeadura de arbustos para recobrir o solo e atrair a fauna dispersora (Holl et al. 2000), condução de rebrotas em pastagens abandonadas (Durigan 1998; Vieira et al. 2006; Sampaio et al. 2007) e a transferência da camada superficial do solo (CSS), retirada de áreas atingidas por mineração ou obras de infraestrutura e depositada em áreas de recuperação (Rokich et al. 2000; Jakovac 2007).

A transposição da CSS (*topsoil*) para uma nova área, transfere substrato, solo fértil, matéria orgânica, microrganismos e mesofauna do solo, fragmentos de plantas e sementes, promovendo a restauração da vegetação em áreas degradadas (Tacey & Glossop 1980; Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Hall 2010; Vergílio et al. 2013). A maioria dos estudos demonstra que a transposição desse material contribui para a regeneração de uma comunidade similar à que foi suprimida (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007; Hall 2010). O recrutamento de plântulas a partir das sementes contidas na CSS, é indicado como a principal via para regeneração da vegetação (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Hall 2010), mas rebrotas de fragmentos de

raiz, rizomas, cormos e tubérculos também contribuem com regenerantes (Tozer et al. 2012; Capítulo 1).

Em florestas tropicais estacionais a utilização da CSS foi pouco avaliada (mas veja Jakovac 2007). Nessas florestas a rebrota predomina como forma de regeneração após distúrbios como fogo (Kennard et al. 2002), corte seletivo (Griscom & Ashton 2011), conversão em pastagem (Vieira et al. 2006), conversão em agricultura sem destoca (Lévesque et al. 2011) e remoção da camada superficial do solo (Ferreira et al. dados não publicados). A regeneração de árvores e lianas por sementes é reduzida em áreas desmatadas, devido à diminuição da chuva de sementes (Kennard et al. 2002; Ceccon & Hernández 2008; Martínez-Garza et al. 2011) e a falta de condições que favoreçam a germinação e o estabelecimento de plântulas (Kennard et al. 2002; Vieira & Scariot 2006). Por outro lado, ervas e arbustos ruderais são recrutados do banco de sementes que persiste no solo (Ewell 1980; Guariguata 2000), sendo responsáveis pela fase herbáceo-arbustiva da sucessão secundária, a primeira fase da regeneração em grandes clareiras e áreas desmatadas (Finegan 1996).

Florestas Estacionais estão entre os ecossistemas terrestres mais ameaçados do planeta (Murphy & Lugo 1986; Vieira & Scariot 2006), o que justifica os esforços em restauração ecológica. Estima-se que representam 42 e 22% das florestas tropicais do mundo e da América do Sul, respectivamente (Murphy & Lugo 1986). No Brasil ocupam 3,2% do território, distribuídas de forma descontínua nos biomas Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica e Amazônia (Sevilha et al. 2004; Scariot & Sevilha 2005). Mesmo distribuídas por todo território brasileiro, essas florestas foram negligenciadas pelas políticas nacionais de conservação e restauração (Scariot & Sevilha 2005; Haidar 2008). Florestas Estacionais Deciduais ocorrem em regiões com elevado nível de fertilidade, frequentemente associadas à presença de rochas calcárias, tornando-as alvo do interesse

agropecuário (Scariot & Sevilha 2005) e da mineração de calcário (Haidar 2008). Nos últimos 40 anos, a mineração de calcário aumentou em 10 vezes sua área explorada no Brasil (MD 2015). Para a expansão de minas de calcário, a floresta é suprimida e a CSS é removida juntamente com o material vegetativo e as sementes. Esse material geralmente é descartado em pilhas de estéril (Haidar 2008; Almeida 2009).

O presente estudo pretende avaliar o potencial de regeneração de órgãos vegetativos e das sementes contidas na CSS para a restauração de uma floresta estacional explorada pela mineração de calcário. O primeiro objetivo do estudo foi avaliar a eficiência na propagação de plantas depositando a CSS de três maneiras em relação ao controle, sem deposição. Para isso depositou-se a CSS de três maneiras: em montes sem espalhar, espalhando para formar uma superfície nivelada com espessura de 40 cm, e de 20 cm. A hipótese é que a deposição em montes é a forma mais eficiente para a propagação de plantas, seguido do tratamento nivelado em 40 cm, 20 cm e o controle sem deposição. O uso de maquinário pesado para nivelar o solo depositado pode danificar o material vegetativo e as sementes, diminuindo a eficiência na propagação das plantas.

O segundo objetivo foi avaliar a contribuição do material vegetativo e das sementes contidas na CSS para a regeneração. A hipótese é que rebrotas dos propágulos vegetativos (raízes e caules) contribuem para regeneração de plantas lenhosas, e sementes contribuem principalmente para regeneração de herbáceas e arbustos ruderais. Dado que a capacidade de rebrota de plantas lenhosas após distúrbios é alta em floresta estacional (Vieira & Scariot 2006), espera-se que o transplante de muitos pedaços de raízes, caules e plantas inteiras resultem em propagação por rebrotas nas áreas depositadas. Além disso, o banco de sementes de espécies herbáceas e arbustivas deve recrutar plântulas após a transposição.

O terceiro objetivo foi avaliar a proporção, tipos e o tamanho dos propágulos vegetativos disponíveis na CSS depositada que conseguem rebrotar. A hipótese é que os maiores fragmentos de planta têm maior chance de rebrotar por terem maior número de gemas e de reserva (Clarke et al. 2013), assegurando a sobrevivência das rebrotas até a emissão de novas raízes. Espera-se que fragmentos de raiz superem os de caule em virtude das observações feitas no experimento de transposição da CSS de cerrado s.s., onde a maioria das rebrotas proveio de fragmentos de raiz (Capítulo 1).

O quarto objetivo foi avaliar a profundidade que as rebrotas conseguem emergir no solo depositado. A hipótese é que os brotos emergem dos primeiros centímetros superficiais do solo depositado, por enfrentarem uma menor espessura de solo para emergir. Esta estimativa indicará a espessura máxima da camada de solo que permite a propagação por rebrota.

O quinto objetivo foi testar o efeito da irrigação durante a primeira estação seca após a deposição da CSS sobre a sobrevivência e o recrutamento de plantas. A hipótese é que o estresse hídrico provocado pela seca aumenta a mortalidade e limita o recrutamento de plantas (Tanner & Barberis 2007; Paine et al. 2009; Capítulo 1). A irrigação durante este período pode ajudar a comunidade regenerante a superar essa restrição (Hoffmann 1996; MacLaren & MacDonald 2003; Tanner & Barberis 2007). Na região do presente estudo, existe uma pronunciada estação seca entre os meses de maio e setembro, em que chove 7% da precipitação anual (conforme dados climáticos do INMET 2015). Além disso, para o estabelecimento via rebrota, os fragmentos de raiz e caule precisam emitir novas folhas e novas raízes, o que pode levar um maior tempo de estabelecimento do que a regeneração via sementes. Assim, o estabelecimento de regenerantes pode ser favorecido pela suplementação de água durante o período seco. No presente estudo, foi

testado o efeito da irrigação durante a primeira estação seca sobre a sobrevivência e o recrutamento de plantas.

## **Materiais e métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi conduzido entre novembro de 2013 e dezembro de 2014, em uma área no Centro-Norte do Distrito Federal (DF), Brasil, nos arredores da região administrativa da Fercal (15°34'S, 47°53'O). A média da precipitação anual é de 1.495 mm (1.157-1.948, min-máx, série de 1990 a 2014), com 93% da precipitação ocorrendo entre outubro e abril. A temperatura média do mês mais quente é de 22,7°C e do mês mais frio é de 19,2°C (conforme dados climáticos do INMET 2015). A vegetação original suprimida era de Floresta Estacional Decidual, que apresenta pronunciada deciduidade na estação seca, tem aproximadamente 20 m de altura, 22 m<sup>2</sup>/ha de área basal (Haidar 2008), com presença abundante de lianas. O solo transferido é do tipo cambissolo, de alta fertilidade (Haidar 2008), originado de rochas predominantemente calcárias do grupo Paranoá (ZEE-DF 2009).

A CSS do experimento de transposição consistiu do material resultante da supressão da vegetação e do solo retirado para permitir a expansão da cava de mineração de calcário da Fábrica Tocantins Cimentos, grupo Votorantim. Foi suprimida uma área de 2,1 ha (altitude 990 m a.n.m), cuja CSS foi depositada em uma área de 1,9 ha (altitude de 900 m a.n.m) destinada à compensação ambiental, a 1,4 km da área suprimida (Figura 1). Esta área de deposição foi usada como pastagem por um longo período (dominada por *Andropogon gayanus* Kunth e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster), o que resultou em alta compactação do solo e baixa regeneração da vegetação nativa (Figura 2 g). A vegetação original deste local também era floresta estacional, evidenciada por árvores

típicas dessa floresta, como *Aspidosperma subincanum* Mart. ex A.DC., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Myracrodruon urundeuva* Allemão e *Terminalia phaeocarpa* Eicheler, remanescentes na pastagem. O solo é de origem calcária, mais profundo e plano que o solo da área de remoção da CSS.

### **Operação de supressão e transposição da camada superficial do solo**

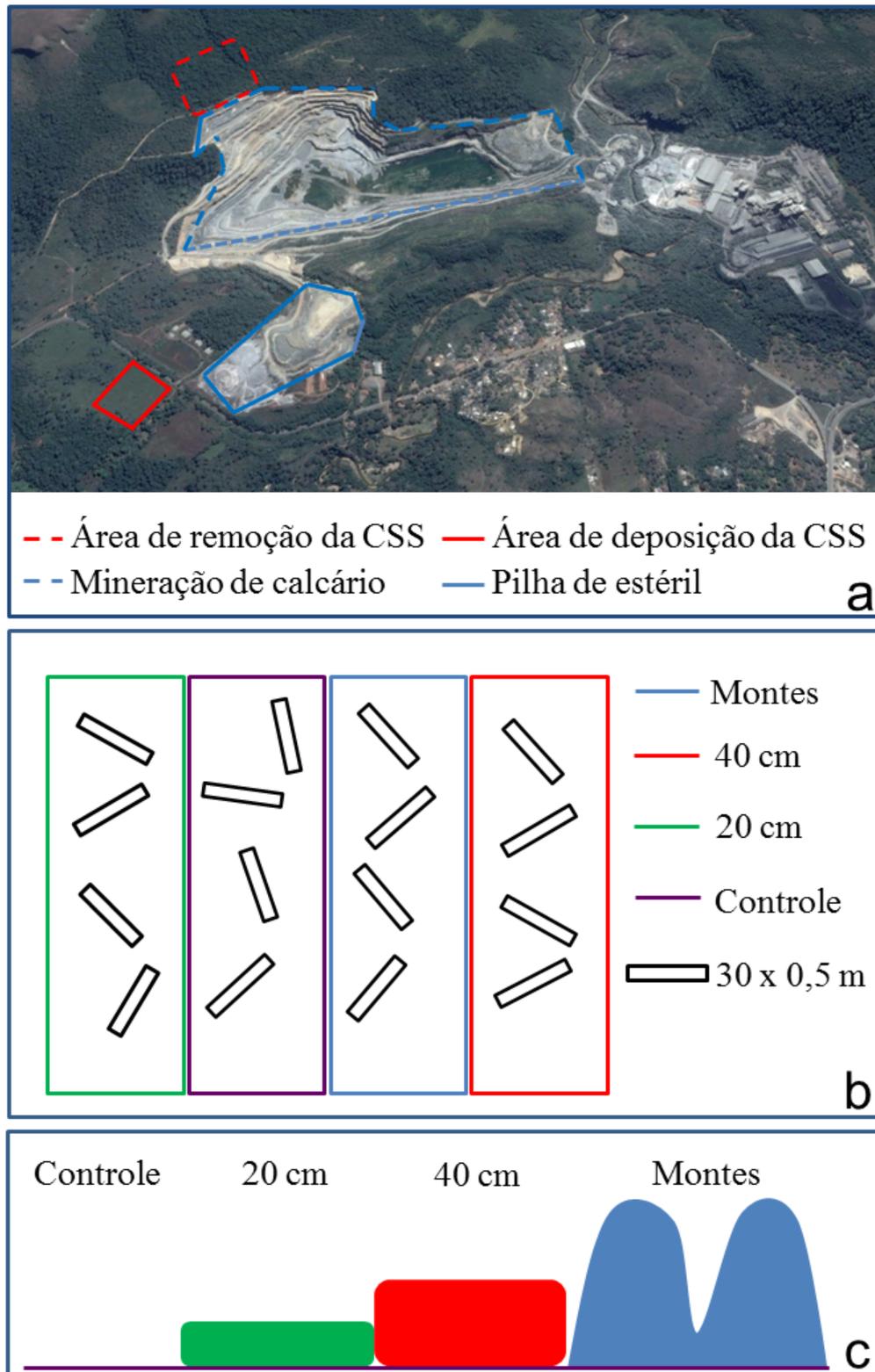
Em maio de 2013, 2,1 ha de floresta próxima a cava de mineração foram submetidos ao corte raso. Primeiramente, a maior parte da vegetação lenhosa < 10 cm de DAP foi cortada com foice para facilitar o trabalho com a motosserra. Em seguida, toda a vegetação lenhosa  $\geq 10$  cm de DAP foi cortada com motosserra. Os troncos foram arrastados por um trator esteira até o pátio de estocagem. Somente em novembro de 2013 a vegetação remanescente e a CSS foram removidas. Uma vez que a supressão ocorreu no início da estação seca, a quantidade de sementes transferida com a CSS no experimento de transposição foi bastante limitada, uma vez que nessas florestas a dispersão de sementes concentra-se do meio para o fim da estação seca e a germinação é concentrada nos primeiros meses, com poucas espécies arbóreas formando banco de sementes (Vieira & Scariot 2006).

A operação de transposição ocorreu entre os dias 18 e 23 de novembro de 2013. Para remover a vegetação e os 30 cm superficiais do solo foi usada uma retroescavadeira. Primeiro foi raspada a vegetação e o solo superficial formando montes de solo com serrapilheira, plantas inteiras, pedaços de raízes, caules, ramos e sementes. Depois a retroescavadeira dispôs os montes em caminhões basculantes, que comportavam 12 m<sup>3</sup> de material (Figura 2 c-f). Os caminhões deslocaram-se para a área de deposição. A área de deposição foi previamente escarificada a 30 cm de profundidade com trator de esteira, promovendo a descompactação do solo e eliminando as gramíneas naquele momento (Figura 2 g-i). Os caminhões distribuíram o material levantando a caçamba e movendo-

se devagar, de modo que se formaram montes de até 125 cm de altura. Nos dois tratamentos de nivelamento usou-se a retroescavadeira para distribuir a CSS, buscando a espessura de 40 cm e 20 cm. Na área controle não se depositou CSS (Figura 1 c; Figura 2 j-l). A altura real alcançada com os tratamentos de deposição foi  $103 \pm 3$  cm nos ápices dos montes e  $16 \pm 1$  cm nas bases dos montes,  $35 \pm 1$  buscando a espessura de 40 cm e  $18 \pm 1$  buscando a espessura de 20 cm. A retroescavadeira gastou 8 horas/ha para o nivelamento do tratamento 40 cm e 12 h/ha no de 20 cm. No total, foram transportados 321 cargas de CSS que distribuíram 1.596, 1.464 e 792 m<sup>3</sup> nos tratamentos de montes, 40 cm e 20 cm de espessura, respectivamente.

### **Banco de sementes, riqueza e densidade de árvores antes da transposição**

Durante a supressão da vegetação, 90 amostras do banco de sementes foram tomadas na área, com um cilindro inox de 8 cm de altura  $\times$  6 cm de diâmetro. As amostras foram distribuídas em 90 bandejas plásticas em uma casa de vegetação da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia em Brasília. A germinação nas bandejas foi acompanhada durante seis meses, até a emergência das últimas plântulas. Essa avaliação forneceu uma estimativa da disponibilidade de sementes germináveis no solo na época da remoção da CSS. O banco de sementes teve  $24 \pm 1$  sementes/1000 cm<sup>3</sup> de plantas ruderais ( $M \pm EP$ ),  $2 \pm 1$  de gramíneas invasoras e  $3 \pm 1$  de plantas lenhosas. Apenas as espécies lenhosas *Ficus* sp., *Maclura tinctoria* (L.) D.Don ex Steud. e *Luehea divaricata* Mart. foram encontradas no banco de sementes. Um mês antes da transposição, em outubro de 2013, 15 parcelas de 1 m de raio (3,14 m<sup>2</sup>) foram alocadas ao acaso na área. Considerando apenas espécies arbóreas, foram encontradas  $3,1 \pm 0,4$  indivíduos/m<sup>2</sup>, dentre 30 espécies regenerantes, 90% delas rebrotando a parte aérea, e o restante eram plantas não cortadas durante a supressão (Figura 2 a-b).



**Figura 1.** Esquema da transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, área de remoção da CSS para expansão da mina de calcário e a área de deposição; **b**, divisão dos tratamentos na área de deposição; **c**, controle sem deposição e áreas depositadas.

## **Coleta dos dados**

*Qual a proporção de propágulos presentes no solo que consegue rebrotar?*

Para avaliar a disponibilidade de fragmentos de raiz e caule no solo depositado alocou-se ao acaso dez parcelas de  $1 \times 0,5$  m de lado  $\times$  0,4 m de profundidade (0,2 m<sup>3</sup>; Figura 3), nas quais o solo foi removido e as plantas inteiras e os pedaços de raiz e caule (propágulos vegetativos) foram separados do solo, utilizando uma peneira. Estas parcelas foram escavadas seis meses após a deposição da CSS (maio de 2014), apenas no tratamento depositado em montes, uma vez que a camada de 40 cm desenterrada incluiu as profundidades 20 cm e os 40 cm depositados nos demais tratamentos (Figura 1 c). O material coletado foi ensacado e levado ao laboratório, onde se mensurou o diâmetro médio e o comprimento de cada pedaço com um paquímetro e uma fita métrica.

*Até qual profundidade as rebrotas são capazes de emergir da CSS depositada?*

Para avaliar o tamanho dos propágulos vegetativos que rebrotaram e a profundidade com que as rebrotas emergiram do solo depositado, alocou-se ao acaso 30 parcelas de  $1 \times 0,5$  m, nas quais foram desenterradas as plantas encontradas vivas acima do solo. As rebrotas foram marcadas com esmalte na altura do solo, desenterradas com faca e martelo pedológico, e mediu-se a profundidade que os brotos emergiram a partir do propágulo utilizando-se uma régua. O tamanho (diâmetro médio e comprimento) dos propágulos que rebrotaram foram medidos e observadas a presença e a quantidade de raízes novas. A disponibilidade de propágulos vegetativos foi considerada até os 20 cm de profundidade, pois foram encontradas plantas rebrotando até a profundidade de 20 cm. Depois, para calcular a proporção de pedaços que rebrotam, dividiu-se o número de pedaços que rebrotaram/m<sup>2</sup> nas 30 parcelas pela estimativa da quantidade de propágulos

vegetativos/m<sup>2</sup> até 20 cm de profundidade, com base nos dados das 10 parcelas escavadas até 40 cm. Os propágulos vegetativos foram classificados visualmente como fragmentos de raiz, caule ou como planta inteira (quando a raiz estava conectada ao caule). Considerou-se que o fragmento era uma raiz quando este apresentava raízes e/ou cicatrizes de raízes secundárias, e como caule quando apresentava casca, ramos, ou cicatrizes de ramos perdidos.

*Qual a principal forma de regeneração na área depositada, sementes ou rebrotas?*

Nas 30 parcelas supracitadas, para avaliar a origem dos regenerantes, eles foram classificados como oriundos de semente quando apresentaram cotilédones ou caule conectado a um sistema radicular sem cicatrizes de rebrotamento, ou como oriundos de rebrota se esses rebrotaram a partir de fragmentos de raiz, caule ou de uma planta inteira (Figura 4). Aos 12 meses, 10 parcelas (0,5 m<sup>2</sup>) adicionais foram alocadas ao acaso em cada tratamento de deposição (total 30 parcelas) e as plantas foram desenterradas para observar a formação de novas raízes.

*A cobertura, densidade e riqueza de regenerantes difere entre os tratamentos?*

Dois meses após a deposição da CSS, quatro parcelas permanentes de 30 × 0,5 m foram dispostas em cada tratamento, totalizando 16 parcelas (Figura 1b). Para avaliar as mudanças na cobertura do solo aos 2, 4, 6 e 12 meses (Janeiro, Março, Maio e Novembro de 2014) seguintes à deposição, utilizou-se o método de pontos (Mantovani & Martins 1990). Para isso, esticou-se uma trena de 30 m na borda esquerda de cada parcela, e a cada 0,5 m um ponto de cobertura foi amostrado, totalizando 60 pontos por parcela. Em cada ponto se dispôs verticalmente uma vara de bambu de 1,5 m de altura e 3 mm de diâmetro, onde foram anotadas todas as plantas que tocavam a vara até a altura de 0,5 m, ou a presença de solo exposto. Considerando que mais de uma planta poderia tocar a vara

em cada ponto, a soma das coberturas pode alcançar mais que 100%. Quatro categorias de cobertura do solo foram estabelecidas: solo exposto; gramíneas invasoras; plantas lenhosas (árvores, arbustos e lianas foram agrupados nesta categoria); e plantas ruderais (nesta categoria consideraram-se as espécies herbáceas e subarbusivas anuais ou perenes, nativas ou exóticas não invasoras, que se desenvolvem em locais perturbados). Aos seis e 12 meses, todas as árvores e lianas presentes nas 16 parcelas foram identificadas e tiveram o diâmetro basal e altura medidos.



**Figura 2.** Etapas da transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, floresta antes da supressão; **b**, floresta seis meses após a supressão; **c**, remoção da CSS por uma retroescavadeira; **d**, superfície de solo removida, 30 cm; **e**, pilha de solo com serrapilheira, fragmentos de raiz, caule, plantas inteiras e sementes; **f**, retroescavadeira dispendo o solo no caminhão; **g**, a área de deposição era uma pastagem com baixa regeneração natural; **h**, área de deposição escarificada por um trator esteira; **i**, solo descompactado e livre da dominância de gramíneas; **j**, deposição da CSS; **k**, superfície da área de deposição; **l**, retroescavadeira nivelando os tratamentos de 20 e 40 cm.

*A irrigação durante a primeira estação seca após a deposição aumenta a sobrevivência e o recrutamento de plantas?*

O experimento de irrigação foi conduzido apenas no tratamento de deposição de 20 cm. As quatro parcelas previamente instaladas foram utilizadas como controle, onde não foi aplicada irrigação. Nesse experimento a área das parcelas aumentou para  $30 \times 1$  m ( $30 \text{ m}^2$ ). Para a irrigação, quatro parcelas adicionais de  $15 \times 2$  m ( $30 \text{ m}^2$ ) foram instaladas. A distância mínima entre as parcelas irrigadas e controle foi de 8 m. As parcelas foram irrigadas com o correspondente a 7 mm de precipitação, por aproximadamente 80 minutos, sempre no final da tarde e com intervalos de um dia. Entre 15 de junho e 15 de novembro de 2014, um mês após o início da seca e da chuva respectivamente, foram aplicados 539 mm de irrigação, o que representa um aumento de 181% na entrada de água durante o período e, de 32% na precipitação anual. A irrigação foi realizada com mangueiras com microfuros a cada 30 cm (mangueira 'tripa' de microaspersão), dispostas no centro da parcela. A amostragem foi feita em junho e novembro de 2014, antes e depois da aplicação da irrigação. Todas as árvores e lianas presentes nas parcelas foram contadas e identificadas.

### **Análise dos dados**

Para avaliar as principais formas de regeneração na área depositada investigou-se a contribuição percentual de plântulas e rebrotas em árvores e lianas. Foram descritas a profundidade mínima, máxima e média  $\pm$  erro padrão da emergência das rebrotas. Para avaliar a proporção dos propágulos que rebrotaram, calculou-se a densidade de propágulos que apresentaram rebrota em relação à densidade de propágulos, para cada classe de tamanho. Para avaliar diferenças na cobertura do solo entre os tratamentos aos 12 meses foi feita a análise de variância (ANOVA) para cada categoria de cobertura. Para

avaliar diferenças na densidade de árvores e lianas entre os tratamentos aos 12 meses foi feita a análise de variância (ANOVA). Para avaliar diferenças na riqueza de árvores e lianas entre os tratamentos aos 12 meses, foram feitas curvas de rarefação de espécies baseada em indivíduos (Gotelli & Colwell 2001; library “vegan” (R), pacote rarefy). Para avaliar quais eram as principais espécies lenhosas regenerantes entre os tratamentos aos 12 meses, elaborou-se uma lista com as 10 espécies mais abundantes em cada tratamento. Previamente, testou-se a homocedasticidade e a normalidade dos dados com os testes Bartlett e Shapiro-Wilk, respectivamente, e eles não diferem da distribuição normal e apresentam homocedasticidade. As múltiplas comparações entre pares de média foram feitas com o teste a posteriori de Tukey HSD. As médias de sobrevivência e recrutamento de árvores e lianas entre o tratamento irrigado e o não irrigado foram comparadas com o teste t. Previamente testou-se a homocedasticidade e normalidade com testes F e Shapiro-Wilk, respectivamente, e eles não diferem da distribuição normal e apresentam homocedasticidade. As análises foram conduzidas no programa de estatística R (R Core Team 2014).



**Figura 3.** Fragmentos de planta não rebrotando desenterrados no tratamento depositado em montes seis meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, parcela de 1 × 0,5 m lado × 0,4 m profundidade (0,2 m<sup>3</sup>); **b**, fragmentos de raiz e caule presentes nas parcelas.

## **Resultados**

Doze meses após a transposição da CSS, 97 espécies pertencentes a 35 famílias foram registradas nos tratamentos. Famílias com maior número de espécies foram Fabaceae, Malvaceae e Rubiaceae, com 11, 11 e 8 espécies, respectivamente (Tabela 1).

### **Origem das plantas regenerantes**

Aos seis meses, rebrotas de fragmentos de raiz e caule foram responsáveis por 74 e 60% das árvores e lianas regenerantes, respectivamente (Figura 4). Por outro lado, todas as ervas e subarbustos ruderais germinaram de sementes transferidas com a CSS ou que chegaram pela chuva de sementes. A maior parte das rebrotas originou-se de fragmentos de raiz e apenas uma diminuta porcentagem dos propágulos vegetativos disponíveis no solo rebrotou (Tabela 2). Quanto maior o tamanho do propágulo vegetativo maior foi a porcentagem de rebrota (Tabela 2). As rebrotas emergiram entre 0,5 e 20 cm de profundidade ( $8,05 \pm 0,68$  cm;  $M \pm EP$ ; Figura 4 c). Oitenta e dois por cento das plantas que rebrotaram parte aérea, também emitiram novas raízes. Foram observadas raízes com mais de 50 cm, alcançando o solo autóctone aos 12 meses (Figura 4 f).

### **Densidade e riqueza de árvores e lianas**

Aos 12 meses, a densidade e o número de espécies de árvores foram similares entre os três tratamentos de deposição (1,29 ind./m<sup>2</sup> e 18 espécies/60 m<sup>2</sup>), que apresentavam seis vezes mais indivíduos e quatro vezes mais espécies do que a área sem deposição ( $F_{\text{densidade } 3,12} = 14,9$ ,  $P < 0,0001$ ; ver curva de rarefação para riqueza; Figura 5). As lianas não diferiram significativamente em densidade entre os tratamentos de deposição ( $F_{2,9} = 2,3$ ,  $P = 0,1580$ ), mas o número de espécies tendeu a ser menor no tratamento de 20 cm. Lianas não apresentaram regenerantes na área sem deposição (Figura 5). Nos três tratamentos de deposição as principais espécies lenhosas regenerando

por rebrota foram *Campomanesia velutina*, *Dilodendron bipinnatum*, *Guettarda viburnoides*, *Myracrodruon urundeuva*, *Sebastiania brasiliensis* e *Serjania* sp., e as por semente foram *Cecropia pachystachya*, *Guazuma ulmifolia*, *Solanum paniculatum*, *Solanum lycocarpum*, *M. urundeuva* e *Trema micrantha* (Tabela 3). *Aspidosperma subincanum* e *S. lycocarpum* representavam 76% dos indivíduos na área sem deposição (Tabela 3); *A. subincanum* oriunda de rebrota de arvoretas presentes no pasto antes do preparo do solo e *S. lycocarpum* provavelmente germinou de sementes da chuva ou do banco de sementes. Rebrotas de *A. subincanum* presentes antes da deposição da CSS também ocorreram no tratamento de 20 cm. Nenhuma das espécies regenerando por semente foi encontrada no banco de sementes da área em que foi removida a CSS (ver métodos), sugerindo que elas podem ter chegado a partir da chuva de sementes. Os indivíduos lenhosos apresentaram altura entre 5 e 230 cm ( $37 \pm 3$  cm).

**Tabela 1.** Famílias, espécies e formas de vida 12 meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal.

Famílias	Espécies
<b>Árvore</b>	
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A.DC.
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.*
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart. <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos <i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.
Celastraceae	<i>Maytenus floribunda</i> Reissek
Combretaceae	<i>Terminalia phaeocarpa</i> Eicheler
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan <i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart. <i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr. <i>Platymiscium floribundum</i> Vogel <i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp.
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.

	<i>Luehea divaricata</i> Mart.
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.
	<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.**
Myrtaceae	<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg
	<i>Psidium guajava</i> L.**
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ex DC.
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.
	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.
Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul
<b>Arvoreta</b>	
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.**
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.
	<i>Piper</i> sp.
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.
<b>Liana</b>	
Apocynaceae	<i>Mandevilla hirsuta</i> (Rich.) K.Schum.
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis</i> sp.
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.
Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp.
	<i>Serjania</i> sp.1
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E.Jarvis
<b>Arbusto</b>	
Asteraceae	<i>Vernonia</i> sp.
Euphorbiaceae	<i>Manihot anomala</i> Pohl
Lythraceae	<i>Diplusodon</i> sp.
<b>Subarbusto</b>	
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrud. ex DC.) R.M.King & H.Rob.
Euphorbiaceae	<i>Croton glandulosus</i> L.
Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.
	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex Cav.
	<i>Sida spinosa</i> L.
	<i>Sida cordifolia</i> L.
	<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell
Solanaceae	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.
	<i>Solanum viarum</i> Dunal
<b>Erva</b>	
Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i> L.
	<i>Amaranthus</i> sp.
Asteraceae	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.
Convolvulaceae	<i>Ipomoea aristolochiifolia</i> G. Don
	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet
	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.
Cyperaceae	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) Kunth ex C.B.Clarke
	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i> L.
	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.

Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv. <i>Chamaecrista fasciculata</i> (Michx.) Greene <i>Desmodium incanum</i> DC. <i>Macroptilium atropurpureum</i> (DC.) Urb.
Lamiaceae	<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze
Malvaceae	<i>Herissantia crispera</i> (L.) Brizicky <i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.
Poaceae	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth*** <i>Cenchrus echinatus</i> L. <i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf*** <i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.*** <i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka*** <i>Paspalum notatum</i> Flügge <i>Raddia stolonifera</i> R.P.Oliveira & Longhi-Wagner <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) M.Kerguelen <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster***
Rubiaceae	<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC. <i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum. <i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC. <i>Richardia brasiliensis</i> Gomes <i>Spermacoce verticillata</i> L.
Solanaceae	<i>Physalis angulata</i> L. <i>Solanum americanum</i> Mill.
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl

\*Palmeira arbórea; \*\*Lenhosas ruderais; \*\*\* Gramíneas exóticas invasoras.

**Tabela 2.** Densidade absoluta (DA) e relativa (R%) dos propágulos que rebrotaram por classe de tamanho (volume = comprimento × diâmetro médio) em relação à densidade total de propágulos em 3 m<sup>3</sup> (D/3 m<sup>3</sup>) seis meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Distrito Federal, Brasil. Os tipos de propágulo vegetativo foram definidos por análise visual: raiz (presença de raiz secundária e/ou cicatriz de raiz), caule (casca e/ou cicatriz de ramo) e planta inteira (raiz conectada ao caule).

Tamanho (cm <sup>3</sup> )	Propágulos					
	Raiz		Caule		Planta inteira	
	D/3 m <sup>3</sup>	DA (R%)	D/3m <sup>3</sup>	DA (R%)	D/3m <sup>3</sup>	DA (R%)
0 - 1	2627	3 (0,1)	1365	0 (0)	-	-
1 - 10	1229	8 (0,7)	873	0 (0)	10	1 (10)
10 - 100	297	22 (7,4)	169	4 (2,4)	10	1 (10)
100 - 1000	32	6 (18,8)	38	3 (7,9)	5	0 (0)
> 1000	-	-	4	1 (25)	-	-

**Tabela 3.** Dez principais espécies regenerantes em cada tratamento, forma de regeneração (rebrotas e/ou semente) e as abundâncias absoluta (ind./60m<sup>2</sup>) e relativa (%) nos três tratamentos de deposição e no controle (sem deposição) 12 meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Distrito Federal, Brasil. A forma de regeneração foi definida através da escavação das plantas em 30 parcelas (0,5 m<sup>2</sup>) aos 6 e 12 meses.

<b>Espécies</b>	<b>Montes</b>	<b>40 cm</b>	<b>20 cm</b>	<b>Controle</b>
<b>Rebrota</b>				
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3 (4)	1 (2)	1 (2)	1 (8)
<i>Aspidosperma subincanum</i>	-	-	3 (5)	5 (38)
<i>Banisteriopsis sp.</i>	6 (7)	6 (10)	-	-
<i>Campomanesia velutina</i>	15 (18)	7 (11)	4 (6)	-
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	2 (2)	4 (7)	2 (3)	-
<i>Guettarda viburnoides</i>	4 (5)	2 (3)	5 (8)	-
<i>Mandevilla hirsuta</i>	2 (2)	2 (3)	3 (5)	-
<i>Maytenus floribunda</i>	2 (2)	1 (2)	3 (5)	-
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	14 (16)	4 (7)	4 (6)	-
<i>Serjania sp.</i>	5 (6)	6 (10)	6 (9)	-
<i>Tocoyena formosa</i>	-	-	3 (5)	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2 (2)	1 (2)	1(2)	-
<b>Rebrota e semente</b>				
<i>Cordia trichotoma</i>	-	3 (5)	2 (3)	2 (16)
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	4 (5)	3 (5)	15 (23)	-
<i>Terminalia phaeocarpa</i>	1 (1)	1 (2)	2 (3)	-
<b>Semente</b>				
<i>Cecropia pachystachya</i>	7 (8)	2 (3)	1(2)	-
<i>Curatella americana</i>	1 (1)	3 (5)	-	-
<i>Guazuma ulmifolia</i>	4 (5)	2 (3)	1(2)	-
<i>Muntingia calabura</i>	3 (4)	1 (2)	-	-
<i>Psidium guajava</i>	-	4 (7)	4 (6)	-
<i>Solanum lycocarpum</i>	3 (4)	1 (2)	1 (2)	5 (38)
<i>Solanum paniculatum</i>	3 (4)	6 (10)	2 (3)	-
<i>Trema micrantha</i>	3 (4)	1 (2)	2 (3)	-

### Mudanças temporais na cobertura do solo

Os três tratamentos de deposição de CSS proporcionaram mudanças similares na cobertura do solo e igualmente diferiram da área sem deposição aos 12 meses (Solo exposto  $F_{3,12}= 15,1$ ,  $P < 0,001$ ; Plantas ruderais  $F_{3,12}= 6,7$ ,  $P < 0,01$ ; Plantas lenhosas  $F_{3,12}= 5,1$ ,  $P < 0,01$ ; Gramíneas invasoras  $F_{3,12}= 43,5$ ,  $P < 0,0001$ ). A porcentagem de solo exposto reduziu de 96% para 33% entre o 2º e 12º mês nos três tratamentos de deposição, devido ao aumento de 68% na cobertura de plantas ruderais, de 21% na cobertura de gramíneas invasoras e 7% na cobertura de plantas lenhosas (Figura 6). Na área sem deposição, a porcentagem média de solo exposto reduziu pronunciadamente para 5% aos

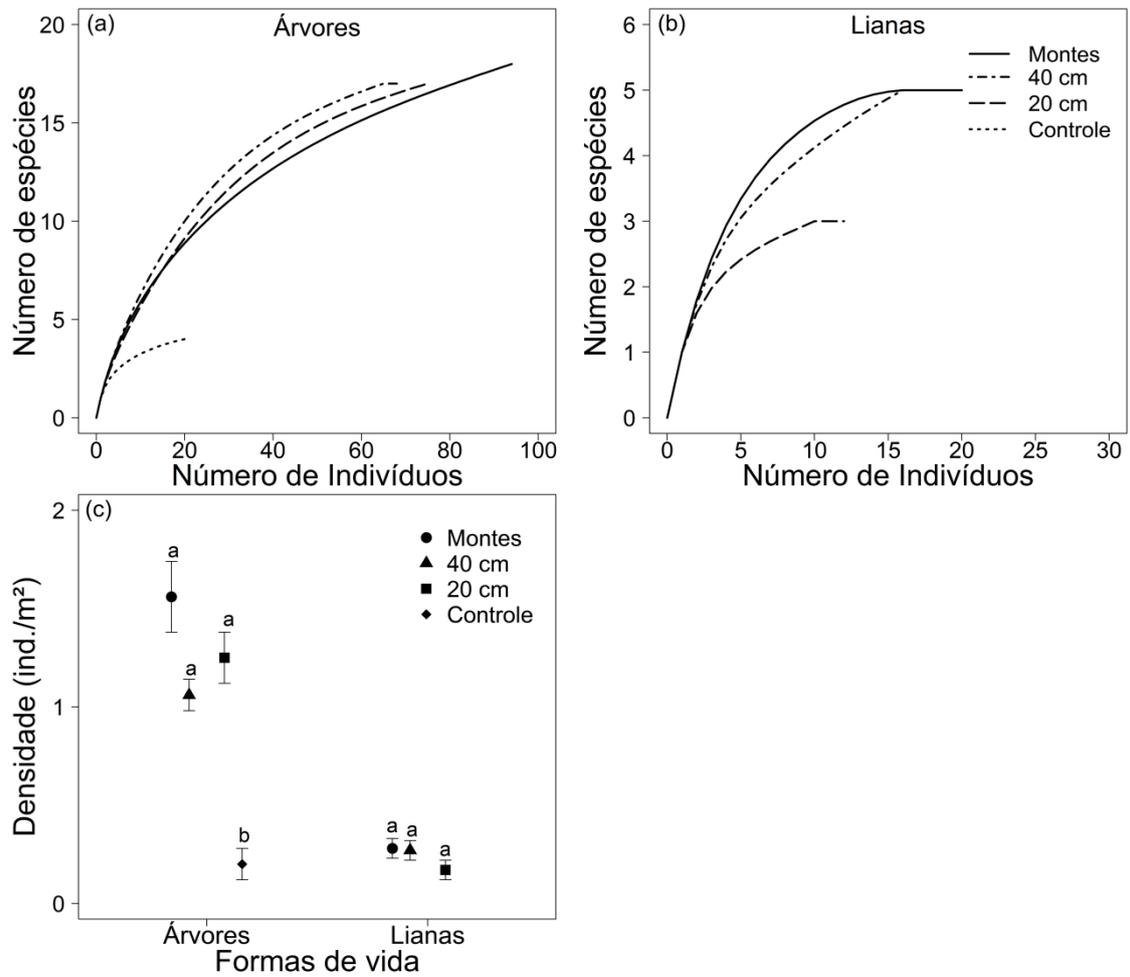
quatro meses, com o aumento de 46% na cobertura por plantas ruderais. Porém, no final do estudo, as gramíneas invasoras alcançaram 83% de cobertura na área sem deposição (Figura 6). A gramínea invasora com maior cobertura foi *Andropogon gayanus*, espécie que reocupou amplamente a área sem deposição aos 12 meses (Figura 7 a-c). Outras invasoras com menor cobertura do solo foram *Urochloa decumbens* e *Hyparrhenia rufa*. Nos tratamentos de deposição várias espécies ruderais contribuíram para a cobertura do solo, entre elas, as ervas *Spermacoce verticillata*, *Elephantopus mollis*, *Mesosphaerum suaveolens* e *Stachytarpheta cayennensis*, e os subarbustos *Chromolaena maximiliani*, *Sida glaziovii*, *Sidastrum micranthum*, *Solanum sisymbriifolium* e *Solanum viarum* (Figura 7 d-l). Por outro lado, na área sem deposição *S. glaziovii* foi responsável pela maior parte da cobertura por plantas ruderais.

#### **Efeitos da irrigação na estação seca**

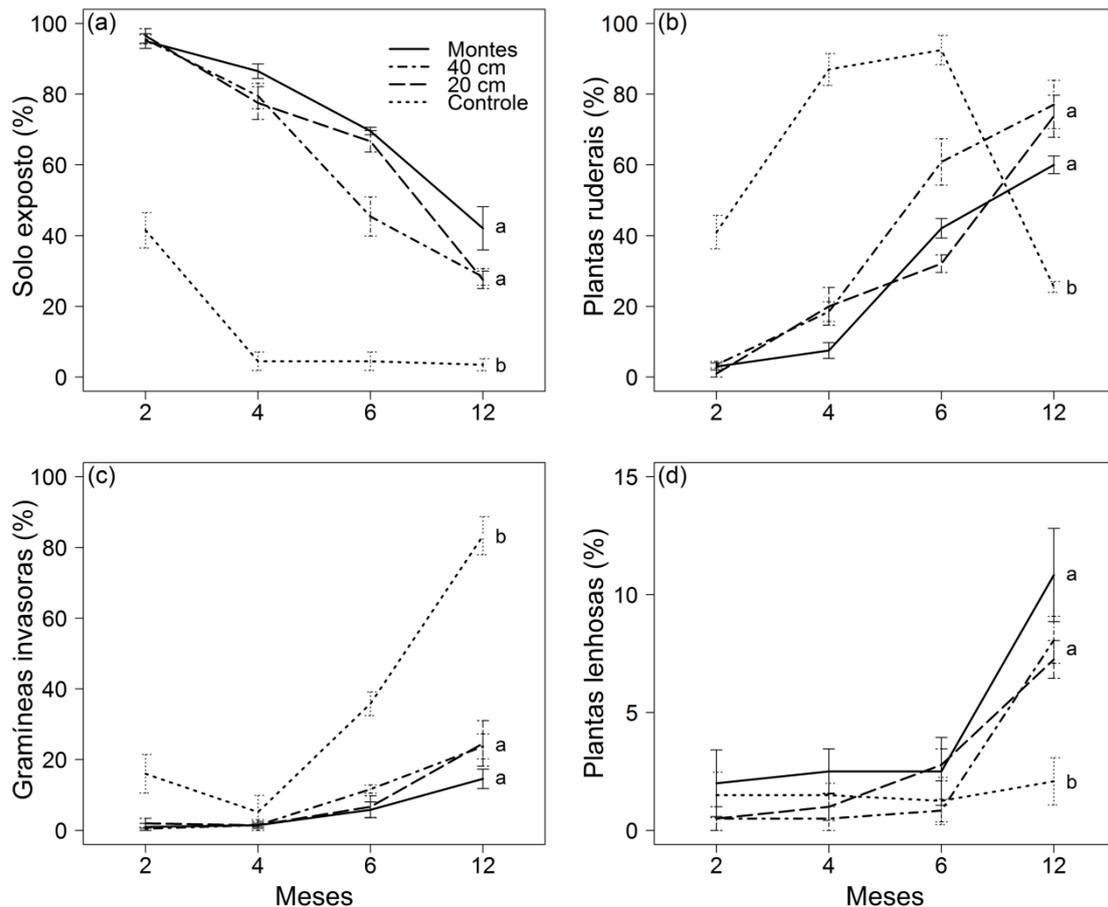
A suplementação de água não reduziu significativamente a mortalidade de árvores ( $t_6 = 2,2$ ,  $P = 0,06$ ) e lianas ( $t_6 = 0,69$ ,  $P = 0,51$ ). Houve em média 40 e 21% de mortalidade nas árvores e lianas regenerantes, respectivamente. Da mesma forma, o ingresso de novos indivíduos não foi afetado pela irrigação (árvores  $t_6 = -0,07$ ,  $P = 0,94$ ; lianas  $t_6 = 1,34$ ,  $P = 0,22$ ), e árvores predominaram em número de plantas recrutadas (Figura 8).



**Figura 4.** Regenerantes desenterrados aos seis e doze meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, Plântula de *Guazuma ulmifolia* ainda com os cotilédones; **b**, Plântula de *Terminalia phaeocarpa* sem cotilédones; **c**, Rebrota de raiz de *Guettarda viburnoides*, a faixa vermelha marca a altura de emergência no solo; **d**, Rebrota de caule de *Luehea divaricata*, repare as novas raízes; **e**, Rebrota de *Inga cylindrica*, repare o eixo de ligação entre a parte aérea e a raiz; **f**, Rebrota de *Bauhinia* sp., repare as raízes alcançando o solo mais escuro (autóctone) no tratamento de 40 cm.



**Figura 5.** Densidade e número de espécies de árvores e lianas ao longo dos três tratamentos de deposição e no controle (sem deposição), 12 meses após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, Curvas de rarefação de espécies baseadas em indivíduos de árvores; **b**, Curvas de rarefação de espécies baseadas em indivíduos de lianas; **c**, Densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) de árvores e lianas. Barras são médias  $\pm$  erro padrão, letras iguais indicam ausência de diferença entre médias com teste a posteriori de Tukey HSD,  $P \leq 0,05$ .



**Figura 6.** Mudanças na cobertura solo entre 2º e 12º mês (janeiro e novembro 2014) nos três tratamentos de deposição e no controle sem deposição após a transposição da camada superficial do solo de Floresta Estacional Decidual, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, Solo exposto; **b**, Plantas ruderais; **c**, Gramíneas invasoras; **d**, Plantas lenhosas. A análise estatística foi feita apenas para os 12 meses. Note que a escala do eixo-y no gráfico “d” é diferente dos demais, barras são médias  $\pm$  1 erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença entre médias com o teste a posteriori de Tukey HSD,  $P \leq 0,05$ .

## Discussão

A transposição da camada superficial do solo tem se mostrado eficaz como método de restauração ecológica, por reestabelecer uma grande diversidade de espécies e de grupos ecológicos de plantas em vários ecossistemas (Rokich et al. 2000; Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007; Hall et al. 2010; Tozer et al. 2012; Capítulo 1). O mesmo foi confirmado neste estudo até os 12 meses, quando os tratamentos de deposição apresentavam seis vezes mais espécies de árvores e lianas (23 vs. 4) e oito vezes mais indivíduos (1,53 vs. 0,20/m<sup>2</sup>) do que a área sem deposição. A densidade alcançada

representa 14 vezes mais plantas que nos plantios convencionais de restauração em espaçamento  $3 \times 3$  m (0,11 ind./m<sup>2</sup>) conduzidos no Brasil Central, além de trazerem lianas, arbustos e ervas, importantes no início da sucessão secundária (Ewell 1980; Uhl et al. 1981; Finegan 1996). Embora os parâmetros florísticos e estruturais da floresta antes da remoção ainda estejam distantes (com base em Haidar 2008), a trajetória sucessional pode ser alcançada se o estabelecimento e recrutamento continuarem. Em virtude da atual evolução na cobertura do solo e da presença de plantas atingindo até 2,30 m, é possível que os próximos anos sejam marcados pelo aumento da cobertura de plantas lenhosas e declínio das plantas ruderais e das gramíneas invasoras. É necessário acompanhar por mais um ou dois anos a dinâmica da regeneração natural para afirmar que, não havendo distúrbios, a sucessão secundária foi disparada e não retrocederá a uma dominância de gramíneas exóticas.

### **Fontes da regeneração natural**

Sementes transportadas com a CSS foram responsáveis pela regeneração de espécies herbáceas e subarbusivas ruderais. Herbáceas e arbustivas ruderais são colonizadoras em grandes clareiras e áreas desmatadas, recobrando o solo na fase inicial da regeneração (Ewell 1980; Uhl et al. 1981; Guariguata 2000). No presente estudo, essas espécies atingiram 68% de cobertura nos tratamentos de deposição, provavelmente evitando a reocupação por gramíneas invasoras agressivas, que podem restringir a restauração florestal (Thaxton et al. 2010). Além disso, espécies herbáceo-arbusivas fornecem condições para a chegada de pioneiras arbóreas da fase sucessional seguinte (Finegan 1996). Esse provavelmente foi o caso das herbáceo-arbusivas *Mesosphaerum suaveolens*, *Stachytarpheta cayennensis*, *Chromolaena maximiliani*, *Solanum sisymbriifolium* e *Solanum viarum*, que têm ampla área de copa ou frutificam rapidamente, podendo portanto ter atraído dispersores e melhorado as condições para o

estabelecimento inicial das árvores pioneiras *C. pachystachya*, *G. ulmifolia*, *S. paniculatum* e *T. micranta*, excelentes colonizadoras na fase arbórea da sucessão florestal (Ewell 1980; Uhl et al. 1981; Wieland et al. 2011). Estas árvores tinham muitos regenerantes na área de estudo, mesmo não tendo sido amostradas no banco de sementes do solo depositado. As pioneiras florestais provavelmente também se beneficiaram do solo fértil e descompactado nas áreas depositadas, propício para a germinação e o desenvolvimento.

Rebrotas de raiz ou caule deram origem à maioria das espécies de árvores e lianas regenerantes e 70% dos indivíduos lenhosos estabelecidos antes da estação seca, sendo responsáveis por  $0,93 \pm 0,15$  regenerantes/m<sup>2</sup>. Nesse grupo destacaram-se as árvores de dossel *A. colubrina*, *A. fraxinifolium*, *D. bipinnatum*, *M. urundeuva*, *T. phaeocarpa*, *I. cylindrica*, *P. floribundum*, *M. floribunda*, *Handroanthus* spp., *Luehea* spp. e *Zanthoxylum* spp., as de sub-bosque *S. brasiliensis*, *C. velutina*, *G. viburnoides*, *T. formosa* e *A. edulis*, e lianas *M. hirsuta*, *Banisteriopsis* sp., *Bauhinia* sp., *Bauhinia* sp. e *Serjania* spp.. A maioria destas espécies é dominante em áreas conservadas da região (Haidar 2008), e persistem rebrotando em áreas perturbadas (Ferreira et al. dados não publicados). É conhecida a alta capacidade de rebrota de espécies lenhosas de floresta estacional (Vieira et al. 2006, Lévesque et al. 2011), porém, tal capacidade é mantida por sistemas radiculares íntegros ou parcialmente danificados pela aragem, gradagem, raspagem ou descompactação do solo. No presente estudo, o potencial de rebrota foi prejudicado pela fragmentação das raízes e caules em pequenos pedaços, causada pela remoção da CSS. O que é sugerido pela baixa capacidade de rebrota dos pequenos pedaços de planta depositados (Tabela 2). Esse potencial pode ter sido afetado ainda mais pela forma como se deu a transposição; a floresta foi cortada em maio e somente em novembro a CSS foi removida, levando as plantas a rebrotarem antes da transposição.

Suprimir a vegetação no final da seca/início das chuvas e prontamente transferir a CSS poderia potencializar o rebrotamento na área de deposição.

Fragmentos de maior tamanho, principalmente de raiz, foram a principal fonte de rebrotas, provavelmente devido a maior quantidade de gemas e de reserva energética disponível para rebrotar (Hayashi et al. 2001; Clarke et al. 2013). A predominância de rebrotas de raiz pode estar relacionada à maior quantidade desses fragmentos no solo depositado, uma vez que a maior parte da biomassa aérea foi removida durante a supressão da vegetação, e não foi transportada com a CSS. Além disso, o sucesso da rebrota depende da capacidade de emitir parte aérea e novas raízes, que é maior em raízes que em caules (Del Tredici 2001; Hayashi et al. 2001; Hayashi & Appezzato-da-Glória 2009). Enquanto houve sucesso da propagação vegetativa em termos de densidade e riqueza de regenerantes na CSS depositada, a conversão de propágulos vegetativos em rebrotas estabelecidas foi de apenas 0,7%. Portanto, o sucesso atribuído a rebrota esteve na enorme quantidade de propágulos vegetativos disponíveis (2.220/m<sup>3</sup>) na CSS, e não na capacidade individual de rebrota dos propágulos.

### **Sobrevivência e recrutamento**

A sobrevivência de árvores (60%) e lianas (79%) regenerantes foi relativamente alta neste estudo, em comparação ao desempenho inicial de plântulas e/ou indivíduos juvenis durante períodos de seca em outras florestas estacionais (Sobrevivência média < 45%, McLaren & McDonald 2003; < 40%, Paine et al. 2009). De fato, foram observadas raízes vigorosas nos indivíduos desenterrados, o que pode ter favorecido a sobrevivência durante o período seco. Dada à alta sobrevivência, a irrigação durante a primeira estação seca não aumentou a sobrevivência dos regenerantes, contudo, as espécies tiveram diferentes respostas nos tratamentos, como as rebrotas de *C. velutina* 31 e 33% (não irrigado e irrigado), *G. viburnoides* 50 e 78% e *S. brasiliensis* 82 e 80%, e as plântulas de

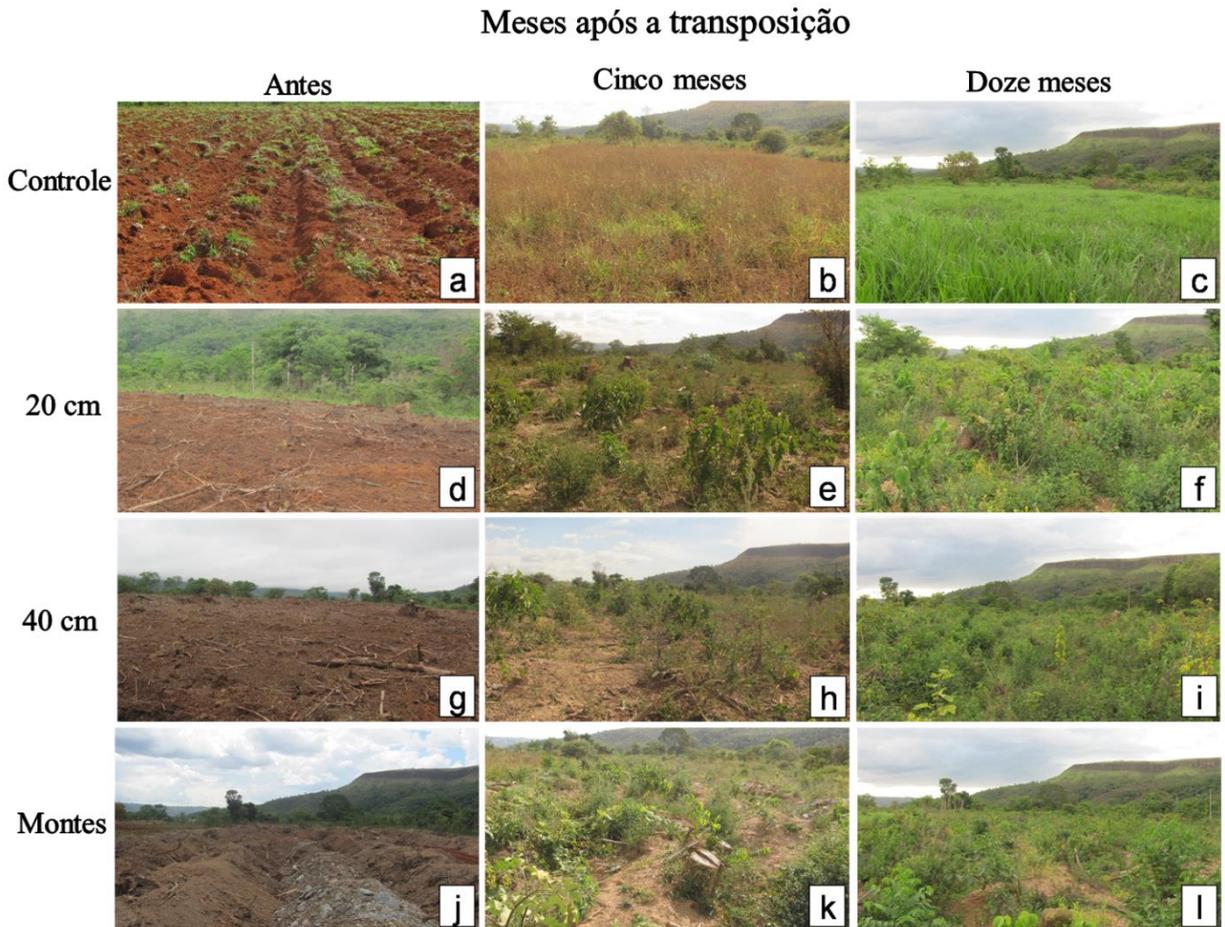
*P. guajava* 20 e 47% e *G. ulmifolia* 50 e 89% (considerando apenas as espécies que tiveram mais que nove indivíduos por tratamento, dados não mostrados).

A irrigação entre 15 de junho e 15 de novembro não afetou o ingresso de novos indivíduos, provavelmente em função da baixa disponibilidade de propágulos que poderiam ser recrutados na maior parte desse período. Quarenta e dois por cento das plantas recrutadas no final do período de irrigação, nas parcelas não irrigadas e irrigadas, provieram de dispersão animal, e nessas florestas essa forma de dispersão ganha importância após o início das chuvas (Vieira & Scariot 2006), indicando que as primeiras chuvas, e não a irrigação, proporcionaram o recrutamento. A espécie anemocórica *M. urundeuva*, que tem a dispersão concentrada no final da seca (Lima et al. 2008), foi responsável por 36% dos indivíduos que ingressaram no período, sugerindo que as primeiras chuvas também proporcionaram seu recrutamento. Apenas o recrutamento por rebrotas pode ter sido favorecido pela irrigação ( $2 \pm 0,4$  ind./30 m<sup>2</sup> não irrigado vs.  $5 \pm 1,7$  irrigado; dados não mostrados). O maior recrutamento de árvores do que de lianas,  $0,56$  vs.  $0,03$  ind./m<sup>2</sup>, foi reflexo da fonte de regeneração, pois houve elevada quantidade de sementes zoo - ou anemocóricas que chegaram à área (em função da forma de dispersão dos regenerantes), enquanto cinco das seis espécies de lianas recrutaram exclusivamente por rebrotas, o que é esperado, já que a chuva de sementes de árvores nessas florestas é maior que de lianas (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

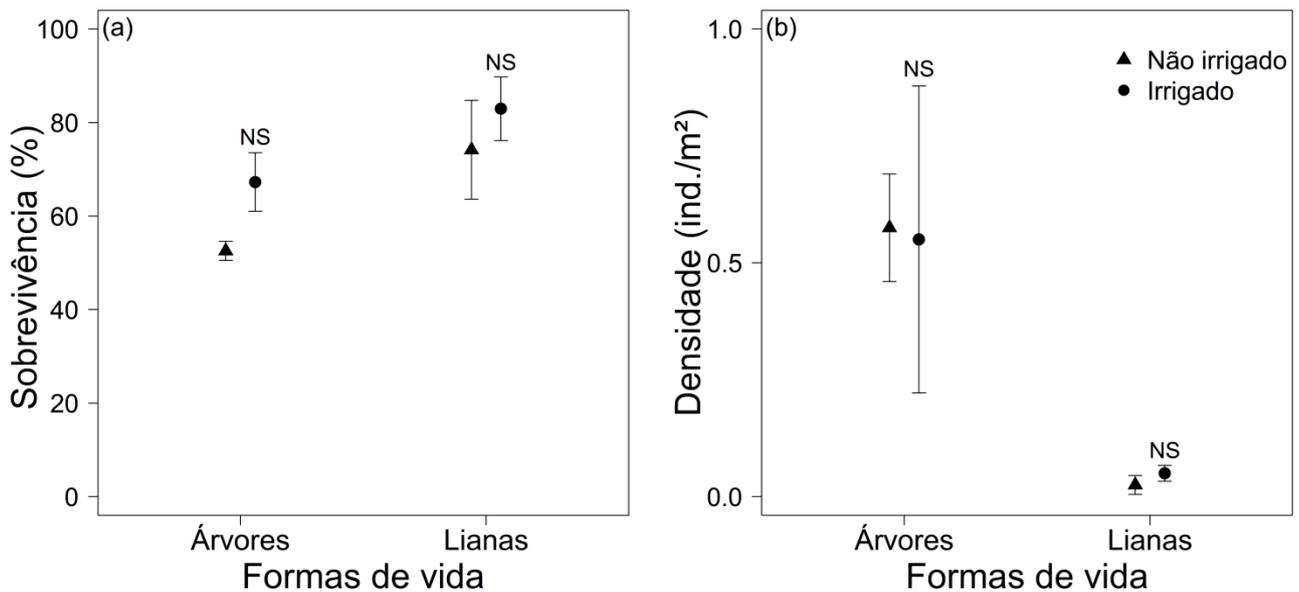
### **Qual a melhor forma de se depositar a CSS?**

A similaridade na composição e na riqueza de espécies, densidade de plantas e cobertura do solo entre os tratamentos de deposição mostra que não é necessário depositar mais que 20 cm de CSS. Ainda, as rebrotas emergiram de até 20 cm de profundidade e sementes germinam predominantemente quando enterradas até 5 cm de profundidade (Pearson et al. 2002; Guedes et al. 2010, Alves et al. 2014), sugerindo que depositar uma

camada de solo espessa, desperdiça o banco de sementes a partir dos 5 cm e o banco de gemas após os 20 cm. Além disso, a remoção de 30 cm de CSS, sem estratificar os 5 cm superficiais, onde está concentrado o banco de sementes, dilui o banco de sementes no volume total de solo depositado, diminuindo assim o potencial de germinação das espécies (Rokich et al. 2000; Tozer et al. 2012). A contribuição de sementes de espécies lenhosas poderia ter sido maior se a supressão tivesse ocorrido entre o final da estação seca e o início da chuvosa, uma vez que a dispersão de diásporos em florestas decíduas concentra-se no final da seca e as sementes se acumulam na superfície do solo até a germinação ser disparada nas primeiras chuvas (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002, Vieira & Scariot 2006). Alguns princípios podem melhorar a eficácia do método, como (1) suprimir a vegetação entre o final da seca e o início das chuvas, neste caso entre setembro e outubro, e (2) separar os primeiros 5 cm de solo superficial, que contém o banco de sementes, da camada mais profunda do solo (entre 15 e 25 cm), que contém os fragmentos de raiz, e (3) depositá-las na mesma ordem de retirada. Ainda, as sementes podem ser coletadas e armazenadas durante a estação seca anterior à transposição, visto que muitas delas preservam-se viáveis por mais de um ano (Lima et al. 2008), e semeadas diretamente sobre o solo depositado posteriormente.



**Figura 7.** Desenvolvimento da vegetação nos três tratamentos de deposição (Montes, 20 cm e 40 cm) e no controle (sem deposição) no primeiro ano após a transposição da camada superficial do solo, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, solo exposto; **b**, área dominada por ruderais, predominantemente *S. glaziovii*; **c**, área dominada por gramíneas invasoras, predominantemente *A. gayanus*; **d**, solo exposto; **e**, área dominada por várias espécies ruderais e lenhosas; **f**, aumento da cobertura ruderal e lenhosa; **g**, solo exposto; **h**, área dominada por várias espécies ruderais e lenhosas; **i**, aumento da cobertura ruderal e lenhosa; **j**, solo exposto; **k**, área dominada por várias espécies ruderais e lenhosas; **l**, aumento da cobertura ruderal e lenhosa.



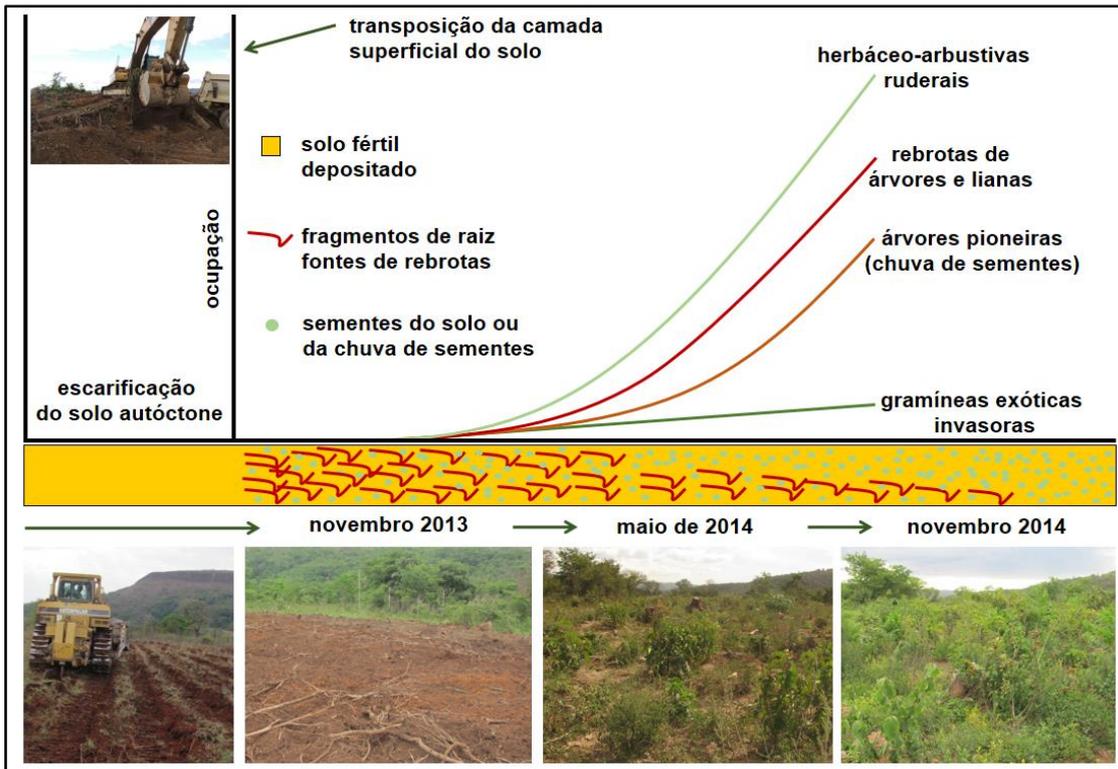
**Figura 8.** Efeitos da irrigação entre 15 de junho e 15 de novembro de 2014, entre o início da estação seca e chuvosa, na área de deposição da camada superficial do solo, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. **a**, Porcentagem de sobrevivência de árvores e lianas; **b**, Densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) árvores e lianas recrutadas. Barras são médias  $\pm$  1 erro padrão, NS = diferença não significativa com teste t.

## Conclusões e estímulos para o uso do método

Aplicar os conhecimentos existentes sobre a regeneração natural foi eficiente para prever um caminho para restauração, como sugerido por outros trabalhos (Durigan 1998; Zahawi 2005; Vieira & Scariot 2006; Vieira et al. 2009; Tozer et al. 2012). O potencial de regeneração vegetativa é uma característica comum de vários ecossistemas tropicais, como nos Campos Sulinos (Overbeck & Pfadenhauer 2005; Fidelis et al. 2008), Cerrado (Durigan 1998; Appezzato-da-Glória et al. 2008; Salazar & Goldstein 2014), Caatinga (Sampaio et al. 1993), Chaco (Bravo et al. 2014; Torres et al. 2014) e Floresta Estacional (Vieira et al. 2006; Sampaio et al. 2007a). Usar esse potencial de regeneração mostra-se efetivo para restauração. Mesmo que as rebrotas tenham tido papel fundamental para a regeneração da floresta, a chuva de sementes também contribuiu com muitos regenerantes, importantes para continuidade do processo de restauração.

## **Recomendações do trabalho**

- A transposição da camada superficial do solo de floresta estacional para uma pastagem com baixa regeneração natural foi eficiente no estabelecimento de uma comunidade florestal regenerante. A CSS deve ser priorizada para a restauração de áreas que perderam o solo original (Capítulo 1), quando for removida para construção civil, de estradas, ferrovias, canais e pela mineração.
- Rebrotas de fragmentos de raiz e demais partes de planta foram responsáveis pela maioria das árvores e lianas regenerantes, indicando que a capacidade de rebrota garante a regeneração da floresta estacional após a transposição da CSS. Provavelmente isso também deve ocorrer em outras comunidades vegetais, como Caatinga, Chaco e Campos sulinos, onde a regeneração vegetativa também é importante.
- Remover e transferir a CSS entre o final da seca e o início das chuvas, separando os primeiros 5 cm de solo superficial, que contém o banco de sementes, da camada mais profunda do solo (entre 15 e 25 cm), que contém o banco de gemas, e depositar as camadas na mesma ordem de retirada, pode melhorar a eficácia da restauração.
- Não é necessário irrigar a área depositada na primeira estação seca após a transposição, visto que a sobrevivência e recrutamento de plantas não aumentou com a irrigação.



**Resumo gráfico.** Desenvolvimento da vegetação de floresta estacional no primeiro ano após a deposição da camada superficial do solo de floresta em uma pastagem com baixa regeneração natural que foi previamente escarificada, Região da Fercal, Distrito Federal, Brasil. Linhas mostram os quatro grupos de plantas regenerando na área depositada.

## **Considerações finais e recomendações**

Uma importante novidade deste estudo é que muitas espécies lenhosas de cerrado s.s. e de floresta estacional conservaram a capacidade de rebrotar mesmo depois de fragmentadas pela remoção e transposição do solo, fazendo com que essa via de regeneração seja um importante componente após a transposição da CSS. Nas outras savanas sul-americanas, Caatinga, Chaco e Campos sulinos a regeneração vegetativa também é via importante de recuperação após distúrbios. Portanto, transferir a CSS quando essas vegetações forem removidas pela construção civil, estradas, ferrovias, canais e mineração também pode ter sucesso, e isso pode ser testado.

No cerrado s.s., o estabelecimento de gramíneas, arbustivas e arbóreas nativas na área depositada configurou uma fitofisionomia savânica. Nesse ecossistema, qualquer estratégia de restauração deve levar em consideração esses grupos, para que as características estruturais e florísticas sejam restauradas. Porém, o cuidado com gramíneas invasoras deve ser redobrado, visto que essas espécies podem deslocar por competição as equivalentes nativas e estabelecer uma retroalimentação positiva com a frequência e a intensidade do fogo, mudando o regime de queima tolerado pelas espécies nativas. Assim, controlar as gramíneas invasoras é necessário para a restauração de fitofisionomias campestres e savânicas do bioma Cerrado.

Na floresta estacional, a ampla cobertura do solo promovida por plantas herbáceo-arbustivas recrutadas do banco de sementes, o recrutamento de árvores pioneiras da fase sucessional arbórea que chegaram pela chuva de sementes, e as rebrotas de árvores e lianas da CSS da floresta, indicam que múltiplas fontes da regeneração natural foram disparadas. Provavelmente, não havendo distúrbios, os parâmetros estruturais e florísticos da vegetação removida poderão ser alcançados nos próximos anos na área depositada.

No cerrado e na floresta estacional, remover a camada superficial no final da seca/início das chuvas e transportá-la prontamente pode melhorar a eficácia do método, por aumentar a quantidade de sementes transferidas com a camada superficial, potencializar a rebrota na área de deposição e ampliar o período em que os regenerantes aproveitam a estação chuvosa para o estabelecimento. Separar os 5 cm de solo superficial, onde concentram-se as sementes, da camada mais profunda do solo (entre 15 e 25 cm), onde concentram-se as raízes (banco de gemas), e devolver as camadas na mesma ordem de retirada, pode aumentar a contribuição das sementes, por evitar a diluição das sementes no volume total de CSS depositada.

A CSS está disponível na construção de estradas, prédios, canais, oleodutos e na mineração, que removem a vegetação e o solo, e que comumente descartam o material em pilhas de estéril, lixões e beiras de estrada. Usá-la para restauração é uma maneira prática de restabelecer uma comunidade de plantas que seria perdida e de compensar os prejuízos ambientais dessas atividades. A transposição possibilita recobrir uma área desprovida de substrato que necessita de um método ativo de restauração, como em áreas de empréstimo de solo (Capítulo 1) e minas inativas, onde o subsolo fica completamente exposto e inadequado para o crescimento vegetal. Nesses locais, a deposição CSS pode restabelecer aspectos físicos, químicos e biológicos do solo (Vécrin & Muller 2003; Jakovac 2007), levando propágulos e propiciando a revegetação.

Os resultados parciais encontrados no presente estudo estimularam o Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Distrito Federal (IBRAM) na elaboração da Instrução Normativa Nº 174, de 26 julho de 2013, na qual dispõe no seu Artigo 1º: “Estabelecer procedimentos para o uso de *topsoil* proveniente de supressões de vegetação nativa autorizadas no sentido de dar a correta destinação ao material e contribuir para os processos de recuperação das áreas degradadas no Distrito Federal”.

## Referências bibliográficas

- Abdala, G. C., L. S. Caldas, M. Haridasan, & G. Eiten. 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Ecology* **2**:11–23
- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera, & H. Marcano-vega. 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures : Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* **8**:328–338.
- Aires, S. S., M. N. Sato, & H. S. Miranda. 2014. Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science* **69**:470–478.
- Almeida, A. D. A. 2006. Uso da camada superficial de solo na revegetação do estéril da extração de granito. Dissertação de Mestrado, UFV, MG.
- Alves, M. M., E. U. Alves, S.-M. S. S., L. R. Araújo, R. S. Silva, & M. M. Ursulino. 2014. Emergência e crescimento inicial de plântulas de *Platymiscium floribundum* Vog. em função de diferentes posições e profundidades de semeadura. *Ciência Rural* **44**:2129–2135.
- Alves, R. J. V., & N. G. Silva. 2011. O Fogo é Sempre um Vilão nos Campos Rupestres? *Biodiversidade Brasileira* **1**:120–127.
- Andrade, L. A. Z., W. N. Neto, & H. S. Miranda. 2002. Effects of fire on the soil seed bank in a cerrado sensu stricto in central Brazil. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety* 1–7.
- Andrade, L. A. Z., & H. S. Miranda. 2014. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. *Plant Ecology* **215**:1199–1209.
- Appezato-da-Glória, B., G. Cury, M. K. M. Soares, R. Rocha, & A. H. Hayashi. 2008. Underground systems of Asteraceae species from the Brazilian Cerrado. *The Journal of the Torrey Botanical Society* **135**:103–113.
- Batalha, M. A., & F. R. Martins. 2004. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park ( central Brazil ). *Australian Journal of Botany* **52**:149–161.
- Bellingham, P. J., & A. D. Sparrow. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* **89**:409–416.
- Bond, W. J., & J. J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants : the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* **16**:45–51.
- Bravo, S., C. Kunst, M. Leiva, & R. Ledesma. 2014. Forest Ecology and Management Response of hardwood tree regeneration to surface fires, western Chaco region , Argentina. *Forest ecology and management* **326**:36–45.
- Bruguessi, E. P. 2010. Plano de supressão da vegetação ocorrente na área do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília (IFB), localizado na cidade do Gama, DF.
- Campos-filho, E. M., J. N. M. N. Costa, O. L. Sousa, & R. G. P. Junqueira. 2013. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu , Central Brazil. *Journal of Sustainable Forestry* **32**:702–727.

- Carmona, R. 1995. Banco de sementes e estabelecimento de plantas daninhas em agroecossistemas. *Planta Daninha* **13**:3–9.
- Carrick, P. J., & R. Krüger. 2007. Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *Journal of Arid Environments* **70**:767–781.
- Cavalcanti, R. B., & C. A. Joly. 2002. Biodiversidade and Conservation Priorities in the Cerrado Region. Páginas 351–367. Eds. P. S. Oliveira & R. J. Marquis. *The Cerrados of Brasil: Ecology and Natural History of Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Ceccon, E., & P. Hernández. 2008. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. *Revista de biología tropical* **57**:257–269.
- Chapin, F. S., P. A. Matson, & P. M. Vitousek. 2011. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Páginas 321–335.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458–60.
- Clarke, P. J., G. E. Burrows, N. J. Enright, & K. J. E. Knox. 2013. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytologist* **193**:19–35.
- Cole, R. J., K. D. Holl, C. L. Keene, & R. A. Zahawi. 2010. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* **261**:1590–1597.
- Corrêa, R. S., & G. M. M. Baptista. 2004. *Mineração e áreas degradadas no cerrado*. Editora Universa, Brasília.
- Corrêa, R. S., & M. A. B. Bento. 2010. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciência do solo* **34**:1435–1443.
- Christianini, A. V., & P. S. Oliveira. 2001. The relevance of ants as seed rescuers of a primarily bird-dispersed tree in the Neotropical cerrado savanna. *Oecologia* **160**:735–745.
- D'Antonio, C. M., & P. M. Vitousek. 1992. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **23**:63–87.
- Del Tredici, P. 2001. Sprouting in Temperate Trees: A Morphological and Ecological Review. *The Botanical Review* **67**:121–140.
- Donath, T. W., S. Bissels, N. Hölzel, & A. Otte. 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* **138**:224–234.
- DNPM 2013. Desempenho do Setor Mineral – Goiás e Distrito Federal. Online: (Em [https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra\\_imagem.asp?IDBancoArquivo/Arquivo=8890](https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivo/Arquivo=8890)) [acessado em junho de 2014].

- Durigan, G., W. A. Contieri, G. A. D. C. Franco, & M. A. O. Garrido. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botânica Brasília* **12**:421–429.
- Durigan, G., V. L. Engel, J. M. Torezan, A. C. G. Melo, M. C. M. Marques, S. V. Martins, A. Reis, & B. Scarano, F. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore* **34**:471–485.
- Durigan, G. & V. S. Ramos. 2013. Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas, São Paulo Páginas 47–48.
- Ewel, J. 1980. Tropical Succession: Manifold Routs to Maturity. *Biotropica* **12**:2–7.
- Farmer, R. E., M. Cunningham, & M. A. Barnhill. 1982. First-year development of plant communities originating from forest topsoils placed on southern Appalachian minesoils. *Journal of Applied Ecology* **19**:283–294.
- Fidelis, A. 2008. Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil : effects on plant strategies & vegetation dynamics. PhD thesis, Technical University of Munich, Munich, Germany.
- Fidelis, A., B. Appezzato-da-Glória, V. D. Pillar, & J. Pfadenhauer. 2014. Does disturbance affect bud bank size and belowground structures diversity in Brazilian subtropical grasslands? *Flora* **209**:110–116.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process In: neotropical secondary rain forests : the first 100 years of succession. *Trends in ecology & evolution* **11**:119–123.
- Flores, T. A., S. A. Setterfield, & M. M. Douglas. 2005. Seedling recruitment of the exotic grass *Andropogon gayanus* (Poaceae) in Northern Australia. *Australian Journal of Botany* **53**: 243-249.
- Golos, P. J., & K. W. Dixon. 2014. Waterproofing Topsoil Stockpiles Minimizes Viability Decline in the Soil Seed Bank in an Arid Environment. *Restoration Ecology* **22**:495–501.
- Gotelli, N. J., & R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. **4**:379–391.
- Gottsberger, G., & I. Silberbauer-Gottsberger. 2006. Life in the Cerrado a South Tropical Seasonal Ecosystem. Vol I. Origin, Structure, Dynamics and Plant Use. Ulm: Reta Verlag. 277 pp.
- Gottsberger, G., & I. Silberbauer-Gottsberger. 2006. Life in the Cerrado a South Tropical Seasonal Ecosystem. Vol II. Pollination and Seed Dispersal. Ulm: Reta Verlag. 383 pp.
- Griscom, H. P., & M. S. Ashton. 2010. Forest Ecology and Management Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management* **261**:1564–1579.
- Grombone-guaratini, M. T., & R. R. Rodrigues. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Jornal of Tropical Ecology* **18**:759–774.
- Guariguata M. R. 2000. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. *Ecological applications* **10**:145–154.

- Guedes, R. S., E. U. Alves, E. P. Gonçalves, J. S. Viana, M. F. Moura, & E. Guedes. 2010. Emergência e vigor de plântulas de *Amburana cearensis* (Allemão) A . C . Smith em função da posição e da profundidade de sementeira. *Ciência Agrárias* **31**:843–850.
- Haidar, R. F. 2008. Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em florestas estacionais do bioma Cerrado no planalto central e nordeste do Brasil, Dissertação de Mestrado, Unb, Brasília.
- Hall, S. L., C. D. Barton, & C. C. Baskin. 2010. Topsoil Seed Bank of an Oak-Hickory Forest in Eastern Kentucky as a Restoration Tool on Surface Mines. *Restoration Ecology* **18**:834–842.
- Hayashi, A. H., & B. Appezzato-da-Glória. 2009. Resprouting from roots in four Brazilian tree species. *Revista de biologia tropical* **57**:789–800.
- Hayashi, A. H., A. S. Penha, R. R. Rodrigues, & B. Appezzato-da-Glória. 2001. Anatomical studies of shoot bud-forming roots of Brazilian tree species. *Australian Journal of Botany* **49**:745–751.
- Hoffmann, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* **84**:383-393.
- Hoffmann, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna : the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* **35**:422–433.
- Hoffmann, W. A. 2000. Post-Establishment Seedling Success in the Brazilian Cerrado: A Comparison of Savanna and Forest Species . *Biotropica* **32**:62–69.
- Hoffmann, W. A., & A. C. Franco. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* **91**:475–484.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V Lin, & I. A. Samuels. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment **8**:339–349.
- Holl, K. D., & T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* **261**:1558–1563.
- Horowitz, C., S. Oliveira, V. Silva, G. Pacheco, & R. I. Sobrinho. 2013. Manejo da Flora Exótica Invasora no Parque Nacional de Brasília: Contexto Histórico e Atual. *Biodiversidade Brasileira* **3**:217–236.
- Horowitz, C., C. R. Martins, & B. M. T. Walter. 2013. Flora Exótica no Parque Nacional de Brasília : Levantamento e Classificação das Espécies. *Biodiversidade Brasileira* **3**:50–73.
- Howe, H. F., & M. N. Miriti. 2004. When Seed Dispersal Matters. *BioScience* **54**:651–660.
- IBGE. 2014. Cidades. (Em <http://www.cidades.ibge.gov.br>) [acessado em junho de 2014].
- INMET. 2014. Estações e Dados: BDMAP – Dados Históricos. Estação: 83373- RONCADOR – DF. (Em <http://www.inmet.gov.br>) [acessado em junho de 2014].

- Ikeda, F. S., D. Mitja, L. Vilela, & C. Sousa. 2008. Banco de sementes em cerrado *sensu stricto* sob queimada e sistemas de cultivo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **43**:667–673.
- Jakovac, A. C. C. 2007. O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Brasil.
- Jeník, J. 1994. Clonal growth in woody plants : A review. *Folia Geobot. Phytotax* **29**:291–306.
- Kennard, D. K., K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen, & F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* **162**:197–208.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T. W. Donath, L. Rasran, & N. Hölzel. 2010. Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* **11**:285–299.
- Klimešová, J., & L. Klimeš. 2003. Resprouting of herbs in disturbed habitats: is it adequately described by Bellingham-Sparrow's model? *Oikos* **103**:225–229.
- Klimešová, J., & L. Klimeš. 2007. Bud banks and their role in vegetative regeneration – A literature review and proposal for simple classification and assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **8**:115–129.
- Klink, A. C., & A. G. Moreira. 2002. Past and Current Human Occupation, and Land Use. Páginas 69–8. Eds. P. S. Oliveira & R. J. Marquis. *The Cerrados of Brasil: Ecology and Natural History os Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Klink, C. A., & R. B. Machado. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* **1**:147–155.
- Lima, V. V., D. L. M. Vieira, A. C. Sevilha, & A. N. Salomão. 2008. Germinação de espécies arbóreas de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã em Goiás após três tipos de armazenamento por até 15 meses. *Biota Neotropical* **8**:89–97.
- Lévesque, M., K. P. McLaren, & M. A. McDonald. 2011. Recovery and dynamics of a primary tropical dry forest in Jamaica, 10 years after human disturbance. *Forest Ecology and Management* **262**:817–826.
- Lucca, A., & Braccini. 2011. Banco de Sementes e Mecanismos de Dormência em Sementes de Plantas Daninhas. Pages 37–66.
- Mantovani, W. & F. R. Martins. 1990. O método dos pontos. *Acta Botânica Brasílica* **4**: 95-117.
- Marinho, S., & H. S. Miranda. 2013. Efeito do Fogo Anual na Mortalidade e no Banco de Sementes de *Andropogon gayanus* Kunth. no Parque Nacional de Brasília / DF. *Biodiversidade Brasileira* **3**:149–158.
- Martins, C. R., L. L. Leite, & M. Haridasan. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore* **28**:739–747.

- Martins, C. R., J. D. Hay, B. M. T. Walter, C. E. B. Proença, & L. J. Vivaldi. 2011. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica* **34**:73-90.
- Martínez-garza, C., M. Osorio-beristain, & D. Valenzuela-galván. 2011. Forest Ecology and Management Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management* 1–12.
- McLaren, K. P., & M. A. McDonald. 2003. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* **183**:61–75.
- Medeiros, M. B., & H. S. Miranda. 2008. Post-Fire Resprouting and Mortality in Cerrado Woody Plant Species Over a Three-Year Period. *Edinburgh Journal of Botany* **65**:53–68.
- Mendonça R. C., J. M. Felfili, B. M. T. Walter, M. C. J. Silva, A. V. Rezende, T. S. Filgueiras, P. E. Nogueira, & C. W. Fagg. 2008. Flora vascular do Bioma Cerrado: *Checklist* com 12.356 espécies. Páginas 443-1181. (Eds.) S. M. Sano, S. P. Almeida & J. F. Ribeiro, Editores. *Cerrado: ecologia e flora*. EMBRAPA Informação tecnológica, Brasília.
- Miranda, H. S. & C. A. Klink. 1996. Colonização de campo sujo de Cerrado com diferentes regimes de queima pela gramínea *Echinolaena inflexa* (Poaceae). Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga. (Orgs.) Miranda H. S., C. H. Saito & B. F. S. Dias. Brasília: Unb.
- MD. 2015. Séries históricas do Setor Mineral Brasileiro. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasil. (Em <http://mineraldata.cetem.gov.br/mineraldata/app/>), [acessado em fevereiro de 2015].
- MMA. 2009. Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008:dados revisados acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA/PNUD. Páginas 1–71.
- MMA. 2015. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Unidades de Conservação por bioma. Brasília, DF. (Em <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>) [acessado em abril de 2015].
- Munhoz, C. B. R., & A. G. Amaral. 2010. Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado. Páginas 93-102. Efeitos do Regime do Fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo. (Eds.) H. S. Miranda, Editora.
- Murphy, P. G., & A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* **17**:67–88.
- Nichols, O. G., B. A. Carbon, I. J. Colquhoun, J. T. Croton, & N. J. Murray. 1985. Rehabilitation After Bauxite Mining in South-Wertern Australia. *Landscape Planning* **12**:75–92.
- Oliveira, P. E., and J. C. S. Silva. 1993. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. *Jornal of Tropical Ecology* **9**:67–79.
- Oliveira P. E. 2008. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. Pages 273-290 in S. M. Sano, S. P. Almeida & J. F. Ribeiro, Editores. *Cerrado: ecologia e flora*. EMBRAPA Informação tecnológica, Brasília.

- Overbeck, G. E., & Pfadenhauer, J. 2005. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora* **202**:27–49.
- Overbeck, G. E., J. Hermann, B. O. Andrade, I. I. Boldrini, K. Kiehl, A. Kirmer, C. Koch, J. Kollmann, S. T. Meyer, S. C. Müller, C. Nabinger, G. E. Pilger, J. P. P. Trindade, E. Vélez-martin, E. A. Walker, D. G. Zimmermann, & V. D. Pillar. 2013. Restoration Ecology in Brazil – Time to Step Out of the Forest. *Natureza & Conservação* **11**:92–95.
- Paine, C. E. T., K. E. Harms, & J. Ramos. 2009. Supplemental irrigation increases seedling performance and diversity in a tropical forest. *Journal of Tropical Ecology* **25**:171–180.
- Person, T. R. H., D. F. P. Burslen, C. E. Mullins, & J. W. Dalling. 2002. Germination ecology of neotropical pioneers: interacting effects of environmental conditions and seed size. *Ecology* **83**:2798–2807.
- Pereira, P. A. A., C. A. M. Santana, & E. Alves. 2012. The development of Brazilian agriculture: future technological challenges and opportunities. *Agriculture & Food Security* **1**:1–12.
- Pivello, V. R., & L. M. Coutinho. 1996. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management* **87**:127–138.
- Pivello, V. R., V. M. C. Carvalho, P. F. Lopes, A. A. Peccinini, & S. Rosso. 1999. Abundance and Distribution of Native & Alien Grasses in a “Cerrado”(Brazilian Savanna) Biological Reserve. *Biotropica* **31**:71–82.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rapport, D. J., & W. G. Whitford. 1999. How Ecosystems Respond to Stress. *BioScience* **49**:193–203.
- Ribeiro, J. F., & B. M. T. Walter. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Páginas 151-212. Eds. S. M. Sano, S. P. Almeida & J. F. Ribeiro. *Cerrado: ecologia e flora*. EMBRAPA Informação tecnológica, Brasília.
- Rivera, D., B. M. Jáuregui, & B. Peco. 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering* **44**:94–101.
- Rodrigues, R. R., R. A. F. Lima, S. Gandolfi, & A. G. Nave. 2006. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**:1242–1251.
- Rezende, G. C. 2003. Agricultural growth and agrarian structure in the Brazilian cerrado: The role of land prices, natural. *Revista de Economia e Agronegócio* **1**:117–130.
- Koch, J. M., S. C. Ward, C. D. Grant, & G. L. Ainsworth. 1996. Effects of bauxite mine restoration operations on topsoil seed reserves in the jarrah forest of Western Australia. *Restoration Ecology* **4**:368–376.
- Rokich, D. P., K. W. Dixon, & K. A. Meney. 2000. Topsoil Handling and Storage Effects on Woodland Restoration in Western Australia. *Restoration Ecology* **8**:196–208.
- Salazar, A. 2010. Seed Dynamics & Seedling Establishment of Woody Species in the Tropical Savannas of Central Brazil ( Cerrado ). PhD thesis, University of Miami, Florida, USA.

- Salazar, A., G. Goldstein, A. C. Franco, & F. Miralles-Wilhelm. 2011. Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. *Seed Science Research* **21**:103–116.
- Salazar, A., G. Goldstein, & A. C. F. F. Miralles-wilhelm. 2012 a. Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Plant Ecology* **213**:273–287.
- Salazar, A., G. Goldstein, A. C. Franco, & F. Miralles-wilhelm. 2012 b. Differential seedling establishment of woody plants along a tree density gradient in Neotropical savannas. *Journal of Ecology* **100**:1411–1421.
- Salazar, A., & G. Goldstein. 2014. Effects of Fire on Seedling Diversity and Plant Reproduction (Sexual vs. Vegetative) in Neotropical Savannas Differing in Tree Density. *Biotropica* **46**:139–147.
- Sano, E. E., R. Rosa, J. L. S. Brito, & L. G. Ferreira. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental monitoring and assessment* **166**:113–124.
- Sampaio, A. B., & I. B. Schmidt. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* **3**:32–49.
- Sampaio, A. B., K. D. Holl, & A. Scariot. 2007a. Regeneration of Seasonal Deciduous Forest Tree Species in Long-Used Pastures in Central Brazil. *Biotropica* **39**:655–659.
- Sampaio, A. B., K. D. Holl, & A. Scariot. 2007b. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology* **15**:462–471.
- Sampaio, E. V. S. B., & I. H. Salcedo. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of Caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brasil. *Biotropica* **25**:452–460.
- Sato, M. N., H. S. Miranda, S. S. Aires, & F. S. Aires. 2013. Alterações na Fitossociologia do Estrato Rasteiro de uma Área de Campo Sujo, Invadida por *Melinis minutiflora* P. Beauv., Submetida a Corte Anual. *Biodiversidade Brasileira* **3**:137–148.
- Scariot, A & A. C. Sevilha 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. Páginas 121-139. In *Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação* (A. Scariot, J.C. Souza-Silva & J.M. Felfili, orgs). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Sena, A. L. M., & J. R. Pinto. 2008. Regeneração natural em áreas degradadas com enfoque na capacidade de resiliência das espécies lenhosas do cerrado. IX Simpósio Nacional do Cerrado.
- SER. 2004. Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica. Páginas 1–15.
- Sevilha, A. C., A. Scariot, & S. Noronha. 2004. Estado atual da representatividade de unidades de conservação em Florestas Estacionais Decíduais no Brasil. Páginas 1–60.
- Silva, R. R. P., D. R. Oliveira, G. P. E. Rocha, & D. L. M. Vieira. 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: Effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* (no prelo).

- Silvertown, J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:605–611.
- Simon, M. F., & T. Pennington. 2012. Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. *International Journal of Plant Sciences* **173**:711–723.
- Skrindo, A. B., & P. A. Pedersen. 2004. Natural revegetation of indigenous roadside vegetation by propagules from topsoil. *Urban Forestry & Urban Greening* **3**:29–37.
- Solomon, T. B., H. A. Snyman, & G. N. Smit. 2006. Soil seed bank characteristics in relation to land use systems and distance from water in a semi-arid rangeland of southern Ethiopia. *South African Journal of Botany* **72**:263–271.
- Stradic, S., E. Buisson, & G. W. Fernandes. 2013. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science* **17**:482–492.
- Tacey, W. H., & B. L. Glossop. 1980. Assessment of topsoil handling techniques for restoration of sites mined for bauxite within the jarrah forest of Western Australia. *Journal of Applied Ecology* **17**:195–201.
- Tanner, E. V. J., & M. Barberis. 2007. Trenching increased growth, and irrigation increased survival of tree seedlings in the understorey of a semi-evergreen rain forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology* **23**:257–268.
- TF 2015. Transporte Ferroviário Brasileiro. Ministério dos Transportes, Brasil. (Em <http://www.transportes.gov.br/transporte-ferroviario>) [acessado em fevereiro de 2015].
- Thaxton, J. M., T. C. Cole, S. Cordell, R. J. Cabin, D. R. Sandquist, C. M. Litton, D. R. Sandquist, & C. M. Litton. 2010. Native Species Regeneration Following Ungulate Exclusion and Nonnative Grass Removal in a Remnant Hawaiian Dry Forest. *Pacific Science* **64**:533–544.
- Torres, R. C., M. A. Giorgis, C. Trillo, L. Volkmann, P. Demaio, J. Heredia, & D. Renison. 2013. Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the Chaco Serrano forest of Central Argentina **39**:346–354.
- Tomlinson, K. W., F. J. Sterck, F. Bongers, D. A. Silva, E. R. M. Barbosa, D. Ward, F. T. Bakker, M. Kaauwen, H. H. T. Prins, S. Bie, & F. Langevelde. 2012. Biomass partitioning and root morphology of savanna trees across a water gradient. *Journal of Ecology* 1–9.
- Tozer, M. G., B. D. E. Mackenzie, & C. C. Simpson. 2012. An Application of Plant Functional Types for Predicting Restoration Outcomes. *Restoration Ecology* **20**:730–739.
- Uhl, C., K. Clark, H. Clark, & P. Murphy. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper rio negro region of the amazon basin. *Journal of Ecology* **69**:631–649.
- Vécrin, M. P., & S. Muller. 2003. Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Applied Vegetation Science* **6**:271–278.
- Veldman, J. W., G. E. Overbeck, D. Negreiros, G. Mahy, S. L. Stradic, F. G. W. G. Durigan, E. Buisson, F. E. Putz, & W. Bond. 2015. Tyranny of trees in grassy biomes. *Science* **347**:484–485.

- Vergílio, P. C. B., F. R. N. Knoll, D. S. Mariano, M. Y. Ueda, & O. Cavassan. 2013. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado área. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **37**:1158–1163.
- Vesk, P. A. 2006. Plant size & resprouting ability: trading tolerance and avoidance of damage? *Journal of Ecology* **94**:1027–1034.
- Vieira, D. L. M., & A. Scariot. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* **14**:11–20.
- Vieira, D. L. M., A. Scariot, A. B. Sampaio, & K. D. Holl. 2006. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **22**:353–357.
- Vieira, D. L. M., G. Coutinho, & G. P. E. Rocha. 2013. Resprouting Ability of Dry Forest Tree Species after Disturbance Does Not Relate to Propagation Possibility by Stem and Root Cuttings. *Restoration Ecology* **21**: 305–311.
- Wieland, L. M., R. C. G. Mesquita, P. E. D, T. V Bentos, & G. B. Williamson. 2011. Seed rain and advance regeneration in secondary succession in the Brazilian Amazon. *Tropical Conservation Science* **4**:300–316.
- Williams, P. R., R. A. Congdon, A. C. Grice, & P. J. Clarke. 2005. Germinable soil seed banks in a tropical savanna : seasonal dynamics and effects of fire. *Austral Ecology* **30**:79–90.
- Warming, E. 1909. Lagoa Santa. Contribuição para a Geographia e Phytobiologia. Bello Horizonte. 282pp.
- Zahawi, R. A. 2005. Establishment and Growth of Living Fence Species: An Overlooked Tool for the Restoration of Degraded Areas in the Tropics. *Restoration Ecology* **13**:92–102.
- ZEE-DF. 2009. Relatório do Meio Físico e Biótico. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal 14-68.