



Universidade de Brasília – UnB
Faculdade de Planaltina – FUP
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA
Tese de Doutorado

**IMPORTÂNCIA DE FILTROS ECOLÓGICOS NO RECRUTAMENTO DE
PLANTAS EM JAZIDAS TRATADAS COM LODO DE ESGOTO**

Alexander Paulo do Carmo Balduino

Brasília
2019

ALEXANDER PAULO DO CARMO BALDUÍNO

**IMPORTÂNCIA DE FILTROS ECOLÓGICOS NO RECRUTAMENTO DE
PLANTAS EM JAZIDAS TRATADAS COM LODO DE ESGOTO**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial, para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Studart Corrêa.

Co-orientadora: Dra. Cássia Beatriz Munhoz.

Brasília

2019

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

d B179i do Carmo Balduino, Alexander Paulo
IMPORTÂNCIA DE FILTROS ECOLÓGICOS NO RECRUTAMENTO DE
PLANTAS EM JAZIDAS TRATADAS COM LODO DE ESGOTO / Alexander
Paulo do Carmo Balduino; orientador Rodrigo Studart Corrêa;
co-orientador Cássia Beatriz Munhoz. -- Brasília, 2019.
241 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Ambientais) --
Universidade de Brasília, 2019.

1. Lodo de esgoto. 2. Restauração ecológica. 3.
Recrutamento de plantas. 4. Cerrado. I. Studart Corrêa,
Rodrigo, orient. II. Beatriz Munhoz, Cássia , co-orient.
III. Título.

Universidade de Brasília – UnB
Faculdade de Planaltina – FUP
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA

ALEXANDER PAULO DO CARMO BALDUÍNO

**IMPORTÂNCIA DE FILTROS ECOLÓGICOS NO RECRUTAMENTO DE
PLANTAS EM JAZIDAS TRATADAS COM LODO DE ESGOTO**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial, para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais. Área de Concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental. Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais.

Prof. Rodrigo Studart Corrêa - Ph.D

Orientador - PPGCA/FUP/UnB

Prof^a. Cássia Beatriz Munhoz – D.Sc.

Co-orientadora - PPGBOT-UnB

Banca Examinadora:

Prof. John Du Vall Hay - Ph.D.

Membro Externo - PGECL/UnB

Prof. Dr. Mundayatan Haridasan - Ph.D.

Membro Suplente - PGECL/UnB

Prof. Luiz Felipe Salemi - D.Sc.

Membro interno - PPGCA/FUP/UnB

Brasília, _____ de _____ de 2019.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus avós Jake (*In memoriam*) e Ângela e a minha mãe Maria Christina pelo amor transmitido ao longo da minha criação.

Ao meu grande orientador, o professor Rodrigo Studart Corrêa, excelente pesquisador, amigo e sempre disposto a ajudar.

À minha querida co-orientadora, a professora Cássia Munhoz, pelas sugestões e ajuda nos trabalhos de campo e na identificação de plantas.

Ao Sr. Jorge Roberto Silveira, por disponibilizar sua fazenda para a realização da pesquisa e ao seu funcionário o Sr. Jari pela manutenção dada as parcelas experimentais.

À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) pela oportunidade de conhecer o lodo de esgoto e também por toda a infraestrutura investida na revegetação das jazidas objeto dessa tese.

Aos colegas da CAESB, Henrique Cruvinel, Moises, Thiago Borges, Zé Antônio, Yuri e Carlos Eduardo que participaram ativamente na revegetação dessas jazidas.

Aos meus queridos estagiários Letícia Barros e Pietro Matheus, pelo esforço e dedicação nos trabalhos de campo, identificação de plantas e por toda motivação ao longo do estágio.

Ao João Bringel e ao Jair Eustáquio de Faria Júnior pela ajuda na identificação de plantas.

Ao professor e amigo José Roberto Pinto Júnior e a Patrícia Corrêa de Souza pela ajuda no levantamento florístico.

Aos colegas Valdeir dos Santos (Mizinho), Roberto, Mariana Rezende de Oliveira e Lucas Ferraz Hebling pela ajuda no plantio de sementes.

Ao Milton Serpa, que gentilmente nos forneceu o Script do R para processar a análise de Diversidade Funcional.

Aos técnicos do herbário da Universidade de Brasília, as professoras Regina Célia de Oliveira, Lúcia Helena e Carolyn Proença, e aos colegas André Luiz da Costa Moreira e Maria Rosa Zanatta pela ajuda nas identificações taxonômicas.

As minhas ex-companheiras e amigas Cristiane Oliveira da Rocha e Michelle Dualibe Zanchetta pelo incentivo ao longo da produção da tese.

Aos amigos Ronaldo Fonseca Valadares e Gustavo Boaventura Zica pela ajuda nos trabalhos de campo.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pela liberação para a realização do Doutorado, em especial ao servidor Roberto Cabral.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo suporte financeiro (Edital Universal 14/2014).

Ao Carlos Christian Della Giustina por ter me proporcionado a oportunidade de trabalhar na CAESB e conhecer as potencialidades do lodo de esgoto.

A todos os professores e colegas do PPGCA pelo aprendizado ao longo do doutorado.

*“Radhe radhe radhe shyam
Govida radhe jay shri radhe
Radhe radhe radhe shyam
Govida radhe jay shri radhe
Govinda radhe radhe shyam
Gopala radhe radhe”.*

John McDowell/Krishna Das

RESUMO

A destruição de ecossistemas pelo homem tem colocado diversas espécies sob o risco de extinção. Planos conservacionistas recomendam a restauração de comunidades vegetais como forma de aumentar a capacidade de suporte do ambiente e de recuperar parte da biodiversidade perdida. O processo de restauração de savanas, a exemplo do Cerrado, é complexo e moldado por filtros ecológicos que direcionam o processo sucessional. O Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma do Brasil em extensão e o Distrito Federal (DF) localiza-se na parte central desse bioma. Uma das maiores fontes de degradação no DF é a mineração de bens da construção civil, que expõe à superfície material inapropriado ao processo de recolonização vegetal e sucessão ecológica. A aplicação de elevadas doses de matéria orgânica a substratos minerados tem sido o meio de se conseguir estabelecer comunidades vegetais nesses ambientes degradados. Nesse sentido, o lodo de esgoto produzido em estações de tratamento de esgotos domésticos é uma das fontes mais disponíveis de matéria orgânica no DF. Aproximadamente 460 ha de áreas mineradas no DF já foram revegetadas mediante a incorporação de elevadas doses ($> 100\text{ t ha}^{-1}$ base seca) de lodo de esgoto. Esse modelo busca unir dois problemas (resíduo e mineração) em uma única solução e é eficiente para estabelecer a cobertura vegetal sobre os substratos minerados. Nesse sentido, a identificação dos filtros ecológicos que direcionam a colonização de jazidas tratadas com lodo de esgoto é fundamental para que os ecossistemas nativos removidos pela atividade de mineração sejam efetivamente restaurados. Em face do exposto, esta pesquisa objetivou caracterizar a flora recrutada em jazidas tratadas com lodo de esgoto e identificar os fatores que estão determinando e influenciando este recrutamento. Para tanto, a pesquisa foi dividida em cinco etapas, sendo que, na primeira etapa, foram feitos o mapeamento e a estimativa de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal que ainda permanecem sem revegetação. Na segunda etapa, foi realizada a avaliação florística das comunidades de plantas recrutadas em jazidas tratadas com lodo de esgoto no Distrito Federal, além da investigação das relações da fertilidade química com a invasão de plantas nas comunidades regeneradas. Nas fases seguintes da pesquisa, a pesquisa concentrou-se numa das jazidas avaliadas na fase anterior (jazida J294), onde avaliou-se a composição da chuva de diásporos, as relações de filtros edáficos e colonização vegetal e os efeitos do controle químico de *Urochloa brizantha* (Braquiarião), da escarificação do substrato tratado com lodo de esgoto e da semeadura direta no recrutamento de plantas nessa jazida. Os principais resultados encontrados mostraram que o uso do lodo de esgoto no tratamento das jazidas mineradas resultou na colonização espontânea de diversas espécies de plantas com traços funcionais que variaram em relação ao hábito de crescimento, forma de vida de Raunkier, síndromes de polinização e de dispersão e grupo ecológico. Doses mais elevadas de lodo de esgoto ($> 100\text{ t ha}^{-1}$ base seca) aumentaram o percentual de espécies invasoras ao Cerrado nas comunidades regeneradas nas jazidas estudadas. Filtros ecológicos (chuva de sementes inapropriada, fertilidade química e parâmetros físicos dos substratos tratados com lodo de esgoto e competição com espécies exóticas invasoras) direcionaram a colonização vegetal nas jazidas tratadas com lodo de esgoto para a montagem de comunidades distintas daquelas existentes nos fragmentos de Cerrado sentido restrito usados como ecossistemas de referência. Finalmente, o manejo dos filtros dispersão de diásporos, competição com gramíneas invasoras e compactação do substrato mediante implantação da semeadura direta com espécies nativas, o controle químico de *Urochloa brizantha* (Braquiarião) e o gradeamento da camada superficial (0 – 15cm) do substrato tratado com lodo de esgoto promoveu ganhos gerais de riqueza e de diversidade nas comunidades vegetais que recolonizaram a jazida J294.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Savanna. Cerrado. Mineração. Chuva de sementes. Recrutamento de plantas. Lodo de esgoto.

ABSTRACT

Human destruction of ecosystems has put many species at risk of extinction. Conservation plans recommend the restoration of plant communities as a way to increase the carrying capacity of the environment and to recover some of the lost biodiversity. The savanna restoration process, like the Cerrado, is complex and shaped by ecological filters that guide the successional process. The Brazilian Cerrado is the second largest biome in Brazil in extension and the Federal District (DF) is located in the central part of this biome. One of the major sources of degradation in the DF is the mining of construction goods, which exposes to the surface material inappropriate to the process of plant recolonization and ecological succession. Applying high doses of organic matter to mined substrates has been the means of establishing plant communities in these degraded environments. In this sense, sewage sludge produced in domestic sewage treatment plants is one of the most available sources of organic matter in the DF. Approximately 460 ha of mined areas in the DF have already been revegetated by incorporating high doses ($> 100\text{ t ha}^{-1}$ dry base) of sewage sludge. This model seeks to unite two problems (waste and mining) into a single solution and is efficient for establishing vegetation cover over mined substrates. In this sense, the identification of ecological filters that direct the colonization of sewage sludge treated deposits is essential for the effective removal of native ecosystems. In light of the above, this research aimed to characterize the flora recruited in deposits treated with sewage sludge and identify the factors that are determining and influencing this recruitment. Therefore, the research was divided into five stages, and in the first stage, mapping and estimation of areas degraded by mining in the Federal District that still remain without revegetation were made. In the second stage, the floristic evaluation of the plant communities recruited in sewage sludge deposits in the Federal District was carried out, as well as the investigation of the chemical fertility relations with the invasion of plants in the regenerated communities. In the following phases of the research, the research focused on one of the deposits evaluated in the previous phase (deposit J294), where the composition of diaspore rainfall, the relationships of soil filters and plant colonization, and the effects of chemical control of *Urochloa brizantha* (Braquiarião) were evaluated., scarification of the substrate treated with sewage sludge and direct seeding in the recruitment of plants in this field. The main results found showed that the use of sewage sludge in the treatment of mined deposits resulted in spontaneous colonization of several plant species with functional traits that varied in relation to growth habit, Raunkier life form, pollination and dispersion syndromes. and ecological group. Higher doses of sewage sludge ($> 100\text{ t ha}^{-1}$ dry basis) increased the percentage of Cerrado invasive species in the regenerated communities in the studied deposits. Ecological filters (inappropriate seed rainfall, chemical fertility, and physical parameters of sewage sludge-treated substrates and competition with invasive alien species) have directed plant colonization in sewage-sludge deposits to assemble communities distinct from those in Cerrado fragments sense used as reference ecosystems. Finally, the management of diaspore dispersion filters, competition with invasive grasses and substrate compaction by direct sowing with native species, the chemical control of *Urochloa brizantha* (Braquiarião) and the surface layer (0 - 15cm) grading of the treated substrate with sewage sludge promoted overall gains in richness and diversity in the plant communities that recolonized the J294 deposit.

Keywords: Ecological restoration. Savanna. Cerrado. Mine. Seed rain. Plant recruitment. Sewage sludge.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	2
USO DO LODO DE ESGOTO NA REABILITAÇÃO DE JAZIDAS MINERADAS	2
LODO DE ESGOTO NA REABILITAÇÃO DE JAZIDAS MINERADAS NO DISTRITO FEDERAL.....	4
FILTROS ECOLÓGICOS NA RESTAURAÇÃO DE COMUNIDADES VEGETAIS.....	9
1 MAPEAMENTO QUANTITATIVO DE ÁREAS DEGRADADAS PELA MINERAÇÃO NO DISTRITO FEDERAL	17
1.1 INTRODUÇÃO.....	17
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
1.4 CONCLUSÃO.....	26
2 AVALIAÇÃO DO RECRUTAMENTO DE PLANTAS E DAS CONDIÇÕES EDÁFICAS EM JAZIDAS TRATADAS COM LODO DE ESGOTO NO DISTRITO FEDERAL	27
2.1 INTRODUÇÃO.....	27
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.2.1 Localização e caracterização das áreas de estudo	28
2.2.2 Coleta e análise de dados florísticos.....	30
2.2.3 Avaliação da fertilidade química	32
2.2.4 Avaliação das relações fertilidade química x invasão de plantas.....	33
2.3 RESULTADOS	33
2.3.1 Recrutamento de plantas	33
2.3.2 Fertilidade química	39
2.3.3 Relações fertilidade química x invasão de plantas	43
2.4 DISCUSSÃO	44
2.5 CONCLUSÃO.....	53
2.6. ANEXOS.....	54
3 CHUVA DE DIÁSPOROS EM JAZIDA TRATADA COM LODO DE ESGOTO NO DISTRITO FEDERAL	112
3.1 INTRODUÇÃO.....	112
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	113

3.3 RESULTADOS	116
3.4 DISCUSSÃO	124
3.5 CONCLUSÕES	128
3.6 ANEXO	129
4. FILTROS EDÁFICOS E COLONIZAÇÃO VEGETAL EM JAZIDA TRATADA COM LODO DE ESGOTO	134
4.1. INTRODUÇÃO	134
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS	135
4.3 RESULTADOS	139
4.4 DISCUSSÃO	147
4.5 CONCLUSÕES	150
5. MANEJO DE FILTROS ECOLÓGICOS NUMA JAZIDA TRATADA COM LODO DE ESGOTO NO DISTRITO FEDERAL	151
5.1. INTRODUÇÃO	151
5.2. MATERIAL E MÉTODOS	153
5.2.1. Caracterização da área de estudo	153
5.2.2. Delineamento experimental	154
5.2.3. Implementação da semeadura direta	155
5.2.4. Avaliação ecológica da flora recrutada	157
5.2.5 Análise da fertilidade dos substratos revegetados com lodo de esgoto	157
5.2.6 Análises estatísticas	158
5.3. RESULTADOS	159
5.3.1. Efeito do herbicida e da escarificação do substrato na ausência da semeadura direta	159
5.3.2 Efeito do herbicida e da escarificação do substrato na presença da semeadura direta	165
5.4 DISCUSSÃO	181
5.5 CONCLUSÕES	187
6. CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	188
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	190

LISTA DE FIGURAS

Figura 0.1: Localização de jazidas mineradas tratadas com lodo de esgoto no Distrito Federal.....	7
Figura 1.1: Localização espacial de jazidas degradadas pela mineração no Distrito Federal (DF).....	19
Figura 1.2: Mapa de Kernel ilustrando as densidades (ha ha ⁻¹) de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal.....	20
Figura 1.3: Quantificação (%) de áreas degradadas pela mineração nas regiões administrativas do Distrito Federal.....	22
Figura 1.4: Quantificação (%) de áreas (ha) degradadas pela mineração por tipo de solo do Distrito Federal.....	22
Figura 1.5: Quantificação (%) de áreas (ha) degradadas pela mineração por formação geológica do Distrito Federal.....	23
Figura 1.6: Quantificação (%) de áreas (ha) degradadas pela mineração por uso e ocupação do solo (ano de 1984) do Distrito Federal.....	23
Figura 1.7: Localização de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal em relação a rodovias.....	24
Figura 1.8: Localização de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal em relação a áreas urbanas (cor bege).....	25
Figura 2.1: Localização das jazidas estudadas (J1, J2, J3, J4 e J5) nas bacias hidrográficas do Distrito Federal.....	29
Figura 2.2: Curvas de acumulação de espécies do extrato superior ($h \geq 1,30$ m) em função do esforço amostral (tempo em minutos) em comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito adjacentes as jazidas mineradas (C1, C2, C3, C4 e C5).....	35
Figura 2.3: Curvas de acumulação de espécies do extrato inferior ($0,15 \text{ m} < h < 1,30$ m) em função do esforço amostral (tempo em minutos) em comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito adjacentes as jazidas mineradas (C1, C2, C3, C4 e C5).....	36
Figura 2.4: Dendrograma de classificação (método TWISNPAN): Grupo florístico 1: comunidades vegetais amostradas nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5); e Grupo florístico 2: comunidades vegetais amostras nas Jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5).....	37
Figura 2.5: Ordenação resultante da Análise de Componentes Principais (PCA).....	42
Figura 2.6: Regressões lineares mostrando as relações entre os parâmetros de fertilidade e o percentual de espécies invasoras (% E_i) mensurado nas comunidades vegetais recrutadas nas jazidas tratadas com lodo de esgoto.....	43
Figura 3.1: Localização da área de estudo - jazida J294.....	115
Figura 3.2: Coletor de diásporos implantado na jazida J294 ($0,50 \times 0,50 \text{ m} = 0,250 \text{ m}^2$).....	115
Figura 3.3: Classes de tamanho (mm^2) de diásporos coletados no Cerrado sentido restrito e na jazida revegetada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017)...	117

- Figura 3.4:** Densidade de diásporos/m² (AD), densidade de diásporos/m² de espécies exóticas e invasoras do Cerrado (ADEi), densidade de diásporos/m² de morfoespécies (ADM) e densidade de diásporos/m² de espécies nativas do Cerrado (ADN) nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017).....118
- Figura 3.5:** Ordenação das espécies amostradas em função da densidade de diásporos/m² nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017).....119
- Figura 3.6:** Ordenação das espécies amostradas quanto à frequência (%) de coletas mensais de diásporos nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017).....119
- Figura 3.7:** Precipitação (mm) e abundância de diásporos/m² coletados no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto.....121
- Figura 3.8:** Densidade de diásporos/m² em relação as síndromes de dispersão (ANEC: anemocoria, AUTO: autocoria e ZOO: zoocoria) das espécies amostradas no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017).....121
- Figura 3.9:** Densidade de diásporos/m² em relação as formas de vida das espécies amostradas no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017).....122
- Figura 3.10:** Densidade de diásporos/m² em relação ao grupo ecológico das espécies amostradas no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017).....122
- Figura 3.11:** Valores de mediana do material vegetal (MV) (g/m²), da densidade de diásporos (AD)/m², da densidade de diásporos de espécies nativas do Cerrado (ADN)/m² e da densidade de diásporos de espécies exóticas e invasoras do Cerrado (ADEi)/m² mensurados nos coletores do Cerrado sentido restrito (CSS) e da jazida tratada com lodo de esgoto (ARLE) (período de coleta: Novembro/2016 a Outubro/2017).....123
- Figura 4.1:** Localização da área de estudo - jazida J294.....137
- Figura 4.2:** Desenho amostral mostrando a distribuição das damas selecionadas (D1 a D15) e a delimitação das unidades amostrais.....138
- Figura 4.3:** Curvas de rarefação das espécies amostradas sobre as damas e sobre o substrato tratado com lodo de esgoto.....139
- Figura 4.4:** Diagramas de ordenação da NMDS (Escalonamento Multidirecional Não Métrico) representando a distribuição das unidades amostrais (damas: D1 a D15; e substrato tratado com lodo de esgoto: S1 a S15) em função da composição de espécies - A (Tabela 3.1) e variáveis edáficas - MO = matéria orgânica (dag kg⁻¹), N-total = nitrogênio total (g Kg⁻¹), P-disp = fósforo disponível (g Kg⁻¹), K-troc = potássio trocável (cmolc kg⁻¹), Ca⁺² = cálcio (cmolc kg⁻¹), Mg⁺² = magnésio (cmolc Kg⁻¹), H +Al = acidez potencial (cmolc kg⁻¹), CTC = capacidade de troca catiônica (cmolc Kg⁻¹), V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl₂, ρb = densidade aparente (Mg m⁻³), CC = capacidade de campo (m³ m⁻³), Pt = porosidade total (m³ m⁻³) - B.....145
- Figura 4.5:** Diagrama de ordenação da CCA representando a distribuição de espécies (Tabela 1) em função de variáveis edáficas - MO = matéria orgânica (dag kg⁻¹), N = nitrogênio total (g Kg⁻¹), P-disp = fósforo disponível (g Kg⁻¹), K-troc = potássio trocável (cmolc kg⁻¹), Ca⁺² =

cálcio (cmolc kg ⁻¹), Mg ⁺² = magnésio (cmolc Kg ⁻¹), H +Al = acidez potencial (cmolc kg ⁻¹), CTC = capacidade de troca catiônica (cmolc Kg ⁻¹), V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl ₂ , ρb = densidade aparente (Mg m ⁻³), CC = capacidade de campo (m ³ m ⁻³) e Pt = porosidade total (m ³ m ⁻³) (Tabela 2).....	146
Figura 5.1: Localização da jazida estudada e área experimental (0,24 ha).....	154
Figura 5.2: Representação do delineamento experimental. Nota: O controle (T1) e os tratamentos (T2, T3 e T4) foram alocados nos blocos (BL1 a BL6).....	156
Figura 5.3: Análise de ordenação por Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS) em função da composição florística e da cobertura relativa (%) de espécies.....	162
Figura 5.4: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas controle (T1) e nas parcelas que receberam os tratamentos (T2, T3 e T4).....	164
Figura 5.5: Análise de ordenação por Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS) em função da composição florística e da cobertura de espécies.....	171
Figura 5.6: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas semeadas do controle (T1) e nas parcelas semeadas que receberam os tratamentos (T2, T3 e T4).....	173
Figura 5.7: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas controle (T1), sem e com semeadura direta.....	177
Figura 5.8: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas que receberam herbicida (T2), sem e com a semeadura direta.....	178
Figura 5.9: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas que receberam escarificação mecânica do substrato (T3), sem e com a semeadura direta.....	179
Figura 5.10: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas que receberam herbicida + escarificação mecânica do substrato (T4), sem e com a semeadura direta.....	180

LISTA DE TABELAS

Tabela 0.1: Estações de Tratamento de Esgotos, localidades e corpos receptores.....	4
Tabela 0.2: Características físicas, químicas e microbiológicas dos lodos de esgotos produzidos nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) Brasília Sul, Brasília Norte, Melchior e Gama.....	5
Tabela 2.1: Caracterização das jazidas tratadas com lodo de esgoto.....	29
Tabela 2.2.1: Lista das espécies de gramíneas (Poaceae) amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).....	54
Tabela 2.2.2: Lista das espécies de ervas não graminóides, subarbustos, lianas/trepadeiras e pteridófitas amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).....	59
Tabela 2.2.3: Lista das espécies de arbustos amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).....	88
Tabela 2.2.4: Lista das espécies de árvores e palmeiras amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).....	99
Tabela 2.2.5: Lista dos táxons (não graminóides) desconhecidos ao nível de espécie amostrados nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).....	106
Tabela 2.3: Índices de similaridade florística de Jaccard entre comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e comunidades vegetais amostradas nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5).....	37
Tabela 2.4: Parâmetros florísticos das comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5).....	110
Tabela 2.5: Parâmetros de fertilidade química analisados nos solos naturais sob Cerrado sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5), nos substratos tratados com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos expostos – horizonte C (S1, S2, S3, S4 e S5).....	40
Tabela 2.6: Coeficientes de correlação linear de Pearson entre parâmetros de fertilidade e os eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais - PCA (PC1 e PC2).....	42
Tabela 3.1: Classificação dos diásporos coletados na jazida J294 em relação à espécie, família, origem (N: nativa ao Cerrado, Ei: exótica e invasora ao Cerrado), coletor (CSS: Cerrado sentido restrito e ARLE: área tratada com lodo de esgoto), AD: densidade (número de diásporos/m ²), SD: síndrome de dispersão (ANEC: anemocoria, ZOO: zoocoria e AUTO: autocoria), FV: forma de vida (ERV: erva, SARB: subarbutó, LIA-TREP: liana ou trepadeira, ARB: arbusto e ARV: árvore), GE: grupo ecológico (CR: crescimento rápido - pioneiras e secundárias iniciais e crescimento lento - secundárias tardias e clímax) e tamanho médio (mm ²) de diásporos.....	129
Tabela 4.1: Espécies vegetais amostradas na jazida J294.....	140

Tabela 4.2: Parâmetros edáficos analisados nos solos das damas (D) e no substrato tratado com lodo de esgoto (S).....	143
Tabela 4.3: Coeficientes de correlação de Pearson das variáveis edáficas analisadas - MO = matéria orgânica (dag kg^{-1}), N-total = nitrogênio total (g Kg^{-1}), P-disp = fósforo disponível (g Kg^{-1}), K-troc = potássio trocável (cmolc kg^{-1}), Ca^{+2} = cálcio (cmolc kg^{-1}), Mg^{+2} = magnésio (cmolc Kg^{-1}), H+Al = acidez potencial (cmolc kg^{-1}), CTC = capacidade de troca catiônica (cmolc Kg^{-1}), V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl_2 , ρ_b = densidade aparente (Mg m^{-3}), CC = capacidade de campo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) e Pt = porosidade total ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) (Tabela 2) com os eixos CCA1 e CCA2.....	145
Tabela 5.1: Avaliação de sanidade, massa de sementes e teste de viabilidade do lote utilizado na semeadura direta.....	156
Tabela 5.2: Fitossociologia das comunidades que colonizaram as 24 parcelas experimentais antes da semeadura direta.....	159
Tabela 5.3: ANOVA associada ao Modelo Linear Generalizado (MLG).....	163
Tabela 5.4: Fitossociologia das comunidades que colonizaram as 24 parcelas experimentais 365 dias após a implantação da semeadura direta.....	166
Tabela 5.5: Taxas de estabelecimento de plântulas em relação a quantidade de sementes semeadas nas parcelas experimentais (100m^2).....	170
Tabela 5.6: ANOVA associada ao Modelo Linear Generalizado (MLG).....	172
Tabela 5.7: Parâmetros edáficos mensurados nas 24 parcelas experimentais (T ₁ R ₁ a T ₄ R ₆): controle (T ₁) e tratamentos (T ₂ , T ₃ e T ₄). pH: acidez ativa em CaCl_2 , MO: matéria orgânica (dag.kg^{-1}), P-disp: fósforo disponível (mg.dm^{-3}), K ⁺ : potássio trocável (mg.dm^{-3}), Ca^{+2} : cálcio (cmolc.dm^{-3}), Mg^{+2} : magnésio (cmolc.dm^{-3}), CTC: capacidade de troca de cátions (%), V: saturação de bases (%), e N-total: nitrogênio total (dag.Kg^{-1}).....	174

INTRODUÇÃO GERAL

O objetivo comum da restauração de ecossistemas naturais é o alcance de uma comunidade complexa com várias espécies coexistentes e persistentes (Falk et al., 2006). Para os autores, três níveis de função da comunidade são relevantes para a ecologia da restauração: (i) processos regionais (chuva de sementes), que determinam a composição de espécies com base no conjunto regional de espécies (filtros de dispersão), (ii) atributos ambientais e de habitat, que constituem um conjunto de filtros abióticos que governam quais espécies são suscetíveis de se estabelecer e persistir e (iii) interações ecológicas (filtros bióticos) que são altamente variáveis, alcançando desde relações competitivas até mutualistas.

Pesquisas demonstraram que a vegetação do Cerrado possui grande resiliência, desde que o banco de estruturas vegetativas subterrâneas (raízes, tubérculos e xilopódios) esteja presente (Cava et al., 2017; Pilon & Durigan, 2013), e que haja controle de gramíneas invasoras para acelerar o processo de sucessão ecológica (Flory & Clay, 2010; Martins et al., 2011; Pilon et al., 2018). Em pastagens antigas abandonadas, a regeneração natural assistida pela aplicação de herbicida é um método que têm alcançado boa eficiência na recomposição da camada lenhosa do Cerrado (Cava et al., 2016; Durigan et al., 1998). Todavia, quando nos referimos a condições em que o solo natural foi suprimido ou alterado, como em áreas mineradas, o potencial de recomposição natural da vegetação é extremamente limitado (Corrêa & Melo Filho, 2004a; Schmidt et al., 2019) e, nesses casos, a incorporação de matéria orgânica aos substratos minerados é essencial para induzir o recrutamento de plantas nesses locais (Borges et al., 2009; Leite et al., 1992; Leite et al., 1994; Corrêa & Bento, 2010; Silva et al., 2013).

Neste sentido, lodos de esgoto são excelentes condicionadores orgânicos, pois aumentam a capacidade de troca catiônica (CTC) e a disponibilidade de nutrientes nos substratos minerados. Conseqüentemente, jazidas tratadas com lodo de esgoto têm recuperado naturalmente sua cobertura vegetal, sem a necessidade do uso de técnicas de restauração ativas – transposição do solo superficial e plantio de mudas (Corrêa et al., 2017; 2018). Por outro lado, pouco se sabe sobre a influência de filtros ecológicos no recrutamento de plantas das jazidas tratadas com lodo de esgoto, posto que esse conhecimento é essencial para melhorar a condição ecológica da flora recrutada e, conseqüentemente, os resultados da restauração dos ecossistemas degradados.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

USO DO LODO DE ESGOTO NA REABILITAÇÃO DE JAZIDAS MINERADAS

O esgoto sanitário é composto pela mistura de líquidos (99,9%) e sólidos (0,01%). Do total de sólidos, 70% correspondem à fração orgânica (proteínas, carboidratos e lipídeos), ao passo que 30% correspondem à fração inorgânica (areia, sais, metais). Essa composição pode variar em função do local de origem, da época do ano e do processo utilizado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (Bettiol & Camargo, 2006). Os processos de tratamento de esgoto sanitário, em geral, visam separar as fases sólidas e líquidas. Com isso, há a produção de resíduo sólido, o lodo de esgoto, e de efluente que, após passar por etapas de tratamento, pode ser liberado em corpos receptores (Costa et al., 2012). Quanto mais avançado e eficiente for o processo de tratamento de esgoto adotado, maior será a quantidade de lodo produzido, que deve ser gerenciado e disposto adequadamente no meio ambiente (Epstein, 2003).

A produção global de lodo de esgoto é estimada em 10×10^7 Mg ano⁻¹, e em países como Austrália, Estados Unidos e Reino Unido, os valores chegam a 415×10^3 Mg ano⁻¹, 163×10^3 Mg ano⁻¹ e 141×10^3 Mg ano⁻¹, respectivamente (Thangarajan et al., 2013; Wijesekara et al., 2016). No Brasil, estima-se que a produção de lodo de esgoto corresponda a 150 Mg ano⁻¹, com grande possibilidade de crescimento em função da ampliação dos serviços de tratamento de esgoto (Andreoli & Pegorini, 2000; Pedroza et al., 2010).

A composição do lodo de esgoto difere em função de inúmeros fatores, como o processo de geração, a idade do lodo e as condições ambientais (Epstein, 2003; Wang et al., 2008). O lodo de esgoto geralmente contém de 40% a 70% de matéria orgânica (MO), 3,2% de nitrogênio (N), a maior parte em formas moleculares complexas, como proteínas, ácidos nucleicos, amins e outros materiais celulares (Kajitvichyanukul et al., 2008; Wang et al., 2008), e cerca de 2,3% e 0,3%, de fósforo (P) e potássio (K), respectivamente, o que agrega a ele alto valor nutricional (Torri et al., 2017). Elementos-traço, tais como arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni), molibdênio (Mo), chumbo (Pb), selênio (Se), zinco (Zn) e cobalto (Co) podem estar presentes no lodo e têm a sua disponibilidade influenciada por reações como adsorção, complexação, precipitação, oxidação e redução (Stuczynski et al., 2007). Além disso, patógenos, destacando-se estreptococos, *Salmonella* sp., *Shigella* sp., helmintos (larvas e ovos), protozoários (cistos) e vírus (enterovírus e rotavírus) são contaminantes microbiológicos presentes no lodo de esgoto (Bettiol & Camargo, 2006).

A disposição final do lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) é uma preocupação mundial, em razão do crescente volume produzido (Lopes et al., 2005). Para Corrêa (2009), destinar lodo de esgoto de forma econômica, higiênica, ambientalmente aceitável e não poluente é premissa básica em centros urbanos que gozam de coleta e tratamento de esgotos. Porém, segundo o autor, o manejo adequado de lodos de esgoto é atualmente um dos problemas ambientais urbanos de mais difícil solução devido à grande soma de benefícios e problemas contidos num único produto.

No Brasil, a disposição final do lodo de esgoto geralmente é em aterro sanitário, ou aterros exclusivos (Andreoli et al., 1998), contudo, além do alto custo, que pode chegar a 50% do custo operacional de um sistema de tratamento de esgoto, a disposição de um resíduo com elevada carga orgânica nesses locais agrava ainda mais o problema com o manejo do lixo urbano, diminuindo também o tempo de vida útil do aterro (Bettiol & Camargo, 2000). Demais alternativas, como a incineração e a disposição oceânica, são altamente questionáveis, devido aos impactos ambientais que podem provocar (Tsutuya, 2002). Assim, para obter vantagens de sua disposição, o uso agrícola do lodo de esgoto e sua incorporação em substratos degradados pela mineração parece ser a melhor opção sob o ponto de vista econômico e ambiental, uma vez que apresenta o menor custo e promove a reciclagem de matéria orgânica e de nutrientes (Bonini et al., 2015; Borges et al., 2009; Chiba et al., 2008; Corrêa, 2009; Lemainski & Silva, 2006; Li et al., 2013; Nascimento et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016; Wijesekara et al., 2016).

Por décadas, a aplicação de lodos de esgoto para a reabilitação de jazidas mineradas tem sido estudada e reportada (Brown et al., 2005; 2007; 2009; Jones et al., 2010; Li et al., 2013; Moreno-Penarana et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016; Sevilla-Perea & Mingorance, 2015; Tian et al., 2009; Wijesekara et al., 2016). Muitos estudos de campo demonstraram os benefícios diretos e indiretos dos lodos de esgoto no enriquecimento do ambiente edáfico e na revegetação de áreas mineradas (Brown et al., 2005; 2007; 2009; Corrêa et al., 2008; 2010; 2017; Larney & Angers, 2012; Gardner et al., 2010; Silva et al., 2013; Theodoratos et al., 2000). Melhorias físicas e incrementos dos níveis de nutrientes e do carbono da biomassa microbiana e de atividades enzimáticas desses micro-organismos foram detectadas após adição de lodos de esgoto a substratos minerados (Brown et al., 2007; Campos & Alves, 2008; Li et al., 2013; Pepper et al., 2012; Stuczynski et al., 2007; Wijesekara et al., 2016).

LODO DE ESGOTO NA REABILITAÇÃO DE JAZIDAS MINERADAS NO DISTRITO FEDERAL

Atualmente, o Distrito Federal (DF) apresenta-se numa situação de destaque no contexto nacional no que tange aos serviços de coleta e tratamento de esgotos sanitários. A cobertura com rede de coleta de esgotos é superior a 93% em relação à população do DF. Com a entrada em funcionamento, no ano de 2004, da estação de tratamento Melchior, todo o volume de esgotos coletados passou a ser tratado nas estações de tratamento distribuídas pelo território do DF, sendo atingido o nível de 100% de tratamento dos esgotos coletados (CAESB, 2007).

Os esgotos produzidos no Distrito Federal apresentam uma particularidade: são ricos em matéria orgânica e elementos químicos (nutrientes) e micro-organismos, porém apresentam baixas concentrações de metais pesados e de moléculas orgânicas persistentes. O sistema de tratamento, em linhas gerais, objetiva a retirada da matéria orgânica e de grande parte desses elementos químicos por meio de processos físicos, biológicos e/ou químicos, de acordo com o projeto de cada estação de tratamento, que foi definido em função das exigências do corpo receptor de seus efluentes (CAESB, 2007).

A CAESB conta com dezessete estações de tratamento de esgoto, as quais produzem cerca de 285 Mg dia⁻¹ de lodos de esgoto com características físicas e químicas variadas, cuja quantidade e qualidade podem variar de acordo com o processo de tratamento adotado e com a população atendida (**Tabelas 0.1 e 0.2**).

Tabela 0.1: Estações de Tratamento de Esgotos, localidades e corpos receptores.

Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)	Ano de Inauguração	Localidade(s) Atendida(s)	Corpo Receptor
ETE Alagado	1998	Santa Maria	Rio Alagado
ETE Brazlândia	1983	Brazlândia	Rio Verde (Goiás)
ETE Gama	2003	Gama	Ribeirão Ponte Alta
ETE Melchior	2004	Taguatinga, Ceilândia, Águas Claras e parte de Samambaia.	Rio Melchior
ETE Brasília Norte	1968	Asa Norte, Vila Planalto, parte da área central de Brasília, Vila Varjão e Lago Norte.	Lago Paranoá
ETE Paranoá	1997	Paranoá	Rio Paranoá
ETE Planaltina	1998	Planaltina	Ribeirão Mestre D'Armas
ETE Recanto das Emas	1998	Recanto das Emas e Riacho Fundo II	Córrego Vargem da Benção

ETE Riacho Fundo	1997	Riacho Fundo I, Setor Industrial, Taguatinga e Setor de Mansões de Samambaia	Riacho Fundo
ETE Samambaia	1996	Parte restante de Samambaia	Rio Melchior
ETE Santa Maria	2000	Santa Maria	Rio Alagado
ETE São Sebastião	1998	São Sebastião	Rio Santo Antônio da Papuda
ETE Sobradinho	1967	Sobradinho e expansões	Ribeirão Sobradinho
ETE Brasília Sul	1961	Asa Sul, parte da área central de Brasília, Núcleo Bandeirante, Candangolândia, Cruzeiro, Octogonal, Sudoeste, parte do Lago Sul, Guará (I e II), o SIA, e Riacho Fundo (Quadra Norte 1)	Lago Paranoá
ETE Torto	1994	Vila do Torto (Vila Weslian Roriz)	Ribeirão Bananal/Infiltração no solo
ETE Vale do Amanhecer	1998	Vale do Amanhecer (em Planaltina)	Rio Pipiripau
ETE Vila Aeronáutica	1997	Vila Aeronáutica (em Santa Maria)	Córrego Atoleiro/Rio Alagado

Fonte: CAESB (2007).

Tabela 0.2: Características físicas, químicas e microbiológicas dos lodos de esgotos produzidos nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) Brasília Sul, Brasília Norte, Melchior e Gama.

Parâmetros	ETE Brasília Sul	ETE Brasília Norte	ETE Melchior	ETE Gama
Matéria seca (%)	13	14	20	21
Teor de Umidade (%)	87	86	80	79
pH (em água)	8,61	8,41	8,27	7,00
Sólidos não voláteis – SNV	57,25	48,5	41	61
Sólidos voláteis - SVT	42,25	51,50	59	39
Estabilidade – relação SVT / ST (%)	42	52	59	39
Nutrientes				
Carbono orgânico (%)	23,25	30,25	34,50	22,50
Fósforo total (%)	2,14	1,18	1,16	3,26
Nitrogênio total (%)	2,52	3,36	1,51	2,12
Nitrogênio amoniacal (%)	0,15	0,16	2,08	0,11
Nitrogênio nitrito (mg/kg)	<0,4	4,40	0,95	13,35
Nitrogênio nitrato (mg/kg)	0,80	0,45	0,14	1,05
Potássio (%)	0,42	0,20	0,12	0,15
Sódio (%)	0,05	0,03	0,02	0,07
Cálcio (%)	1,54	2,15	1,04	0,64

Enxofre (%)	0,18	0,51	0,42	0,27
Magnésio (%)	0,46	0,47	0,21	0,11
Metais				
Alumínio (%)	2,7	3,4	3,3	3,5
Arsênico (mg/kg) ¹	Na	<0,1	na	na
Bário (mg/kg)	15,78	94,98	173,62	14,83
Cádmio (mg/kg)	1,8	1,56	1,56	1,28
Chumbo (mg/kg)	0,16	<0,1	7,24	0,42
Cobre (mg/kg)	182,19	161,65	141,32	149,69
Cromo (mg/kg)	44,14	39,83	66,59	53,72
Mercurio (mg/kg) ¹	Na	4	na	na
Molibdênio (mg/kg) ²	Na	<0,1	na	na
Níquel (mg/kg)	11,77	11,28	13,35	10,25
Selênio (mg/kg) ¹	Na	<0,1	na	na
Zinco (mg/kg)	496,74	577,67	453,21	275,34

Legenda: na = não avaliado.

Fonte: CAESB (2007).

O uso de lodo de esgoto no Distrito Federal é regido pela Resolução n.º 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e pela Resolução n.º 003/2006 do Conselho do Meio Ambiente do Distrito Federal (CONAM/DF). Segundo tais normas, os lodos de esgoto produzidos nas estações de tratamento da CAESB são classificados nas classes B ou C, o que os torna inaptos para uso na agricultura, por possuírem contaminantes biológicos acima dos limites permissíveis (Corrêa, 2009). Todavia, é possível usá-los como fonte de matéria orgânica em projetos de reflorestamentos e em Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), desde que o interessado apresente Projeto Agronômico, que deverá incluir caracterização do lodo e das áreas de aplicação, bem como taxas de aplicação, sistemas de armazenamento, relatórios de operação e planos de monitoramento (MMA, 2006; DISTRITO FEDERAL, 2006).

A CAESB possui Licença de Instalação vigente desde 2006, emitida pela então Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Distrito Federal (SEMARH), que habilita o uso do lodo de esgotos em projetos de recuperação de áreas mineradas na região do Distrito Federal. O procedimento adotado pelo Instituto Brasília Ambiental (IBRAM) para a efetiva aplicação de lodo nas jazidas mineradas é condicionado à emissão de uma “Autorização Ambiental”, sendo essa específica para cada local (CAESB, 2007).

No Distrito Federal, lodos de esgoto são utilizados em projetos de recuperação de áreas degradadas desde 1992 (Corrêa, 2009). Balduino & Corrêa (dados não publicados) estimaram

que, até o ano de 2015, cerca de 460 ha de jazidas degradadas já tinham sido reabilitadas mediante incorporação desse resíduo a substratos expostos pela mineração (**Figura 0.1**).

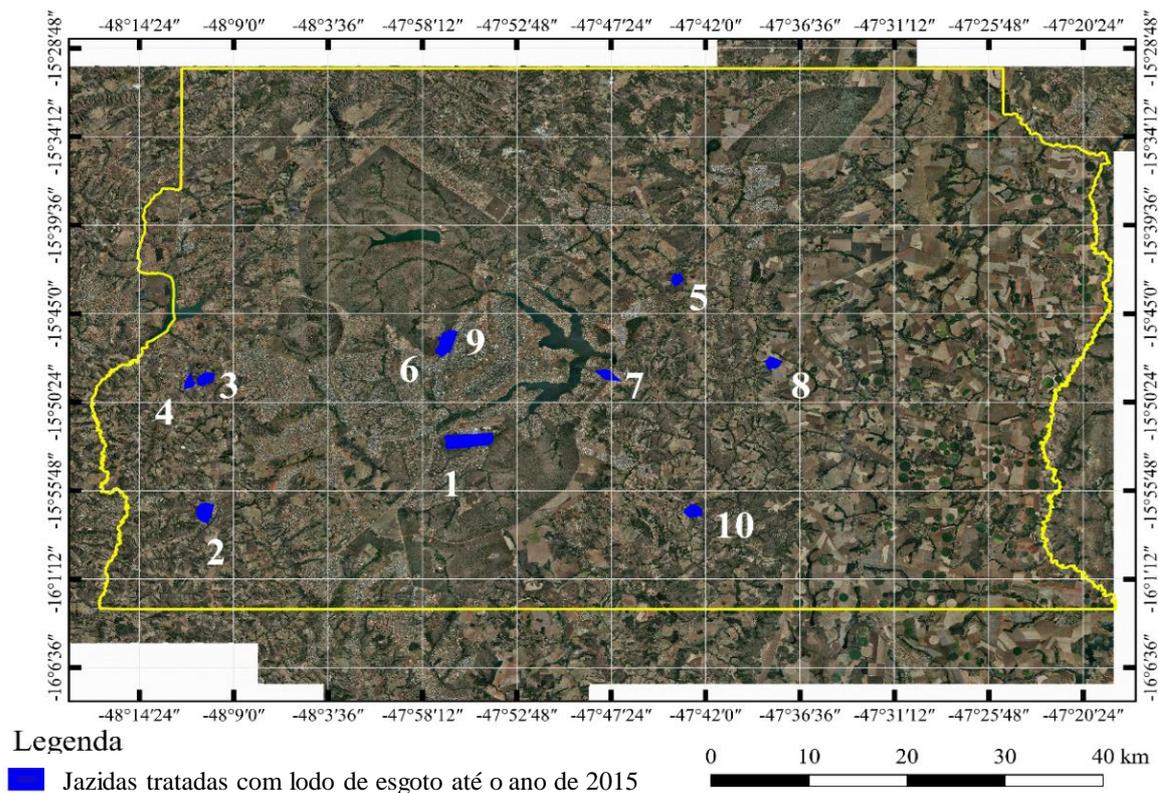


Figura 0.1: Localização de jazidas mineradas tratadas com lodo de esgoto no Distrito Federal. Legenda: 1- Canteiro 2ª Pista Aeroporto (100 ha revegetados); 2- J294 (66 ha revegetados); 3- Santa Maria (28 ha revegetados); 4- Corujas (1,6 ha revegetados); 5 - Areal Fazenda Rafaela (4 ha revegetados); 6- REFESA1 (11 ha revegetados); 7- Lago Sul QI 29 (7 ha revegetados); 8- DF130 (7 ha revegetados); 9- REFESA2 (72 ha revegetados); e, 10- J251 (31 ha revegetados). Base cartográfica: projeção ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte: Mosaico de Ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

Corrêa & Cardoso (1998) avaliaram o crescimento e a sobrevivência de árvores adubadas com fontes distintas de matéria orgânica em caixa de empréstimo e constataram que o desenvolvimento médio das mudas foi cerca de 32% superior com o uso de lodo de esgoto em relação ao composto de lixo. A taxa de mortalidade das espécies plantadas com lodo, independentemente da concentração, foi cerca de 12% inferior em relação às taxas obtidas no composto de lixo. Como em períodos curtos a falta de umidade é mais limitante para a sobrevivência do que a falta de nutrientes, os autores atribuíram as diferenças nas taxas de sobrevivência ao fato de o lodo ter maior capacidade de retenção de água em substratos minerados.

Corrêa & Melo Filho (2004 b) avaliaram o desempenho de resíduos orgânicos na sobrevivência de oito espécies arbóreas de Cerrado em condições de área minerada e verificaram interações variadas entre as diferentes espécies escolhidas e as duas fontes de matéria orgânica testadas, com aparente vantagem de três espécies sobrevivendo mais em covas adubadas com composto de lixo contra duas espécies superiores em lodo de esgoto. Todavia, o lodo de esgoto apresentou nítida vantagem sobre o composto de lixo por classe de altura da muda e nenhuma desvantagem ao se considerar a média de todas as oito espécies testadas.

Corrêa et al. (2008) demonstraram que o lodo de esgoto foi de 1,8 a 6,2 vezes mais eficiente que o composto de lixo para o desenvolvimento de uma cobertura herbácea sobre o horizonte C de um Latossolo Vermelho exposto à superfície. Os autores constataram que a aplicação de 19 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca) foi suficiente para suprir a necessidade do capim pensacola (*Paspalum notatum*) por nitrogênio (N-NH₄⁺) e fósforo (P-disponível). Já com relação ao potássio (K-trocável), tanto o lodo de esgoto quanto o composto de lixo foram fontes modestas desse nutriente.

Borges et al. (2009) aplicaram cerca 150 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca) numa cascalheira degradada, localizada às margens da BR-251, e observaram desenvolvimento espontâneo de diversas espécies vegetais, especialmente Mamona (*Ricinus communis* L) e espécies de gramíneas (Família Poaceae), tais como *Urochloa* spp. e *Cynodon* sp. Para os autores, o processo de revegetação foi eficiente, uma vez que proporcionou rápida cobertura do substrato, com crescimento acelerado e vigoroso de plantas. O processo de incorporação do lodo foi considerado economicamente viável, apesar do elevado custo de transporte.

Fraga (2016) testou os efeitos de diferentes doses de lodo de esgoto (270 m³ ha⁻¹ e 1.080 m³ ha⁻¹ – umidade = 85%) isoladas ou combinadas a restos de poda de árvores (122,5 m³ ha⁻¹ e 245 m³ ha⁻¹) na revegetação de área de empréstimo no Distrito Federal. Quinze meses após o estabelecimento do experimento, parcelas tratadas com lodo de esgoto resultaram em valores mais altos de cobertura vegetal em comparação as parcelas testemunha

Balduino et al. (2019) avaliaram a colonização de plantas numa jazida revegetada como lodo de esgoto, e, após dez anos de sucessão ecológica, verificaram que sessenta espécies vegetais recrutaram espontaneamente na área, das quais 73% foram qualificadas como ervas ou subarbustos e 52% como exóticas e invasoras de Cerrado. A dose de lodo de esgoto (130 Mg ha⁻¹ – base seca) aplicada ao substrato resultou na elevação dos níveis de fertilidade, principalmente do fósforo disponível (P-disp) que atingiu valor 46 vezes superior ao encontrado em solos de Cerrado.

Estudos que avaliaram o padrão temporal de desenvolvimento da cobertura vegetal e da atividade fotossintética (EVI) em jazidas mineradas no Distrito Federal por meio de diferentes tratamentos de revegetação mostraram que a incorporação de lodo de esgoto a substratos minerados proporcionou a maior velocidade de recobrimento vegetal, estabilizando de 80% a 90% de cobertura máxima no prazo de dois a quatro anos. Similarmente à resposta de cobertura vegetal, jazidas revegetadas com lodo de esgoto incrementaram entre três e cinco vezes a atividade fotossintética em relação às jazidas abandonadas à sucessão natural, atingindo seus valores máximos de EVI entre dois e seis anos de desenvolvimento da vegetação (Corrêa et al., 2017; 2018).

FILTROS ECOLÓGICOS NA RESTAURAÇÃO DE COMUNIDADES VEGETAIS

A sucessão ecológica é um processo ordenado de desenvolvimento de uma comunidade que envolve mudanças na sua estrutura e em seu biótopo, culminando num ecossistema “estabilizado”, no qual são mantidos máxima biomassa e função ecológica dos organismos (Odum, 2004). O curso da sucessão ecológica é difícil de se prever, porque a direção que o ecossistema ou a montagem das comunidades toma depende de circunstâncias particulares da perturbação e das condições biofísicas que a precedem e a seguem. Como consequência, o ponto final de um processo sucessional não é o resultado de previsão uniforme. Em vez disso, vários estágios são possíveis, dependendo das circunstâncias contingentes (Hobbs & Norton, 2004). Nesse sentido, Dajoz (2005) estabeleceu o conceito de metaclímax, que representa uma mistura de séries constituídas por comunidades que representam diferentes estágios da sucessão. Para o autor, a existência do metaclímax assegura a heterogeneidade e a diversidade das comunidades e dos ecossistemas.

Os conceitos de sucessão e restauração estão intrinsecamente ligados, porque restauração diz respeito à manipulação propositada dessas mudanças (Walker et al., 2007). Nesse sentido, estudiosos e praticantes da restauração ecológica procuram respostas relacionadas às seguintes questões: 1) Quais processos regionais determinam a composição de espécies? 2) Quais condições ambientais e características do habitat favorecem a sobrevivência das espécies e influenciam a estrutura da comunidade? 3) Quais interações bióticas moldam a estrutura das comunidades? (Menniger & Palmer, 2006).

A teoria de montagem das comunidades é baseada nos filtros do ambiente no qual se processa a sucessão ecológica (Fattorini & Halle, 2004; Huvey & Aigner, 2014; Kraft et al., 2015; Lebrija-Trejos et al., 2010). Filtros ambientais ou ecológicos são definidos como

processos abióticos, bióticos e de dispersão que restringem o estabelecimento ou a persistência de espécies em determinado local. Esse conceito tem suas origens nas mudanças observadas nas comunidades durante a sucessão, embora recentemente tenha ganhado ênfase em abordagens baseadas na filogenia e nos traços funcionais para o estudo da montagem de comunidades (Halassy et al., 2016; Hobbs & Norton, 2004; Huvey & Aigner, 2014; Kraft et al., 2015).

Em qualquer sistema biológico em que se pretende a restauração, as espécies devem superar, primeiramente, limitações relativas à sua dispersão, podendo, assim, estar ausentes ou presentes em determinado local (Funk et al., 2008; Kraft et al., 2015; Oster et al., 2009). Logo em seguida, filtros abióticos como condições locais (pH, temperatura, umidade, salinidade, ecologia da paisagem e histórico de uso da terra) e recursos (luz, nutrientes, água e espaço físico) determinarão se as espécies imigrantes vão se estabelecer ou persistir nesse local (Cleland et al., 2013; Hobbs & Norton, 2004; Huvey & Aigner, 2014; Kraft et al., 2015). Por fim, interações interespecíficas e intraespecíficas, tais como competição, inibição, predação, facilitação, tolerância (filtros bióticos) excluirão ou não as espécies remanescentes (Begon et al., 2007; Ganade & Brown, 2002; Hobbs & Norton, 2004).

A limitação de dispersão é questão central tanto para a teoria, quanto para a prática da restauração ecológica, pois determina o conjunto de espécies que ainda será filtrado por restrições abióticas e bióticas durante a montagem das comunidades (Halassy et al., 2016). Na falta de dispersão e de um conjunto de espécies locais, os esforços de restauração para controlar as limitações abióticas e bióticas falhariam (Hulvey & Aigner, 2014; Kardol et al., 2008). Além disso, a ordem de chegada de grupos de plantas com traços funcionais distintos (efeito prioridade) influencia na biomassa das espécies e na composição das comunidades (Fukami, 2015; Weidlich et al., 2017; Young et al., 2001).

Oster et al. (2009) demonstraram que a escala temporal para montagem de comunidades vegetais em pradarias seminaturais na Suécia estendeu-se por mais de cinquenta anos, mesmo quando matrizes naturais (fontes potenciais de propágulos) estavam próximas das áreas estudadas. Em vista disso, os autores sugeriram que restrições no estabelecimento de plântulas, independentemente do tempo de sucessão, combinadas às limitações de dispersão, atrasaram o processo de montagem das comunidades monitoradas. No experimento de Huvey & Aigner (2014), a manipulação de filtros de dispersão mediante adição de plantas nativas com características fenológicas e morfológicas semelhantes à espécie-alvo invasora (forma de vida, estação de crescimento, período de floração e raízes adaptadas à estação seca) alcançou os resultados esperados. Contudo, reduções de invasão e aumentos de populações nativas foram

verificados apenas nas parcelas que receberam densidades elevadas de sementes e que tiveram a biomassa morta removida.

Padrões espaciais de dispersão de sementes são cruciais para determinação da estrutura e dinâmica de comunidades vegetais (Nathan & Muller-Landau, 2000). Embora a reprodução vegetativa possa ser importante para a persistência de plantas (Hoffmann, 2000; Hoffmann et al., 2003; Medeiros & Miranda, 2008), rebrotas são menos propensas do que plântulas para colonizar locais desocupados relativamente distantes de plantas-mãe (Bond & Midgley, 2001). Sob essa acepção, estudos experimentais e modelos teóricos utilizados para avaliar o impacto da dispersão de sementes no padrão espacial de espécies e na diversidade em nível local e paisagístico evidenciaram que muitas comunidades de plantas são limitadas pela falta de sementes dispersas, o que significa que microlocais onde as sementes poderiam chegar e germinar permanecem vagos (Hubbell et al., 1999; Muller-Landau et al., 2002; Nathan & Muller-Landau, 2000; Poulsen et al., 2007). Outrossim, limitações na dispersão de sementes em conjunto com processos pós-dispersão (predação, remoção e perda da viabilidade de sementes) podem afetar o sucesso reprodutivo das plantas e, por fim, modelar os padrões de distribuição de espécies em toda a paisagem (Salazar et al., 2012).

Halassy et al. (2016) sugeriram um modelo para a montagem de comunidades baseado na interação de filtros para melhorar os resultados da restauração de pastagens em solos oligotróficos, nos quais a limitação de dispersão é mais forte que restrições de disponibilidade de nicho (Foster et al., 2009). De acordo com o modelo proposto, o filtro dispersão desempenharia o papel principal na determinação dos resultados da restauração, seguido pela manipulação do filtro biótico e pelo filtro abiótico. Concluíram os autores que, nos solos oligotróficos avaliados, relações mais fortes entre os filtros dispersão e filtros bióticos sustentariam a hipótese de que competição e limitação de chuva de sementes podem ser restrições mais fortes na substituição de espécies do que fertilidade do solo (Foster et al., 2009; Pywell et al., 2007).

Em escala local, parâmetros como fertilidade química, densidade aparente e grau de compactação de solos ou de substratos interferem diretamente na sucessão vegetal de áreas perturbadas e degradadas e, portanto, nos resultados finais dos projetos de restauração ecológica (Corrêa & Bento, 2010; Ganade & Brown, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2010; Leite et al., 1992; 1994; Li et al., 2013; Lima, 2019; Nussbaumer et al., 2016; Pilon et al., 2018; Rezende & Vieira, 2019; Silva et al., 2013).

O nível de fertilidade nos solos de ecossistemas sob restauração é um fator-chave na organização de comunidades vegetais (Holmes, 2001; Larney & Angers, 2012; Prober & Wiehl,

2012). Nutrientes em concentrações adequadas permitem o crescimento e o desenvolvimento do ecossistema (Begon et al., 2007; Brady & Weil, 2013; Odum, 2004), onde diferentes espécies podem ter adaptações e respostas distintas em relação aos nutrientes (Daws et al., 2013; Epstein & Bloom, 2006; Lannes et al., 2016). Assim sendo, o resultado de qualquer montagem de ecossistema, em termos de desempenho geral e composição de espécies, depende substancialmente da oferta e da disponibilidade de nutrientes (Bradshaw, 2004; Nussbaumer et al., 2016).

Em áreas mineradas abandonadas na China, a adição de fertilizante nitrogenado combinado à aplicação de lodo de esgoto foi a melhor estratégia para estabelecer cobertura vegetal nativa autossustentável (Li et al., 2013). Além disso, Nussbaumer et al. (2016) verificaram que altas taxas de fertilização mineral atenuaram a deficiência de nitrogênio e fósforo em rejeitos de mineração, dando suporte ao crescimento e à sobrevivência de espécies nativas reintroduzidas. Não obstante, em pastagens degradadas na Amazônia Central, Ganade & Brown (2002) observaram que a biomassa de espécies sucessionais tardias não foi influenciada pela adição de fósforo e potássio, ao contrário de *Inga edulis* (espécie de crescimento rápido sob condições favoráveis de luz), que teve sua biomassa aumentada em 2,5 vezes em parcelas experimentais que receberam adubação. Outrossim, estudos mostraram que o excesso de nutrientes (fósforo e nitrogênio) em sistemas naturais ou naqueles em processo de restauração favoreceu a invasão biológica de espécies exóticas, especialmente de gramíneas africanas (Bustamante et al., 2012; Daws et al., 2013; Foster et al., 2009; Holmes, 2001; Lannes et al., 2015; Nussbaumer et al., 2016).

A densidade aparente do solo é uma propriedade física muito utilizada para avaliar a estrutura do solo, pois ela reflete diretamente como as partículas estão dispostas no solo e indiretamente o seu grau de compactação (Brady & Weil, 2013). De modo geral, pode-se afirmar que quanto mais elevada for a densidade do solo, maior será a sua compactação e a estrutura agregada, menor a sua porosidade total e, conseqüentemente, maiores as restrições para estabelecimento e crescimento de plantas (Pignataro Netto et al., 2009). De acordo com Goedert & Corrêa (2004), para proporcionar meio apropriado para as plantas, o solo deve constituir-se em ambiente que facilite o desenvolvimento radicular dos vegetais, em volume e em profundidade, devendo, nesse caso, haver equilíbrio entre o volume da fração sólida e do espaço poroso, em que são armazenados o ar e a solução do solo. Em jazidas mineradas e nas pastagens degradadas, a descompactação da camada superficial (0–20 cm) dos substratos foi essencial para aumentar a infiltração de água e para reduzir a resistência mecânica à penetração

de raízes e, conseqüentemente, desencadear o processo de sucessão natural nesses locais (Corrêa & Bento, 2010; Leite et al., 1992; 1994; Rezende & Vieira, 2019).

Baseando-se no modelo conceitual de mudança de filtros ao longo de gradientes de estresse (Wagner, 2004), conforme avança a sucessão ou aumenta a densidade e abundância das espécies, filtros biológicos como facilitação e competição passam a ser mais importantes que filtros abióticos (Rodrigues, 2013). Contudo, competição e facilitação não são filtros excludentes, afinal, por mais que duas plantas próximas melhorem o ambiente uma para outra, sempre estarão competindo em alguma medida por água e nutrientes, além de outros recursos (Callaway & Walker, 1997). Sendo assim, competição e facilitação condicionam princípios diferentes de restauração.

A facilitação é o processo no qual um indivíduo altera os recursos ou condições ambientais de modo que favoreça outro indivíduo (Bechara, 2006). As plantas facilitadoras ou nucleadoras são de extrema importância para o sucesso de um ecossistema, podendo ser vitais em ambientes degradados (Padilha & Pugnaire, 2006), pois possuem o papel de proporcionar locais para animais pousarem e forragearem suas presas, tais como aves e morcegos (Reis et al., 2003), atraindo, assim, diásporos para a área. Além disso, essas espécies podem contribuir para o crescimento de outros indivíduos embaixo de suas copas (interações positivas), proporcionando sombra, temperaturas mais amenas, umidade, produção de serapilheira, atração de mais insetos e micro-organismos que irão auxiliar na decomposição e ciclagem de nutrientes, enriquecimento do solo e preparação do terreno para a chegada dos propágulos, facilitando sua germinação e seu estabelecimento (Holl et al., 2000; Padilla & Pugnaire, 2006).

A existência de plantas facilitadoras que fornecem microclima favorável para o estabelecimento de outras espécies tem sido reconhecida dentro do contexto da restauração ecológica (Brooker et al., 2008; Callaway, 2007; Pywell et al., 1995; Temperton & Zirr, 2004). Maeste et al. (2001) testaram os efeitos de *Stipa tenacissima* (Poaceae) na sobrevivência, crescimento e fisiologia de três espécies de arbustos nativos (*Medicago arborea*, *Quercus coccifera* e *Pistacia lentiscus*). Segundo os autores, o microclima fornecido pelas touceiras de *S. tenacissima* aumentou a sobrevivência, promoveu o incremento na biomassa foliar e melhorou o estado ecofisiológico das plântulas dos três arbustos analisados, indicando a presença de interação positiva entre *S. tenacissima* e essas espécies. Em savanas degradadas, indivíduos plantados da espécie *Solanum lycocarpum* (Lobeira) modificaram o ambiente sob sua copa por meio da produção de sombra e serapilheira, com aumento conseqüente da umidade e de nutrientes e diminuição da resistência à penetração no solo. Tais parâmetros microambientais seriam responsáveis pelo maior número de espécies e de indivíduos sob a copa

de *S. lycocarpum* e próximo a ela, o que foi caracterizado como um processo de sucessão por facilitação ecológica (Lopes, 2010; Passos, 2009).

A competição é o uso ou a defesa de um recurso por um indivíduo que reduz a disponibilidade daquele recurso para outros indivíduos (Ricklefs, 2003). A essência da competição interespecífica é que indivíduos de uma espécie sofrem redução em fecundidade, crescimento ou sobrevivência como resultado da exploração de recursos ou interferência de indivíduos de outra espécie (Begon et al., 2007). De acordo com Gotelli (2009), as interações competitivas podem ser divididas em: (i) competição por exploração, quando duas populações limitam-se mutuamente por meio do uso de um recurso comum, como alimento ou nutrientes, (ii) competição por interferência, que ocorre quando um indivíduo ou população comporta-se de uma forma que leva à redução da eficiência de exploração de recursos por outro indivíduo ou população, tal como ocorre na alelopatia e (iii) competição por exclusão, a qual engloba elementos tanto de exploração como de interferência. Nesse caso, o recurso em disputa é o espaço.

A competição tem sido tema importante na ecologia da restauração, e muitos autores analisaram o seu papel na montagem de comunidades (Fattorini & Halle, 2004; Weidlich et al., 2017; Wilson, 2007). Contudo, considerando que os efeitos dos filtros ecológicos são dinâmicos, a exclusão competitiva também deve ser analisada à luz da interação com outros filtros (dispersão e condições abióticas) que podem variar em função dos gradientes ambientais (Halassy et al., 2016; Kraft et al., 2015).

Nas savanas tropicais em processo de restauração, a competição de plantas nativas com gramíneas exóticas e invasoras (*Andropogon gayanus*, *Megathyrsus maximus*, *Melinis minutiflora*, *Urochloa* spp.) é um dos filtros mais desafiadores a ser superado (Buisson et al., 2018; Pilon & Durigan, 2013; 2018; Sampaio et al., 2015). Além de modificar a intensidade e a frequência do fogo nos ecossistemas savânicos (Gorgone-Barbosa et al., 2015; Setterfield et al., 2010), gramíneas invasoras também influenciam a estrutura e a composição de comunidades vegetais em regeneração, modificando as condições ambientais ou a disponibilidade de recursos (Bustamante et al., 2012; Flory & Clay, 2010; Lannes et al., 2016; Pivello et al., 2009; Starr et al., 2012) e desviando o desenvolvimento dessas comunidades, o que muitas vezes culmina na estagnação da sucessão (Connell & Slayter, 1977; Pathikonda et al., 2008; Rodrigues et al., 2009).

Diversos estudos demonstraram que gramíneas invasoras C₄, plantas cuja fotossíntese é mais eficiente em ambientes quentes e secos (Taiz & Zeiger, 2009), alcançam altos valores de cobertura em ecossistemas savânicos secundários, deslocando e substituindo espécies nativas

por serem mais competitivas (Buisson et al., 2018; Filgueiras, 1990; Gorgone-Barbosa et al., 2015; Rossiter et al., 2003; Setterfield et al., 2010). Além disso, gramíneas exóticas têm alta performance sob condições ambientais variadas (luminosidade, fertilização do solo e disponibilidade de água) associadas a aumentos na frequência de distúrbios (Bustamante et al., 2012; Caramaschi et al., 2016; Hoffmann & Haridasan, 2008; Lannes et al., 2016). Portanto, mudanças no uso da terra podem levar a modificações na composição florística das savanas, favorecendo a dominância de gramíneas exóticas em prejuízo das espécies nativas (Klink & Machado, 2005; Pivello et al., 1999). Alguns métodos que vêm sendo testados, isoladamente ou em combinação, em ensaios experimentais e com intuito de diminuir a infestação de plantas invasoras nos sistemas em restauração incluem a aplicação de herbicida, aragem e gradeamento do solo/substrato, semeadura direta com espécies nativas, transposição da camada superficial do solo, roçagem, manejo de pastoreio, uso de cobertura orgânica (*mulching*) e queimada controlada (Buisson et al., 2018; Castillioni, 2015; Cava et al., 2016; Davies & Sheley, 2011; Delaney et al., 2016; Durigan et al., 1998; Ferreira et al., 2015; Mantoani et al., 2016; Martins et al., 2001; Martins, 2006; Pellizzaro et al., 2017; Pilon et al., 2018; Rezende & Vieira., 2019; Silva et al., 2015; Silva & Vieira, 2017; Thomas, 2017).

OBJETIVO GERAL

Caracterizar a flora recrutada e identificar os fatores que estão determinando e influenciando este recrutamento.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Quantificar e mapear áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal.
- II. Avaliar o recrutamento de plantas em jazidas tratadas com lodo de esgoto.
- III. Mensurar a fertilidade química dos substratos minerados tratados com lodo de esgoto.
- IV. Investigar as relações da fertilidade com a invasão de plantas nas jazidas tratadas com lodo de esgoto.
- V. Avaliar a chuva de diásporos em jazida tratada com lodo de esgoto.
- VI. Estudar a relação entre os filtros edáficos e o recrutamento de plantas em jazida tratada com lodo de esgoto.
- VII. Avaliar os efeitos da atenuação dos filtros competição com gramíneas exóticas, compactação da camada superficial (0 – 20 cm) de substratos e limitações na dispersão de diásporos nativos no recrutamento de plantas em jazida tratada com lodo de esgoto.

HIPÓTESE GERAL

Considerando que filtros ecológicos determinam a montagem de comunidades vegetais, a manipulação deles em jazidas tratadas com lodo de esgoto pode mudar a trajetória da sucessão vegetal.

1 MAPEAMENTO QUANTITATIVO DE ÁREAS DEGRADADAS PELA MINERAÇÃO NO DISTRITO FEDERAL

1.1 INTRODUÇÃO

O Distrito Federal (DF) localiza-se no Planalto Central do Brasil, ocupando uma área de 5.814 km². O DF limita-se ao norte pelo paralelo 15°30' latitude sul, a leste pelo Rio Preto, ao sul pelo paralelo de 16°03' latitude sul e a oeste pelo Rio Descoberto. A região é drenada por rios que pertencem a três das mais importantes bacias fluviais da América do Sul: a Bacia do Paraná — Rio Descoberto e Rio São Bartolomeu; a Bacia do São Francisco — Rio Preto; e a Bacia do Tocantins — Rio Maranhão (Martins et al., 2004a).

Até meados da década de 1950, as chapadas, as encostas e os vales fluviais do DF constituíam sistemas naturais hierarquizados e inter-relacionados, tendo em vista o equilíbrio dinâmico que se verificava entre o uso da terra e os processos geomorfológicos (Novaes Pinto, 1994). O incremento populacional advindo da imigração de grandes contingentes humanos para o DF e entorno fez surgir, de forma acelerada, as cidades-satélites e, com elas, um grande “canteiro de obras” da construção civil, para edificação de residências, vias de circulação interna nas cidades, acessos e interligações e as grandes estradas radiais que ligam a capital ao resto do País (Goés-Júnior, 1995). Em consequência desse crescimento, houve a substituição radical dos ecossistemas naturais do Cerrado por sistemas antropizados de alta tecnologia e padrão econômico homogêneo (Aragão, 1994), o que levou ao surgimento de diversas áreas em processo de degradação (Morais, 1994; UNESCO, 2002).

A atividade minerária no DF surgiu em 1960 (criação de Brasília) com a exploração de jazidas de diferentes minérios ou de materiais inconsolidados, para atender às demandas da agropecuária (calcário), da construção (calcário, argila, areia e cascalho) (Corrêa et al., 2004; Goés-Júnior, 1995). Essa atividade caracteriza-se, via de regra, pelo baixo investimento, pela atividade praticada em pequenas extensões e pela ausência de aporte tecnológico nas fases de produção, controle ambiental e recuperação da lavra (Corrêa et al., 2004). A degradação causada pela mineração foi responsável por centenas de hectares de substratos expostos e compactados, e ainda não revegetados (Carneiro, 1999; Castro, 2002; Corrêa et al., 2004), sendo também parte da origem de processos erosivos dos mais variados estágios de evolução (Sales et al., 2006).

O aperfeiçoamento de técnicas de geoprocessamento e de sensoriamento remoto permitem a realização de estudos ambientais e mapeamentos quantitativos mais rápidos, eficientes e de boa relação custo-benefício, proporcionando reconhecimento mais preciso dos processos relacionados ao uso e à ocupação da paisagem (Jesen, 2009). Nesse sentido, o conhecimento do passivo atual de áreas degradadas pela mineração no território distrital é fundamental para a tomada de decisões assertivas quanto à reabilitação dos ecossistemas impactados.

O objetivo deste estudo foi quantificar e mapear as áreas no Distrito Federal (DF) cujos substratos ainda permanecem sem revegetação, portanto, em condição de degradação.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

A quantificação de áreas degradadas pela mineração no DF foi feita por meio de análises geoespaciais que envolveram consultas a bases cartográficas vetoriais e a dados no formato *raster* referentes ao mosaico de ortofotos digitais do DF (resolução espacial de 20 cm) obtidos por levantamento aerofotogramétrico realizado no ano de 2015 (CODEPLAN, 2018). A classificação visual e a edição dos polígonos que representaram as jazidas degradadas (substrato exposto ocupando área > 20% em relação à área total do polígono) foi executada em ambiente GIS (*Geographic Information System*) mediante o uso da ferramenta *Toggle Editing* do programa QGIS 2.18 Las Palmas. A edição dos polígonos foi realizada na escala 1:5000, sendo desconsideradas as jazidas mensuradas com área inferior à 1 ha (100 x 100m). Para as estimativas de área (ha) dos polígonos selecionados foi utilizada a ferramenta *Export/Add geometry columns* configurada para a projeção *South America Albers Equal Area Conic*, que é a recomendável por apresentar distorções menores decorrentes da projeção ortogonal. Uma vez produzido o arquivo vetorial (*shape file*) correspondente aos polígonos degradados pela mineração (jazidas + caixas de empréstimo), foi feito o cruzamento das informações geradas com bases cartográficas digitais, para a quantificação da degradação por região administrativa do Distrito Federal, tipo de solo, formação geológica e uso e ocupação do solo – ano base de 1984 (CODEPLAN, 2018). As densidades (ha ha⁻¹) de áreas degradadas pela mineração foram aferidas pelo algoritmo *Kernel* (ferramenta *Heatmap*) onde foi estipulado um raio de 3 km em relação aos *pixels* centrais do *raster* gerado. Relações topológicas entre áreas degradadas, rodovias e centros urbanos foram avaliadas pela ferramenta *Create buffers*. Todo o processamento de dados, bem como a produção de mapas temáticos foi executado no programa QGIS 2.18 Las Palmas.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas degradadas pela mineração no DF somaram 1.191 ha em 2015 e foram representadas por 147 jazidas não revegetadas (**Figura 1.1**).

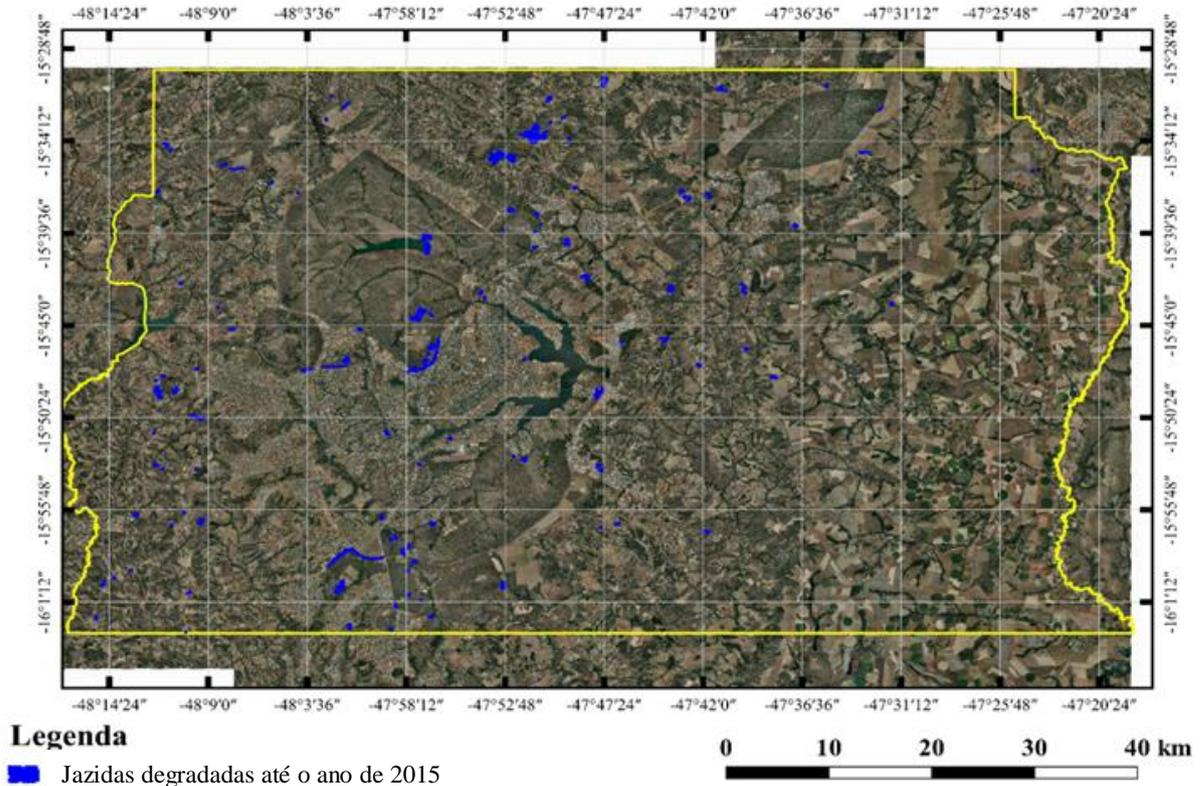


Figura 1.1: Localização espacial de jazidas degradadas pela mineração no Distrito Federal (DF). Nota: As poligonais das áreas degradadas no mapa estão representadas pela cor vermelha. Foram consideradas como degradadas jazidas e caixas de empréstimo cuja área de substrato exposto representou mais do que 20% da área total do polígono mensurado. Jazidas e caixas de empréstimo com superfície < 1 ha não foram contabilizados. Base cartográfica: projeção ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte: Mosaico de Ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

As maiores densidades de Kernel (**Figura 1.2**) de áreas (ha) degradadas pela mineração no DF foram atribuídas a: 1) Jazidas das empresas de cimento CIPLAN e Cimento Tocantins, nas Regiões Administrativas (RAs) da Fercal e de Sobradinho, situadas nas proximidades da Rodovia DF-205 – 278 ha degradados pela exploração de argila e de calcário, 2) Jazidas inseridas no Parque Nacional de Brasília, adjacentes à Barragem de Santa Maria, na RA do Plano Piloto – 51 ha degradados pela exploração de cascalho laterítico, 3) Jazidas inseridas no Parque Nacional de Brasília, na RA do Plano Piloto – 37 ha degradados pela exploração de cascalho laterítico, 4) Jazidas associadas à Rede Ferroviária Nacional – REFESA, no Setor de Indústria e Abastecimento (SIA), próximo aos limites do Parque Nacional de Brasília e às

Rodovias DF-095, BR-450 e DF-003 – 81 ha degradados pela exploração de cascalho laterítico, 5) Jazidas localizadas na RA do Gama e na RA do Park Way, junto às Rodovias DF-480 e DF-001 – 70 ha degradados pela exploração de cascalho laterítico, 6) Jazidas localizadas no Park Way e em Santa Maria, próximas às Rodovias BR-251 e DF-001 – 31 ha degradados pela exploração de cascalho laterítico e 7) Jazidas Santa Maria, Corujas e outras localizadas entre as Rodovias BR-070 e DF-130, em Ceilândia – 55 ha degradados pela exploração de cascalho laterítico.

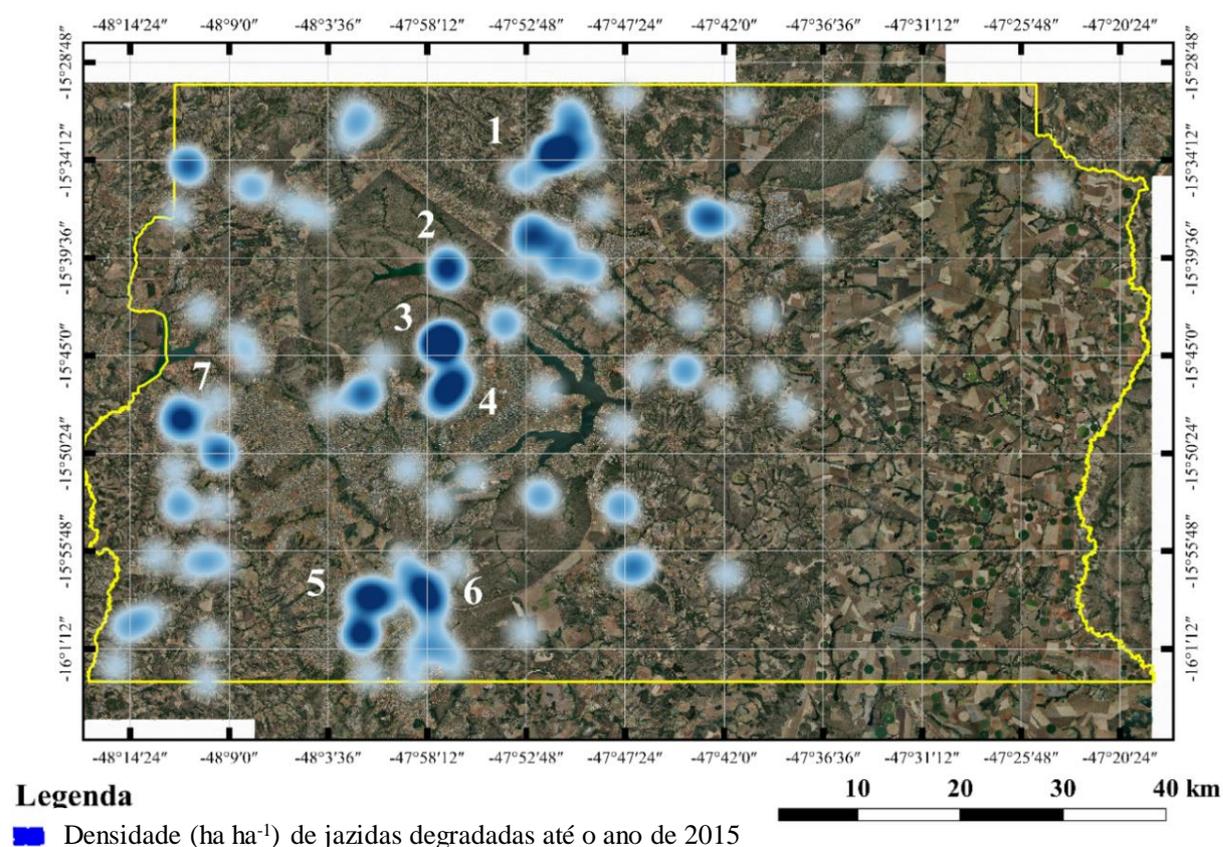


Figura 1.2: Mapa de Kernel ilustrando as densidades (ha ha⁻¹) de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal. Nota: No mapa apresentado, tonalidades mais escuras da cor azul representam as maiores densidades de áreas degradadas (ha) - n.º de 1 a 7 (descrição no texto). Base cartográfica: projeção ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte: mosaico de ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

Corrêa et al. (2004) estimaram 710 ha degradados na região de Sobradinho, o que, para os autores, foi atribuído à presença de solos e rochas calcárias e duas fábricas de cimento (CIPLAN e Cimento Tocantins) responsáveis pela exploração de brita calcária. Na estimativa atual (ano de 2015), as regiões da Fercal (antes incluída na RA de Sobradinho) e de Sobradinho somaram 360 ha (31% do total) de áreas degradadas pela mineração (**Figura 1.3**), dos quais

278 ha (77%) foram atribuídos às jazidas da CIPLAN e da Cimento Tocantins (**Figura 1.2**). Isso mostra que as jazidas continuam operando, mas os danos causados pela mineração permanecem *in situ*.

Segundo Carneiro & Souza (2004), as seis lavras de brita calcária do DF, predominantemente dolomíticas, encontram-se concentradas na região dos formadores do alto Rio Maranhão. Dados do “Cadastro de Materiais Naturais de Construção do Distrito Federal” (Cadastro MNCs — DF) organizado pelos autores, apontaram volumes preliminares de pedreiras de calcários dolomíticos em torno de 7,3 milhões de metros cúbicos.

O Plano Piloto e o Setor de Indústria e Abastecimento (SIA) também representaram grandes extensões (ha) de áreas mineradas não revegetadas (**Figura 1.3**), sendo que os maiores passivos corresponderam a jazidas localizadas no Parque Nacional de Brasília — 88 ha (7% do total) e a jazidas vinculadas à Rede Ferroviária Federal (REFESA) — 81 ha (7% do total) (Figura 2). Nas estimativas de Corrêa et al. (2004), o Plano Piloto acumulou a terceira maior extensão de áreas degradadas pela mineração (11% do total). Os autores atribuíram que o maior dano causado pela mineração nessa região remonta à época de construção e urbanização de Brasília, e que atualmente há apenas retirada de cascalho em pequenas extensões e quantidades.

As classes de solo do DF mais atingidas pela mineração foram Latossolos (42% do total) e Cambissolos (34% do total) associados principalmente a unidades geológicas classificadas como Coberturas dendrito-lateríticas ferruginosas, onde a exploração do cascalho laterítico representou 48% (579 ha) do total de áreas degradadas (1.191 ha) (**Figuras 1.4 e 1.5**). No DF, os depósitos de cascalho mais importantes ocorrem em áreas de quebras de relevo que limitam relevos planos de porções dissecadas (Martins et al., 2004b). Para os autores, essas áreas correspondem ao compartimento geológico Rebordos, que representa cerca de 10% do território distrital, ou, aproximadamente, 580 km².

Quanto aos dados do uso e da ocupação do solo anterior à exploração mineral (ano de 1984), constatou-se que 52% (614 ha) do total degradado (1.191 ha) correspondeu a formações campestres do Cerrado (Eiten, 1994; 2001) (**Figura 1.6**). Essas fitofisionomias foram as mais afetadas em termos de perda de área natural por localizarem-se sobre Latossolos e Cambissolos associados a exploração do cascalho laterítico (Martins et al., 2004b; Reatto et al., 2008).

A segunda classe de vegetação mais atingida pela mineração foram as formações florestais (277 ha ou 23% do total), especialmente aquelas classificadas como Florestas Estacionais decíduais ou semidecíduais (Matas secas) (Eiten, 1994; 2001; Ribeiro & Walter, 1998) que ocorrem na região norte do Distrito Federal (regiões administrativas da Fercal e de

Sobradinho), de onde foram explorados calcário, argila e brita pelas empresas de cimento CIPLAN e Cimento Tocantins (Corrêa et al., 2004).

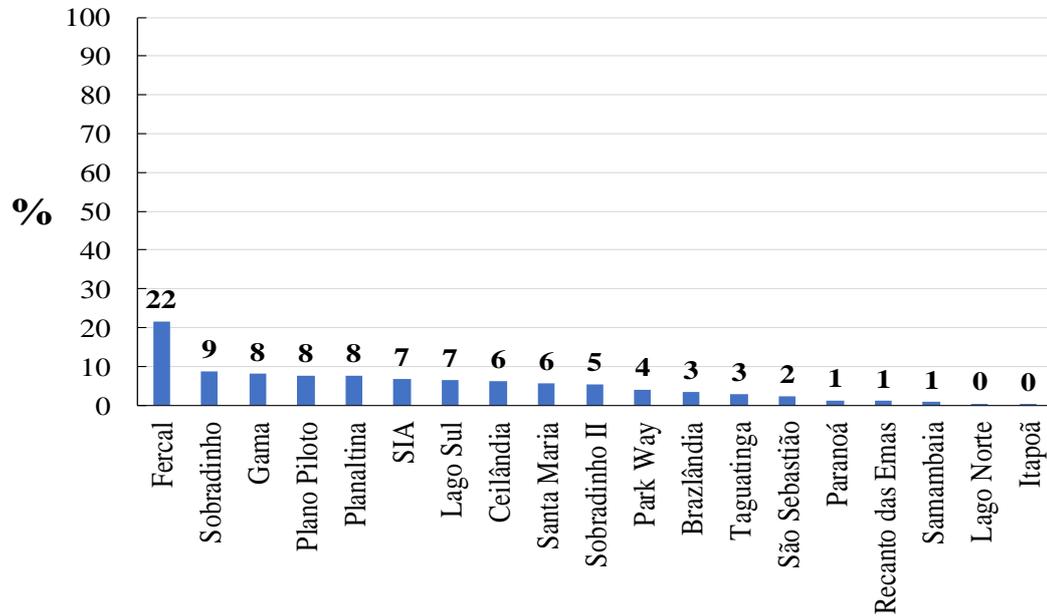


Figura 1.3: Quantificação (%) de áreas degradadas pela mineração nas regiões administrativas do Distrito Federal. Nota: Os valores percentuais (%) foram calculados em relação ao total de 1.191 ha. Fonte: CODEPLAN (2018).

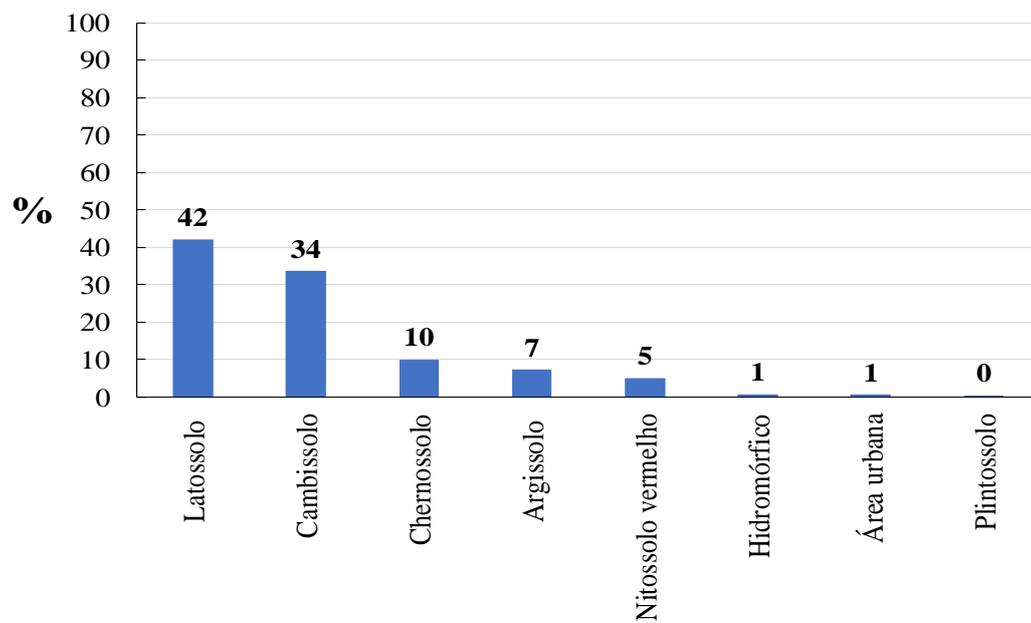


Figura 1.4: Quantificação (%) de áreas (ha) degradadas pela mineração por tipo de solo do Distrito Federal. Nota: Os valores percentuais (%) foram calculados em relação ao total de 1.191 ha. Fonte: CODEPLAN (2018).

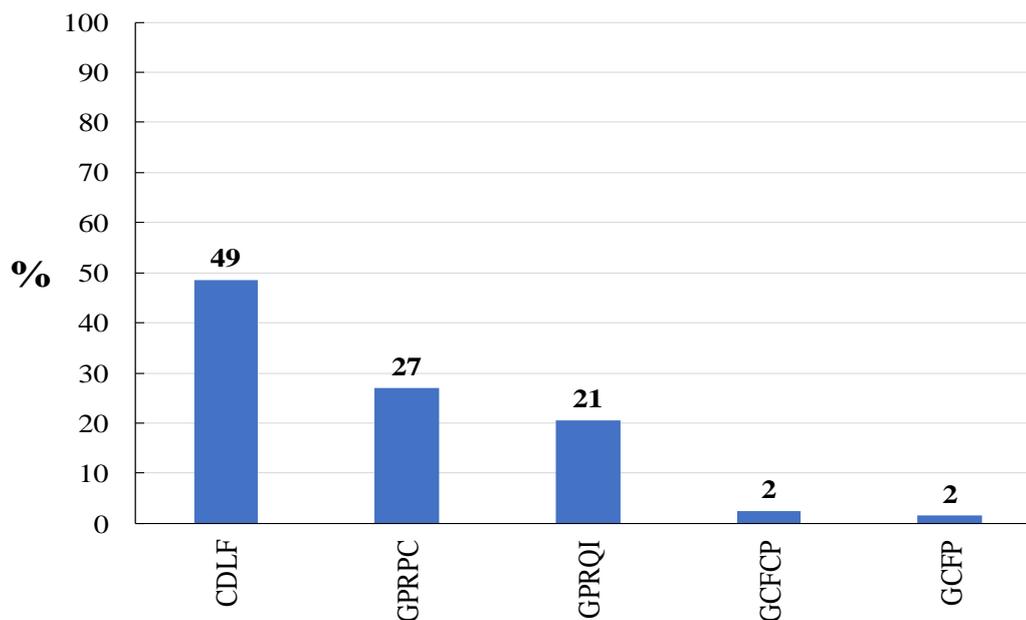


Figura 1.5: Quantificação (%) de áreas (ha) degradadas pela mineração por formação geológica do Distrito Federal. Nota: Os valores percentuais (%) foram calculados em relação ao total de 1.191 ha. CDLF: Coberturas dendrito-lateríticas ferruginosas, GPRPC: Grupo Paranoá - Rítmica Pelito-carbonatada, GPRQI: Grupo Paranoá - Rítmica Quartzítica Intermediária, GCFCP: Grupo Canastra - Formação Chapada dos Pilões e GCFP: Grupo Canastra - Formação Paracatu. Fonte: CODEPLAN (2018).

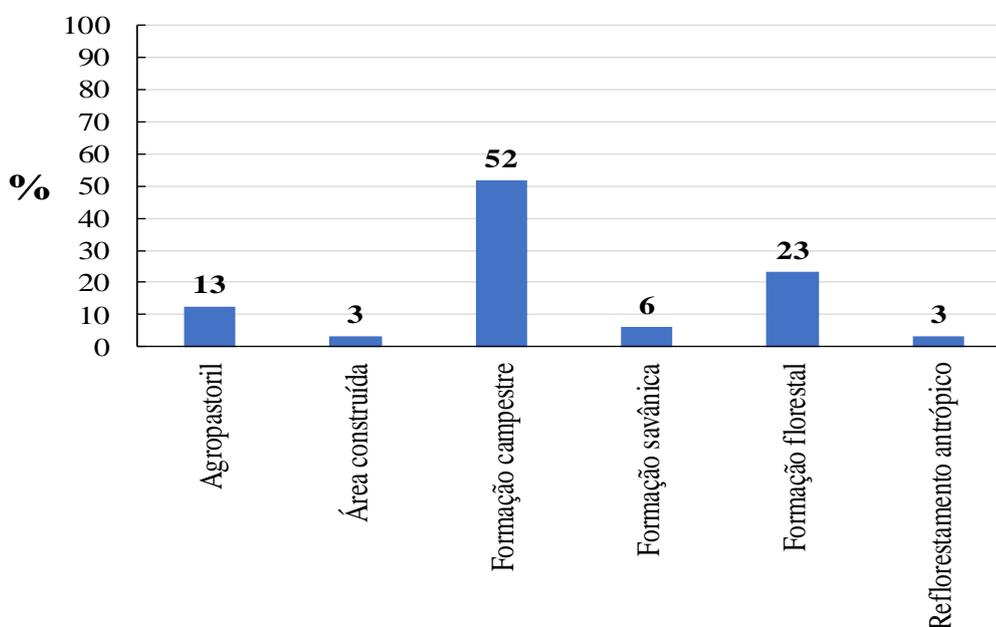


Figura 1.6: Quantificação (%) de áreas (ha) degradadas pela mineração por uso e ocupação do solo (ano de 1984) do Distrito Federal. Nota: Os valores percentuais (%) foram calculados em relação ao total de 1.191 ha. Fonte: CODEPLAN (2018).

Dados do Cadastro de materiais naturais de construção (MNCs) indicaram que o aproveitamento do cascalho laterítico no DF está na ordem dos $12.300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, considerando uma espessura média útil das respectivas jazidas de 1,23m. Contudo, admitindo-se que as associações de Latossolos representam 41,9% ou 2.425 km^2 do território do DF, e considerando que 1/3 desse montante seja explorável, é lícito supor que exista a disponibilidade de volume mínimo de cem milhões de metros cúbicos de reservas de cascalho laterítico passíveis de exploração (Carneiro & Souza, 2004). Para Corrêa et al. (2004), pela atividade de curta duração e pelo padrão disperso das jazidas exploradas, as cascalheiras são fonte significativa de danos que frequentemente fogem ao controle dos órgãos ambientais. Esses autores elencaram três fatores determinantes na escolha de uma jazida para explorar cascalho: a boa qualidade do cascalho, a facilidade de acesso à jazida e a facilidade de exploração do bem mineral.

As relações topológicas que avaliaram a proximidade de áreas degradadas pela mineração em relação a rodovias e áreas urbanas do DF foram ilustradas nas **Figuras 1.7 e 1.8**

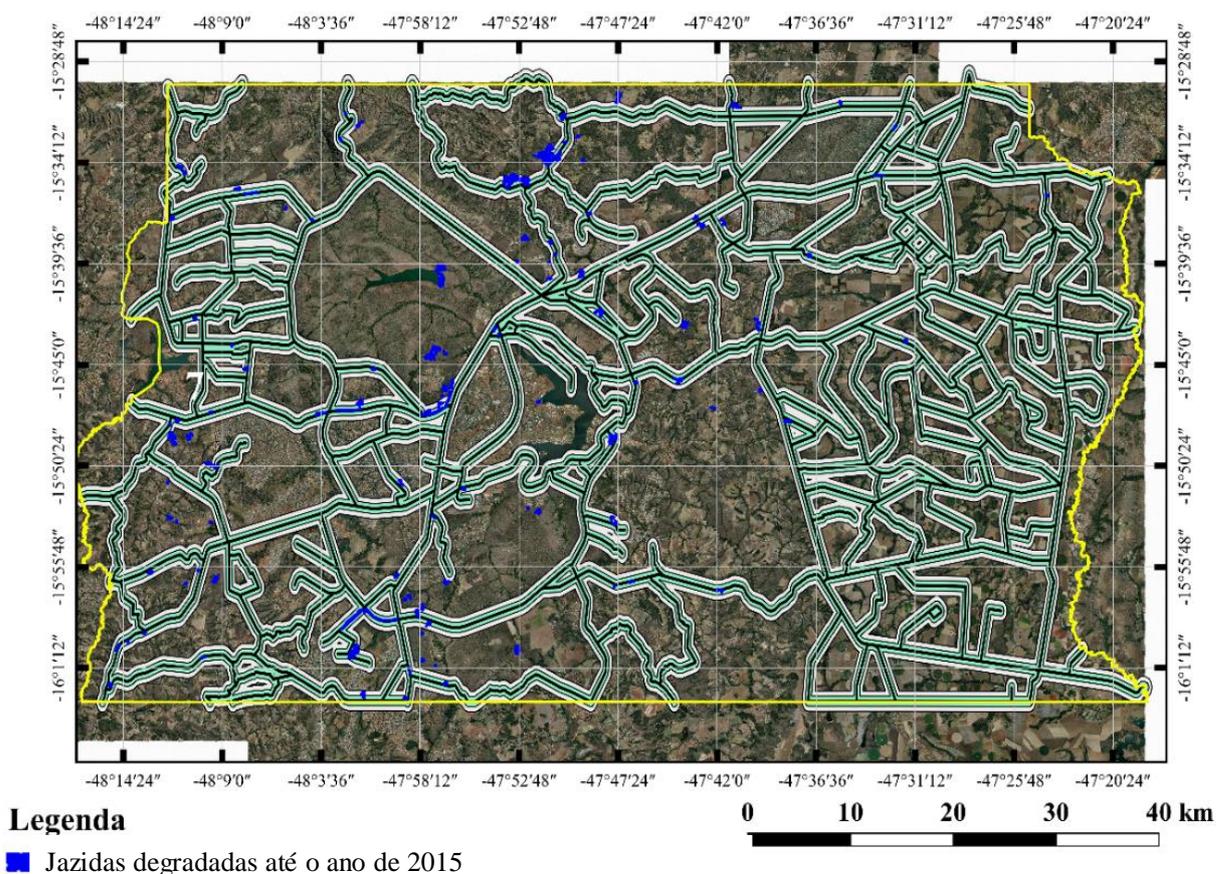


Figura 1.7: Localização de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal em relação a rodovias. Nota: *Buffers* (raios) de 100 m (cor preta), de 500 m (cor verde) e de 1000 m (cor cinza). Base cartográfica: projeção Ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte: mosaico de ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

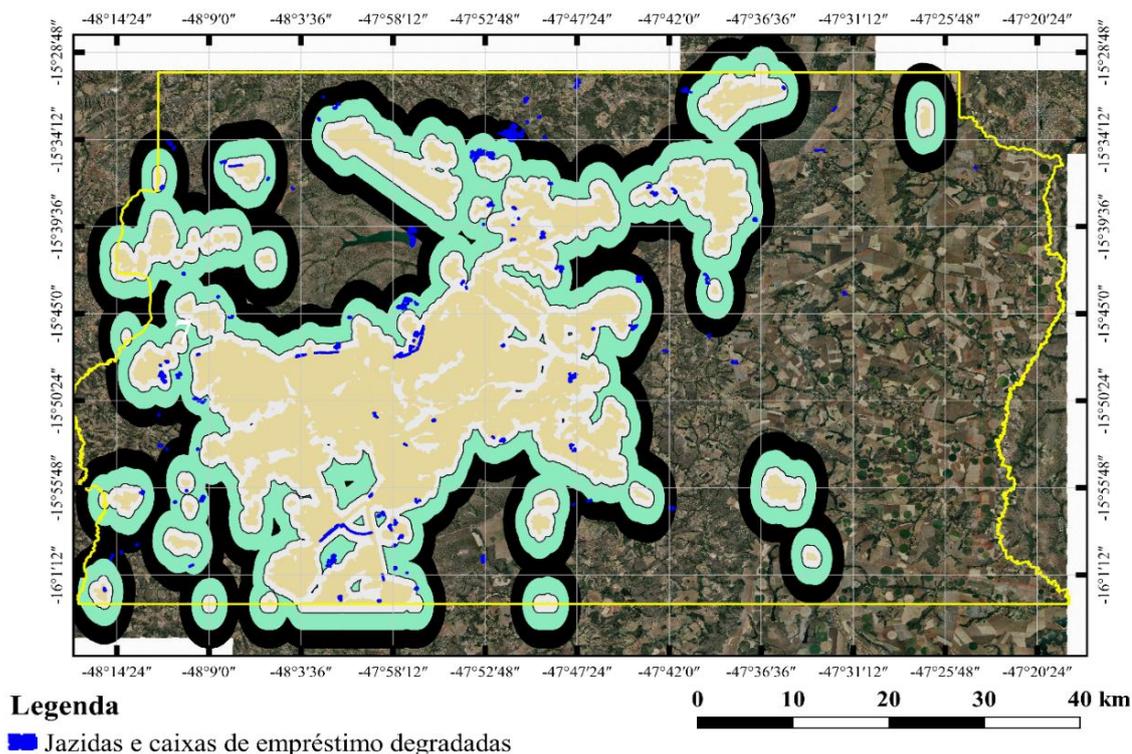


Figura 1.8: Localização de áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal em relação a áreas urbanas (cor bege), *Buffers* (raios) de 1000 m (cinza), de 3000 m (cor verde clara) e de 5000 m (cor preta). Nota: Base cartográfica: projeção Ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte dos dados: mosaico de ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

Jazidas não revegetadas inseridas no *buffer* (raio) de 1.000 m estabelecido ao redor de rodovias somaram 894 ha (77% do total aferido – 1.191 ha) (**Figura 1.7**). Setecentos e sessenta e cinco hectares (66% do total) e 146 ha (13% do total) das áreas mineradas não revegetadas foram mensurados, respectivamente, até 500 e 100 m de rodovias (**Figura 1.7**). Esse padrão foi similar ao observado na localização das jazidas degradadas em relação a centros urbanos, onde 1.025 ha (88% do total) ficaram concentrados até a distância de 5.000 m, 812 ha (70% do total) até a distância de 3.000 m e 484 ha (41%) até a distância de 1.000 m (**Figura 1.8**).

O Poder Público possui todos os instrumentos legais e administrativos para ordenar a atividade mineral e garantir a recuperação de lavras (Castro & Leite 2004; Corrêa et al., 2004). Todavia, conforme Carneiro (1999), as lavras deixaram marcas importantes impressas na paisagem. Comentando o processo de licenciamento, o autor cita que, mesmo existindo normas disciplinares, boa parte dos empreendimentos operaram sem o devido processo legal, fato que comprometeu a eficácia no licenciamento das atividades minerárias. Em concordância com Carneiro (1999), Castro (2002), verificou que o índice de efetividade da política ambiental distrital para a extração de cascalho no período de 1990 a julho de 2002 foi de apenas 51,4%. Isso significou que, em aproximadamente metade das jazidas licenciadas, os instrumentos

legais e administrativos não foram suficientes para efetivar a recuperação delas (Corrêa et al., 2004).

1.4 CONCLUSÃO

As áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal totalizaram 1.191 ha heterogeneamente distribuídos em função de elementos integradores da paisagem (região administrativa, solo, geologia, uso/ocupação do solo e distância em relação a rodovias e a centros urbanos).

As maiores extensões de áreas mineradas não revegetadas foram encontradas na porção norte do território distrital – regiões administrativas da Fercal e de Sobradinho e em Latossolos e Cambissolos associados a coberturas dendrito-lateríticas ferruginosas.

As fitofisionomias de Cerrado que sofreram as maiores perdas de áreas naturais decorrente da exploração mineral no Distrito Federal foram as formações campestres (Campo limpo, Campo sujo e Campo cerrado).

A distância em relação a rodovias e a centros urbanos influenciou a localização e a escolha das jazidas mineradas.

2 AVALIAÇÃO DO RECRUTAMENTO DE PLANTAS E DAS CONDIÇÕES EDÁFICAS EM JAZIDAS TRATADAS COM LODO DE ESGOTO NO DISTRITO FEDERAL

2.1 INTRODUÇÃO

O retorno de ecossistemas degradados pela mineração a estágios prístinos exige providências adicionais além do monitoramento contínuo de parâmetros que possam refletir a condição ecológica dos locais revegetados (Daws et al., 2013; Starr et al., 2012). Sabe-se que a implantação de cobertura vegetal sobre superfícies mineradas é a medida mais comum para o início da restauração, mas requer a construção de ambiente edáfico que seja compatível com as espécies vegetais a serem utilizadas (Corrêa & Bento, 2010; Goedert & Corrêa, 2004; Silva et al., 2013).

As técnicas utilizadas para a recuperação de áreas escavadas são variadas (Valcarcel et al., 2007) e a incorporação de lodo de esgoto a substratos minerados é uma delas (Corrêa et al., 2010; Wijesekara et al., 2016). A matéria orgânica presente nesse resíduo melhora as características físicas do material exposto, eleva sua fertilidade e serve de meio para o estabelecimento de vegetais (Bonini et al., 2015; Corrêa & Bento 2010; Li et al., 2013; Kitamura et al., 2008). Lodos de esgoto são ricos em matéria orgânica e em nutrientes (Epstein, 2003; Kajitvichyanukul et al., 2008; Wang et al., 2008). É importante destacar, ainda, que normas sanitárias que limitam o uso de lodos de esgoto na agricultura não são impedimentos incondicionais para o uso deles na recuperação de áreas degradadas pela mineração, caso não existam ambientes aquáticos nos locais de aplicação e desde que não se produzam alimentos nas jazidas (Corrêa, 2009).

A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (SER, 2004) produziu documento que fornece a lista de nove atributos do ecossistema como um guia para avaliar o sucesso da restauração. Nesse documento é sugerido que um ecossistema restaurado deverá apresentar os seguintes atributos: (1) diversidade e estrutura da comunidade similar em comparação a locais de referência; (2) presença de espécies nativas; (3) presença de grupos funcionais necessários para a estabilidade a longo prazo; (4) capacidade do ambiente físico em sustentar populações reprodutivas; (5) funcionamento normal; (6) integração com a paisagem; (7) eliminação de invasões potenciais; (8) resiliência a distúrbios naturais; e (9) autossustentabilidade.

Nesse sentido, pesquisas comprovaram que a quantificação de atributos ecológicos nos ecossistemas submetidos à restauração é crucial para o entendimento dos processos e dos filtros que governam a montagem das comunidades ao longo da sucessão (Cava et al., 2018; Halassy et al., 2016; Holl & Aide, 2011; Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Sughanuma & Durigan, 2015). De outra parte, há uma carência de estudos que avaliaram o recrutamento de plantas e a condição edáfica (fertilidade) das jazidas tratadas com lodo de esgoto no Cerrado, para que diante do diagnóstico observado, sejam propostas as medidas primordiais para à restauração dos ecossistemas impactados.

Em face ao exposto, foram definidos como objetivos: (i) avaliar o recrutamento de plantas em jazidas tratadas com lodo de esgoto; (ii) mensurar a fertilidade dos substratos tratados com lodo de esgoto; e (iii) investigar as relações da fertilidade com a invasão de plantas nas comunidades vegetais recrutadas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Localização e caracterização das áreas de estudo

O estudo foi conduzido em cinco jazidas mineradas localizadas em três grandes bacias hidrográficas do Distrito Federal: Descoberto, Paranoá e São Bartolomeu (**Figura 2.1**). O clima regional predominante é o Tropical de Savana (Aw), segundo a classificação de Köppen-Geiger. A precipitação varia de 10 mm a 247 mm, a temperatura média anual oscila entre 18 °C e 22 °C e a umidade relativa varia de 12% a 85% (INMET, 2019). A seleção das jazidas estudadas, denominadas J1, J2, J3, J4 e J5, baseou-se na disponibilidade de áreas que conservaram o recrutamento de plantas nos sítios que receberam lodo de esgoto. A caracterização geral das jazidas estudadas foi ilustrada na **Tabela 2.1**. Para cada jazida selecionada, foram atribuídos ecossistemas naturais de referência (controle: C1, C2, C3, C4 e C5) adjacentes às superfícies mineradas tratadas com lodo de esgoto, e cuja vegetação local foi classificada como Cerrado sentido restrito (Ribeiro & Walter, 2008). Os lodos de esgoto aplicados nas jazidas foram gerados pelas Estações de Tratamento de Esgoto Brasília Sul e Brasília Norte, cujas características físicas e químicas estão descritas na **Tabela 0.2** (Item FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA). Na jazida J2, além do lodo de esgoto, também foi aplicado Cal virgem – CaO (50 Mg ha⁻¹) para diminuir os odores emitidos pela decomposição orgânica e para restringir a proliferação de vetores. Nesta mesma jazida, também houve semeadura de

7kg ha⁻¹ de Braquiárão (*Urochloa brizantha*) para a formação de pastagem (0,5 cabeças de gado ha⁻¹)

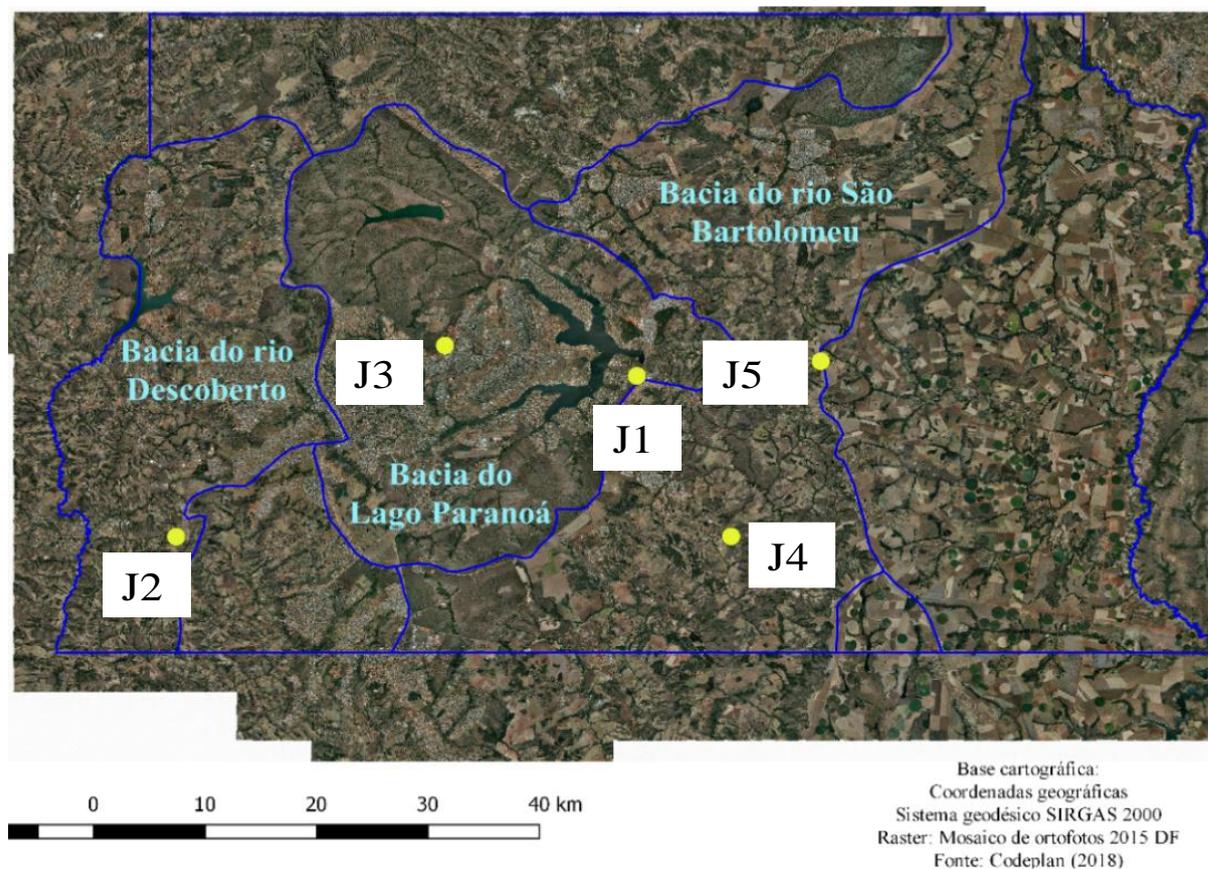


Figura 2.1: Localização das jazidas estudadas (J1, J2, J3, J4 e J5) nas bacias hidrográficas do Distrito Federal.

Tabela 2.1: Caracterização das jazidas tratadas com lodo de esgoto.

Áreas de estudo	Extensão minerada (ha)	Solo original	Dose recebida de Lodo de esgoto (Mg ha ⁻¹)	Tempo de sucessão vegetal (anos)
J1	5	Latossolo	40	20
J2	67	Cambissolo	130	15
J3	6	Latossolo	50	12
J4	33	Cambissolo	150	9
J5	8	Cambissolo	150	2

2.2.2 Coleta e análise de dados florísticos

As comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas que receberam lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e aquelas que recrutaram nos Cerrados sentido restrito adjacentes aos sítios minerados (C1, C2, C3, C4 e C5) foram amostradas por levantamentos florísticos que utilizaram o método de Varredura — *Wide patrolling* (Ratter et al., 2000; 2001; 2003). Segundo os referidos autores, esse método consiste na realização de pelo menos três caminhadas em linha reta da vegetação, anotando-se durante intervalos de tempo regulares. Esses intervalos podem variar de cinco a quinze minutos, o que se define em função do tipo de vegetação e do detalhamento pretendido. No caso deste estudo, optou-se por aplicar esse método separando plantas do estrato superior (altura — $h > 1,30$ m, incluindo árvores, arbustos, epífitas e semiparasitas), daquelas encontradas no estrato inferior ($0,15 \text{ m} < h < 1,30$ m, incluindo árvores e arbustos juvenis e espécies herbáceas ou subarborescentes de qualquer altura). O esforço amostral (tempo empregado nos caminhamentos realizados) foi determinado em função da estabilização da curva de acumulação de espécies para cada comunidade e estrato inventariado. Espécies desconhecidas *in loco* foram fotografadas e coletadas para posterior identificação em herbário. A lista de táxons amostrados foi atualizada a partir da Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2018) e da Lista de espécies da Flora Vascular do Bioma Cerrado (Mendonça et al., 2008).

A similaridade florística entre as comunidades vegetais recrutadas foi avaliada pelo índice de Jaccard a partir de algoritmo desenvolvido no programa R versão 3.3.1 (R Core Team, 2016). Para a classificação de comunidades vegetais e de suas espécies indicadoras foi utilizado o método TWINSpan - *Two-Way Indicator Species Analysis* (Kent & Coker, 1992). A matriz dos dados de entrada foi constituída de variáveis categóricas – valor 0 indicando ausência, e valor 1 indicando presença – referentes à ocorrência das espécies nas comunidades. Essas matrizes foram tabuladas no programa Microsoft Excel (versão 2016) e em seguida exportadas para o programa PCORd 5, no qual foram efetuados os cálculos estatísticos.

A seleção dos parâmetros florísticos que avaliaram o recrutamento de plantas nas jazidas revegetadas com lodo de esgoto e nos ecossistemas naturais de referência (Cerrados sentido restrito) baseou-se em pesquisa bibliográfica referente a trabalhos que mensuraram indicadores ecológicos da restauração de florestas e de savanas (Cava et al., 2018; Gomes, 2018; Moreno-Penaranda et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016; Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Souza, 2017; Suganuma et al., 2013; Suganuma & Durigan, 2015). Os parâmetros selecionados foram: riqueza florística (S), riqueza florística de espécies nativas (SN), diversidade funcional (FD),

percentual de cobertura vegetal (% CV), percentual de cobertura de árvores (% CA), percentual de espécies exóticas e invasoras ao Cerrado (% Ei), percentual de flora lenhosa (árvores + arbustos) (% FL), percentual de flora herbácea (% FH), percentual de hábitos de crescimento [árvores (% ARV); arbustos (% ARB); subarbustos (% SARB); ervas (% ERV), lianas ou trepadeiras (% LIA-TREP); palmeiras (% PAL) e pteridófitas (% PTE)], percentual de formas de vida de Raunkier (Martins & Batalha, 2011) [terófitas (% TER); geófitas (% GEO); hemicriptófitas (% HEM); caméfitas (% CAM); fanerófitas (% FAN) e semiparasitas (% SPAR)], percentual de síndromes de polinização [anemofilia (% ANEF); zoofilia (% ZOOF) e autofilia (% AUTF)], percentual de síndromes de dispersão [anemocoria (% ANEC); zoocoria (% ZOOC) e autocoria (% AUTC)] e percentual do grupo sucessional [espécies de crescimento rápido (% CR) – pioneiras e secundárias iniciais e espécies de crescimento lento (% CL) – secundárias tardias e clímax].

Os parâmetros florísticos das comunidades vegetais amostradas foram estimados a partir de operações matemáticas realizadas no programa Microsoft Excel (versão 2016). A cobertura vegetal (% CV) e a cobertura de árvores (% CA) foram estimada no programa QGIS 2.18.25 mediante o uso da ferramenta *Export/Add geometry columns*, sendo a delimitação de polígonos e a produção do arquivo vetorial executadas a partir do mosaico de ortofotos digitais do Distrito Federal atualizado para o ano de 2015. A estimativa da diversidade funcional (FD) seguiu quatro etapas: (1) obteve-se a matriz de traços funcionais; (2) converteu-se a matriz de traços funcionais em matriz de distância; (3) agrupou-se a matriz de distância para produzir o dendrograma funcional; e (4) calculou-se o comprimento total do ramo do dendrograma funcional (Petchey & Gaston, 2002). O dendrograma funcional foi gerado a partir do método de Ward (Ward, 1963), uma vez que o processamento dos dados foi realizado mediante uso de *scripts* executados no programa R versão 3.3.1 (R Core Team, 2016). Os traços e atributos funcionais utilizados para o cálculo do FD foram: hábito de crescimento (árvores, arbustos, ervas, subarbustos, lianas/trepadeiras, palmeiras e pteridófitas), forma de vida de Raunkier (terófitas, geófitas, hemicriptófitas, caméfitas, fanerófitas e semiparasitas), síndrome de polinização (anemofilia, zoofilia e autofilia), síndrome de dispersão (anemocoria, zoocoria e autocoria) e grupo sucessional (crescimento rápido – espécies pioneiras e secundárias iniciais, e crescimento lento – espécies secundárias tardias e clímax). Os atributos funcionais das espécies amostradas foram obtidos mediante consulta à bibliografia especializada.

Parâmetros florísticos mensurados nas jazidas tratadas com lodo de esgoto e nos Cerrados sentido restrito foram separados em dois grupos que comparados entre si pelo teste T

de *Student*, sendo o processamento dos dados e os cálculos estatísticos realizados no programa Minitab 18.

2.2.3 Avaliação da fertilidade química

A fertilidade química dos solos naturais, dos substratos minerados tratados com lodo de esgoto e dos substratos minerados expostos foi avaliada por meio da análise das concentrações de nitrogênio total (N-total), fósforo disponível (P-disp), potássio trocável (K-troc), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), teor de matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (CTC), acidez ativa (pH) e acidez potencial (H + Al) conforme métodos descritos pela Embrapa (2013). Três amostras, compostas por dez subamostras de solos sob Cerrado sentido restrito, de substratos não revegetados e de substratos revegetados com lodo de esgoto foram coletadas entre 0 e 15 cm de profundidade, ensacadas, secadas à sombra por duas semanas, passadas em peneira de 10 Mesh e levadas para o Laboratório da empresa Campo Fertilidade do Solo Nutrição Vegetal Ltda.

No laboratório, a análise da matéria orgânica seguiu o método de combustão úmida (Walkley-Black) e posterior titulação com uma solução de sulfato ferroso amoniacal. Nitrogênio total foi analisado pelo método Kjeldahl por câmara de difusão. O pH foi aferido por meio de eletrodo combinado, imerso em suspensão solo/água na proporção de 1:2,5. Fósforo disponível e potássio foram extraídos com solução Mehlich-1, e as concentrações desses elementos foram respectivamente determinadas em fotocolorímetro e em espectrofotômetro de absorção atômica. Cálcio, magnésio e alumínio foram extraídos com uma solução de KCl 1 mol L⁻¹ e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. A partir dos resultados obtidos, foram calculadas a capacidade de troca catiônica (CTC) e a acidez potencial (H + Al), de acordo com Embrapa (1997).

Os parâmetros de fertilidade mensurados nos substratos (expostos e revegetados com lodo de esgoto) e nos solos sob Cerrado sentido restrito foram comparados por estatística multivariada mediante aplicação da técnica Análise de Componentes Principais (PCA) (Kent & Coker, 1992). A matriz dos dados de entrada da PCA foi formada pelos valores médios dos parâmetros edáficos obtidos em três amostras compostas coletadas nos solos naturais sob Cerrado sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5), nos substratos minerados tratados com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos substratos minerados expostos — horizonte C (S1, S2, S3, S4 e S5). Os resultados da PCA foram gerados a partir de *scripts* desenvolvidos no programa R 3.3.1 (R Core Team, 2016).

2.2.4 Avaliação das relações fertilidade química x invasão de plantas

As relações fertilidade edáfica e invasão de plantas de comunidades vegetais recrutadas nas jazidas tratadas com lodo de esgoto foram avaliadas mediante modelos de regressão linear. Os cálculos para obtenção dos parâmetros e dos coeficientes de determinação (R^2) vinculados a esses modelos e a análise de variância para testar a significância deles foram executados no programa Minitab 18.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Recrutamento de plantas

As jazidas tratadas com lodo de esgoto foram colonizadas por 136 espécies de plantas pertencentes a 34 famílias, das quais eram 66 (52%) exóticas e invasoras ao Cerrado, 87 (68%) ervas ou subarbustos, 6 (5%) lianas ou trepadeiras, 17 (13%) arbustos e 18 (14%) árvores (Tabela 1 – Anexos). As famílias que apresentaram maior riqueza em número de espécies foram Fabaceae (23 sp.), Asteraceae (21 sp.), Poaceae (14 sp.), Malvaceae (10 sp.) e Solanaceae (10 sp.) (Tabela 2.2 – Anexos). As espécies *Sida glaziovii* — Ganxuma-branca (Malvaceae), que é uma erva ruderal nativa ao Cerrado, e *Urochloa decumbens* — Braquiária (Poaceae) —, gramínea de origem africana que possui alto potencial de invasão de ecossistemas naturais ou alterados por distúrbios (Mendonça et al., 2008), recrutaram nas cinco jazidas estudadas (frequência = 100%) (Tabela 2.2 – Anexos). Além dessas espécies, destacaram-se *Chromolaena maximiliani* — Mata pasto (arbusto nativo ao Cerrado), *Megathyrsus maximus* — Capim-colonião (gramínea invasora do Cerrado) e *Solanum falciforme* — Lobeira (árvore nativa ao Cerrado), que foram amostradas em quatro das cinco áreas revegetadas (frequência = 80%) (Tabela 2.2 – Anexos).

Nos Cerrados sentido restrito, foram amostradas 346 espécies de plantas distribuídas em 37 famílias, sendo 25 (7%) classificadas como exóticas e invasoras, 160 (46%) como ervas ou subarbustos, 16 (5%) como lianas ou trepadeiras, 2 (1%) como palmeiras, 76 (22%) como arbustos e 92 (27%) como árvores (Tabela 2.2 – Anexos). As famílias que reuniram o maior número de espécies foram Asteraceae (43 sp.), Fabaceae (38 sp.), Myrtaceae (26 sp.), Poaceae (26 sp.), Malpighiaceae (16 sp.), Bignoniaceae (13 sp.) e Euphorbiaceae (13 sp.) (Tabela 2.2 – Anexos). Todas as 21 espécies que estiveram presentes nas cinco comunidades amostradas no

Cerrado (frequência = 100%) foram descritas como nativas de formações savânicas e campestres do Cerrado (Mendonça et al., 2008) (**Tabela 2.2 – Anexos**).

O esforço amostral empregado nos levantamentos florísticos foi considerado suficiente, visto que houve tendência ou mesmo estabilização do número de espécies novas encontradas nos estratos florísticos das comunidades avaliadas (Figuras 2 e 3). O tempo máximo de caminhada chegou aos 120 minutos para as comunidades vegetais amostradas no estrato inferior dos Cerrados sentido restrito, ao passo que os incrementos das espécies registradas nas áreas revegetadas com lodo de esgoto foram estabilizados em tempos máximos que variaram entre 60 (estrato superior) e 90 minutos (estrato inferior) (**Figuras 2.2 e 2.3**).

A classificação de espécies e de comunidades vegetais pelo método TWINSPLAN e os índices de similaridade florística revelaram que a flora que colonizou as jazidas tratadas com lodo de esgoto é muito diferente daquela que foi amostrada nos Cerrados sentido restrito (**Figura 2.4; Tabela 2.3**). A primeira divisão da classificação TWINSPLAN evidenciou a separação de dois grupos florísticos: o primeiro constituído pelas comunidades e espécies indicadoras encontradas nos Cerrados sentido restrito; e o segundo, pelas comunidades e espécies indicadoras que regeneraram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (**Figura 2.4**). Todas as espécies preferenciais do grupo referente aos Cerrados sentido restrito foram classificadas como nativas (**Figura 2.4**). De outra parte, entre as espécies indicadoras de comunidades que recrutaram nas jazidas revegetadas com lodo de esgoto, 16 (62%) foram descritas como exóticas e invasoras ao Cerrado (**Figura 2.4**).

Comunidades vegetais amostradas no Cerrado sentido restrito adjacente a jazida J2 (C2) e no Cerrado sentido restrito adjacente a jazida J3 (C3) foram as mais similares entre si (42%), ao passo que os valores mínimos de similaridade florística (1%) foram registrados entre a comunidade vegetal do Cerrado sentido restrito adjacente à jazida J3 (C3) e as comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas J4 e J5 (**Tabela 2.3**). Mesmo entre comunidades vegetais separadas apenas pelos limites da exploração mineral, valores de similaridade florística foram considerados baixos (2% a 17%) (**Tabela 2.3**).

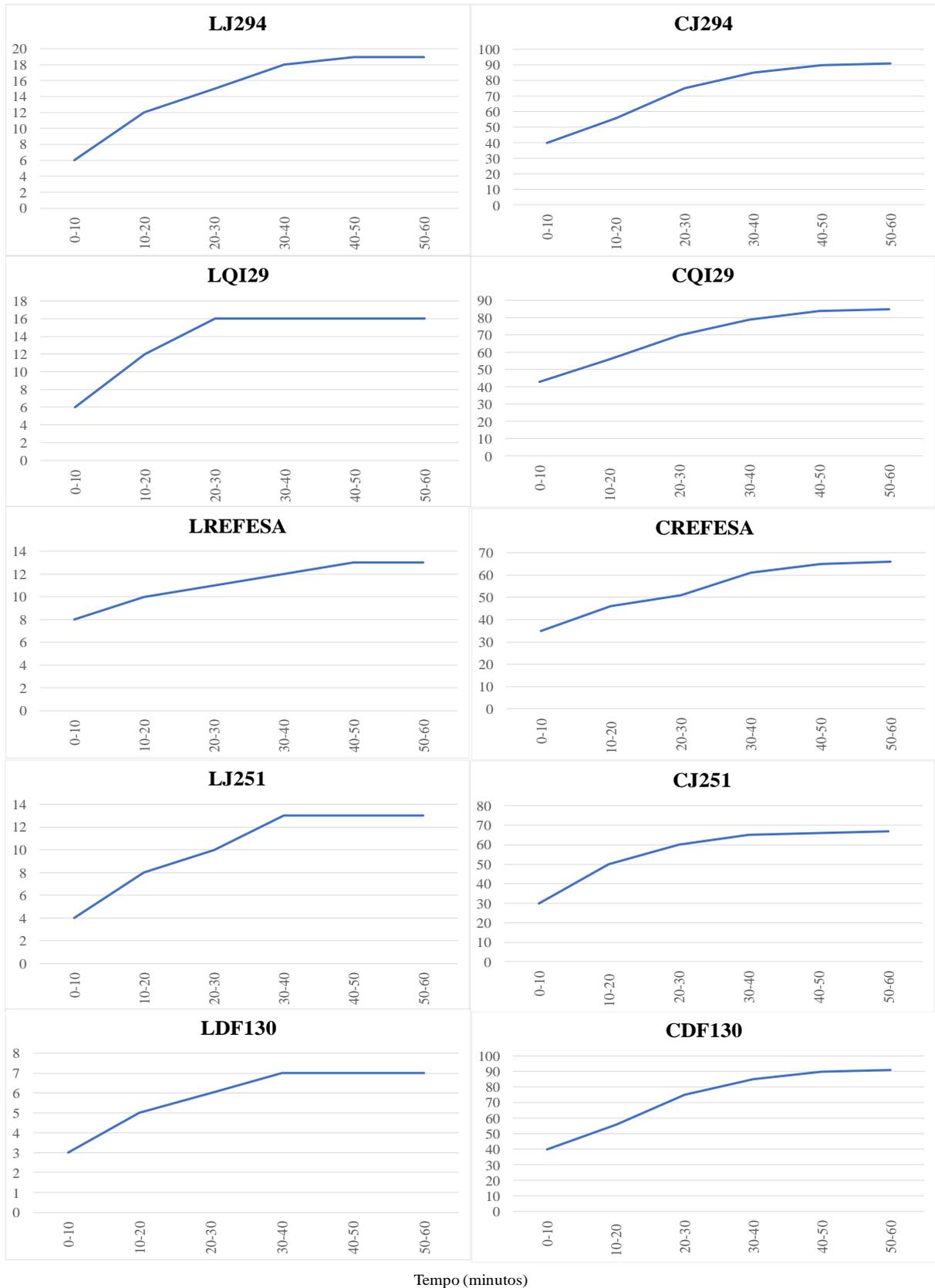


Figura 2.2: Curvas de acumulação de espécies do extrato superior ($h \geq 1,30$ m) em função do esforço amostral (tempo em minutos) em comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito adjacentes as jazidas mineradas (C1, C2, C3, C4 e C5).

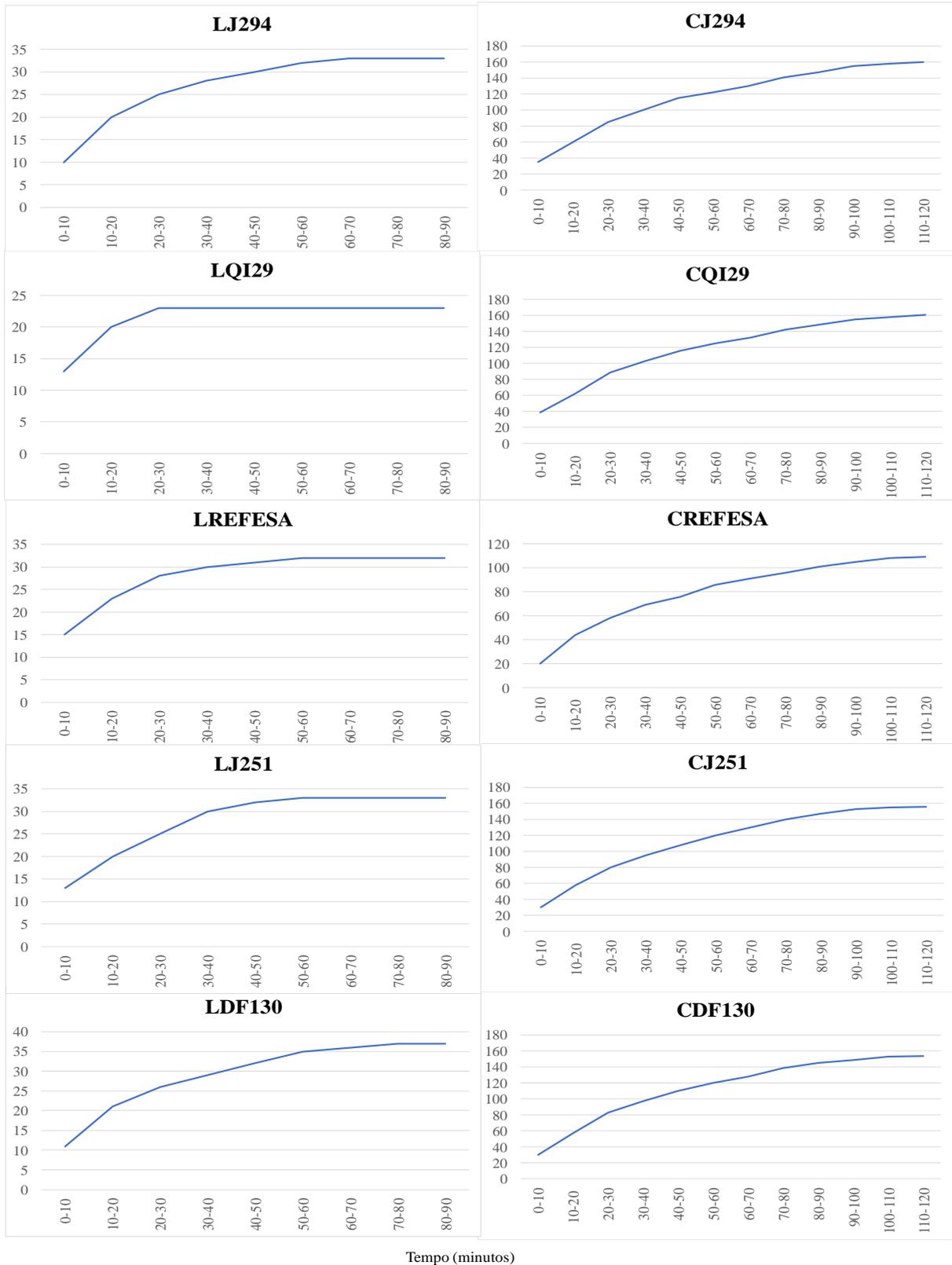


Figura 2.3: Curvas de acumulação de espécies do extrato inferior ($0,15 \text{ m} < h < 1,30 \text{ m}$) em função do esforço amostral (tempo em minutos) em comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito adjacentes as jazidas mineradas (C1, C2, C3, C4 e C5).

Auto valor = 0,60

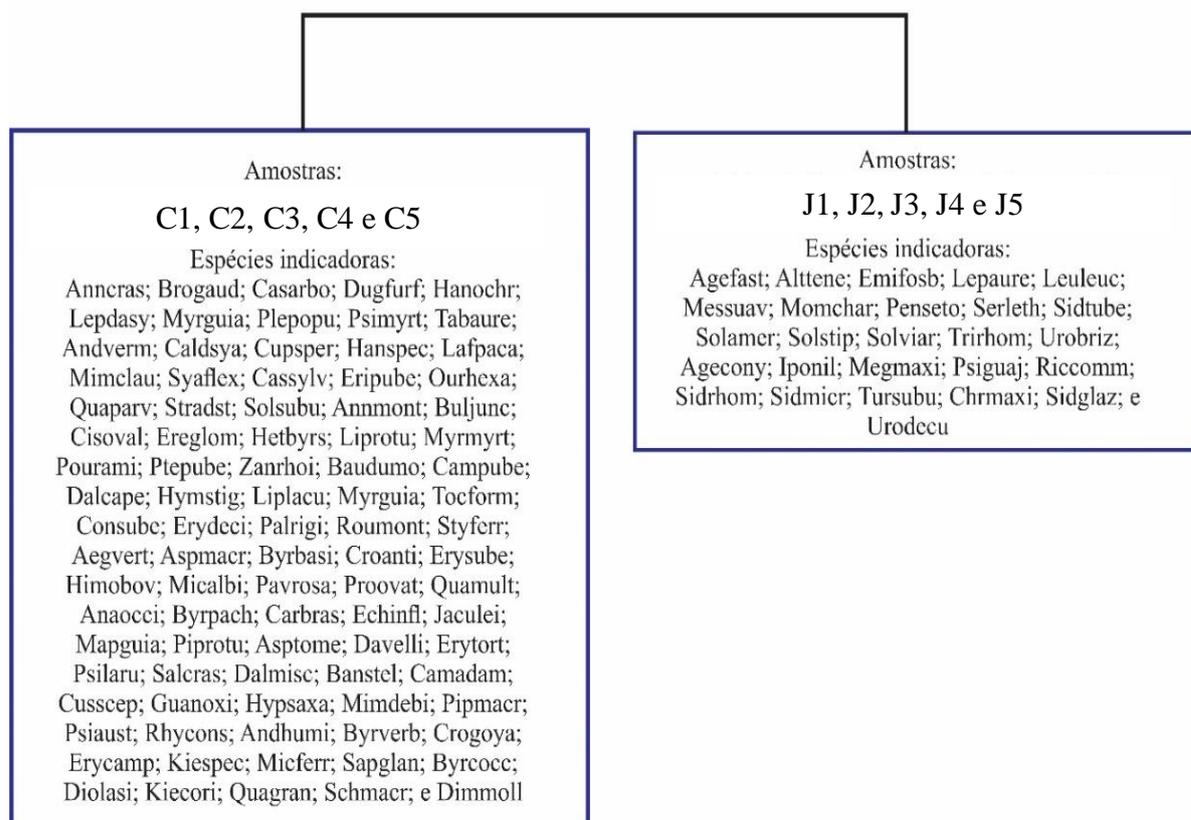


Figura 2.4: Dendrograma de classificação (método TWISNPAN): Grupo florístico 1: comunidades vegetais amostradas nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5); e Grupo florístico 2: comunidades vegetais amostras nas Jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5). Os nomes científicos das espécies indicadoras de cada grupo foram abreviados com as três primeiras letras do epíteto genérico seguidas pelas quatro letras iniciais do epíteto específico (ver lista de espécies na **Tabela 2.2 - Anexos**). Divisões com autovalores $> 0,3$ são consideradas significativas.

Tabela 2.3: Índices de similaridade florística de Jaccard entre comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e comunidades vegetais amostradas nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5). Valores de similaridade variam de 0 (completa dissimilaridade) a 1 (total similaridade) (Kent & Coker, 1992). Valores em negrito correspondem à índices de similaridade que compararam comunidades vegetais separadas apenas pelos limites da exploração mineral. De acordo com Kent & Coker (1992), valores inferiores a 0,5 indicam baixa similaridade florística.

	C2	C1	C3	C4	C5	L2	L1	L3	L4
C1	0,27								
C3	0,23	0,42							
C4	0,23	0,26	0,25						
C5	0,20	0,33	0,30	0,33					
L2	0,17	0,04	0,02	0,06	0,04				
L1	0,07	0,08	0,04	0,06	0,06	0,11			
L3	0,10	0,08	0,10	0,06	0,08	0,12	0,27		
L4	0,11	0,02	0,01	0,03	0,02	0,28	0,13	0,14	
L5	0,07	0,03	0,01	0,02	0,02	0,22	0,10	0,11	0,31

As comparações entre as médias dos parâmetros florísticos mensurados nas comunidades vegetais recrutadas nas jazidas tratadas com lodo de esgoto [J1, J2, J3, J4 e J5] e nas comunidades vegetais amostradas nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5) revelaram diferenças estatísticas quanto a: riqueza florística (S), riqueza florística de espécies nativas (SN), diversidade funcional (FD), cobertura de árvores (% CA), espécies invasoras (Ei %), flora lenhosa (% FL), flora herbácea (% FH), árvores (% ARV), ervas (% ERV), espécies terófitas (% TER), espécies hemicriptófitas (% HEM), espécies fanerófitas (% FAN), espécies anemófilas (% ANEF), espécies zoófilas (% ZOOF), espécies zoocóricas (% ZOOC), espécies de crescimento rápido (% CR) e espécies de crescimento lento (% CL) (**Tabela 2.4 – Anexos**). As maiores diferenças numéricas e percentuais entre valores médios calculados nos dois grupos analisados [Cerrados sentido restrito e jazidas tratadas com lodo de esgoto] foram atribuídas aos parâmetros riqueza florística (S), riqueza florística de espécies nativas (SN), espécies invasoras (% Ei) e espécies de crescimento lento (% CL) (**Tabela 2.4 – Anexos**).

Os valores de riqueza florística (S) e de riqueza florística de espécies nativas (SN) mensurados nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto variaram, respectivamente, de 31 (J1) e 15 (J5) espécies a 64 e 26 espécies (J2), enquanto que, nas comunidades dos Cerrados sentido restrito, esses valores ficaram, respectivamente, no intervalo de 126 (C4) e 118 (C3) espécies a 162 e 149 espécies (C1) (**Tabela 2.4 – Anexos**).

A cobertura vegetal (% CV) presente nas jazidas estudadas antes da aplicação do lodo de esgoto era praticamente nula. Com a incorporação desse resíduo aos substratos minerados, a cobertura vegetal (% CV) regenerada ao longo do processo sucessional representou em média 97% da superfície total de cada jazida (**Tabela 2.4 – Anexos**). A cobertura média de árvores (% CA) nos ecossistemas naturais de Cerrado sentido restrito (32%) foi oito vezes maior quando comparada ao valor aferido nas jazidas que receberam lodo de esgoto (4%) (**Tabela 2.4 – Anexos**). Os valores de diversidade funcional (FD) calculados para as comunidades dos Cerrados sentido restrito também foram mais altos em comparação aos valores obtidos nas comunidades das jazidas revegetadas com lodo de esgoto, à exceção do FD medido na comunidade vegetal da jazida J2, cujo valor foi superior aos FDs mensurados nas comunidades dos Cerrados sentido restrito C1, C3 e C4 (**Tabela 2.4 – Anexos**). Os percentuais de espécies invasoras que colonizaram as jazidas tratadas com lodo de esgoto oscilaram entre 31% (J1) e 71% (J4) e, nos Cerrados sentido restrito, o percentual de espécies invasoras chegou ao máximo de 12% (C2) (**Tabela 2.4 – Anexos**). Ervas e subarbustos (flora herbácea) foram as formas de vida que predominaram em percentual nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (à exceção da comunidade vegetal J1), ao passo que, nos Cerrados sentido restrito, os valores percentuais mais

altos foram atribuídas à flora lenhosa (árvores e arbustos) (**Tabela 2.4 – Anexos**). Espécies terófitas (ervas e subarbustos de ciclo de vida anual) foram as formas de vida dominantes (%) nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (à exceção das comunidades vegetal J1 e J3), à medida que espécies fanerófitas (árvores e alguns arbustos) ocorreram em percentuais maiores (%) nos Cerrados sentido restrito (**Tabela 2.4 – Anexos**). Lianas ou trepadeiras, palmeiras, pteridófitas, geófitas e semiparasitas foram amostradas em percentuais ínfimos (%), tanto nos Cerrados sentido restrito, como nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (**Tabela 2.4 – Anexos**). Jazidas tratadas com lodo de esgoto e Cerrados sentido restrito tiveram percentual maior (%) de espécies zoófilas em relação às espécies anemófilas e autófilas (**Tabela 2.4 – Anexos**). De outra parte, em relação a síndromes de dispersão, espécies zoocóricas alcançaram valores percentuais mais altos nos Cerrados sentido restrito (**Tabela 2.4 – Anexos**) do que nas jazidas tratadas com lodo de esgoto, nas quais houve maior equilíbrio entre espécies anemocóricas, zoocóricas e autocóricas, sendo que estas últimas prevaleceram nas comunidades com menor tempo de sucessão vegetal (J4 e J5) (**Tabela 2.4 – Anexos**). Espécies vegetais de crescimento lento (pioneiras e secundárias iniciais) foram amostradas em percentuais muito baixos ou estiveram ausentes (J4 e J5) nas comunidades recrutadas nas jazidas revegetadas com lodo de esgoto mesmo passados 20 anos da aplicação desse resíduo (**Tabela 2.4 – Anexos**).

2.3.2 Fertilidade química

A incorporação de lodo de esgoto aos substratos minerados elevou a fertilidade para valores muito acima daqueles mensurados nos solos naturais sob Cerrado sentido restrito e nos substratos minerados expostos (horizonte C) (**Tabela 2.5**). A concentração média de fósforo disponível (P-disp) aferida nos substratos tratados com lodo de esgoto atingiu valor 312 vezes superior em relação a solos sob Cerrado sentido restrito e valor 500 vezes superior em relação a substratos minerados expostos (**Tabela 2.5**). Incrementos, porém, de menor magnitude em comparação aos observados no P-disp, também foram verificados para as concentrações médias de nitrogênio total (N-total), potássio trocável (K-troc), cálcio (Ca^{+2}) e magnésio (Mg^{+2}) encontradas nos substratos que receberam esse resíduo. A matéria orgânica contida no lodo de esgoto contribuiu para quintuplicar o valor médio da capacidade de troca catiônica (CTC) dos substratos expostos pela mineração e prover aos substratos tratados com lodo de esgoto valor médio de CTC 41% maior do que o valor médio medido nos solos sob Cerrado sentido restrito (**Tabela 2.5**). Quanto a valores médios de pH e de acidez potencial (H + Al), solos naturais sob

Cerrado sentido restrito e substratos tratados com lodo de esgoto foram considerados mais ácidos em comparação aos substratos expostos (**Tabela 2.5**).

Tabela 2.5: Parâmetros de fertilidade química analisados nos solos naturais sob Cerrado sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5), nos substratos tratados com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos expostos – horizonte C (S1, S2, S3, S4 e S5). Foram coletadas três amostras compostas por 10 amostras simples para cada solo ou substrato analisado (média \pm desvio padrão).

Parametros- Amostras	N- total	P-disp	K-troc	MO	Ca ⁺²	Mg ⁺²	H + Al	CTC	pH
C1	0,17 \pm 0,01	1,57 \pm 0,23	80,60 \pm 19,05	3,10 \pm 0,56	0,20 \pm 0,10	0,13 \pm 0,06	8,53 \pm 0,55	9,10 \pm 0,53	5,50 \pm 0,20
J1	0,22 \pm 0,06	257,47 \pm 196,43	49,20 \pm 16,08	3,77 \pm 0,71	2,30 \pm 1,05	0,63 \pm 0,15	6,73 \pm 1,22	9,80 \pm 2,00	5,96 \pm 0,30
S1	0,03 \pm 0,01	0,83 \pm 0,31	12,90 \pm 2,76	0,17 \pm 0,03	0,20 \pm 0,00	0,09 \pm 0,00	1,00 \pm 0,10	1,30 \pm 0,10	5,93 \pm 0,11
C2	0,19 \pm 0,02	1,77 \pm 0,06	140,23 \pm 43,39	4,47 \pm 0,12	0,57 \pm 0,06	0,43 \pm 0,06	10,03 \pm 1,10	11,40 \pm 1,20	4,76 \pm 0,25
J2	0,35 \pm 0,06	682,83 \pm 227,06	72,93 \pm 6,09	4,47 \pm 0,31	7,07 \pm 2,30	1,03 \pm 0,06	4,57 \pm 1,31	12,87 \pm 1,53	6,46 \pm 0,30
S2	0,05 \pm 0,01	1,00 \pm 0,50	64,03 \pm 53,07	0,37 \pm 0,38	1,43 \pm 2,05	0,13 \pm 0,06	1,03 \pm 0,77	2,77 \pm 1,51	5,40 \pm 0,35
C3	0,22 \pm 0,02	1,97 \pm 0,35	62,27 \pm 5,00	3,77 \pm 0,67	1,80 \pm 0,36	0,50 \pm 0,17	5,53 \pm 0,35	8,03 \pm 0,25	5,53 \pm 0,32
J3	0,15 \pm 0,08	103,17 \pm 108,98	95,67 \pm 19,58	2,00 \pm 0,61	1,50 \pm 0,35	0,67 \pm 0,12	3,73 \pm 1,74	6,13 \pm 2,25	5,46 \pm 0,42
S3	0,07 \pm 0,01	1,13 \pm 0,55	16,90 \pm 2,81	0,60 \pm 0,35	0,60 \pm 0,17	0,10 \pm 0,01	1,97 \pm 0,92	2,70 \pm 1,06	5,30 \pm 0,36
C4	0,18 \pm 0,01	1,40 \pm 0,17	142,67 \pm 11,14	3,73 \pm 0,40	0,30 \pm 0,00	0,20 \pm 0,00	9,07 \pm 1,17	9,93 \pm 1,12	4,90 \pm 0,10
J4	0,55 \pm 0,14	869,67 \pm 93,68	416,90 \pm 146,61	4,47 \pm 0,12	2,17 \pm 0,40	0,57 \pm 0,21	17,27 \pm 3,26	21,07 \pm 3,33	4,67 \pm 0,20
S4	0,07 \pm 0,01	1,17 \pm 0,58	30,43 \pm 18,01	0,93 \pm 0,64	0,13 \pm 0,06	0,09 \pm 0,01	3,17 \pm 0,35	3,47 \pm 0,45	5,23 \pm 0,68
C5	0,18 \pm 0,01	1,57 \pm 0,15	87,83 \pm 16,96	3,53 \pm 0,47	0,50 \pm 0,26	0,27 \pm 0,12	7,27 \pm 0,85	8,27 \pm 0,55	5,03 \pm 0,42

J5	0,42 ± 0,03	662,50 ± 66,70	382,57 ± 65,34	4,47 ± 0,12	4,40 ± 0,10	1,70 ± 0,30	9,07 ± 0,64	16,17 ± 1,07	4,50 ± 0,26
S5	0,09 ± 0,01	1,00 ± 0,50	40,10 ± 14,30	0,73 ± 0,55	0,23 ± 0,15	0,16 ± 0,06	2,40 ± 0,44	2,90 ± 0,30	5,13 ± 0,15
Solo sob Cerrado sentido restrito	0,19 ± 0,02	1,65 ± 0,22	102,72 ± 36,57	3,72 ± 0,49	0,67 ± 0,65	0,31 ± 0,16	8,09 ± 1,74	9,35 ± 1,37	4,40 ± 0,32
Substrato tratado com lodo de esgoto	0,34 ± 0,16	515,13 ± 320,80	203,45 ± 180,34	3,83 ± 1,07	3,49 ± 2,28	0,92 ± 0,47	8,27 ± 5,44	13,21 ± 5,75	4,96 ± 0,73
Substrato exposto	0,06 ± 0,02	1,03 ± 0,13	32,87 ± 20,51	0,56 ± 0,30	0,52 ± 0,54	0,11 ± 0,03	1,91 ± 0,93	2,63 ± 0,80	5,01 ± 0,37

Legenda: N-total = nitrogênio total (%), P-disp = fósforo disponível (mg dm⁻³), K-troc = potássio trocável (mg dm⁻³), MO = matéria orgânica (dag kg⁻¹), Ca⁺² = cálcio (cmol_c dm⁻³); Mg⁺² = magnésio (cmol_c dm⁻³), H + Al = acidez potencial (cmol_c dm⁻³), CTC = capacidade de troca catiônica (cmol_c dm⁻³) e pH = acidez ativa medida em H₂O.

Os dois primeiros eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram 88% da variação total dos dados (**Figura 2.5**). As amostras edáficas coletadas nas jazidas que receberam doses maiores (130 e 150 Mg ha⁻¹ de massa seca) de lodo de esgoto (LJ294, LDF130 e LJ251) foram correlacionadas a valores mais altos de N-total, P-disp, K-troc, Ca⁺², Mg⁺², matéria orgânica (MO) e capacidade de troca catiônica (CTC) — melhores condições de fertilidade, ao passo que os substratos não revegetados (horizonte C) foram associados a níveis inferiores de N-total, P-disp, K-troc, Ca⁺², Mg⁺², matéria orgânica (MO) e capacidade de troca catiônica (CTC) — piores condições de fertilidade (Figura 5). As Amostras obtidas nos solos sob Cerrado e nas jazidas revegetadas com doses menores (40 e 50 Mg ha⁻¹ de massa seca) de lodo de esgoto (LQI29 e LREFESA) foram alocadas em posição intermediária no diagrama de ordenação e, por isso, foram consideradas mais férteis do que substratos minerados expostos e menos férteis que os substratos revegetados com lodo de esgoto (Figura 5). Os parâmetros edáficos mais correlacionados ao primeiro eixo (PC1) de ordenação da PCA foram o N-total, o P-disp, o K-troc, a matéria orgânica (MO) e a capacidade de troca catiônica, enquanto que o pH esteve mais correlacionado ao segundo eixo (PC2) (Tabela 5).

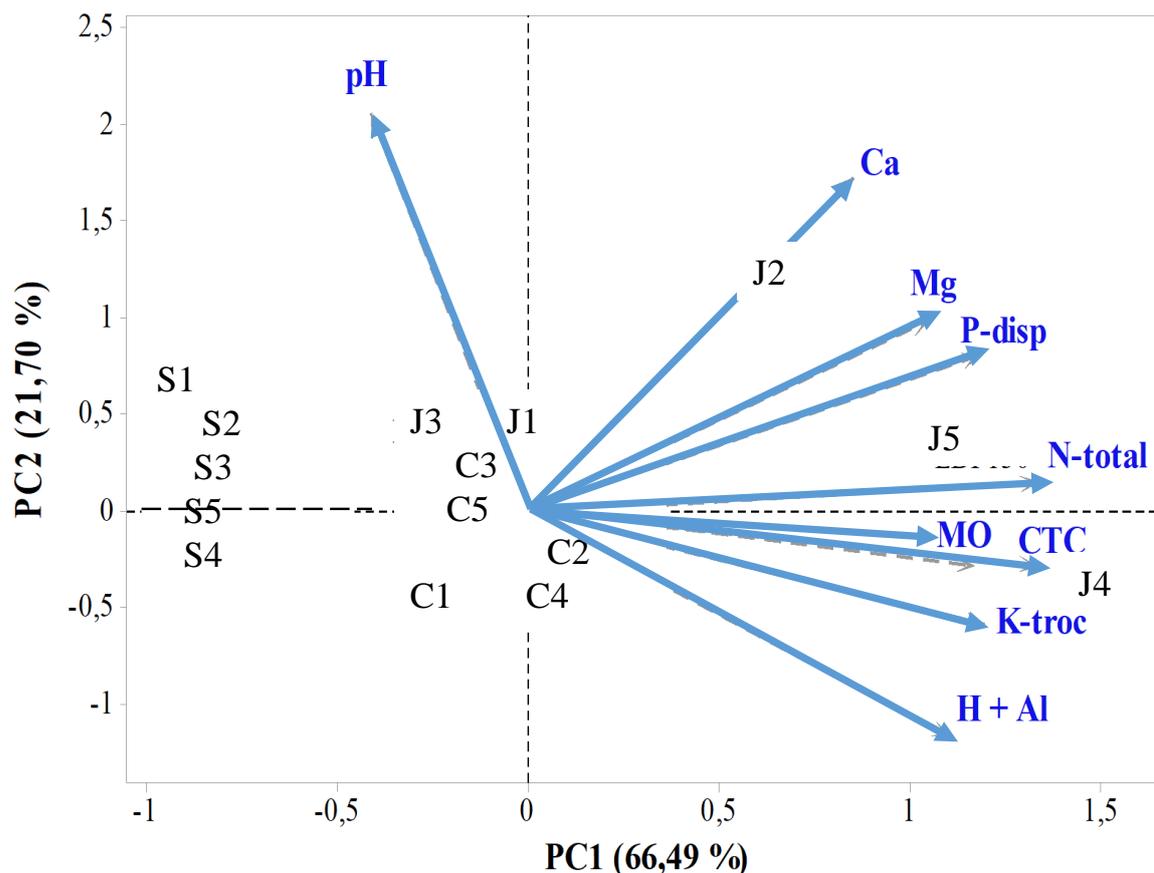


Figura 2.5: Ordenação resultante da Análise de Componentes Principais (PCA). Parâmetros de fertilidade foram representados na forma de setas. Amostras coletadas: solos naturais sob Cerrado (C1, C2, C3, C4 e C5), substratos tratados com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e substratos expostos - horizonte C (S1, S2, S3, S4 e S5). Foram coletadas três amostras compostas para cada solo ou substrato analisado. Foram considerados as médias dos parâmetros de cada três amostras compostas coletadas. Legenda: N-total = nitrogênio total (%), P-disp = fósforo disponível (mg dm^{-3}), K-troc = potássio trocável (mg dm^{-3}), MO = matéria orgânica (dag kg^{-1}), Ca^{+2} = cálcio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$); Mg^{+2} = magnésio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), H + Al = acidez potencial ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), CTC = capacidade de troca catiônica ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e pH = acidez ativa medida em H_2O .

Tabela 2.6: Coeficientes de correlação linear de Pearson entre parâmetros de fertilidade e os eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais - PCA (PC1 e PC2).

Parâmetro/Eixo da PCA	PC1	PC2
N-total	0,98	0,03
P-disp	0,88	0,34
K-troc	0,88	-0,25
MO	0,85	-0,12
Ca^{+2}	0,64	0,74
Mg^{+2}	0,78	0,42
H + Al	0,82	-0,50
CTC	0,98	-0,12
pH	-0,31	0,88

Legenda: N-total = nitrogênio total (%), P-disp = fósforo disponível (mg dm^{-3}), K-troc = potássio trocável (mg dm^{-3}), MO = matéria orgânica (dag kg^{-1}), Ca^{+2} = cálcio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$); Mg^{+2} = magnésio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), H + Al = acidez potencial ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), CTC = capacidade de troca catiônica ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e pH = acidez ativa medida em H_2O

2.3.3 Relações fertilidade química x invasão de plantas

O incremento dos níveis de fertilidade, especialmente das concentrações de N-total, P-disp, K-troc e CTC (capacidade de troca catiônica) resultou no aumento percentual de espécies invasoras nas comunidades recrutadas nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (**Figura 2.6**). Por outro lado, não houve relação significativa entre os incrementos de matéria orgânica (MO), Ca^{+2} , Mg^{+2} , acidez potencial (H + Al) e acidez ativa (pH) e o percentual de espécies invasoras que recrutaram sobre os substratos fertilizados com lodo de esgoto.

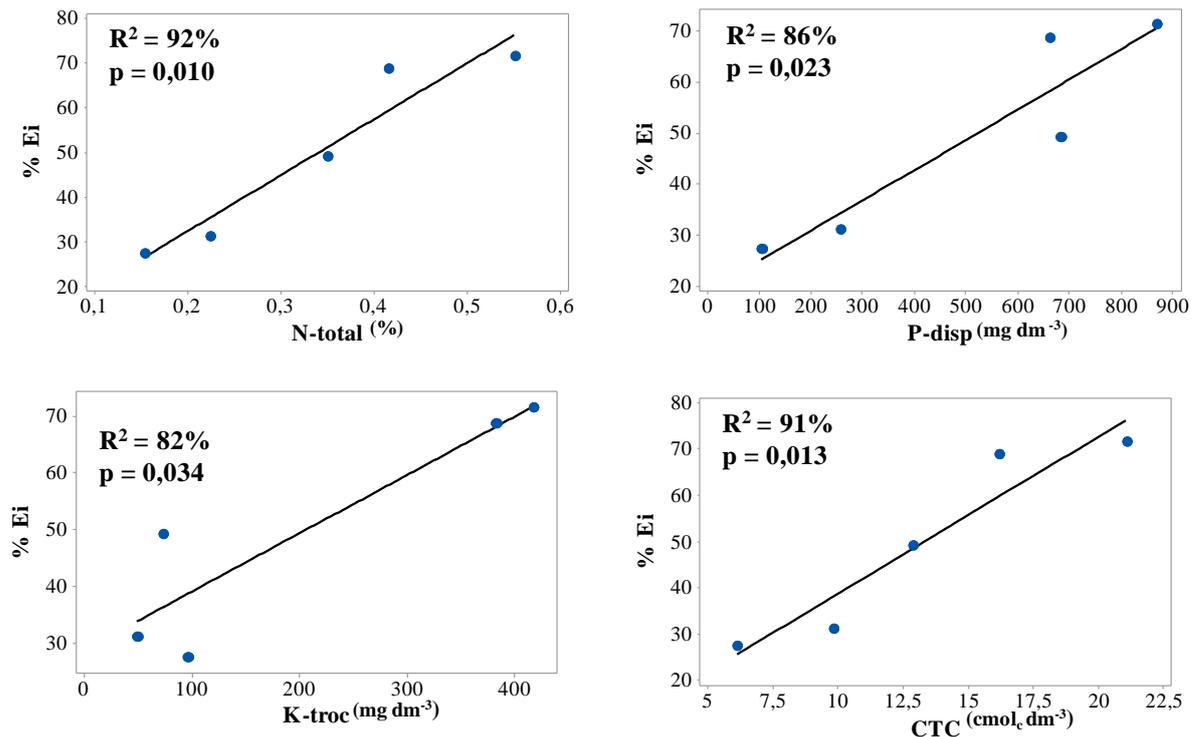


Figura 2.6. Regressões lineares mostrando as relações entre os parâmetros de fertilidade e o percentual de espécies invasoras (% Ei) mensurado nas comunidades vegetais recrutadas nas jazidas tratadas com lodo de esgoto. Legenda: N-total = nitrogênio total (%), P-disp = fósforo disponível (mg dm^{-3}), K-troc = potássio trocável (mg dm^{-3}) e CTC = capacidade de troca catiônica ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

2.4 DISCUSSÃO

A restauração visa promover a sucessão, permitindo a alta biodiversidade e estabelecendo uma comunidade vegetal semelhante a ecossistemas prístinos (Palmer et al., 2004; Santili & Durigan, 2014), porém, seu objetivo imediato é a recomposição da cobertura vegetal para prevenir a erosão do solo e, a longo prazo, melhorar a estabilidade e o desenvolvimento do componente edáfico, necessários para dar suporte ao crescimento de plantas e estabelecer rapidamente uma comunidade vegetal autossustentável (Larney & Anger, 2012; Silva & Corrêa, 2010). Portanto, a revegetação de uma área degradada é considerada o início da restauração de um ecossistema, uma vez que a sucessão ecológica é o principal curso da restauração em regiões tropicais (Corlett & Hau, 2000).

Os objetivos da restauração devem ser estabelecidos com base nos atributos dos ecossistemas que possam ser avaliados por meio de bons indicadores (Ruiz-Jaen & Aide, 2005). De acordo com esses autores, a maioria dos estudos tem utilizado indicadores que são baseados em três atributos importantes do ecossistema: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos. A diversidade é geralmente medida pela riqueza e abundância de organismos dentro de diferentes níveis tróficos (Gastauer & Meira-Neto, 2015; Magurran & McGill, 2011) e também pela variabilidade de traços funcionais das espécies (Cianciaruso et al., 2009; Pérez-Harguindeguy et al., 2013). A estrutura da vegetação é usualmente determinada pela medição da cobertura vegetal, densidade de plantas lenhosas, biomassa, perfis da vegetação e formas de vida (Kruse & Groninger, 2003; Martins & Batalha, 2011; Moro & Martins, 2011; Munhoz & Araújo, 2011). Processos ecológicos, tais como ciclagem de nutrientes e interações biológicas (competição e facilitação) são importantes, porque eles geram informações que podem aumentar a resiliência dos ecossistemas (Holl et al., 2000; White et al., 2004).

Na ecologia da restauração, existem diferentes teorias sobre o resultado da sucessão de um estado perturbado para o estado final do ecossistema. Dessas teorias, pode-se esperar que a restauração (i) leve o ecossistema impactado para um estado similar aos atributos dos ecossistemas naturais (SER, 2004) ou (ii) leve a sucessões de estados alternativos estáveis que são diferentes dos ecossistemas naturais em seus aspectos funcionais e estruturais (Hobbs et al., 2009), ou ainda, (iii) leve a ecossistemas que são diferentes na composição de espécies, embora funcionalmente semelhante ao ecossistema original (Hobbs & Norton, 2004; Hobbs et al., 2006; Lugo, 2010). Nesse sentido, três possíveis trajetórias para a restauração do ecossistema foram propostas por Suding & Hobbs (2009): (i) o modelo gradual contínuo, no qual as mudanças do ambiente e da trajetória sucessional da comunidade evoluem gradualmente, tornando-se

semelhantes ao ecossistema antes do distúrbio; (ii) o modelo estocástico, em que existe um desequilíbrio entre as dinâmicas do ecossistema e do ambiente sem qualquer trajetória prevesível; e (iii) o modelo de limiar, isto é, de que pequenas mudanças nas condições ambientais levam a mudanças abruptas no ecossistema de um estado alternativo para o outro.

Técnicas de restauração passivas, como a regeneração natural ou a regeneração natural assistida (tratos culturais de baixa intervenção) mostraram-se viáveis na recuperação da camada lenhosa de ecossistemas savânicos, desde que seja mantido o banco de estruturas vegetativas pré-existentes (Cava et al., 2016; Ferreira et al., 2015; Hoffmann, 2000; Hoffmann et al., 2003) e que haja controle de gramíneas invasoras para não estagnar o processo de sucessão ecológica (Buisson et al., 2018; Flory & Clay, 2010; Martins et al., 2011; Pilon et al., 2018). Contudo, em áreas degradadas pela mineração, onde houve a perda de horizontes edáficos e condições abióticas locais, como a falta de nutrientes e a compactação de substratos são filtros relevantes (Corrêa et al., 2010; Le Stradic et al., 2018; Yuan et al., 2006), técnicas de restauração que envolvem apenas a regeneração natural e a subsolagem do material exposto não são suficientes para promover a colonização de plantas (Corrêa et al., 2007; Shu et al., 2005; Silva et al., 2013). Jazidas mineradas abandonadas à sucessão natural podem levar até centenas de anos para recuperar a cobertura vegetal e a capacidade fotossintética da vegetação (Corrêa et al., 2017; 2018), portanto, nessas condições, há necessidade de intervenção humana para acelerar o processo de recomposição da vegetação (Jones et al., 2012; Le Stradic et al., 2014; Nussbaumer et al., 2016).

Uma alternativa tecnicamente viável para promover o recrutamento de plantas nas jazidas mineradas é o uso de fontes orgânicas, tais como biossólidos resultantes do tratamento terciário de esgotos urbanos, também conhecidos como lodos de esgoto (Lu et al., 2012; Wijesekara et al., 2016). Efeitos diretos dos lodos de esgoto são as alterações nas propriedades intrínsecas dos solos (por exemplo, baixa densidade aparente) (De Maria et al., 2007), enquanto que os efeitos indiretos correspondem a melhorias das propriedades químicas, físicas e biológicas dos substratos minerados (Li et al., 2013; Pepper et al., 2012; Stuczynski et al., 2007). Além disso, respostas comportamentais, nutricionais ou de crescimento da flora e fauna e mudanças na qualidade da água subterrânea no ambiente local podem resultar da aplicação de lodos de esgoto (Andrés et al., 2007; Borges et al., 2009; Corrêa et al., 2017; 2018; Sopper, 1992; Wijesekara et al., 2016). Durante as últimas quatro décadas, tem sido realizado extenso trabalho sobre a utilização de lodos de esgotos para a reabilitação de ambientes minerados, cujos objetivos são reestabelecer serviços ecossistêmicos (Arocena et al., 2012; Brofas et al., 2000; Brown et al., 2014; Torri et al., 2014; Zanuzzi et al., 2009).

A aplicação de lodo de esgoto nas jazidas estudadas promoveu o recrutamento espontâneo de diversas espécies de plantas que cobriram rapidamente os substratos expostos pela mineração formando uma camada vegetal quase sempre contínua. Essas espécies pertenceram a grupos funcionais distintos, cujas características variaram em função de hábitos, formas de vida de Raunkier, síndromes de polinização, síndromes de dispersão e grupos ecológicos, e isso contribuiu para o aumento da diversidade funcional (FD) das comunidades recrutadas.

Na literatura internacional, alguns trabalhos demonstraram que a aplicação de lodo de esgoto em jazidas mineradas contaminadas com metais resultou em ganhos ecológicos tanto para as comunidades vegetais recrutadas, quanto para os ecossistemas rehabilitados (Antonelli et al., 2018; Brown et al., 2005; 2007; 2009; 2014; Halofsky & McCormick, 2005; Li et al., 2013; Moreno-Penarana et al., 2004; Stuczynski et al., 2007; Theodoratos et al., 2000; Vasseur et al., 2000). A título de exemplo, Brown et al. (2014) monitoraram rejeitos aluviais que receberam lodo de esgoto ($110 - 336 \text{ Mg ha}^{-1}$ – base seca) misturado a calcário agrícola ($24 - 48 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$) durante dez anos e constataram melhorias significativas na biomassa, riqueza e cobertura de plantas em relação às parcelas do controle. Da mesma forma, o uso de lodo de esgoto (135 Mg ha^{-1} – base seca) na reabilitação de mina de carvão localizada no distrito de Clearfield, Pensilvânia (EUA) levou ao estabelecimento de uma comunidade de plantas mais rica em espécies e a ganhos ambientais inerentes ao controle de erosão no sítio revegetado (Halofsky & McCormick, 2005).

Por outro lado, a flora que regenerou nas jazidas tratadas com lodo de esgoto diferiu significativamente daquela amostrada nos ecossistemas naturais de referência (Cerrados sentido restrito). Além disso, os valores de riqueza florística mensurados nessas jazidas (31 a 54 sp.) ficaram aquém dos valores medidos nos Cerrados sentido restrito (126 a 162 sp.) Por certo, formações savânicas e campestres que sofreram distúrbios antropogênicos severos (mineração, agricultura mecanizada e pecuária de alta intensidade) tem baixíssima resiliência, sendo que a regeneração natural nesses locais é muito lenta, e muitas vezes, praticamente inexistente (Le Stradic et al., 2018; Schmidt et al., 2019). Não obstante, pesquisas comprovaram que a composição da flora recrutada em formações campestres e savânicas degradadas submetidas à esses distúrbios foi muito diferente da flora encontrada nos ecossistemas naturais de referência, mesmo quando havia fontes naturais de propágulos localizadas à distâncias menores dos sítios degradados (Ilunga wa Ilunga et al., 2015; Koch et al., 2016; Le Stradic et al., 2014; 2018).

Estudos realizados na Austrália, Canadá, China, Espanha, Estados Unidos e Polônia indicaram que parâmetros ecológicos de comunidades de plantas que recrutaram em jazidas

recuperadas com lodo de esgoto podem ser afetados por mudanças nas condições ambientais dos sítios revegetados (Brown et al., 2005; 2009; Li et al., 2013; Sevilla-Perea & Mingorance, 2015; Soliveres et al., 2012; Spain et al., 2006; Stuczynski et al., 2007; Vasseur et al., 2000). Assim, os efeitos do lodo de esgoto na composição florística das comunidades podem ser muito variados e dependem de fatores, tais como: composição química e taxa de mineralização do lodo de esgoto, e condições físicas, químicas e biológicas dos substratos revegetados (Brown et al., 2007; 2009; Larney & Angers, 2012; Sánchez-Monedero et al., 2004; Sanger & Jetschke, 2004; Silva et al., 2013; Wijesekara et al., 2016).

Outra questão diz respeito aos baixos valores percentuais de espécies de árvores e de fanerófitas que recrutaram sobre os substratos fertilizados com lodo de esgoto, onde as comunidades vegetais foram dominadas por ervas e subarbustos e por espécies terófitas e hemicriptófitas. A colonização expressiva de ervas anuais e perenes em jazidas mineradas tratadas com lodo de esgoto tem sido relatada em alguns trabalhos (Balduino et al., 2013; 2019; Borges et al., 2009; Brown et al., 2005; 2007; Fraga, 2016; Moreno-Penarana et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016; Silva et al., 2013), e devido a essas plantas serem espécies ruderais, apresentarem rápido crescimento e responderem prontamente à fertilização, elas aumentam a sua dominância de cobertura nas comunidades em detrimento das espécies lenhosas (Moreno-Penarana et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016). Além disso, fatores como remoção de raízes, rebrotas e caules subterrâneos (xilopódios e rizomas) durante as atividades de mineração (Corrêa et al., 2007; Ferreira et al., 2015), limitações físicas relativas a valores elevados de densidade aparente e de resistência à penetração, baixa profundidade efetiva do substrato remanescente, acúmulo de água na camada subsuperficial (15 – 25 cm) dos substratos revegetados (Bento, 2009; Corrêa & Bento, 2010; Lima, 2019) e restrições impostas à propagação de plantas lenhosas por sementes (Salazar et al., 2012) podem ter influenciado no percentual baixo de espécies arbóreas mensurada nas jazidas revegetadas com lodo de esgoto.

De outra parte, os Cerrados sentido restrito amostrados neste estudo foram compostos por percentuais maiores de árvores em relação aos outros hábitos (arbustos, árvores, subarbustos, ervas, lianas ou trepadeiras, palmeiras e pteridófitas) e de espécies fanerófitas em comparação às outras formas de vida de Raunkier (espécies terófitas, geófitas, hemicriptófitas, caméfitas, fanerófitas, lianas ou trepadeiras e semiparasitas). Esses dados divergiram dos resultados obtidos por Walter (2006) e Mendonça et al. (2008), os quais mostraram que os percentuais (%) de espécies herbáceas e de espécies subarbusivas compiladas nas fitofisionomias de Cerrado sentido restrito foram maiores em relação ao percentual de espécies arbóreas. Entretanto, em conformidade com nossos resultados, Batalha & Martins (2004) e

Meira Neto et al. (2007), ao estudarem a composição florística de formações campestres, savânicas e florestais do Cerrado, constataram aumento substancial no percentual das espécies fanerófitas ao longo do gradiente fitofisionômico, no sentido das formações mais abertas (Campo limpo, Campo sujo e Campo Cerrado) para as formações mais fechadas (Cerrado sentido restrito, Cerradão e Mata de galeria).

No âmbito da biologia reprodutiva das espécies que compuseram as comunidades amostradas, ainda que as jazidas tratadas com lodo de esgoto e os ecossistemas naturais de referência (Cerrados sentido restrito) tenham se diferido estatisticamente quanto aos percentuais de síndromes de polinização (espécies anemófilas e zoófilas) e de dispersão (espécies zoocóricas), cabe destacar que duas comunidades que recrutaram sobre os substratos que receberam lodo de esgoto (J1 e J2), assim como as demais comunidades que regeneraram nos Cerrados nativos, registraram maiores percentuais de espécies zoófilas e de espécies zoocóricas em relação às outras síndromes avaliadas.

As relações entre as plantas e seus agentes polinizadores e dispersores são de grande importância para a estruturação das comunidades, uma vez que tais interações podem interferir na riqueza, abundância, estrutura trófica e distribuição espacial das espécies (Jordano et al., 2006; Kinoshita et al., 2006). A polinização por insetos é a síndrome mais frequente em espécies de Cerrado (Ishara & Maimoni-Rodella, 2011; Martins & Batalha, 2006; Reis et al., 2012), em razão da elevada riqueza e diversidade de insetos nessa região. Esse tipo de polinização é de extrema importância para comunidades vegetais do Cerrado (Oliveira & Gibbs, 2000; Oliveira, 2008), devido à manutenção de fluxo gênico (Barbosa & Sazima, 2008).

Quanto aos mecanismos de dispersão de plantas do Cerrado, a zoocoria é a síndrome predominante dentre as espécies que compõem o estrato arbóreo, ao passo que a anemocoria representa maior valor percentual dentre as espécies do estrato herbáceo-arbustivo (Amaral et al., 2006; Kuhlmann Peres, 2016; Munhoz & Felfili, 2005; 2006; Santos & Munhoz, 2012; Sinimbu, 2008). A dispersão de diásporos realizada por animais pode facilitar a germinação de sementes, pois a passagem dos diásporos pelo trato digestivo dos animais quebra a rigidez da casca das sementes, favorecendo a germinação e o estabelecimento de plântulas (Andersen, 2002; Bocchese et al., 2008).

As síndromes de dispersão e os grupos sucessionais são traços funcionais essenciais em projetos de restauração ecológica (Araújo & Reis, 2009; Barbosa & Pizo 2006; Kageyama et al., 2003; Kageyama & Gandara, 2005; Reis et al., 2003). Plantas dispersas pelo vento geralmente estão presentes nas séries iniciais, quando condições e recursos abundantes conferem a elas maior vantagem competitiva. Porém, a medida que a sucessão avança, ocorrem

mudanças na disponibilidade de recursos e isso leva ao aumento percentual de espécies zoocóricas, que estarão adaptadas às novas condições (Dajoz, 2005, Rodrigues, 2013). Neste estudo, constatamos que, nas jazidas tratadas com lodo de esgoto, espécies vegetais de crescimento lento (secundárias e clímax) foram amostradas em percentuais bem menores em relação aos Cerrados, e isso pode ser um indicativo de retardamento da sucessão ecológica. Apesar disso, deve ser levado em conta que a composição dos grupos sucessionais nas comunidades vegetais dependerá do nível de degradação do ecossistema, bem como das condições ambientais e dos fatores bióticos que as regem (Ferreira et al., 2016; Rodrigues et al., 2009; Silva et al., 2013; Santos, 2011; Suganuma & Durigan, 2015).

A alta diversidade nas comunidades está interligada à complexidade estrutural, à maximização das interações ecológicas e à manutenção de processos ecossistêmicos (Barbosa et al., 2012; Corrêa et al., 2015; Reis et al., 2003; Rodrigues et al., 2009). A biodiversidade é um termo abrangente e, em se tratando do funcionamento do ecossistema, a diversidade funcional é um componente mais relevante em relação à diversidade taxonômica (Mason et al., 2013; Naeem, 2006; Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Medir a diversidade funcional em ecossistemas submetidos à restauração ecológica é essencial para esclarecer os processos que determinam a dinâmica das comunidades (Cianciaruso et al., 2009; Gastauer & Meira-Neto, 2015; Magurran & McGill, 2011) e nos ajuda a compreender as diferenças ecológicas entre espécies, bem como as regras de montagem dirigidas por características funcionais (Wiegand et al., 2017).

Comunidades vegetais com maior diversidade funcional tendem a apresentar maior estabilidade, e, portanto, estão menos propensas a flutuações populacionais decorrentes da ação de filtros ecológicos (Fattorini & Halle, 2004; Lebrija-Trejos et al., 2010). Logo, uma das metas da restauração dos ecossistemas degradados é aumentar a diversidade funcional das comunidades durante as séries sucessionais, de modo a conduzi-las a trajetórias autossustentáveis (Palmer et al., 1997; Rodrigues et al., 2009; SER, 2004). Diante dessa acepção, valores menores de FD (índice de diversidade funcional) atribuídos a comunidades recrutadas sobre substratos tratados com lodo de esgoto (à exceção da comunidade LJ294), em relação aos valores de FD mensurados nos Cerrados sentido restrito, indicaram maior redundância ecológica nessas comunidades (Gastauer & Meira-Neto, 2015) e, em consequência disso, suas populações tenderiam a ser mais instáveis a variações ambientais (Kraft et al., 2015), bem como mais vulneráveis aos filtros de montagem (Hulvey & Aigner, 2014).

A deficiência de nutrientes é considerada uma das maiores restrições ao recrutamento de plantas em jazidas mineradas (Goedert & Corrêa, 2004; Le Stradic et al., 2018; Moreno-

Penaranda et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016) e, neste estudo, a aplicação de lodo de esgoto nas doses de 40 a 150 Mg ha⁻¹ (massa seca) foi capaz de elevar a fertilidade dos substratos minerados para condições edáficas favoráveis à colonização de espécies vegetais.

A revegetação de áreas mineradas não é possível sem que haja a reabilitação das funções edáficas dos substratos expostos pela mineração (Corrêa et al., 2008; 2018; Goedert & Corrêa, 2004; Li et al., 2013), e a elevação da CTC (capacidade de troca catiônica) é essencial para esse processo (Corrêa, 2009; Brown et al., 2014; Larney & Angers, 2012). O aumento da CTC de solos e substratos tratados com lodo de esgoto é um efeito da matéria orgânica que esse resíduo contém (Corrêa & Bento, 2010; Corrêa et al., 2010; Kitamura et al., 2008). O lodo de esgoto também é uma fonte rica em P-disp e N-total (Torri et al., 2017; Wang et al., 2008; Wijesekara et al., 2016) e a elevação das concentrações desses nutrientes, bem como de bases trocáveis (K⁺, Ca⁺² e Mg⁺²) é comum em substratos fertilizados com esse resíduo (Bezerra et al., 2006; Bertocini et al., 2008; Corrêa et al., 2010; Gardner et al., 2010; Li et al., 2013; Kitamura, 2017). Em contrapartida, em solos nativos sob Cerrado sentido restrito, a disponibilidade de N-total e de P-disp é muito baixa (Reatto et al., 2008; Sousa & Lobato, 2004). Porém, as concentrações desses nutrientes na solução do solo estão em condições de aproveitamento por plantas nativas (Haridasan, 2008; Sousa et al., 2004a; 2004b), diferentemente daquelas encontradas nos substratos minerados, inaptos ao crescimento de vegetais (Bento, 2009; Goedert & Corrêa, 2004).

O grau de acidez ou de alcalinidade de um solo, representado pelo seu pH e pela acidez potencial (H + Al), afeta a disponibilidade de nutrientes (Sousa & Lobato, 2004). Geralmente, pH muito básico (valores ≥ 7) diminui as concentrações de fósforo disponível e de metais como ferro, manganês, cobre e zinco, ao passo que pH muito ácido (valores ≤ 5) reduzem os níveis de nitrogênio total, de potássio trocável, de enxofre e de fósforo disponível (Brady & Weil, 2013). Lodos de esgoto, portanto, têm o efeito duplo de adicionar nutrientes e influenciar na disponibilidade deles em função de alterações que ocorrem no pH dos substratos minerados (Corrêa & Bento, 2010; Nussbaumer et al., 2016; Torri et al., 2017). Neste estudo, à exceção da jazida J2 que recebeu cal (CaO) após a aplicação do lodo de esgoto, os níveis de acidez ativa (pH) e de acidez potencial (H + Al⁺³) encontrados nos substratos tratados com lodo de esgoto foram maiores do que os níveis medidos nos substratos expostos. Apesar disso, não houve alteração na disponibilidade de nutrientes (N-total, P-disp, K-troc, Ca⁺² e Mg⁺²) nos substratos que receberam lodo de esgoto.

O desenvolvimento do solo é considerado como a melhoria que ocorre nas propriedades físicas, químicas e biológicas, à medida que o substrato minerado reorganiza-se e adquire

fertilidade com o aumento do período de reabilitação (Stuczynski et al., 2007; Theodoratos et al., 2000), sendo que essas alterações estão intrinsecamente ligadas à substituição de espécies nas comunidades vegetais que compõem as séries sucessionais (Bradshaw, 2004; Dajoz, 2005). A título de exemplo, Spain et al. (2006) avaliaram ao longo da cronossequência de 26 anos os estágios de desenvolvimento da vegetação e do solo após o fechamento de uma mina de bauxita na Austrália. Os resultados desse estudo mostraram que as comunidades vegetais pertencentes a seres iniciais foram dominadas por espécies gramíneas C₄, as quais foram substituídas por espécies arbóreas de metabolismo C₃ conforme aumento da cobertura de serrapilheira, diminuição do carbono orgânico e variações na relação carbono/nitrogênio.

De outra parte, Silva et al. (2013) verificaram que o acúmulo de carbono decorrente da incorporação de lodo de esgoto em jazidas mineradas no Cerrado promoveu o desenvolvimento de gramíneas invasoras C₄ em detrimento de espécies lenhosas nativas C₃. Esses autores elaboraram um modelo conceitual referente à entrada de inputs (carbono orgânico) nos ecossistemas sob restauração e constataram que o desenvolvimento da cobertura vegetal nas jazidas revegetadas com lodo de esgoto levaria os ecossistemas para níveis energéticos semelhantes aos encontrados em fitofisionomias campestres do Cerrado, ao passo que os valores de carbono acumulados nos substratos revegetados moveriam os ecossistemas para níveis energéticos comparáveis aos mensurados em florestas primárias estabelecidas em Cambissolos da mesma região.

A entrada de espécies exóticas e invasoras em sistemas naturais ou naqueles que sofreram algum tipo de distúrbio é um dos principais fatores responsáveis pela estagnação da sucessão ecológica em áreas sob restauração (Buisson et al., 2018; Cava et al., 2018; Martins et al., 2001; 2004; Martins, 2006; Rezende & Vieira, 2019; Silva et al., 2013; Starr et al., 2012). Plantas que se tornam invasoras geralmente apresentam características que as tornam melhores competidoras, tais como: alta eficiência fotossintética e no uso dos nutrientes (Bustamante et al., 2012; Lannes et al., 2016; Taiz, 2009), altas taxas de crescimento (Lorenzi, 2008; Moreira & Bragança, 2011; Thomas, 2017), alta capacidade de rebrotamento e de regeneração (Matos & Pivello, 2009; Martins, 2006), alta capacidade de reprodução (sexuada e vegetativa) (Brighenti & Oliveira, 2011; Matos & Pivello, 2009), ciclo reprodutivo rápido (Lorenzi, 2008; 2014; Moreira & Bragança, 2011), liberação de compostos alelopáticos (Kato-Noguchi et al., 2014; Pires et al., 2001) e intensa produção de sementes de fácil dispersão que permanecem viáveis por longos períodos no banco de sementes do solo (Brighenti & Oliveira, 2011; Martins et al., 2011). Logo, as plantas invasoras geralmente são capazes de se adaptar à alta heterogeneidade de condições ambientais e de recursos e, assim, conseguem sobreviver, crescer

e expandir seus nichos ecológicos nos habitats que elas ocupam (Delaney et al., 2016; Flory & Clay, 2010).

Estudos comprovaram que o balanço inadequado de nutrientes, especialmente do fósforo e do nitrogênio afeta a composição e a riqueza de comunidades de plantas (Fattorini et al., 2004; Holmes, 2001; Soliveres et al., 2012; Venterink, 2011), porque adições desses elementos tendem a beneficiar espécies invasoras em detrimento de espécies nativas (Prober & Wiehl, 2012; Siddique et al., 2010). Ensaios experimentais de Bustamante et al. (2012) e Lannes et al. (2016) mostraram que a adição de fósforo sozinho ou em combinação com nitrogênio em solos naturais do Cerrado sentido restrito incrementou a biomassa de gramíneas invasoras C₄ e reduziu a de gramíneas nativas C₃, sugerindo que a colimitação desses nutrientes influenciou a composição florística das comunidades estudadas. Portanto, sob as condições distróficas desses solos, notavelmente pobres em P-disp e em N-total, a melhor maneira de conservar espécies nativas nas comunidades de plantas é evitar o enriquecimento dos solos com esses elementos (Bustamante et al., 2006).

As relações entre a fertilidade química e a invasão de plantas investigadas neste trabalho mostraram relações significativas entre os incrementos do N-total, do P-disp do K-troc e da CTC (capacidade de troca catiônica) dos substratos tratados com lodo de esgoto e o aumento percentual de espécies invasoras nas comunidades vegetais que recrutaram sobre esses substratos. De fato, respostas específicas de espécies à fertilização excessiva podem afetar as interações competitivas nas comunidades vegetais durante a restauração pós-mineração (Daws et al., 2013; Holmes, 2001; Moreno-Penaranda et al., 2004; Silva et al., 2013). Por exemplo, à incorporação de doses maiores de fertilizantes inorgânicos (400 Kg ha⁻¹ de “Granulock 15” – 14,7% N, 11,9% P, 10,5% S) e de lodo de esgoto (89 Mg ha⁻¹ – base seca) a substratos minerados visando à reconstrução de um ecossistema florestal em Hunter Valley (Austrália) promoveu incremento de ervas daninhas que afetaram negativamente a emergência e a sobrevivência de espécies nativas (Nusbaummer et al., 2016). Semelhantemente, a adição de fósforo em áreas mineradas submetidas à restauração na região de Alicante (Espanha) reduziu a sobrevivência de plântulas lenhosas devido ao aumento da competição com ervas invasoras (Soliveres et al., 2012). Estímulos à invasão em comunidades de plantas pelo enriquecimento de nitrogênio ou de fósforo são frequentes (Bobbink et al., 2010; Clark et al., 2007a; D'Antonio & Mack, 2006; Daws et al., 2013; Huenneke et al., 1990; Stevens et al., 2010; Van Dijk et al., 2007; Zak & Gelbrecht, 2007). Diversos experimentos de fertilização comprovaram que a diversidade de espécies nativas diminui após adubação excessiva com nitrogênio ou fósforo, devido a efeitos negativos de maior biomassa de espécies invasoras que competem por luz e

nutrientes (Aerts et al., 2003; Beltman et al., 2007; Daws et al., 2013; Nussbaumer et al., 2016). Ademais, espécies invasoras promovem a substituição de espécies raras por espécies comuns e, em consequência disso, comunidades vegetais com taxas maiores de invasão tendem a ter menor diversidade florística e maior redundância funcional (Bai et al., 2010; Stevens et al., 2010; Suding et al., 2005).

2.5 CONCLUSÃO

As jazidas tratadas com lodo de esgoto abordadas nesse estudo foram colonizadas por diversas espécies de plantas cobriram praticamente toda a superfície minerada. Logo, em comparação aos substratos minerados expostos, reconhece-se que houve melhorias ambientais no tocante à prevenção de processos erosivos e ao desengatilhamento do processo de sucessão vegetal nessas jazidas. Todavia, do ponto de vista ecológico (composição florística, cobertura de árvores, riqueza de espécies nativas, diversidade funcional, grupos sucessionais), tais melhorias estão muito aquém das condições existentes nos ecossistemas naturais de referência (Cerrados sentido restrito).

A incorporação do lodo de esgoto aos substratos minerados aumentou os níveis de fertilidade química para valores muito acima dos existentes nos solos naturais sob Cerrado sentido restrito. Incrementos dos níveis de N-total, P-disp, K-troc e da capacidade de troca catiônica (CTC) aumentaram a invasão de plantas (%) nas jazidas estudadas.

As análises dos componentes florístico e edáfico das jazidas tratadas com lodo de esgoto indica que filtros ecológicos (fertilidade química dos substratos e competição com espécies exóticas e invasoras) influenciaram na colonização vegetal dessas jazidas para a montagem de comunidades vegetais distintas daquelas existentes nos ecossistemas naturais de referência (Cerrados sentido restrito).

2.6. ANEXOS

Tabela 2.2.1: Lista das espécies de gramíneas (Poaceae) amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).

Espécie	Família	Comunidade vegetal	Origem	Hábito de crescimento	Forma de vida (Raunkier)	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão	Grupo sucessional*
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Poaceae	C1; C5; J1; J3; e J5	Ei	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Andropogon cf leucostachyus</i> Kunth	Poaceae	C1	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Aristida recurvata</i> Kunth	Poaceae	C1; e C5	N	ERV	HEM	ANEF	ZOOC	CR
<i>Aristida torta</i> (Nees) Kunth	Poaceae	C4	N	ERV	HEM	ANEF	ZOOC	CR
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Poaceae	C4; e C5	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Axonopus capillaris</i> (Lam.) Chase	Poaceae	C2; e C4	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR

<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	Poaceae	C5	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhl.	Poaceae	C4	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Cenchrus polystachios</i> (L.) Morrone	Poaceae	J2	Ei	ERV	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Chloris</i> cf <i>gayana</i> Kunth	Poaceae	J4	Ei	ERV	HEM	AUTF	AUTC	CR
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	Poaceae	C2; e J4	Ei	ERV	TER	ANEF	AUTC	CR
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Poaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ERV	HEM	ANEF	ZOOC	CR
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	Poaceae	J5	Ei	ERV	TER	ANEF	AUTC	CR
<i>Eragrostis</i> sp1	Poaceae	C2	-	-	-	ZOOF	-	-

<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	Poaceae	C3	Ei	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	Poaceae	J2; J1; J3; e J4	Ei	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv	Poaceae	C1; C3; C5; J1; J3; e J5	Ei	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	J5	Ei	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Oedochloa cf camporum</i> (Swallen) C.Silva & R.P.Oliveira	Poaceae	C4	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	Poaceae	J2	N	ERV	HEM	ANEF	ZOOC	CR

<i>Panicum olyroides</i> Kunth	Poaceae	C4	N	ERV	HEM	ANEF	ZOOC	CR
<i>Paspalum erianthum</i> Nees ex Trin.	Poaceae	C1	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Paspalum foliiforme</i> S.Denham	Poaceae	C5	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	Poaceae	C1	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Paspalum glaucescens</i> Hack.	Poaceae	C3	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	Poaceae	C3	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Paspalum stellatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flüggé	Poaceae	C5	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR

<i>Paspalum cf guttatum</i> Trin.	Poaceae	C3; e C4	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Pennisetum setosum</i> (Sw.) Rich.	Poaceae	J2; J4; e J5	Ei	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
Poaceae sp1	Poaceae	C3	-	-	-	ZOOF	-	-
Poaceae sp2	Poaceae	C3	-	-	-	ZOOF	-	-
Poaceae sp3	Poaceae	J4	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelén	Poaceae	C2; C4; J2; e J5	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Sorghastrum stipoides</i> (Kunth) Nash	Poaceae	C5	N	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Poaceae	C4	N	ERV	HEM	ANEF	ZOOC	CR

<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster	Poaceae	C4; J4; e J5	Ei	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	Poaceae	C2; C1; J2; J1; J3; J4; e J5	Ei	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR

Tabela 2.2.2: Lista das espécies de ervas não graminóides, subarbustos, lianas/trepadeiras e pteridófitas amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).

Espécie	Família	Comunidade vegetal	Origem	Hábito de crescimento	Forma de vida (Raunkier)	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão	Grupo sucessional*
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	Asteraceae	C2; e C4	N	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	C2; J2; J4; e J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR

<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M King & H. Rob.	Asteraceae	C2; J2; e J5	N	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Aldama robusta</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	Asteraceae	C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Alstroemeria cf gardneri</i> Baker	Alstroemeriaceae	C3	N	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	J1	N	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Amaranthaceae	J2; J4; e J5	Ei	ERV	TER	ANEF	AUTC	CR
<i>Alternanthera cf</i> <i>philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Amaranthaceae	J4	Ei	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Amaranthaceae	J2	Ei	ERV	TER	ANEF	AUTC	CR
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Amaranthaceae	J4; e J5	Ei	ERV	TER	ANEF	AUTC	CR
<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.	Bromeliaceae	C4	N	ERV	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex J.F. Souza	Bignonaceae	C1; e C5	N	SARB	GEO	ZOOF	AUTC	CR
<i>Anemopaegma</i> cf <i>acutifolium</i> A. DC.	Bignonaceae	C3	N	SARB	GEO	ZOOF	AUTC	CR
<i>Annona monticola</i> Mart.	Annonaceae	C1; C3; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Annona warmingiana</i> Mello-Silva & Pirani	Annonaceae	C1	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Aristolochia labiata</i> Willd.	Aristolochiaceae	C2	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CR
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae	J2	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Banisteriopsis malifolia</i> (Nees & Mart.) B.Gates	Malphiaceae	C5	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CL
<i>Banisteriopsis cf anisandra</i> (A.Juss.) B.Gates	Malphiaceae	C2	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CL
<i>Banisteriopsis cf stellaris</i> (Griseb.) B.Gates	Malphiaceae	C1; C5; e J1	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CL
<i>Bauhinia cf dumosa</i> Benth.	Fabaceae	C2; C1; C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Bidens cf pilosa</i> L.	Asteraceae	J4; e J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Blainvillea acmella</i> (L.) Philipson	Asteraceae	J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Blepharodon pictum</i> (Vahl) W.D.Stevens	Apocynaceae	C5	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CL
<i>Borreria cf latifolia</i> (Aubl.) K.Schum	Rubiaceae	C2	N	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Borreria tenella</i> (Kunth) Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	C5	N	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Bulbostylis cf</i> <i>sphaerocephala</i> (Boeckeler) C.B.Clarke	Cyperaceae	C4	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR

<i>Bulbostylis cf junciformis</i> (Kunth) C.B.Clarke	Cyperaceae	C3; C4; e J3	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Byrsonima subterranea</i> Brade & Markgr.	Malpighiaceae	C3	N	SARB	GEO	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Calea hymenolepis</i> Baker	Asteraceae	C5	N	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Calliandra dysantha</i> Benth.	Fabaceae	C1; C3; C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Calolisianthus speciosus</i> (Cham. & Schltldl.) Gilg	Gentianaceae	C5	N	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Camarea affinis</i> A.St.-Hil.	Malpighiaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Cantinoa americana</i> (Aubl.) Harley & J.F.B. Pastore	Lamiaceae	J4	Ei	SARB	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Capsicum baccatum</i> L.	Solanaceae	C2	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Cayaponia cf weddellii</i> (Naudin) Gomes-Klein	Cucurbitaceae	C1	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Chamaecrista clausenii</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Chamaecrista conferta</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	Fabaceae	C1; e C4	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Fabaceae	J3	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	C1; e C3	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	Asteraceae	C2	N	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Chresta exsucca</i> DC.	Asteraceae	C5	N	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR

<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	Menispermaceae	C2; C1; e C5	N	ERV	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Clitoria cf falcata</i> Lam.	Fabaceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	J4; e J5	Ei	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E. Walker	Asteraceae	C2; e J3	Ei	ERV	HEM	ANEF	ANEC	CR
<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	Asteraceae	J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.	Fabaceae	J2; e J1	Ei	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Croton antisiphiliticus</i> Mart.	Euphorbiaceae	C2; C4; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Croton cf campestris</i> A.St.- Hil.	Euphorbiaceae	C3	N	SARB	CAM	ANEF	ZOOC	CR

<i>Croton cf grandivelum</i> Baill.	Euphorbiaceae	C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Croton glandulosus</i> L.	Euphorbiaceae	C2	N	SARB	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Croton goyazensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	C1; C3; C4; e J2	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Cuphea cf ferruginea</i> Pohl ex Koehne	Lythraceae	C1; e C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Cuphea cf linarioides</i> Cham. & Schltdl.	Lythraceae	C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Cuphea racemosa</i> (L.f.) Spreng.	Lythraceae	C1; e C3	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Cuphea spermacoce</i> A. St.- Hil.	Lythraceae	C2; C1; C3; e J2	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Cyanocephalus cf caprariifolius</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B. Pastore	Lamiaceae	C3	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Cyperaceae	J3	Ei	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Cyperaceae	J2	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Cyperaceae	C2	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR
<i>Cyperus cf odoratus</i> L.	Cyperaceae	J4; e J5	Ei	ERV	TER	ANEF	AUTC	CR
<i>Dalechampia caperonioides</i> Baill.	Euphorbiaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Dimerostemma lippioides</i> (Baker) S.F. Blake	Asteraceae	C2	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Diplusodon ramosissimus</i> Pohl	Lythraceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Diplusodon villosus</i> Pohl	Lythraceae	C2	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Diplusodon cf oblongus</i> Pohl	Lythraceae	C3	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Distimake digitatus</i> (Spreng.) A.R. Simões & Staples	Convolvulaceae	C3	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR
<i>Distimake maragniensis</i> (Choisy) Petrongari & Sim.- Bianch.	Convolvulaceae	C4	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR

<i>Disynaphia spathulata</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	Amaranthaceae	J4	Ei	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Elephantopus biflorus</i> (Less.) Sch.Bip.	Asteraceae	C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae	C2	Ei	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Asteraceae	J2; J4; e J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Asteraceae	C2	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Eriosema congestum</i> Benth.	Fabaceae	C4	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Eriosema glabrum</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	C4; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Eriosema longifolium</i> Benth.	Fabaceae	C3	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Eriosema cf glaziovii</i> Harms	Fabaceae	C5	N	ERV	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Eriosema cf rigidum</i> Benth.	Fabaceae	C3	N	ERV	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Eugenia langsdorffii</i> O.Berg	Myrtaceae	C5	N	SARB	GEO	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Eugenia sellowiana</i> DC.	Myrtaceae	C3	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae	J5	N	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	Euphorbiaceae	J3	Ei	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR

<i>Euphorbia cf potentilloides</i> Boiss.	Euphorbiaceae	C3	N	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Heliotropiaceae	J2	Ei	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Galactia grewiaefolia</i> (Benth.) Taub.	Fabaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Galactia cf crassifolia</i> (Benth.) Taub.	Fabaceae	C4; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Galianthe eupatorioides</i> (Cham. & Schltdl.) E.L.Cabral	Rutaceae	C2; e C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Gaya pilosa</i> K.Schum.	Malvaceae	J5	N	SARB	TER	ZOOF	AUTC	CR

<i>Gomphrena arborescens</i> L.f.	Amaranthaceae	C1	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Heliotropium indicum</i> L.	Boraginaceae	L251	Ei	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Heteropterys coriacea</i> A.Juss.	Malpighiaceae	C4; e C5	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CR
<i>Hieracium cf ignatianum</i> Bake	Asteraceae	J5	N	ERV	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Hyperia macrantha</i> (A. St.- Hil. ex Benth.) Harley	Lamiaceae	C3; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	Hypoxidaceae	C2	N	ERV	GEO	ZOOF	AUTC	CR
<i>Hyptis rubiginosa</i> Benth.	Lamiaceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Hyptis saxatilis</i> A. St.-Hil. ex Benth.	Lamiaceae	C2; C3; e J3	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Hyptis villosa</i> Pohl ex Benth.	Lamiaceae	C1; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ichthyothere latifolia</i> Baker	Asteraceae	C1; e C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ipomoea argentea</i> Meisn.	Convolvulaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth.	Convolvulaceae	C2; J2; J4; e J5	Ei	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ipomoea procumbens</i> Mart. ex Choisy	Convolvulaceae	C2; e C4	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ipomoea ramosissima</i> (Poir.) Choisy	Convolvulaceae	J4; e J5	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ipomoea squamisepala</i> O'Donell	Convolvulaceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ipomoea triloba</i> L.	Convolvulaceae	J5	Ei	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR

<i>Jacquemontia fusca</i> (Meisn.) Hallier f.	Convolvulaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Justicia lanstykii</i> Rizzini	Acanthaceae	C1	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Justicia pycnophylla</i> Lindau	Acanthaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Justicia sarothroides</i> Lindau	Acanthaceae	C1	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Kielmeyera abdita</i> Saddi	Calophyllaceae	C3	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	Lamiaceae	J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	J2	Ei	ERV	TER	ANEF	ANEC	CR
<i>Lessingianthus bardanoides</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ANEC	CR

<i>Lessingianthus buddleiifolius</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lessingianthus ligulifolius</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lippia cf lacunosa</i> Mart. & Schauer	Verbenaceae	C2; C1; C3; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ludwigia cf decurrens</i> Walter	Onagraceae	J4	Ei	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Mandevilla pohliana</i> (Stadelm.) A.H.Gentry	Apocynaceae	C1	N	SARB	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Manihot cf gracilis</i> Pohl	Euphorbiaceae	C3	N	SARB	CAM	ANEF	ZOOC	CR

<i>Merremia tomentosa</i> (Choisy) Hallier f.	Convolvulaceae	C4; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	J5	Ei	SARB	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	C2; J4; e J5	Ei	SARB	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae	C2; C4; e J2	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Mimosa cf pseudoradula</i> Glaz. ex Barneby	Fabaceae	C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	C2; J2; e J5	Ei	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Myrcia capitata</i> O. Berg	Myrtaceae	C2	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Myrcia myrtilifolia</i> DC	Myrtaceae	C2; C1; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Myrcia piauhiensis</i> O.Berg	Myrtaceae	C2	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Myrcia pinifolia</i> Cambess.	Myrtaceae	C4	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Myrcia stricta</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	Myrtaceae	C2; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Nicotiana cf alata</i> Link & Otto	Solanaceae	J4; e J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ouratea floribunda</i> (A.St.- Hil.) Engl.	Ochnaceae	C3	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Oxalis cf hirsutissima</i> Mart. & Zucc.	Oxalidaceae	J1	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Oxalis densifolia</i> Mart. & Zucc. ex Zucc.	Oxalidaceae	C3; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Oxalis suborbiculata</i> Lourteig	Oxalidaceae	C2; e C1	N	SARB	GEO	ZOOF	AUTC	CR
<i>Palicourea coriacea</i> (Cham.) K.Schum.	Rubiaceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Passovia ovata</i> (Pohl ex DC.) Tiegh.	Loranthaceae	C2	N	ERV-Hem	SP	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Pavonia</i> cf <i>grandiflora</i> A.St.-Hil.	Malvaceae	C1; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Pavonia pohlii</i> Gürke	Malvaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Pavonia rosa-campestris</i> A. St.-Hil.	Malvaceae	C3; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Peltaea macedoi</i> Krapov. & Cristóbal	Malvaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Peltaea cf lasiantha</i> Krapov. & Cristóbal	Malvaceae	C2	N	SARB	GEO	ZOOF	AUTC	CR
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	Fabaceae	C1	N	SARB	CAM	AUTF	AUTC	CR
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	Celastraceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb. var. <i>tenellus</i>	Phyllanthaceae	J4; e J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	J2; e J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Urticaceae	J1	Ei	ERV	HEM	AUTF	AUTC	CR

<i>Planaltina cf capitata</i> (K.Schum.) R.M. Salas & E.L. Cabral	Rubiaceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	J4	Ei	ERV	TER	AUTF	AUTC	CR
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.	Sapotaceae	C1; e C3	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Praxelis kleinioides</i> (Kunth) Sch. Bip.	Asteraceae	J5	N	ERV	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	Dennstaedtiaceae	J4	Ei	PTE	CAM	ANEF	ANEC	CR
<i>Rhynchospora cf</i> <i>consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	C1; C4; e C5	N	ERV	HEM	ANEF	AUTC	CR

<i>Riencourtia oblongifolia</i> Gardner	Asteraceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ruellia cf dissitifolia</i> (Nees) Hiern	Acanthaceae	C1	N	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Ruellia cf incomta</i> (Nees) Lindau	Acanthaceae	C3	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Sabicea brasiliensis</i> Wernham	Rubiaceae	C2; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	C2; C1; C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	J4; e J5	Ei	SARB	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	Fabaceae	J2	Ei	SARB	TER	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Serjania erecta</i> Radlk.	Sapindaceae	C1; e C3	N	LIA-TREP	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Serjania cf obtusidentata</i> Radlk.	Sapindaceae	C2; e C5	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	C5; J1; e J3	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ANEC	CR
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	Malvaceae	C2; e J2	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Sida glaziovii</i> K.Schum	Malvaceae	C2; J2; J1; J3; J4; e J5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	J2; J3; J4; e J5	Ei	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Sida tuberculata</i> R.E.Fr.	Malvaceae	J2; J4; e J5	Ei	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	C2; J2; J3; e J4	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Smilax goyazana</i> A.DC.	Smilacaceae	C2; e C1	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	J2; J4; e J5	Ei	SARB	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Solanum lycopersicum</i> L.	Solanaceae	J5	Ei	SARB	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	J4	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	Verbenaceae	C2; e J3	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Stachytarpheta villosa</i> (Pohl) Cham.	Verbenaceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Stenocephalum</i> <i>megapotamicum</i> (Spreng.) Sch.Bip.	Asteraceae	C4	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Strophopappus ferrugineus</i> (Baker) R.Esteve	Asteraceae	C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR

<i>Stylosanthescf scabra</i> Vogel	Fabaceae	C2; C1; C4; J1; J3; e J5	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Tagetes minuta</i> L.	Asteraceae	C2; e J2	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Tarenaya spinosa</i> (Jacq.) Raf.	Cleomaceae	C2; e J2	Ei	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Tibouchina aegopogon</i> (Naudin) Cogn.	Melastomataceae	C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	Asteraceae	J1; e J3	Ei	SARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner	Asteraceae	C2; C4; C5; J2; e J3	N	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Trimezia juncifolia</i> (Klatt) Benth. & Hook.	Iridaceae	C5	N	ERV	GEO	ZOOF	AUTC	CR

<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	C2; J2; e J4	Ei	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Trixis glutinosa</i> D. Don	Asteraceae	C1; e C5	N	SARB	HEM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Turnera cf longiflora</i> Cambess.	Turneraceae	C4; e C5	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Turneraceae	C2; J1; J3; e J4	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Turnera cf lamiifolia</i> Cambess.	Turneraceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Vellozia squamata</i> Pohl	Velloziaceae	C1	N	SARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Verbenaceae	C2; C4; J2; e J4	Ei	ERV	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Vigna cf luteola</i> (Jacq.) Benth.	Fabaceae	J1	N	LIA-TREP	LIA-TREP	ZOOF	AUTC	CR
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae	C2; e J5	N	SARB	HEM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Wedelia bishopii</i> H.Rob.	Asteraceae	C4; e C5	N	ERV	HEM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Youngia japonica</i> (L.) DC	Asteraceae	J5	Ei	ERV	TER	ZOOF	ANEC	CR
<i>Zornia cf curvata</i> Mohlenbr.	Fabaceae	J4	N	SARB	HEM	ZOOF	ZOOC	CR

Tabela 2.2.3: Lista das espécies de arbustos amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).

Espécie	Família	Comunidade vegetal	Origem	Hábito de crescimento	Forma de vida (Raunkier)	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão	Grupo sucessional*
<i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	C2	Ei	ARB	CAM	ANEF	ZOOC	CR
<i>Adenocalymma pedunculatum</i> (Vell.) L.G. Lohmann	Bignoniaceae	C1	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR

<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	C2; C1; C3; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC	Asteraceae	C2; C1; C3; J3; J5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Baccharis reticularia</i> DC.	Asteraceae	C3; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Baccharis retusa</i> DC.	Asteraceae	C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little	Malpigiaceae	C1; e C4	N	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Banisteriopsis megaphylla</i> (A.Juss.) B.Gates	Malpigiaceae	C4; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CL
<i>Bauhinia cf holophylla</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	C2	N	ARB	FAN	ZOOF	AUTC	CR

<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	C1; e C3	N	ARB	FAN	ZOOF	AUTC	CR
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	C1; C3; e C5	N	ARB	FAN	ANEF	ZOOC	CR
<i>Byrsonima basiloba</i> A.Juss.	Malpighiaceae	C1; C3; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Huth	Fabaceae	C1; e J1	E	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	C2; C1; e C3	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	Myrtaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Chresta sphaerocephala</i> DC.	Asteraceae	C3; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR

<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	C2; J2; J3; J4; e J5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Cordia elliptica</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	C2	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Crotalaria cf flavicoma</i> Benth.	Fabaceae	C1	N	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Cuspidaria sceptrum</i> (Cham.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	C1; C4; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	Primulaceae	C2	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Cybianthus gardneri</i> (A.DC.) G.Agostini	Primulaceae	C1	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL

<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	Dilleniaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Diplusodon cf virgatus</i> Pohl	Lythraceae	C1	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Elephantopus elongatus</i> Gardner	Asteraceae	C4	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Eremanthus mollis</i> Sch.Bip.	Asteraceae	C4; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Erythroxylum cf campestre</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Esenbeckia pumila</i> Pohl	Rutaceae	C5	N	ARB	GEO	ZOOF	AUTC	CR
<i>Esterhazyia cf splendida</i> J.C.Mikan	Orobanchaceae	C5	N	ARB	FAN	ZOOF	AUTC	CR
<i>Eugenia complicata</i> O. Berg	Myrtaceae	C3; e C4	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CL

<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	C3	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	C2; e C1	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	C1; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Heteropterys cf campestris</i> A. Juss.	Malpighiaceae	C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Hortia brasiliana</i> Vand. ex DC.	Rutaceae	C2	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	Fabaceae	J4	Ei	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Jacaranda rufa</i> Silva Manso	Bignoniaceae	C2	N	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CL

<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	Bignoniaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CL
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	C2; e J2	Ei	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	C5; J2; e J5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lepidaploa remotiflora</i> (Rich.) H. Rob	Asteraceae	C2	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lessingianthus floccosus</i> (Gardner) H.Rob.	Asteraceae	C4; e C5	N	ARB	GEO	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lippia rotundifolia</i> Cham.	Verbenaceae	C2; C3; e C4	N	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Lippia cf renifolia</i> Turcz.	Verbenaceae	C3	N	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR

<i>Ludwigia cf tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	Onagraceae	J2	N	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Manihot cecropiifolia</i> Pohl	Euphorbiaceae	C4	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Manihot violacea</i> Pohl	Euphorbiaceae	C1; e C5	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	Melastomataceae	C1	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	Melastomataceae	C2	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Fabaceae	C3; C4; C5; e J3	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Myrcia albotomentosa</i> DC.	Myrtaceae	C1	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	C1; C3; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Myrcia lasiantha</i> DC.	Myrtaceae	C1; e C3	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Parinari obtusifolia</i> Hook.f.	Chrysobalanaceae	C1; e C3	N	ARB	GEO	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Peixotoa reticulata</i> Griseb.	Malpighiaceae	C2; e C3	N	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Pseudobrickellia brasiliensis</i> (Spreng.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	C3	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	Myrtaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Psidium myrtilloides</i> O.Berg	Myrtaceae	C2; C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	C2; e C1	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	C2; J2; J4; e J5	Ei	ARB	CAM	ANEF	AUTC	CR
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	C2; e C4	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	J2	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	C2; e J2	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	C1; e C3	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Solanum falciforme</i> Farruggia	Solanaceae	C2; C1; C3; C4; C5; J2; J1; J3; e J4	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	C2; C4; J2; J1; e J4	Ei	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Solanum stipulaceum</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Solanaceae	C2; J1; e J4	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Solanum subumbellatum</i> Vell.	Solanaceae	C2; C1; C4; C5; J2; e J1	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Solanum cf viarum</i> Duna	Solanaceae	C2; J2; e J4	N	ARB	TER	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Spiranthera odoratissima</i> A. St.-Hil.	Rutaceae	C1; e C3	N	ARB	CAM	AUTF	AUTC	CR
<i>Tabernaemontana solanifolia</i> A. DC.	Apocynaceae	C3	N	ARB	CAM	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bignoniaceae	C2	Ei	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Rubiaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Tontelea micrantha</i> (Mart.) A.C. Sm.	Celastraceae	C3; e J3	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Vernonanthura ferruginea</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	C1; C4; C5; J2; J1; e J5	N	ARB	CAM	ZOOF	ANEC	CR

<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	Asteraceae	C2; C1; C4; C5; J2; J3; e J4	N	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Hypericaceae	C2	N	ARB	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Waltheria cf brachypetala</i> Turcz	Malvaceae	J5	N	ARB	CAM	ZOOF	AUTC	CR
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Bignoniaceae	C4; e C5	N	ARB	FAN	ZOOF	ANEC	CR

Tabela 2.2.4: Lista das espécies de árvores e palmeiras amostradas nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).

Espécie	Família	Comunidade vegetal	Origem	Hábito de crescimento	Forma de vida (Raunkier)	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão	Grupo sucessional*
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	C2; C1; C3; C4; C5; J1; e J3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Agonandra brasiliensis</i> Miens ex Benth. & Hook.f.	Opiliaceae	C1	N	ARV	FAN	ANEF	ZOOC	CL
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Rubiaceae	C2	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	Fabaceae	C2; C1; C3; e CDF131	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Annona crassiflora</i> Mart	Annonaceae	C2; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A.Juss.) B.Gates	Malpighiaceae	C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	C2; e C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	C2; C1; C3; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	C2; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	C2	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltldl.	Annonaceae	C2	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	C2; C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae	C2; C1; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL

<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Cecropia cf pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	C2; e C5	N	ARV	FAN	ANEF	ZOOC	CR
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	C2	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	Solanaceae	J2	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Citrus × limon</i> (L.) Osbeck	Rutaceae	C2; e J2	E	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	C2; C1; C3; C4; C5; e J3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	C2; C1; C3; C4; C5; e J1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	Ebenaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Annonaceae	C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	C2; e C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL

<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	C1; C3; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	C1; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	C2; C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	C1; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	C1; C3; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne var. stigonocarpa	Fabaceae	C2; C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Ilex affinis</i> Gardner	Aquifoliaceae	C1	N	ARV	FAN	ANEF	ZOOC	CL
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	Calophyllaceae	C2; C1; C3; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	C2; C1; C3; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Fabaceae	C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	J1; J4; e J5	Ei	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR

<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	J1	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Fabaceae	C1; C3; C5; J1; e J3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	C2; C1; C3; e J3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Miconia burchellii</i> Triana	Melastomataceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	Melastomataceae	C2; C1; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Fabaceae	J4	N	ARV	FAN	ZOOF	AUTC	CR
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae	J1	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Myrtaceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Primulaceae	C2; C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Lauraceae	C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	C1; C3; C4; C5; e J3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	C2; e J2	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Asteraceae	C2; C5; e J2	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR

<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Asteraceae	C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	C2; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Pleroma stenocarpum</i> (Schrank et Mart. ex DC.) Triana	Melastomataceae	C2	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk	Sapotaceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Protium ovatum</i> Engl.	Burseraceae	C1; C3; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	Malvaceae	C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Psidium australe</i> Cambess.	Myrtaceae	C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	C2; J1; J3; e J4	E	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	C2; C1; e C3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	C1; C3; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL

<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Celastraceae	C2; C1; C3; C4; e J1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltldl.) Frodin	Araliaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	J2; e J4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	Simaroubaceae	C2; e C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Loganiaceae	C2; e C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CL
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	C2; C1; C3; C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	Arecaceae	C1; e C5	N	PAL	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	C1; C3; C4; e C5	N	PAL	GEO	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	C1; C3; e J3	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Bignoniaceae	C4; e C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Fabaceae	C2	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CL
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	C5	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	C2; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	Vochysiaceae	C1	N	ARV	FAN	ZOOF	ANEC	CR
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart	Annonaceae	C2; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	ZOOC	CR
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	C2; C1; e C4	N	ARV	FAN	ZOOF	AUTC	CR

Tabela 2.2.5: Lista dos táxons (não graminóides) desconhecidos ao nível de espécie amostrados nas comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito - ecossistemas naturais de referência (C1, C2, C3, C4 e C5).

Espécie	Família	Comunidade vegetal	Origem	Hábito de crescimento	Forma de vida (Raunkier)	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão	Grupo sucessional*
<i>Acanthaceae</i> sp1	Acanthaceae	C1	-	-	-	-	-	-
<i>Aeschynomene</i> sp1	Fabaceae	J4	-	-	-	-	-	-
<i>Alternanthera</i> sp1	Amaranthaceae	J2	-	-	-	-	-	-
<i>Borreria</i> sp1	Rubiaceae	C2	-	-	-	-	-	-
<i>Calliandra</i> sp1	Fabaceae	J5	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Croton</i> sp1	Euphorbiaceae	C3	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Croton</i> sp2	Euphorbiaceae	C5	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Cuphea</i> sp1	Lythraceae	C2	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Cuphea</i> sp2	Lythraceae	C4	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Cyperaceae</i> sp1	Cyperaceae	C5	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Cyperaceae</i> sp2	Cyperaceae	J3	-	-	-	ZOOF	-	-
Desconhecida sp1	Desconhecida	C2	-	-	-	-	-	-

Desconhecida sp2	Desconhecida	C2	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp3	Desconhecida	C2	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp4	Desconhecida	C1	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp5	Desconhecida	C1	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp6	Desconhecida	C1; e J1	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp7	Desconhecida	C1; e C3	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp8	Desconhecida	C3	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp9	Desconhecida	C3	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp10	Desconhecida	C3	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp11	Desconhecida	C5	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp12	Desconhecida	C5	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp13	Desconhecida	C5	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp14	Desconhecida	C5	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp15	Desconhecida	C5	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp16	Desconhecida	J1	-	-	-	-	-	-
Desconhecida sp17	Desconhecida	J5	-	-	-	-	-	-

Fabaceae sp1	Fabaceae	C1	-	-	-	ZOOF	-	-
Fabaceae sp2	Fabaceae	C1	-	-	-	ZOOF	-	-
Fabaceae sp3	Fabaceae	C5	-	-	-	ZOOF	-	-
Fabaceae sp4	Fabaceae	J5	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Heteropterys</i> sp1	Malpighiaceae	C3	-	-	-	ZOOF	-	-
<i>Hyptis</i> sp1	Lamiaceae	C1	-	-	-	ZOOF	-	-
Lamiaceae sp1	Lamiaceae	C5	-	-	-	ZOOF	-	--
Lamiaceae sp2	Lamiaceae	C5	-	-	-	ZOOF	-	-
Malpighiaceae sp1	Malpighiaceae	C1	-	-	-	ZOOF	-	-
Malpighiaceae sp2	Malpighiaceae	C5; e C4	-	-	-	ZOOF	-	-
Mimosa sp1	Fabaceae	C2	-	-	-	ZOOF	-	-
Nyctaginaceae sp1	Nyctaginaceae	C2	-	-	-	ZOOF	-	-
Psidium sp1	Myrtaceae	C3	-	-	-	ZOOF	-	-
Rubiaceae sp1	Rubiaceae	C4	-	-	-	ZOOF	-	-

Legenda (Tabelas 2.1.1; 2.1.2; 2.1.3; 2.1.4 e 2.1.5): Espécie nativa ao Cerrado (N), espécie exótica e invasora ao Cerrado (Ei), espécie exótica ao Cerrado (E), árvore (ARV), arbusto (ARB), subarbusto (SARB), erva (ERV), liana ou trepadeira (LIA-TREP), palmeira (PAL) e pteridófito (PTE); terófito (TER), geófito (GEO), hemipterófito (HEM), caméfito (CAM), fanerófito (FAN), semi-parasita (SPAR), anemófilo (ANEF), zoófilo (ZOOF), autófilo (AUTF), anemocórica (ANEC), zoocórica (ZOOC), autocórica (AUTC),

crescimento rápido (CR) e crescimento lento (CL). Táxons não identificados ao nível específico não foram classificados (-). * Na classificação por grupo sucessional espécies pioneiras e secundárias iniciais foram consideradas espécies de crescimento rápido e espécies secundárias tardias e clímax, espécies de crescimento lento.

Fontes consultadas: Allenpach & Dias (2012); Antunes (2013); Assunção et al. (2011); Barbosa et al. (2015); Batalha & Mantovani (2000); Batalha & Mantovani (2001); Batalha & Martins (2002; 2005); Bosa et al. (2015); Burgos (2012); Cândido et al. (2014); Capellari (1991); Chacon et al. (2014); Chukwuka et al. (2007); Corrêa (2009); Corrêa et al. (2007; 2015); Costa & Durigan (2010); Danin et al. (2008); Deus (2014); Faria Júnior (2009); Flora de Santa Catarina (2018); REFLORA (2018); Gandolfi et al. (1995); Harvey & Pastore (2012); Hittorf (2012); Ishara & Maimoni-Rodella (2011); Jacobi & Carmo (2011); Joaquim et al. (2014); Kageyama & Gandara (2005); Kinoshita et al. (2006); Kolbek & Alves (2008); Leininger & Foin (2009); Leite et al. (2004); Lenza & Klink (2006); Lorenzi (1998; 2002; 2008); Madeira et al. (2009); Mamede (1993); Mantovani & Martins (1993); Mantovani (1983); Maragon et al. (2007); Marmontel et al. (2013); Martins (2013); Martins Bosa et al. (2015); Medeiros (2011); Meira Neto et al. (2007); Melo (2008); Melo-Silva et al. (2012); Mendes et al. (2004); Mendonça et al. (2008); Miguel et al. (2016); Mioduski & Moro (2011); Moreira & Bragança (2011); Oliveira et al. (2017); Pereira et al. (2010); Peres (2016); Petrongari et al. (2018); Pilon et al. (2015); Prado-Júnior et al. (2012); Pruski (2013); Reader & Buck (1986); Reis et al. (2014); Ribeiro et al. (2005); Silva et al. (2014); Silva Júnior et al. (2005); Species Link (2018); Spina et al. (2001); Stefanello et al. (2010); Tozzi et al. (2016); e Yamamoto et al. (2007).

Tabela 2.4: Parâmetros florísticos das comunidades vegetais que recrutaram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto (J1, J2, J3, J4 e J5) e nos Cerrados sentido restrito (C1, C2, C3, C4 e C5).

Parâmetros Florísticos	C1	C2	C3	C4	C5	J1	J2	J3	J4	J5	Médias e Desvios (Cerrados)	Médias e Desvios (Jazidas)
S	162	154	129	126	150	31	54	34	51	51	144 ± 15,88 a	44 ± 10,80 b
SN	149	126	118	120	137	18	26	23	13	15	130 ± 12,94 a	19 ± 5,43 b
FD	6,16	7,28	6,18	5,87	6,70	3,92	6,33	3,92	5,66	4,96	6,44 ± 0,55 a	4,96 ± 1,06 b
CV (%)*	n.a	n.a	n.a	n.a	n.a	97	98	98	98	96	n.a	97 ± 0,8
CA (%)	20-50	20-50	20-50	5-20	20-50	2	5	3	3	4	31 ± 9,83 a	3 ± 1,14 b
Ei (%)	2	12	2	2	1	31	49	27	71	69	4 ± 4,60 a	50 ± 20,56 b
FL (%)	66	62	69	55	53	49	35	39	26	15	61 ± 6,89 a	33 ± 12,93 b
FH (%)	30	33	28	42	41	41	61	57	67	77	35 ± 6,38 a	61 ± 13,30 b
ARV (%)	44	40	45	35	31	28	9	21	8	2	39 ± 5,96 a	14 ± 10,60 b
ARB (%)	22	22	24	20	22	21	26	18	18	13	22 ± 1,41 a	19 ± 4,76 a
SARB (%)	22	20	19	26	27	17	23	30	24	23	23 ± 3,56 a	24 ± 4,62 a
ERV (%)	8	13	9	16	14	24	38	27	43	54	12 ± 3,39 a	37 ± 12,19 b
LIA-TREP (%)	3	5	2	2	4	10	4	3	4	8	3 ± 1,30 a	6 ± 3,03 a
PAL (%)	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1 ± 0,45	0
PTE (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
TER (%)	0	8	1	2	1	3	28	6	39	44	2 ± 3,21 a	24 ± 18,75 b
GEO (%)	3	2	3	2	4	0	0	0	0	0	3 ± 0,84	0

HEM (%)	12	18	18	30	24	26	31	36	22	33	20 ± 6,84 a	30 ± 5,59 b
CAM (%)	19	21	19	20	24	28	24	24	22	13	21 ± 2,07 a	22 ± 5,59 a
FAN (%)	53	57	58	44	42	13	31	30	12	2	51 ± 7,40 a	18 ± 12,54 b
SPAR (%)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ANEF (%)	5	7	8	11	9	17	7	15	14	21	8 ± 2,24 a	15 ± 5,12 b
ZOOF (%)	95	92	91	89	91	83	90	85	82	79	92 ± 2,19 a	84 ± 4,09 b
AUTF (%)	0	1	1	0	0	0	3	0	4	0	0	1 ± 1,95
ANEC (%)	29	26	26	29	37	32	38	42	22	38	29 ± 4,51 a	34 ± 7,80 a
ZOOC (%)	53	53	54	44	42	42	41	33	37	27	49 ± 5,72 a	36 ± 6,16 b
AUTC (%)	18	21	20	27	20	26	21	24	41	35	21 ± 3,42 a	30 ± 8,32 a
CR (%)	68	65	64	73	76	96	79	91	100	100	69 ± 5,17 a	93 ± 8,76 b
CL (%)	32	34	36	27	24	4	21	9	0	0	31 ± 4,98 a	7 ± 8,76 b

Legenda: Riqueza de espécies (S); riqueza de espécies nativas (SN), diversidade funcional (FD), cobertura vegetal (% CV); cobertura arbórea (% CA), espécies invasoras (% Ei), flora lenhosa - árvores + arbustos (% FL), flora herbácea - ervas + subarbustos (% FH), árvores (% ARV), arbustos (% ARB), subarbustos (% SARB), ervas (% ERV), lianas ou trepadeiras (% LIA-TREP), palmeiras (% PAL), pteridófitas (% PTE), espécies terófitas (% TER), espécies geófitas (% GEO), espécies hemicriptófitas (% HEM), espécies caméfitas (% CAM), espécies fanerófitas (% FAN), espécies semiparasitas (% SPAR), espécies anemófilas (% ANEF), espécies zoófilas (% ZOOF), espécies autófilas (% AUTF), espécies anemocóricas (% ANEC), espécies zoocóricas (% ZOOC), espécies autocóricas (% AUTC), espécies de crescimento rápido (% CR) e espécies de crescimento lento (% CL). Sigla n.a = não avaliado.

Nota: Médias com desvio padrão seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste T de Student ($\alpha = 95\%$). O programa estatístico não pode fazer os cálculos porque não havia observações suficientes que fossem maiores do que a média. Valores de cobertura arbórea para Cerrado sentido restrito e para Cerrado sentido restrito ralo foram consultados em Ribeiro & Walter (2008). * A cobertura vegetal (%) mensurada nas jazidas tratadas com lodo de esgoto foi estimada apenas para efeitos de comparação com as jazidas mineradas antes do tratamento com lodo de esgoto.

3 CHUVA DE DIÁSPOROS EM JAZIDA REVEGETADA COM LODO DE ESGOTO NO DISTRITO FEDERAL

3.1 INTRODUÇÃO

A dispersão ou “chuva” de diásporos é um processo fundamental do ciclo de vida de espécies vegetais e trata-se do deslocamento de propágulos a partir da planta-mãe (Cordeiro & Howe, 2003). As chances de recrutamento próximo à planta-mãe podem ser muito baixas devido à competição e à predação de sementes (Begon et al., 2007). À medida que as sementes se afastam da planta mãe, a probabilidade de sobrevivência das plântulas cresce (Howe, 1993). A disseminação ou dispersão natural de diásporos constitui-se em importante meio para a regeneração natural e a perpetuação de comunidades vegetais, podendo ser considerada como o procedimento que antecede à colonização de plantas.

Estudos experimentais e modelos teóricos têm sido usados para estudar o impacto da dispersão de diásporos nos padrões de distribuição e diversidade de espécies nos níveis local e paisagístico (Muller-Landau et al., 2002; Oster et al., 2009; Poulsen et al., 2007; Wijdeven & Kuzee, 2000). Os resultados desses estudos sugerem que a limitação da dispersão de diásporos, os processos pós-dispersão de predação, a remoção e a perda de viabilidade deles podem afetar criticamente o sucesso reprodutivo das plantas e, por fim, moldar padrões de distribuição de espécies em toda a paisagem (Pivello et al., 2006; Salazar et al., 2012; Zamora & Montagnini, 2007).

Na restauração de ecossistemas naturais, fatores como distância em relação à fonte de propágulos, estrutura e composição da flora local, sazonalidade climática, comportamento de vertebrados frugívoros e traços funcionais das espécies influenciam diretamente nos padrões espaciais e temporais da chuva de diásporos e, conseqüentemente, nas taxas de colonização vegetal ao longo da sucessão secundária (Battilani, 2010; Barbosa & Pizo, 2006; Clark et al., 2007b; Jacquemyn et al., 2003; Melo et al., 2006; Oster et al., 2009; Rodrigues et al., 2004; Zang et al., 2007). Sabe-se, por exemplo, que plantações de árvores em pastagens adjacentes às florestas ombrófilas são efetivas na atração de vertebrados frugívoros (Bustamante-Sánchez, 2012; Zamora & Montagnini, 2007), ao passo que a baixa densidade de árvores nas pastagens vizinhas às florestas decíduas favorece a dispersão de espécies anemocóricas, cujos diásporos menores e mais leves são capazes de alcançar distâncias maiores em relação à borda dos fragmentos (Holl, 1999; Holl et al., 2000; Sampaio et al., 2007; Vieira & Scariot, 2006).

Em se tratando de ecossistemas savânicos e campestres submetidos a distúrbios severos (agricultura mecanizada, pastoreio de alta intensidade e mineração), a falta de sementes e de gemas subterrâneas nos substratos remanescentes e as limitações de dispersão agem como filtros ecológicos que restringem o estabelecimento de plântulas nesses locais (Buisson et al., 2018; Ilunga et al., 2015; Schmidt et al., 2019; Salazar et al., 2012). Além disso, a baixa densidade de árvores e a alta dominância de espécies herbáceas (especialmente de gramíneas invasoras) nos sítios revegetados são fatores que favoreceram a colonização de espécies anemocóricas (diásporos geralmente menores e mais leves) em detrimento da colonização de espécies lenhosas zoocóricas (diásporos geralmente maiores e mais pesados) que produzem frutos e pseudofrutos carnosos que atraem aves e mamíferos (Corrêa et al., 2007; Le Stradic et al., 2018; Salazar et al., 2012; Silva et al., 2013; Starr et al., 2012).

Nesse sentido, compreender os principais mecanismos envolvidos na dispersão de diásporos em jazidas mineradas é essencial para incrementar a colonização vegetal e melhorar a condição ecológica das comunidades recrutadas (Balduino et al., 2019; Corrêa et al., 2015; Sanger & Jetschke, 2004). Na falta de diásporos locais e regionais, qualquer tentativa para restabelecer processos e funções nos ecossistemas impactados irá falhar, visto que as intervenções ativas devem envolver a manipulação conjunta de filtros bióticos, abióticos e de dispersão (Halassy et al., 2016; Hulvey & Aigner, 2014). De outra parte, não se tem conhecimento de estudos que quantificaram a chuva de diásporos em jazidas mineradas revegetadas com lodo de esgoto.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar a chuva de diásporos em uma jazida tratada com lodo de esgoto no Distrito Federal, tendo como referência um fragmento natural de Cerrado sentido restrito situado ao lado da paisagem minerada. A hipótese formulada foi de que a chuva de diásporos (filtro de dispersão)  fator limitante para o recrutamento de plantas nativas na jazida estudada.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na jazida J294 localizada às margens da Rodovia BR-060 (sentido Brasília – Goiânia) na Região Administrativa do Gama, Distrito Federal (coordenadas 48,17 W e 15,96 S) (Figura 1). A topografia regional varia de plana a suavemente inclinada, com altitude média de 1.100 m. O clima é tropical de savana (Aw – Kppen Geiger) com estações úmidas e secas bem definidas. A temperatura média anual varia de 21 C a 24 C

e a precipitação anual varia de 1.200 a 1.600 mm, com 95% de precipitação ocorrendo entre setembro e março (INMET, 2019).

A jazida J294 sofreu exploração de cascalho laterítico entre os anos de 2001 e 2002, quando as operações de mineração removeram os primeiros 4 – 5m dos horizontes edáficos superficiais deixando uma cava de 67 ha. O solo original na área era um Cambissolo háplico (Embrapa, 2013), que sustentava Cerrado sentido restrito. Em 2002, 130 Mg ha⁻¹ (base seca) de lodo de esgoto originado das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) Brasília Sul e Brasília Norte, operadas pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), foram mecanicamente incorporados à camada superficial (0 – 15 cm) do substrato exposto pela mineração. Passados 30 dias da fase de incorporação, foram adicionados 50 Mg ha⁻¹ de Cal virgem (CaO), de acordo com as normas sanitárias. Uma densa cobertura herbácea estabeleceu-se espontaneamente na área nos anos que se sucederam à incorporação do lodo de esgoto ao substrato. Em 2005, capim-braquiarião (*Urochloa brizantha*) foi semeado (7 kg ha⁻¹) no substrato tratado com lodo de esgoto, sendo a área deste então utilizada como pasto para cerca de trinta bovinos (0,5 cabeça/hectare). No ano de 2015, estimou-se, mediante uso de técnicas de sensoriamento remoto, que *U. brizantha* e *U. decumbens* ocupavam cerca de 85% da área total da jazida. Um fragmento de 4 ha de Cerrado sentido restrito foi preservado ao lado da jazida explorada (**Figura 3.1**).

Para a avaliação da chuva de diásporos foram estabelecidos dezoito coletores na jazida tratada com lodo de esgoto (0,3 ha) e doze coletores foram posicionados no fragmento de Cerrado sentido restrito - ecossistema natural usado como referência (0, 12 ha) (**Figura 3.1**). Os coletores, dispostos à altura de 1m em relação ao substrato revegetado, foram confeccionados com rede de nylon (1 mm) com cerca de 15 cm de fundo e estrutura de cano em PVC (50 × 50 cm), e (**Figura 3.2**). As coletas foram iniciadas em novembro de 2016 e o material capturado (sementes, frutos, flores, folhas e outros componentes orgânicos) foi recolhido mensalmente até outubro de 2017, perfazendo o total de 12 meses de coleta. O material retirado dos coletores foi armazenado em sacos de papel e levado para o herbário da Universidade de Brasília, onde se realizou a triagem e a separação dos diásporos (frutos ou sementes) do restante do material vegetal recolhido. Foi feita a análise física dos diásporos, sendo descartados aqueles que apresentavam infestação por fungos ou estrutura incompleta. Para cada coletor, foram contabilizados e mensurados os diásporos presentes mediante uso de paquímetro digital, sendo tomadas duas medidas (comprimento e largura) para o cálculo da área média (mm²) de cada morfoespécie. A quantidade de material vegetal (g) e a massa total de diásporos (g) presente nos coletores foi aferida com o uso de balança de precisão (0,002 g).

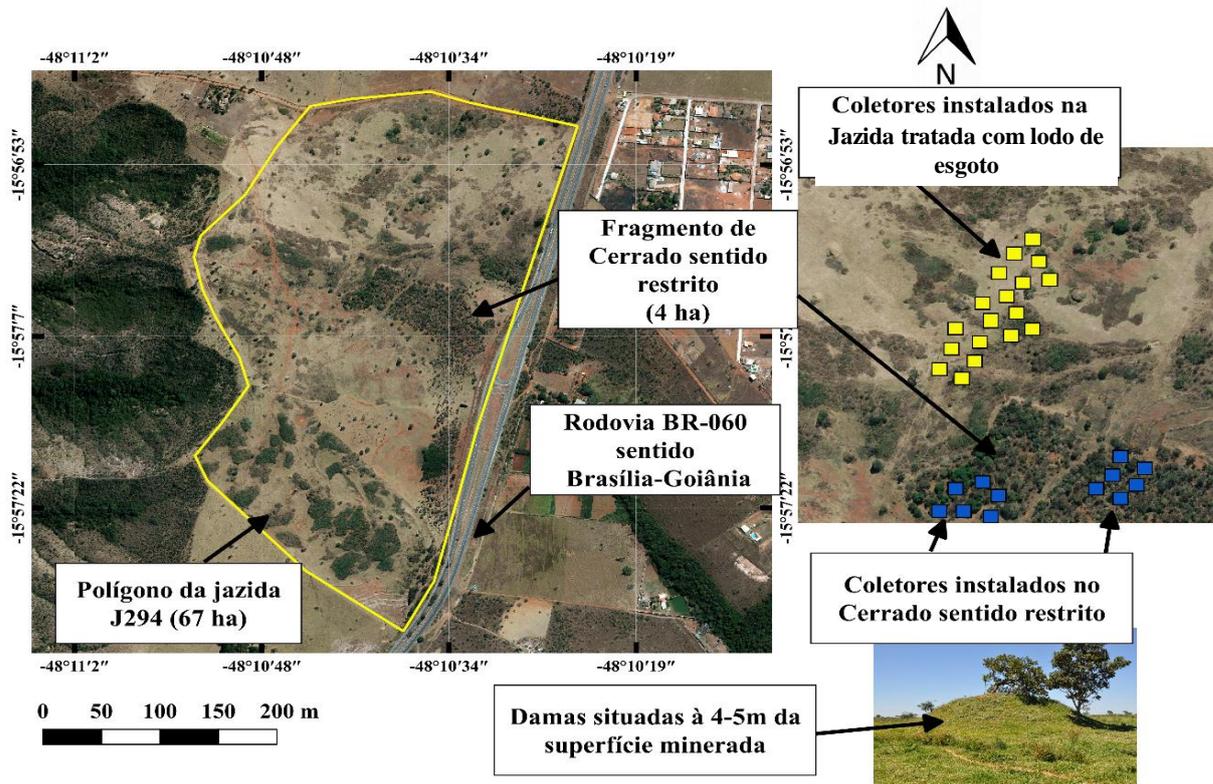


Figura 3.1: Localização da área de estudo - jazida J294. Nota: Base cartográfica: projeção ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte: Mosaico de ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).



Figura 3.2: Coletor de diásporos implantado na jazida J294 ($0,50 \times 0,50 \text{ m} = 0,250 \text{ m}^2$).

A identificação de diásporos ao nível de espécie ou de gênero, quando possível, foi feita por meio de literatura especializada e por comparações fotográficas. Todos os diásporos identificados até o nível de gênero foram classificados quanto à origem (nativa ou exótica e invasora do Cerrado) (Mendonça et al., 2008), síndrome de dispersão (anemocoria, zoocoria e autocoria), forma de vida (erva, subarbusto, arbusto, árvore e liana ou trepadeira) e grupo ecológico (crescimento rápido – espécies pioneiras e secundárias iniciais – e crescimento lento – espécies secundárias tardias e clímax). A frequência absoluta das espécies foi calculada pela razão: número de ocorrências por mês de diásporos de uma determinada espécie ÷ número total de meses avaliados.

Para verificar se houve relação entre a precipitação (mm) de cada mês de coleta e a densidade (unidades/m²) de diásporos recolhidos dos coletores, foi calculado o coeficiente de correlação linear de Spearman (Zar, 1999). Material vegetal (MV) (g/m²), densidade de diásporos (AD/m²), densidade de diásporos de espécies nativas ao Cerrado (ADN/ m²) e densidade de diásporos de espécies exóticas e invasoras do Cerrado (ADEi/ m²) obtidos nos coletores instalados no Cerrado sentido restrito e na área revegetada com lodo de esgoto foram comparados entre si por estatística de medianas (teste *Mood* com $\alpha = 95\%$), posto que os dados não apresentaram distribuição normal (teste de *Anderson-Darling* com $\alpha = 95\%$), mesmo quando submetidos a transformações logarítmicas ou exponenciais. Os dados foram tabulados e processados no programa Minitab 18.

3.3 RESULTADOS

As coletas mensais de diásporos entre novembro de 2016 e outubro de 2017 no fragmento remanescente de Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto totalizaram 3.222 diásporos/m² pertencentes a 104 espécies de plantas (**Tabela 3.1 – Anexo**). Dessas espécies, 62 (60%) foram exclusivas do Cerrado sentido restrito, 22 (21%) foram exclusivas da área tratada com lodo de esgoto e 19 (18%) foram comuns aos dois ambientes (**Tabela 3.1 – Anexo**). A riqueza florística de diásporos amostrados no Cerrado sentido restrito (27 sp./m²) foi o triplo da registrada nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (9 sp./m²) (**Tabela 3.1 – Anexo**). A massa do material vegetal (diásporos + folhas + flores + restos de insetos) recolhido nos coletores do Cerrado sentido restrito (549,6 g/m²) foi seis vezes superior em relação à massa mensurada nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (89,8 g/m²) (**Tabela 3.1 – Anexo**). Dos 3.222 diásporos/m² coletados na área de estudo, 83% (2.682 diásporos/m²) apresentaram tamanho médio (mm²) inferior a 10 mm² (Figura 5). O maior valor

de tamanho médio de diásporo (1.551 mm²) foi atribuído à espécie *Leucaena leucocephala* (Tabela 3.1 –Anexo; Figura 3.3), árvore classificada como exótica e invasora do Cerrado (Mendonça et al., 2008).

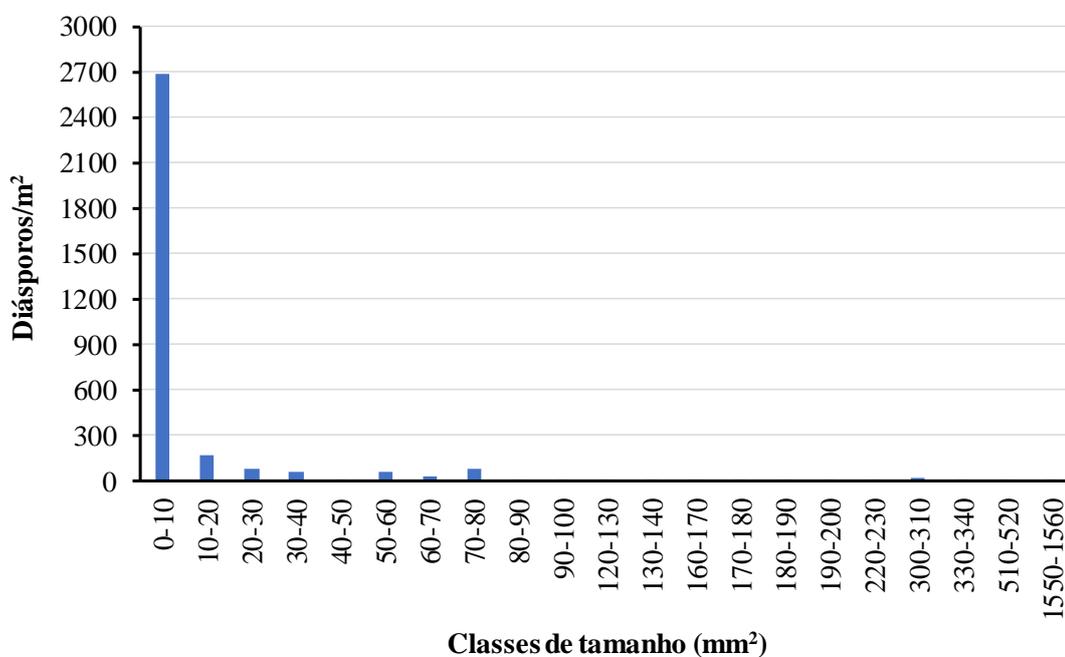


Figura 3.3: Classes de tamanho (mm²) de diásporos coletados no Cerrado sentido restrito e na jazida revegetada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Nota: O tamanho médio de diásporos (mm²) foi calculado pela multiplicação do comprimento (mm) x largura (mm). Para os cálculos de abundância de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos doze coletores do Cerrado sentido restrito e nos dezoito coletores da jazida revegetada com lodo de esgoto durante os doze meses de coleta.

A densidade de diásporos/m² mensurada no Cerrado sentido restrito (2.040 diásporos/m²) foi quase o dobro do valor medido na jazida tratada com lodo de esgoto (1.182 diásporos/m²) (Figura 3.4). O fragmento preservado de Cerrado sentido restrito recebeu maior densidade de diásporos/m² provenientes de espécies exóticas/invasoras do Cerrado (1.379 diásporos/m²) em relação à área tratada com lodo de esgoto (1.077 diásporos/m²) (Figura 3.4). Porém, a proporção entre a densidade de diásporos/m² de espécies nativas e a densidade de diásporos/m² de espécies exóticas e invasoras foi menor na jazida tratada com lodo de esgoto (0,01 ou 1/75) quando comparada com a proporção aferida no Cerrado sentido restrito (0,07 ou 1/14) (Figura 3.4). A densidade de diásporos/m² das espécies do gênero *Urochloa* spp. (*U. brizantha* e *U. decumbens*) representaram 63% (1.360 diásporos/m²) da densidade total de diásporos/m² coletados no Cerrado sentido restrito (2.040 diásporos/m²) (Figura 3.5) e 78% (927 diásporos/m²) em relação à densidade total de diásporos recolhidos na jazida tratada com

lodo de esgoto (1.182 diásporos/m²) (**Figura 3.5**). Outras espécies que alcançaram valores maiores de densidade de diásporos/m² em relação ao restante das espécies amostradas foram a morfoespécie 29 (181 diásporos/m²) e *Schefflera macrocarpa* (181 diásporos/m²) no Cerrado sentido restrito e *Ricinus communis* (59 diásporos/m²) e a morfoespécie 15 (43 diásporos/m²) na jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.5**). *Schefflera macrocarpa* é uma árvore nativa do Cerrado que produz fruto atrativo para fauna (Peres, 2018), enquanto *Ricinus communis* é uma espécie arbustiva e autocórica classificada como exótica e invasora do Cerrado (Lorenzi, 2008; Mendonça et al., 2008). A ordenação das espécies amostradas quanto à frequência mensal (%) de coleta de diásporos no Cerrado sentido restrito mostrou que diásporos pertencentes a espécies do gênero *Urochloa* spp. (*U. brizantha* e *U. decumbens*) foram amostrados em nove dos doze meses de coleta (frequência = 75%) (**Figura 3.6**). Na jazida tratada com lodo de esgoto, diásporos dessas espécies estiveram presentes em 92% das coletas mensais efetuadas (**Figura 3.6**). Outras espécies cujos diásporos foram recolhidos em pelo menos seis coletas mensais foram *Qualea parviflora* (frequência = 67%) no Cerrado sentido restrito (Figura 8) e *Ricinus communis* (frequência = 83%) e *Triumfetta rhomboidea* (frequência = 50%) na jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.6**).

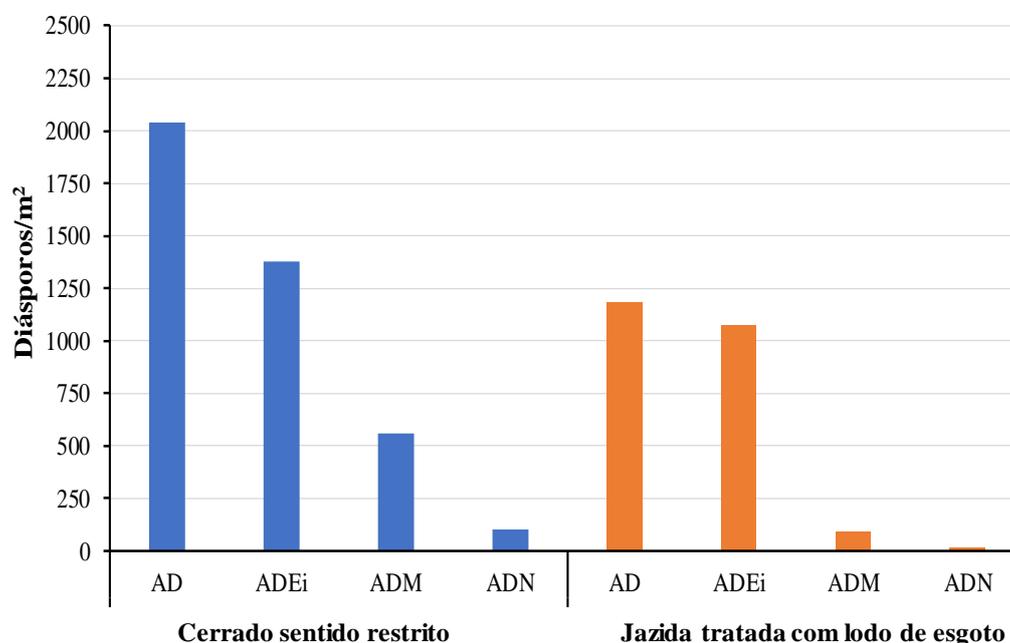


Figura 3.4: Densidade de diásporos/m² (AD), densidade de diásporos/m² de espécies exóticas e invasoras do Cerrado (ADEi), densidade de diásporos/m² de morfoespécies (ADM) e densidade de diásporos/m² de espécies nativas do Cerrado (ADN) nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Nota: Diásporos de morfoespécies desconhecidas até o nível de gênero não foram classificados. Para os cálculos da densidade de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos doze coletores do Cerrado sentido restrito e nos dezoito coletores da jazida tratada com lodo de esgoto durante os doze meses de coleta.

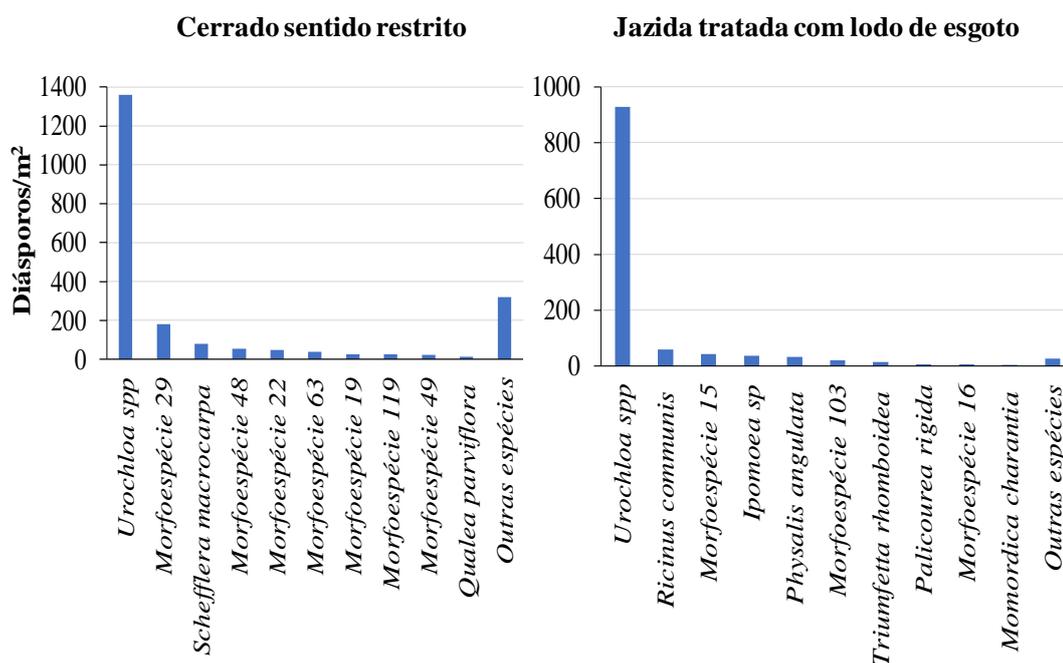


Figura 3.5: Ordenação das espécies amostradas em função da densidade de diásporos/m² nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Nota: Para os cálculos de abundância de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos (por espécie) recolhidos nos doze coletores do Cerrado sentido restrito e nos dezoito coletores da jazida tratada com lodo de esgoto durante os doze meses de coleta.

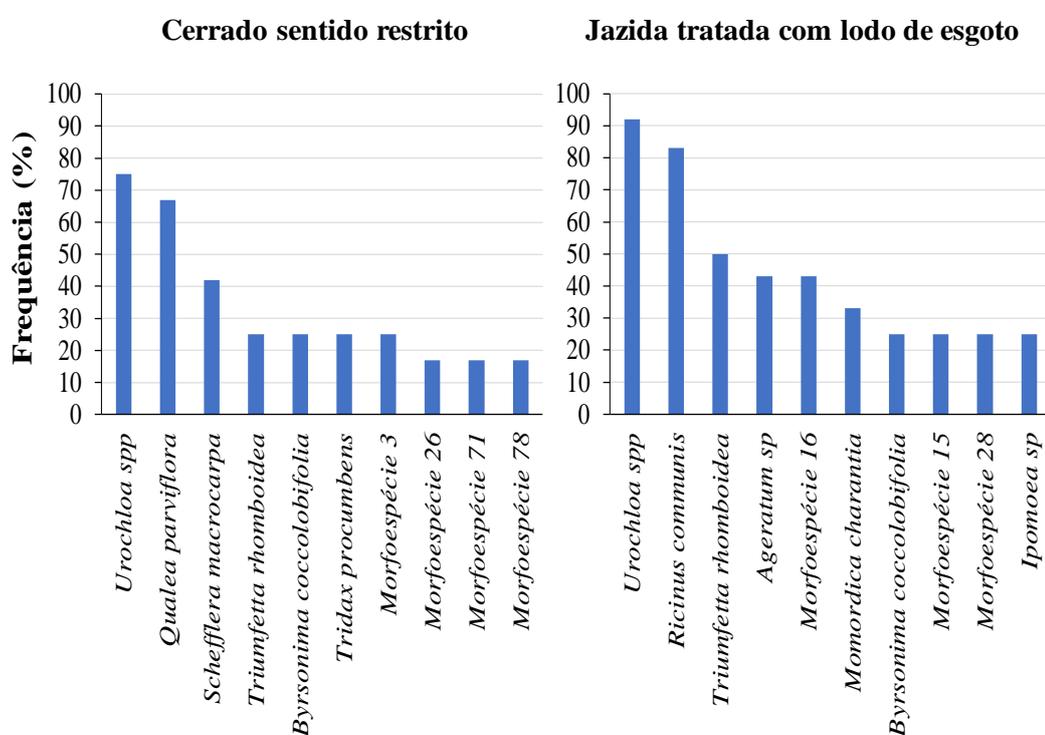


Figura 3.6: Ordenação das espécies amostradas quanto à frequência (%) de coletas mensais de diásporos nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Nota: A frequência (%) foi calculada pela razão: número de coletas mensais do diásporo da espécie/número total de meses coletados.

A correlação de Spearman entre os valores de precipitação (mm) e os valores de densidade de diásporos/m² mensurados nos meses avaliados (novembro de 2016 a outubro de 2017) não foi significativa ($r = 0,19$; $p = 0,56$) (**Figura 3.7**). Nos coletores do Cerrado sentido restrito, os maiores valores de densidade de diásporos/m² foram registrados nos meses de março (437 diásporos/m²) e de maio (406 diásporos/m²) de 2017, sendo que, nesse último mês, o valor de precipitação foi de 20 mm em comparação aos valores de 33 mm a 280 mm registrados nos outros meses (**Figura 3.7**). A jazida tratada com lodo de esgoto também recebeu maiores densidades de diásporos/m² nesses meses: 160 diásporos/m² foram contabilizados no mês de março e 264 diásporos/m² no mês de maio de 2017 (**Figura 3.7**).

A classificação de diásporos em relação às síndromes de dispersão e às formas de vida foi ilustrada nas **Figuras 3.8 e 3.9**. A dispersão anemocórica correspondeu à ampla maioria dos diásporos contabilizados/m² no Cerrado sentido restrito (1.390 diásporos/m² ou 68% do total) e na jazida tratada com lodo de esgoto (930 diásporos/m² ou 79% do total) (**Figura 3.8**). A densidade de diásporos/m² de espécies autocóricas e zoocóricas representou apenas 5% (92 diásporos/m²) do valor total mensurado no Cerrado sentido restrito e 14% (161 diásporos/m²) do valor total registrado na jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.8**). Diásporos provenientes de ervas foram amostrados em maior abundância (diásporos/m²) em relação a diásporos de outras formas de vida (**Figura 3.9**). Esses diásporos somaram 1.370 unidades/m² (67% do total) nos coletores do Cerrado sentido restrito e 963 unidades/m² (82% do total) nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.9**). Em contrapartida, diásporos oriundos de espécies arbóreas totalizaram apenas 101 unidades/m² (5% do total) nos coletores do Cerrado sentido restrito e 11 unidades/m² (1% do total) nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.9**). Diásporos de lianas ou trepadeiras e de arbustos não foram amostrados no Cerrado sentido restrito e, na jazida tratada com lodo de esgoto, a densidade deles representou, respectivamente, 4% (42 diásporos/m²) e 5% (59 diásporos/m²) do valor total de densidade (1.182 diásporos/m²) (**Figura 3.9**). Diásporos provenientes de subarbustos foram amostrados em proporções muito inferiores (1 – 2%) em relação aos valores totais de densidade (abundância/m²) registrados no Cerrado sentido restrito (2.040 diásporos/m²) e na jazida tratada com lodo de esgoto (1.182 diásporos/m²) (**Figura 3.9**). A classificação de diásporos em função dos grupos ecológicos mostrou que diásporos pertencentes a espécies de crescimento lento (espécies secundárias tardias ou clímax) não foram encontrados nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.10**) e corresponderam a apenas 1% (20 diásporos/m²) da densidade total mensurada nos coletores do Cerrado sentido restrito (2.040 diásporos/m²) (**Figura 3.10**).

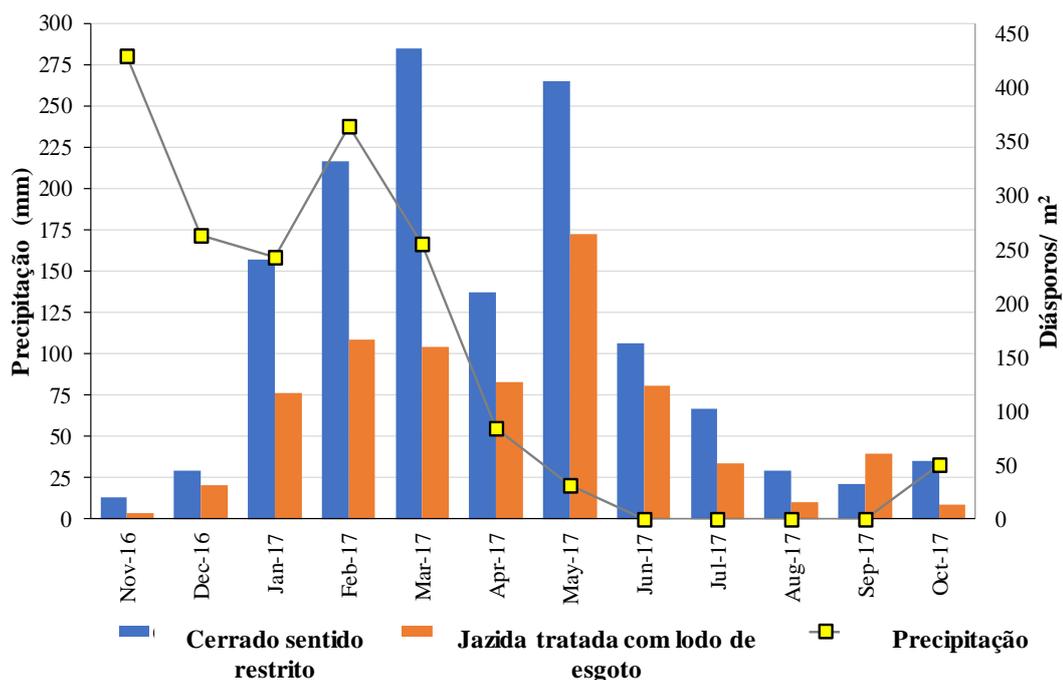


Figura 3.7: Precipitação (mm) e abundância de diásporos/m² coletados no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto. Nota: Meses de coleta: novembro/2016 (Nov-16), dezembro/2016 (Dec-16), janeiro/2017 (Jan-17), fevereiro/2017 (Feb-2017), março/2017 (Mar-17), abril/2017 (Apr-17), maio/2017 (May-17), junho/2017 (Jun-17), julho/2017 (Jul-17), agosto/2017 (Aug-17), setembro/2017 (Sep-17) e outubro/2017 (Oct-17). Correlação de Pearson = 0,19 com valor de probabilidade (p) = 0,56. Para os cálculos de abundância de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos 12 coletores do Cerrado sentido restrito e nos 18 coletores da jazida tratada com lodo de esgoto em cada mês de coleta. Fonte: INMET (2019).

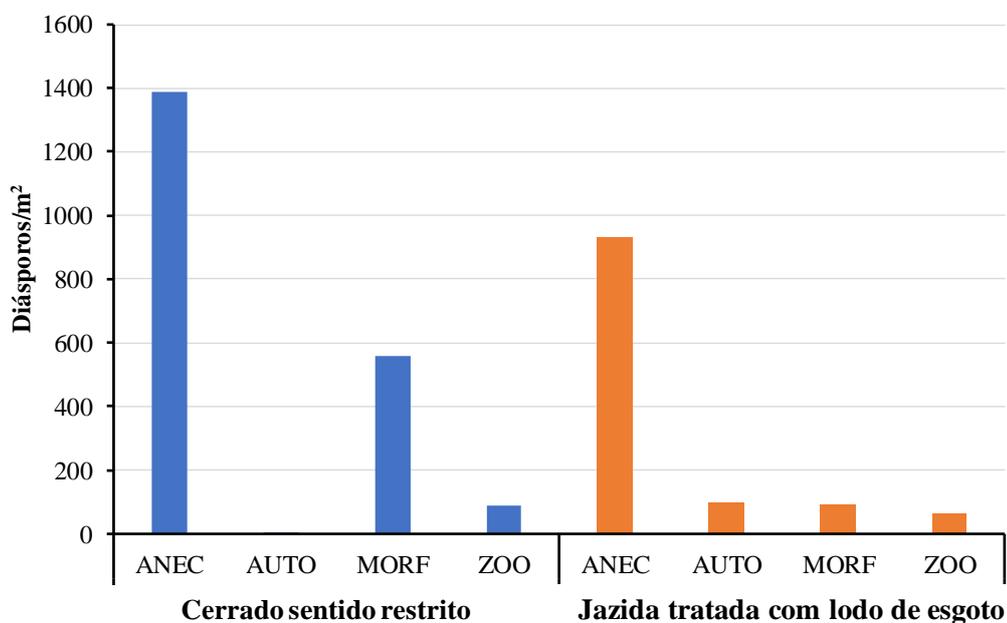


Figura 3.8: Densidade de diásporos/m² em relação às síndromes de dispersão (ANEC: anemocoria, AUTO: autocoria e ZOO: zoocoria) das espécies amostradas no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Nota: Diásporos de morfoespécies desconhecidas até o nível de gênero (MORF) não foram classificados. Para os cálculos da densidade de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos 12 coletores do Cerrado sentido restrito e nos 18 coletores da jazida tratada com lodo de esgoto durante os 12 meses de coleta.

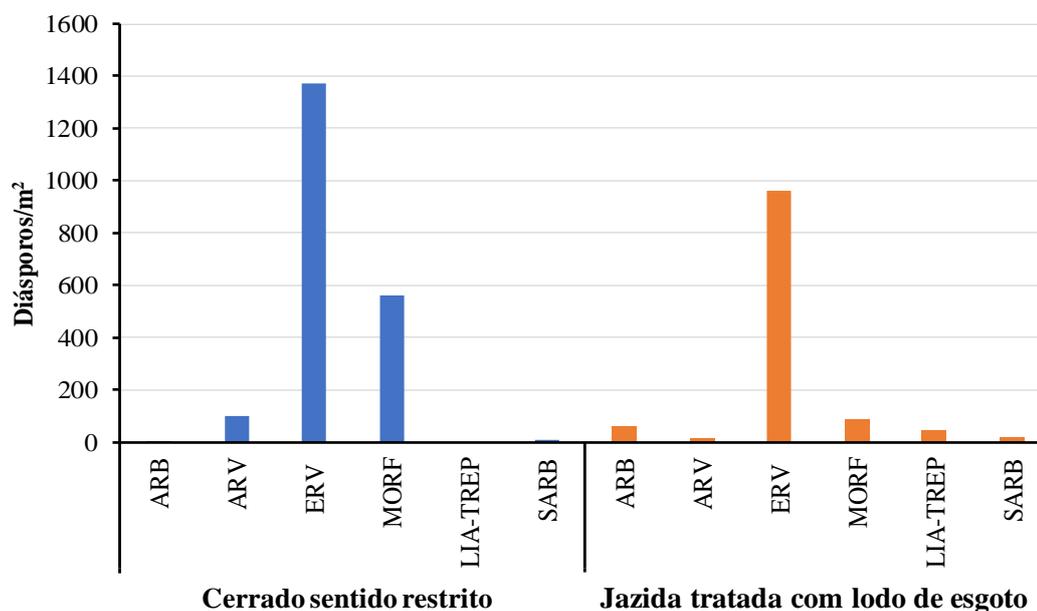


Figura 3.9: Densidade de diásporos/m² em relação as formas de vida das espécies amostradas no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Legenda: ARB = arbusto; ARV = árvore; ERV = erva; MORF = morfoespécies desconhecidas até o nível de gênero; LIA-TREP = liana ou trepadeira; e, SARB = subarbusto. Nota: Diásporos de MORF não foram classificados. Para os cálculos da densidade de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos 12 coletores do Cerrado sentido restrito e nos 18 coletores da jazida tratada com lodo de esgoto durante os 12 meses de coleta.

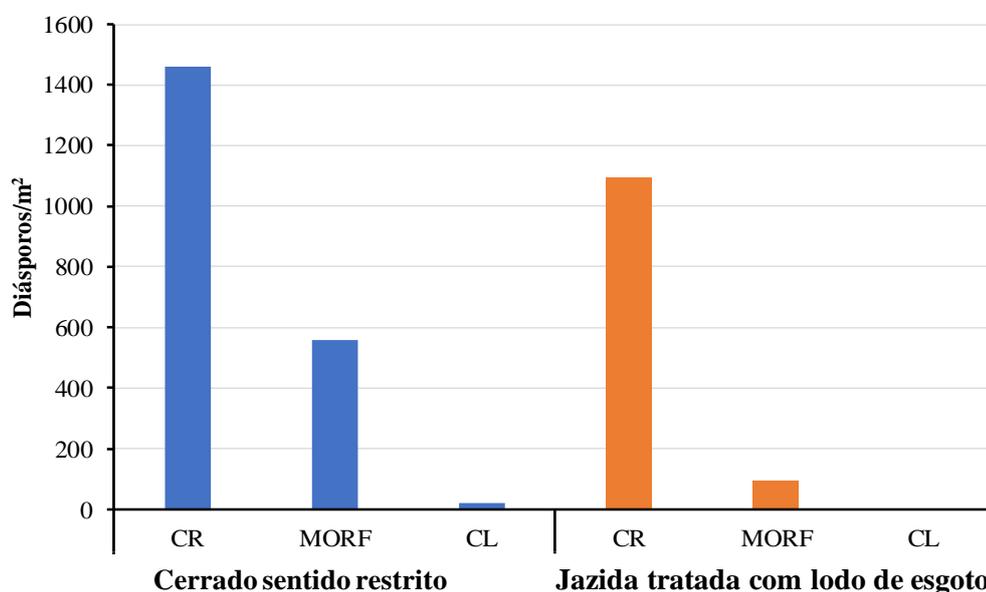


Figura 3.10: Densidade de diásporos/m² em relação ao grupo ecológico das espécies amostradas no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto (período de coleta: novembro/2016 a outubro/2017). Legenda: CR = crescimento rápido – espécies pioneiras e secundárias iniciais; MORF = morfoespécies desconhecidas até o nível de gênero; CL = crescimento lento – espécies secundárias tardias e clímax. Nota: Diásporos de morfoespécies desconhecidas até o nível de gênero (MORF) não foram classificados. Para os cálculos da densidade de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos 12 coletores do Cerrado sentido restrito e nos 18 coletores da jazida tratada com lodo de esgoto durante os 12 meses de coleta.

O valor de mediana da densidade de diásporos/m² para espécies exóticas e invasoras do Cerrado (ADEi) mensurado nos coletores do Cerrado sentido restrito (1.430 diásporos/m²) foi 75% superior em relação ao valor obtido nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (816 diásporos/m²) (**Figura 3.11**). Entretanto, a discrepância entre esses valores não foi considerada significativa pelo teste *Mood* ($p = 0,456$ com $\alpha = 95\%$) (**Figura 3.11**). Por outro lado, os valores de mediana dos parâmetros massa (g/m²) de material vegetal (MV), densidade de diásporos/m² (AD) e densidade de diásporos/m² de espécies nativas do Cerrado (ADN) foram significativamente maiores quando mensurados nos coletores do Cerrado sentido restrito em comparação com os valores aferidos nos coletores da jazida tratada com lodo de esgoto (**Figura 3.11**).

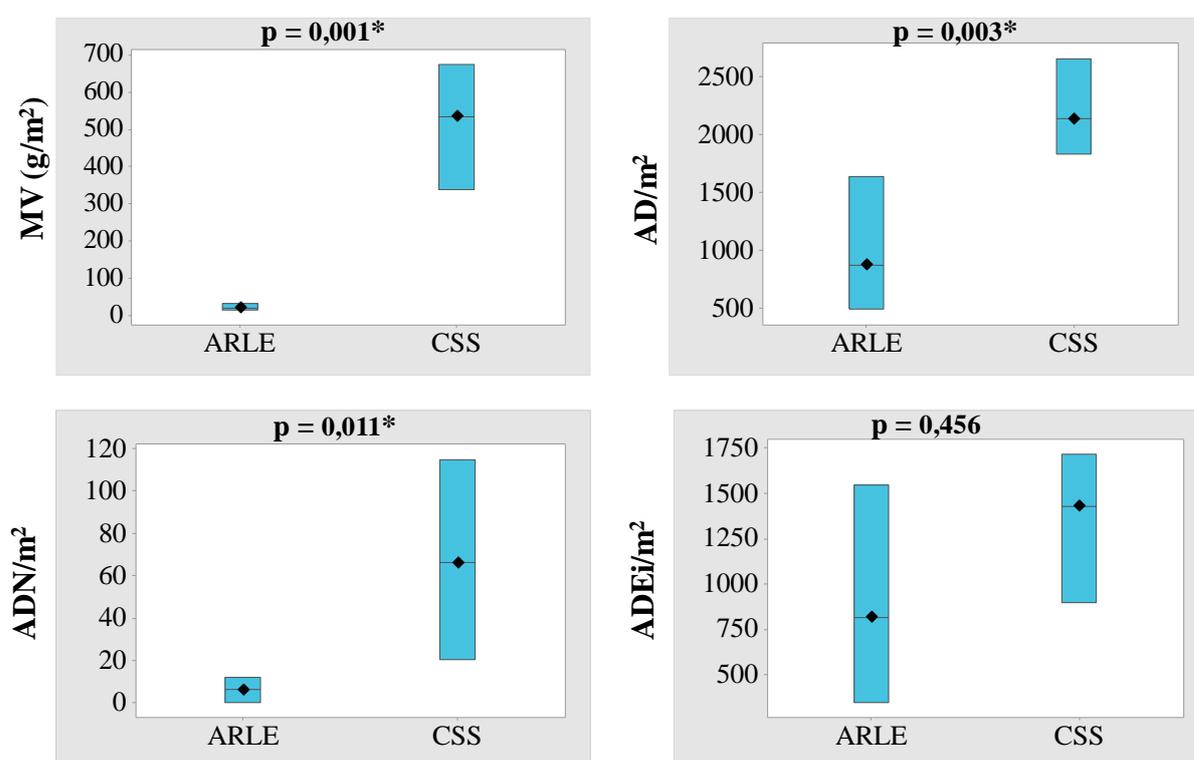


Figura 3.11: Valores de mediana do material vegetal (MV) (g/m²), da densidade de diásporos (AD)/m², da densidade de diásporos de espécies nativas do Cerrado (ADN)/m² e da densidade de diásporos de espécies exóticas e invasoras do Cerrado (ADEi)/m² mensurados nos coletores do Cerrado sentido restrito (CSS) e da jazida tratada com lodo de esgoto (ARLE) (período de coleta: Novembro/2016 a Outubro/2017). Nota: Valores de probabilidade (p) > 0,05 indicam diferença significativa pelo teste de *Mood* ($\alpha = 95\%$). Para o cálculo das medianas dos parâmetros avaliados foram considerados os valores obtidos por coletor que foram contabilizados para os 12 meses avaliados. Para os cálculos de mediana dos parâmetros ADN/m² e ADEi/m² não foram considerados diásporos de espécies desconhecidas até o nível de gênero.

3.4 DISCUSSÃO

A dispersão de diásporos tem sido apontada como um dos principais processos que governam a colonização de populações de plantas, uma vez que a maioria das plantas depende de sementes para sua reprodução e o local em que a semente é disseminada exerce enorme influência na probabilidade de sobrevivência e germinação das sementes e na transição do estágio de plântula para juvenil e adulto (Deminicis et al., 2009; Pina-Rodrigues & Aoki, 2014). A chegada de diásporos de diferentes espécies, e seu posterior estabelecimento, irão direcionar o desenvolvimento sucessional e as mudanças na comunidade (Hardesty & Parker, 2002; Pivello et al., 2006). Logo, barreiras que impedem a chegada de diásporos a locais sob restauração deve ser o primeiro filtro a ser controlado (Bonilla-Moheno & Holl, 2010; Halassy et al., 2016; Hulvey & Aigner, 2014; Oster et al., 2009).

Vários trabalhos têm indicado que a restrição de diásporos na fonte (produção insuficiente de diásporos) ou na limitação de dispersão pode influenciar a abundância, a riqueza e a composição das séries (*seres*) sucessionais e, portanto, o sucesso dos projetos de restauração (Aravena et al., 2002; Clark et al., 2007b; Echeverría et al., 2007; Halassy et al., 2016). De acordo com Halassy et al. (2016), a falta de dispersão de espécies nativas é um dos maiores limitantes da restauração de pradarias naturais em campos agrícolas abandonados. No estudo desses autores, a semeadura direta de espécies-alvo (filtro de dispersão) interagiu significativamente com o corte e a remoção da vegetação exótica (filtro biótico) aumentando a riqueza e a cobertura de espécies nativas nas séries da sucessão inicial. Do mesmo modo, Bustamante-Sanchez & Armesto (2012) verificaram que a deficiência de diásporos provenientes de espécies arbóreas e pioneiras estava retardando o progresso da sucessão florestal em pastagens abandonadas localizadas em áreas rurais do Chile.

Em regimes de perturbação de baixa intensidade (frequência de fogo adequada, pastoreio leve e corte de madeira), formações campestres, savânicas e florestais do Cerrado frequentemente apresentam alta resiliência ou potencial de regeneração natural e, nesses casos, a interrupção dos distúrbios antropogênicos pode ser suficiente para a restauração das áreas impactadas (Buisson et al., 2018; Cava et al., 2016; Pilon et al., 2018). Contudo, quando o solo natural é removido pela mineração ou alterado por outras atividades que suprimem o banco de sementes e plântulas, baixíssimo potencial de regeneração permanece para qualquer tipo de vegetação do Cerrado (Corrêa, 2009; Schmidt et al., 2019). Nesses casos, esforços imensos são necessários para restaurar os sistemas degradados, dado que o recrutamento de plantas por processos naturais irá depender exclusivamente da chuva de diásporos estabelecida no próprio

local ou a partir da dispersão provinda de fontes naturais do entorno (Corrêa et al., 2007; Le Stradic et al., 2018; Starr et al., 2012).

Estudos e ensaios experimentais mostraram que a composição florística, a estrutura da vegetação local e a distância em relação a fontes de propágulos são fatores determinantes da colonização de plantas nas áreas mineradas ou nas terras agrícolas abandonadas (Fensham et al., 2013; 2016; Holl et al., 2000; Le Stradic et al., 2018; Rodrigues et al., 2004; Sampaio et al., 2007; Zamora & Montagnini et al., 2007). A título de exemplo, Oster et al. (2009) constataram que campos degradados com tempo de sucessão mais avançado e situados a distâncias menores das fontes naturais de diásporos desenvolveram comunidades mais ricas em espécies e com índices de similaridade maiores em relação às pastagens seminaturais. Citando caso similar, Sanger & Jetschke (2004) constataram que a grande maioria dos diásporos que imigraram de comunidades vizinhas a uma mina de Urânio tinha sido dispersa pelo vento, sendo que, nos locais colonizados por ervas e gramíneas, foram registradas entre 10.000 e 100.000 sementes/m²/ano. Diásporos de gramíneas e de outras espécies herbáceas de síndrome anemocórica estão bem adaptados a áreas abertas, como fisionomias campestres, por serem relativamente pequenos e leves e por possuir estruturas (plumas e alas) que reduzem seu peso específico, facilitando seu movimento por meio do vento (Almeida-Cortez, 2004; Oliveira et al., 2016; Kuhlman-Peres, 2016). Conseqüentemente, essas espécies conseguem chegar rapidamente ao solo/substrato aumentando suas chances de estabelecimento (Pina-Rodrigues & Aoki, 2014). Por outro lado, espécies zoocóricas com diásporos maiores e mais pesados apresentam mais limitaao na dispersão (Clark et al., 2007b) e também são dependentes das interaoes planta-dispersor (Thomson et al., 2010).

Em analogia a esses resultados, apesar da presença de fragmento natural de Cerrado sentido restrito adjacente (100 – 120 m) aos coletores implantados na jazida tratada com lodo de esgoto, a densidade (abundância/m²) de diásporos de espécies exóticas e invasoras do Cerrado foi 75 vezes maior em relaao  densidade de diásporos nativos que alcançaram esses coletores. Além disso, diásporos de espécies herbáceas, anemocóricas, de crescimento rápido e de tamanho médio inferior a 10 mm², especialmente de gramíneas africanas do gênero *Urochloa* spp. (*U. brizantha* e *U. decumbens*) (Poaceae), apresentaram ampla dominância em densidade (abundância/m²) independentemente do biótopo estudado (Cerrado sentido restrito ou jazida tratada com lodo de esgoto).

A invasão de gramíneas exóticas perenes  um dos maiores problemas para a restauraao de savanas e campos (Buisson et al., 2018; Cava et al., 2018; Fensham et al., 2016; Silva et al., 2013; Smyth et al., 2009), uma vez que essas espécies so mais eficientes no uso dos recursos

disponíveis quando comparadas com as espécies nativas, o que leva ao aumento da dominância delas nas comunidades vegetais recrutadas e, conseqüentemente, a trajetórias sucessionais indesejáveis (Bilbao & Medina, 1990; Bustamante et al., 2012; Caramaschi et al., 2016; Lannes et al., 2016; Martins et al., 2011; Matos & Pivelo, 2018; Pellizzaro et al., 2017; Silva et al., 2013; Starr et al., 2012). Outrossim, a invasão dessas gramíneas nos ecossistemas sob restauração está relacionada à “pressão de propágulo”, que depende do tamanho das populações que são fontes de diásporos, da distância dos locais de colonização em relação a essas populações e dos fatores que influenciam na dispersão (Eschtruth & Battles, 2009; Fensham et al., 2013; Richardson & Pysek, 2006). Nesse sentido, a alta densidade (abundância/m²) de diásporos de *Urochloa* spp. (*U. brizantha* e *U. decumbens*) mensurada nos coletores do Cerrado sentido restrito e da jazida tratada com lodo de esgoto pode ser atribuída à “pressão de propágulo” exercida pelas populações dessas gramíneas, que representaram 85% do valor total da cobertura vegetal presente na jazida estudada (valor estimado por sensoriamento remoto em função da média obtida em 10 parcelas aleatórias de 400 m²).

Por outro lado, a baixa densidade (abundância/m²) de diásporos provenientes de espécies lenhosas (árvores e arbustos), zoocóricas e de crescimento lento foi uma característica em comum entre os coletores implantados no Cerrado sentido restrito e na jazida tratada com lodo de esgoto. A propagação por sementes de plantas lenhosas de formações savânicas e campestres do Cerrado é limitada pela baixa dispersão de diásporos entre locais, pelos mecanismos de predação e de remoção pós-dispersão e pela perda rápida da viabilidade desses diásporos (Salazar et al., 2012). Esses autores estudaram as dinâmicas de plantas lenhosas em diferentes escalas temporais e espaciais de savanas neotropicais (Cerrado denso, Cerrado sentido restrito e Campo sujo) e constataram valores médios de limitação de sementes maiores que 80% e perda de sementes que variaram de 61% a 71%, conforme o tipo de vegetação avaliado. Além disso, a baixa cobertura de árvores na jazida estudada (8% em relação à área total revegetada) é um fator de baixa atratividade para alguns animais frugívoros, como aves e morcegos, especializados na disseminação de sementes maiores produzidas por espécies arbóreas, incluindo aquelas de crescimento lento — secundárias tardias e clímax (Dias et al., 2014; Kulman-Peres, 2016; Zamora & Montagnini, 2007).

No Cerrado, a diversidade fenológica parece ter uma função na manutenção das comunidades vegetais, na medida em que proporciona a distribuição espacial e temporal dos eventos reprodutivos, diminuindo a competição e permitindo a utilização mais eficiente de recursos nutricionais e também dos serviços de polinização e dispersão (Oliveira, 2008). A anemocoria é a síndrome de dispersão predominante do estrato herbáceo-arbustivo de

formações campestres (fisionomia similar à observada na jazida estudada), enquanto a zoocoria representa maior proporção de espécies e de indivíduos no estrato arbóreo do Cerrado sentido restrito e das formações florestais (Amaral et al., 2006; Andrade et al., 2012; Fontes & Walter, 2011; Guarino & Walter, 2005; Munhoz & Felfili, 2005; 2006; Santos & Munhoz, 2012; Silva Júnior, 2005; Sinimbu, 2008).

As plantas do Cerrado possuem diversos mecanismos, estratégias e adaptações para facilitar a dispersão de diásporos durante as fenofases reprodutivas (Batalha & Mantovani, 2000; Oliveira, 2008; Pirani et al., 2009). Segundo Kulman-Peres (2016), sementes de frutos carnosos e de alguns frutos secos estão associadas à zoocoria, pois além de apresentarem recompensa alimentícia para a fauna, são dotadas de estruturas capazes de aderir ao corpo dos animais, o que facilita seu transporte para distâncias maiores. Por outro lado, frutos ou sementes com alas ou plumas e sementes menores estão adaptadas à dispersão anemocórica.

A variação temporal da dispersão de diásporos (basicamente de espécies anemocóricas) observada no Cerrado sentido restrito e na jazida revegetada com lodo de esgoto (Figura 9) apresentou padrão divergente aos resultados obtidos em outros trabalhos realizados em formações savânicas e campestres do Cerrado (Batalha & Mantovani, 2000; Batalha & Martins, 2004; Munhoz & Fefili, 2005; 2006; Lima, 2015; Pirani et al., 2009; Salazar et al., 2012). Nesses trabalhos, plantas lenhosas de espécies anemocóricas começaram a dispersar mais sementes a partir do mês de maio (final do período chuvoso), atingindo o ápice no mês de setembro (transição do período seco para o período chuvoso). Contudo, grande parte das plantas herbáceas anemocóricas produziu maior quantidade de frutos maduros no meio do período chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro), bem como durante todo o período seco (final de maio a início de setembro). Dessa forma, existe a associação, que parece contraindutiva, entre dormência e dispersão de diásporos durante as chuvas, de modo a ajustar a germinação das espécies com a estação chuvosa seguinte, maximizando, portanto, o período de estabelecimento (Oliveira, 2008).

A despeito das variações de sazonalidade observadas neste estudo, os resultados gerados pelo teste *Mood* evidenciaram mais limitação na dispersão de espécies nativas do Cerrado na jazida tratada com lodo de esgoto em comparação com o Cerrado sentido restrito. No entanto, esse teste não apontou diferença significativa entre as densidades de diásporos de espécies exóticas e invasoras mensuradas nesses biótopos. Logo, qualquer ação de manejo do filtro de dispersão na jazida tratada com lodo de esgoto também deverá abordar a remoção dessas espécies (principalmente de *Urochloa* spp.) no fragmento de Cerrado sentido restrito.

3.5 CONCLUSÕES

A chuva de diásporos de espécies nativas do Cerrado que alcançaram a jazida tratada com lodo de esgoto limitou-se a 14% em relação ao valor medido no fragmento de Cerrado sentido restrito utilizado como referência.

A chegada de grande quantidade de diásporos de espécies exóticas e invasoras no fragmento de Cerrado sentido restrito adjacente à jazida tratada com lodo de esgoto deverá ser investigada, uma vez que isso representa alta “pressão de propágulo”, que pode interferir no recrutamento de espécies nativas.

A análise da composição e da estrutura da chuva de diásporos que ocorreu na jazida tratada com lodo de esgoto no período avaliado (novembro de 2016 a outubro de 2017) evidenciou a atuação do filtro de dispersão, pelo qual espécies exóticas e invasoras do Cerrado, destacando-se as gramíneas do gênero *Urochloa* spp. (*U. brizantha* e *U. decumbens*), alcançaram os maiores valores de densidade (número de diásporos/m²) em detrimento à chegada de diásporos nativos.

3.6 ANEXO

Tabela 3.1: Classificação dos diásporos coletados na jazida J294 em relação à espécie, família, origem (N: nativa ao Cerrado, Ei: exótica e invasora ao Cerrado), coletor (CSS: Cerrado sentido restrito e ARLE: área tratada com lodo de esgoto), AD: densidade (número de diásporos/m²), SD: síndrome de dispersão (ANEC: anemocoria, ZOO: zoocoria e AUTO: autocoria), FV: forma de vida (ERV: erva, SARB: subarbuto, LIA-TREP: liana ou trepadeira, ARB: arbusto e ARV: árvore), GE: grupo ecológico (CR: crescimento rápido - pioneiras e secundárias iniciais e crescimento lento - secundárias tardias e clímax) e tamanho médio (mm²) de diásporos.

Espécie	Família	Origem	Coletor	AD (CSS)	AD (ARLE)	AD (CSS+ARLE)	SD	FV	GE	Tamanho Médio
Morfoespécie 22	Desconhecida	-	CSS	48,00	0,00	48,00	-	-	-	34,15
Morfoespécie 23	Desconhecida	-	CSS	0,67	0,00	0,67	-	-	-	36,07
Morfoespécie 24	Desconhecida	-	CSS	3,00	0,00	3,00	-	-	-	27,95
Morfoespécie 25	Desconhecida	-	CSS	1,00	0,00	1,00	-	-	-	8,92
Morfoespécie 26	Desconhecida	-	CSS+ARLE	10,67	1,11	11,78	-	-	-	17,24
Morfoespécie 27	Desconhecida	-	ARLE	0,00	0,22	0,22	-	-	-	17,04
Morfoespécie 28	Desconhecida	-	ARLE	0,00	1,78	1,78	-	-	-	8,08
Morfoespécie 29	Desconhecida	-	CSS	181,00	0,00	181,00	-	-	-	8,76
Morfoespécie 3	Desconhecida	-	CSS	7,33	0,00	7,33	-	-	-	92,77
Morfoespécie 30	Desconhecida	-	CSS	0,67	0,00	0,67	-	-	-	8,91
Morfoespécie 34	Desconhecida	-	ARLE	0,00	0,22	0,22	-	-	-	9,82
Morfoespécie 35	Desconhecida	-	ARLE	0,00	0,22	0,22	-	-	-	20,84
Morfoespécie 38	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	80,43
Morfoespécie 39	Desconhecida	-	CSS	2,00	0,00	2,00	-	-	-	25,85
Morfoespécie 41	Desconhecida	-	CSS	1,00	0,00	1,00	-	-	-	47,44
Morfoespécie 42	Desconhecida	-	CSS	7,00	0,00	7,00	-	-	-	11,96

Morfoespécie 43	Desconhecida	-	CSS	10,67	0,00	10,67	-	-	-	10,51
Morfoespécie 44	Desconhecida	-	CSS	1,33	0,00	1,33	-	-	-	0,05
Morfoespécie 45	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	18,47
Morfoespécie 47	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	11,15
Morfoespécie 48	Desconhecida	-	CSS	53,00	0,00	53,00	-	-	-	17,05
Morfoespécie 49	Desconhecida	-	CSS	22,67	0,00	22,67	-	-	-	4,00
Morfoespécie 5	Desconhecida	-	CSS	3,67	0,00	3,67	-	-	-	188,98
Morfoespécie 51	Desconhecida	-	CSS	0,67	0,00	0,67	-	-	-	18,09
Morfoespécie 53	Desconhecida	-	CSS	1,00	0,00	1,00	-	-	-	30,34
Morfoespécie 57	Desconhecida	-	ARLE	0,00	1,33	1,33	-	-	-	4,50
Morfoespécie 59	Desconhecida	-	CSS	4,67	0,00	4,67	-	-	-	8,68
Morfoespécie 60	Desconhecida	-	CSS	1,00	0,00	1,00	-	-	-	92,25
Morfoespécie 61	Desconhecida	-	ARLE	0,00	0,22	0,22	-	-	-	0,03
Morfoespécie 62	Desconhecida	-	CSS	3,33	0,00	3,33	-	-	-	225,47
Morfoespécie 63	Desconhecida	-	CSS	37,33	0,00	37,33	-	-	-	8,95
Morfoespécie 64	Desconhecida	-	CSS	7,00	0,00	7,00	-	-	-	38,59
Morfoespécie 66	Desconhecida	-	CSS	13,33	0,00	13,33	-	-	-	20,06
Morfoespécie 68	Desconhecida	-	CSS	5,00	0,00	5,00	-	-	-	7,79
Morfoespécie 69	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	11,63
Morfoespécie 7	Desconhecida	-	CSS	0,67	0,00	0,67	-	-	-	29,27
Morfoespécie 70	Desconhecida	-	CSS	3,00	0,00	3,00	-	-	-	45,75
Morfoespécie 71	Desconhecida	-	CSS+ARLE	7,67	0,22	7,89	-	-	-	16,76
Morfoespécie 72	Desconhecida	-	CSS+ARLE	5,67	0,67	6,33	-	-	-	7,04
Morfoespécie 73	Desconhecida	-	CSS+ARLE	0,33	0,89	1,22	-	-	-	164,81

Morfoespécie 74	Desconhecida	-	CSS+ARLE	0,67	1,11	1,78	-	-	-	6,31
Morfoespécie 75	Desconhecida	-	CSS+ARLE	0,33	0,89	1,22	-	-	-	42,49
Morfoespécie 76	Desconhecida	-	CSS	1,00	0,00	1,00	-	-	-	5,12
Morfoespécie 77	Desconhecida	-	CSS	1,67	0,00	1,67	-	-	-	14,76
Morfoespécie 78	Desconhecida	-	CSS+ARLE	1,00	1,11	2,11	-	-	-	11,96
Morfoespécie 79	Desconhecida	-	CSS+ARLE	1,00	0,22	1,22	-	-	-	23,81
Morfoespécie 8	Desconhecida	-	CSS	7,67	0,00	7,67	-	-	-	28,00
Morfoespécie 80	Desconhecida	-	CSS+ARLE	5,33	3,33	8,67	-	-	-	20,61
Morfoespécie 81	Desconhecida	-	CSS+ARLE	0,67	1,11	1,78	-	-	-	24,46
Morfoespécie 82	Desconhecida	-	CSS+ARLE	0,67	1,33	2,00	-	-	-	10,26
Morfoespécie 83	Desconhecida	-	ARLE	0,00	1,56	1,56	-	-	-	13,27
Morfoespécie 84	Desconhecida	-	ARLE	0,00	0,89	0,89	-	-	-	5,78
Morfoespécie 85	Desconhecida	-	ARLE	0,00	0,22	0,22	-	-	-	18,84
Morfoespécie 86	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	27,81
Morfoespécie 87	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	7,60
Morfoespécie 88	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	12,25
Morfoespécie 9	Desconhecida	-	CSS	0,67	0,00	0,67	-	-	-	33,44
Morfoespécie 90	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	9,32
Morfoespécie 91	Desconhecida	-	CSS	2,67	0,00	2,67	-	-	-	4,46
Morfoespécie 92	Desconhecida	-	CSS	12,33	0,00	12,33	-	-	-	6,39
Morfoespécie 96	Desconhecida	-	CSS	0,33	0,00	0,33	-	-	-	40,06
Morfoespécie 97	Desconhecida	-	CSS	1,67	0,00	1,67	-	-	-	9,62
<i>Ipomoea</i> sp	Convolvulaceae	Ei	ARLE	0,00	37,56	37,56	AUTO	LIA- TREP	CR	9,42

<i>Jacaranda rufa</i> Silva Manso	Bignoniaceae	N	CSS	0,33	0,00	0,33	ANEC	ARB	CL	510,25
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	Ei	ARLE	0,00	0,22	0,22	ZOO	ARV	CR	1551,32
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	EI	ARLE	0,00	0,67	0,67	AUTO	SARB	CR	31,49
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	Ei	ARLE	0,00	4,44	4,44	ZOO	LIA-TREP	CR	33,62
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	N	ARLE	0,00	7,56	7,56	ZOO	ARV	CR	5,39
<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	Ei	ARLE	0,00	33,11	33,11	ZOO	ERV	CR	2,18
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	N	CSS	2,67	0,00	2,67	ANEC	ARV	CL	133,33
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	N	CSS	14,00	0,00	14,00	ANEC	ARV	CL	306,78
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	Ei	ARLE	0,00	59,11	59,11	AUTO	ARB	CR	56,60
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	N	CSS+ARLE	80,00	1,56	81,56	ZOO	ARV	CR	71,31
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	N	CSS+ARLE	0,33	0,44	0,78	AUTO	SARB	CR	8,90
<i>Tridax procumbens</i> L.	Asteraceae	Ei	CSS	9,33	0,00	9,33	ANEC	ERV	CR	5,11
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	Ei	CSS+ARLE	9,33	14,44	23,78	ZOO	SARB	CR	16,40
<i>Urochloa</i> spp (<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webste + <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster)	Poaceae	Ei	CSS+ARLE	1360,33	927,11	2287,44	ANEC	ERV	CR	9,24
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	N	CSS+ARLE	1,33	0,44	1,78	AUTO	ARV	CR	23,88
Totais				2039,67	1181,78	3221,54				

Nota: Período de avaliação: novembro/2016 a outubro/2017. Diásporos de morfoespécies desconhecidas até o nível de gênero não foram classificados em relação à síndrome de dispersão, forma de vida e grupo ecológico. Para os cálculos de abundância de diásporos/m² foram contabilizados os diásporos recolhidos nos 12 coletores do Cerrado sentido restrito e nos 18 coletores da jazida tratada com lodo de esgoto durante os doze meses de coleta. O Tamanho médio de diásporos (mm²) foi calculado pela multiplicação do comprimento (mm) x largura (mm).

4. FILTROS EDÁFICOS E COLONIZAÇÃO VEGETAL EM JAZIDA TRATADA COM LODO DE ESGOTO

4.1. INTRODUÇÃO

A mineração de superfície é uma das formas mais severas de degradação ambiental e alteração antrópica de habitats (Wijesekara et al., 2016). A remoção da vegetação e a escavação do solo para alcançar os minerais destroem e reduzem drasticamente a resiliência do ecossistema e suas funções (Domene et al., 2010; Corrêa et al., 2017). A mineração no Distrito Federal que ocorre para exploração de areia, cascalho, argila, saibro e brita está baseada em baixos investimentos nas operações, pequenas extensões de áreas mineradas, e controle deficiente sobre a exploração mineral, mitigação de impactos e revegetação dos sítios degradados (Corrêa et al., 2004).

Substratos expostos à superfície pela mineração apresentam condições inadequadas para o estabelecimento de plantas e de outros organismos (Goedert & Corrêa, 2004; Corrêa & Bento, 2010), e a incorporação de matéria orgânica a substratos ($> 50 \text{ Mg ha}^{-1}$ – base seca) tem sido a solução para construir ambiente edáfico adequado em locais minerados. Assim, a reabilitação de minas exploradas envolve tratamentos físicos, químicos e biológicos de substratos expostos que, juntamente com propágulos de espécies regionais, devem desencadear a sucessão autogênica nos sítios revegetados (Corrêa et al., 2007).

Por razões econômicas e para estimular a reciclagem, resíduos urbanos, como o lodo de esgoto, têm sido aplicados em minas exploradas, como fonte de matéria orgânica e de nutrientes vegetais desde 1992 no Distrito Federal (Corrêa, 2009). Normas sanitárias que limitam o uso de lodo de esgoto na agricultura não são impedimentos para sua utilização em jazidas (Corrêa, 2009). Aumento do teor de matéria orgânica, da concentração de nutrientes e da biomassa microbiana (Domene et al., 2010; Gardner et al., 2010; Torri et al., 2014; Wijesekara et al., 2016), melhoria dos atributos físicos (De Maria et al., 2007; Jordán et al., 2017) e a revegetação espontânea de substratos minerados (Andrés et al., 2007; Borges et al., 2009; Silva et al., 2013) são os principais efeitos decorrentes da aplicação desses resíduos em jazidas exploradas.

Processos que classificam e restringem o estabelecimento de espécies nos diferentes estágios da restauração ecológica são designados filtros ecológicos (Hulvey & Aigner, 2014). A literatura comumente identifica três filtros ecológicos de maior importância: 1 – limitações na dispersão ou “chuva de sementes”, que são barreiras que impedem as espécies de alcançarem o local de restauração (Funk et al., 2008; Oster et al., 2009), 2 – condições abióticas locais, que

são condições ambientais que favorecem ou dificultam o estabelecimento e a sobrevivência de determinadas espécies no local (Cleland et al., 2013; Sollenberger et al., 2016) e 3 – interações bióticas entre espécies que limitam ou facilitam o estabelecimento, a persistência e a abundância de espécies individuais (Cleland et al., 2013; Funk et al., 2008).

Embora alguns estudos tenham oferecido expressiva contribuição para o avanço do conhecimento sobre a reabilitação de áreas degradadas pela mineração (Corrêa et al., 2007; Corrêa, 2009; Daws et al., 2013; Nussbaumer et al., 2016; Wijesekara et al., 2016), existem poucos estudos que investigaram a atuação de filtros edáficos no recrutamento de plantas em locais revegetados com lodo de esgoto (Corrêa et al., 2018). Assim, este estudo teve como objetivo investigar a relação entre filtros edáficos e a colonização de plantas em uma jazida de cascalho tratada com lodo de esgoto, tendo como referência porções remanescentes do solo original da vegetação nativa dentro da paisagem minerada. Nesse sentido, a hipótese estabelecida nessa etapa da pesquisa foi a de que a fertilidade química e a condição física do substrato tratado com lodo de esgoto funcionaram como filtros na montagem da comunidade vegetal recrutada na jazida estudada.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

A área deste estudo, denominada jazida J294, localiza-se à margem da Rodovia BR-060 (15° 57'6, 45" S / 48° 10' 40, 42" W, Datum SIRGAS, 2000) na porção sudoeste do Distrito Federal (BFD), que se estende por 5.814 km² no Planalto Central Brasileiro. A topografia regional varia de plana a suavemente inclinada, com altitude média de 1.100 m. O clima é tropical de savana (Aw — Köppen Geiger) com estações úmidas e secas bem definidas. A temperatura média anual varia de 21 °C a 24 °C e a precipitação anual varia de 1.200 a 1.600 mm, com 95% de precipitação ocorrendo entre setembro e março (INMET, 2019).

A jazida J294 sofreu exploração de cascalho laterítico entre os anos de 2001 e 2002, e as operações de mineração deixaram uma cava de 67 ha (**Figura 4.1**). O solo original na área era um Cambissolo háplico (Embrapa, 2013), que sustentou o tipo de vegetação classificado como Cerrado sentido restrito. Os trabalhos de recuperação (anos de 2002 e 2005) envolveram a incorporação de 130 Mg ha⁻¹ (base seca) de lodo de esgoto doméstico na superfície do substrato exposto (0 – 15 cm) em 2002. *Urochloa brizantha* (7 kg ha⁻¹) foi semeada no substrato reabilitado em 2005 e, desde então, a área tem sido utilizada como pastagem para aproximadamente trinta bovinos. Remanescentes do solo original (0,24 ha) e da vegetação de Cerrado sentido restrito (damas) foram deixadas no meio da paisagem minerada, a 4 – 5 m

acima da superfície minerada. A vegetação sobre as damas continuou a produzir sementes e propágulos dispersos para as superfícies revegetadas abaixo.

O levantamento florístico das espécies recrutadas no substrato rehabilitado da jazida e nos solos naturais remanescentes sob Cerrado sentido restrito foi realizado dez anos após a incorporação do lodo de esgoto à superfície da jazida exposta. A amostragem estratificada foi escolhida para o levantamento florístico, devido à presença de dois biótopos no mesmo local (damas com fragmentos de Cerrado sentido restrito e substrato de mineração revegetado com lodo de esgoto). Porções remanescentes de Cerrado sentido restrito sobre as damas foram selecionadas aleatoriamente e áreas circulares de 15 m de raio foram delimitadas ao redor delas na superfície da jazida revegetada (**Figura 4.2**). As curvas de rarefação, geradas no programa PCORd 5, testaram periodicamente a suficiência amostral para cada um dos biótopos até que as curvas tendessem à estabilização, o que foi alcançado após amostragem de quinze damas e respectivas áreas de substrato rehabilitado em torno delas (**Figura 4.3**). A extensão efetivamente amostrada foi de 1,88 ha, dos quais 0,12 ha nas damas e 1,76 ha na superfície da jazida revegetada. Para cada unidade amostral, foram registradas as espécies de plantas que recrutaram espontaneamente e foram coletadas, entre 0 e 15 cm de profundidade, três amostras compostas por cinco subamostras de solos e de substrato revegetado com lodo de esgoto. Espécies de plantas não identificadas no local foram fotografadas e coletadas para posterior identificação em herbário.

Os nomes das espécies de plantas amostradas foram atualizados a partir da Lista de Espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2018) e as espécies foram classificadas de acordo com a forma de vida (erva, erva trepadeira, subarbusto, arbusto e árvore), origem (nativa ou exótica do bioma Cerrado) e se invasora ou não de fitofisionomias naturais (Lorenzi, 2008; Mendonça et al., 2008).

As amostras dos solos naturais sob Cerrado sentido restrito e do substrato revegetado com lodo de esgoto foram peneiradas e levadas ao laboratório, onde foram determinados teor de matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N-total), fósforo disponível (P-disponível), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), acidez ativa (pH), acidez potencial ($H + Al$), capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V%). A análise da matéria orgânica seguiu o método de combustão úmida (Walkley-Black) e posterior titulação com uma solução de sulfato ferroso amoniacal. Nitrogênio total foi analisado pelo método Kjeldahl por câmara de difusão. O pH foi aferido em solução de $CaCl_2$ 0,01M. Fósforo disponível e potássio foram extraídos com solução Mehlich-1, e as concentrações foram respectivamente determinadas em fotocolorímetro e em espectrofotômetro de absorção atômica. Cálcio e magnésio foram

extraídos com uma solução de KCl e analisados por espectrofotometria de absorção atômica. A acidez potencial foi determinada por meio de uma solução tamponada de acetado de cálcio e posterior titulação com NaOH. A partir dos resultados obtidos, foram calculadas a capacidade de troca catiônica (CTC) e a percentagem de saturação por bases (V%), de acordo com a Embrapa (1997). Parâmetros físicos dos solos sob Cerrado sentido restrito e do substrato revegetado com lodo de esgoto foram determinados por meio de propriedades utilizadas para descrever solos (Alves et al., 2007): densidade aparente (ρ_b), porosidade total (Pt) e capacidade de água disponível (CC). Amostras indeformadas dos solos sob Cerrado sentido restrito e do substrato revegetado foram coletadas entre 0 e 15 cm de profundidade, para cálculo da densidade aparente (ρ_b) pelo Método do Anel Volumétrico (Base Úmida) – 100 cm³ (Kopecky). A porosidade total (Pt) foi calculada por meio da equação 1, que estabelece a relação entre a densidade aparente do solo (ρ_b) e a densidade de partículas do solo, considerando-se o valor fixo de 2,65 Mg m⁻³, conforme Embrapa (1997): $Pt (m^3 m^{-3}) = 1 - \rho_b / 2,65$ (1). A capacidade de campo (CC) dos solos sob Cerrado sentido restrito e do substrato revegetado com lodo de esgoto foi mensurada na camada de 0 – 15 cm, em mesa de tensão, a 10 kPa (CC) e 1.500 kPa (PMP), com a utilização de cilindros metálicos de 100 cm³ (Embrapa, 1997).

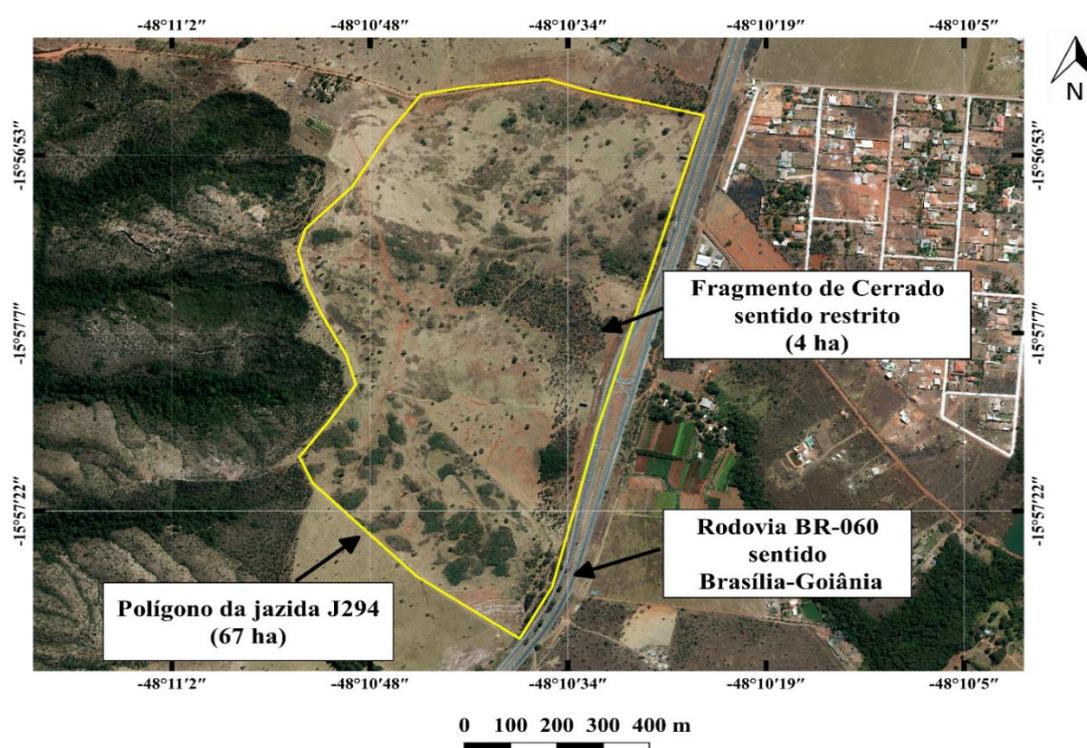


Figura 4.1: Localização da área de estudo - jazida J294. Base cartográfica: projeção ortogonal e sistema geodésico SIRGAS 2000. Fonte: Mosaico de ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

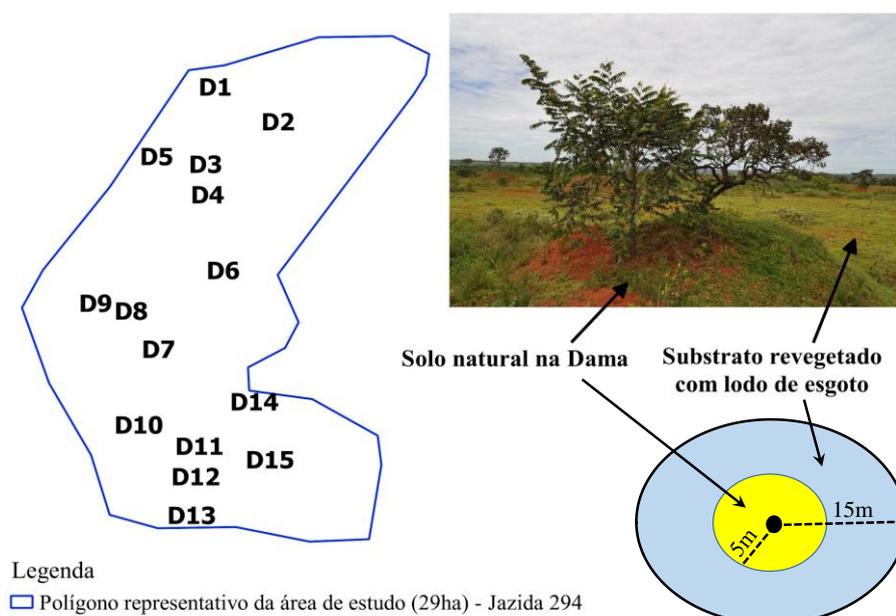


Figura 4.2: Desenho amostral mostrando a distribuição das damas selecionadas (D1 a D15) e a delimitação das unidades amostrais. O círculo na cor amarela representa o solo natural amostrado na dama e a área em azul o substrato tratado com lodo de esgoto.* A área total objeto da amostragem (29 ha) correspondeu à área da jazida que recebeu lodo no ano de 2002. Fonte: Mosaico de ortofotos (ano 2015) - CODEPLAN (2018).

A influência dos filtros edáficos sobre o recrutamento da flora nos dois biótopos inventariados foi investigada, usando a Análise de Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS) e a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Na NMDS, uma matriz de distância foi construída a partir de valores aleatórios dos eixos de ordenação (gráfico aleatório) ao longo das unidades amostrais. A função do algoritmo da NMDS é maximizar a correlação entre a matriz de distância original e a matriz de distância com valores aleatórios. Para isso, uma medida de erro (*stress*) é calculada representando a incompatibilidade entre a ordem de classificação das distâncias nos dados e a ordem de classificação das distâncias na ordenação. Dessa forma, as unidades amostrais são deslocadas em uma direção à medida que o *stress* diminui até chegar a um valor mínimo (Kent & Coker, 1992; Legendre & Legendre, 1998). A diferença (similaridade) entre grupos de unidades amostrais e a correlação entre ordenações em função da composição de espécies e de parâmetros edáficos foram avaliadas, respectivamente, pelos testes ANOSIM e PROCRUSTES (Legendre & Legendre, 1998). A CCA é usada para analisar questões específicas sobre as respostas das espécies e das unidades amostrais a variáveis ambientais. Assim, ao contrário de outras técnicas de ordenação, a CCA possibilita a análise direta de gradientes (Ter Braak, 1987; 1988). Na CCA, as variáveis ambientais são representadas por setas (vetores) junto com os valores (*scores*) das espécies e das unidades

amostrais em diagramas conhecidos como *bi-triplots*. Uma das vantagens dessa técnica é que a localização dos valores (*scores*) das espécies relativos aos vetores indica as preferências ambientais de cada espécie. Quanto mais próximo uma unidade amostral ou uma espécie estiver da ponta da seta (vetor), mais correlacionada ela estará com a variável ambiental representada pela seta (Ter Braak, 1987; Palmer 1993). A probabilidade de relação entre as matrizes de espécies de plantas e de parâmetros edáficos na CCA foi determinada pelo teste de permutação de Monte Carlo (Ter Braak, 1988). As análises estatísticas (uni e multivariadas) foram processadas nos programas Minitab 18 e R versão 3.3.1 (R Core Team, 2016).

4.3 RESULTADOS

As curvas de rarefação indicaram que a amostragem da vegetação presente em quinze fragmentos de Cerrado sentido restrito sobre solo original (damas) e o respectivo entorno foram suficientes para representar a flora da área de estudo (**Figura 4.1**).

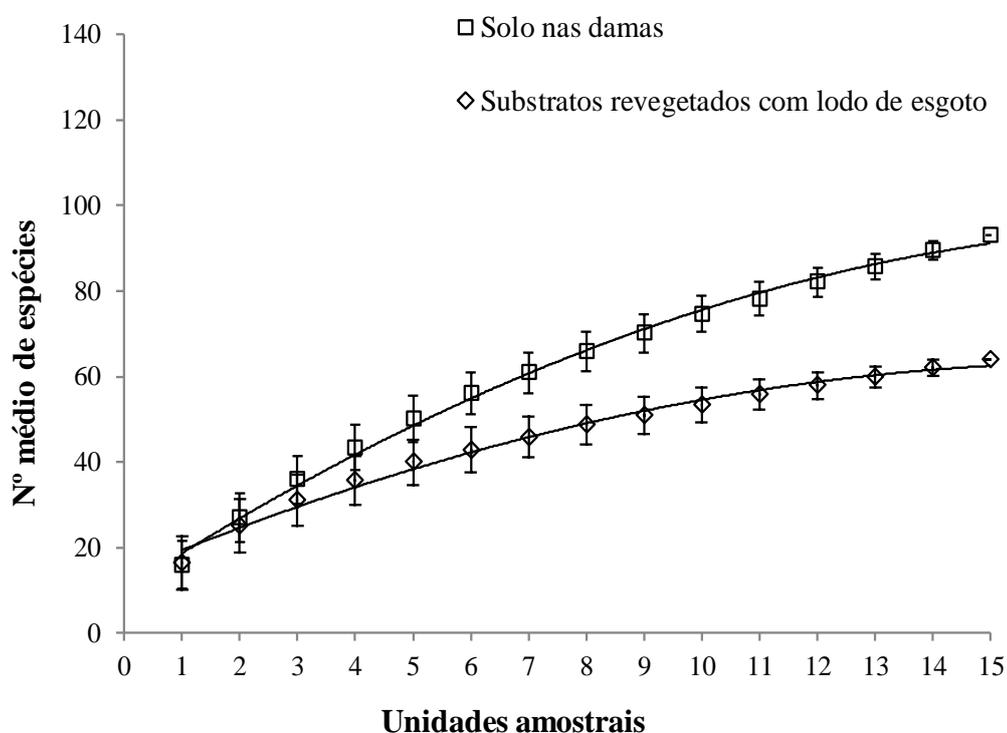


Figura 4.3: Curvas de rarefação das espécies amostradas sobre as damas e sobre o substrato tratado com lodo de esgoto.

Dez anos após a incorporação de lodo de esgoto ao substrato exposto pela mineração, 129 espécies de plantas colonizavam o solo sobre as damas e a superfície revegetada da jazida. Sobre as damas, havia 90 espécies (76% exclusivas desse ambiente), das quais 25% eram exóticas, 25% invasoras, 45% árvores, 18% arbustos e 40% ervas/subarbustos. Sobre o substrato revegetado com lodo de esgoto recrutaram 60 espécies (65% exclusivas desse ambiente), sendo 55% exóticas, 52% invasoras, 14% árvores, 16% arbustos e 73% ervas/subarbustos (**Tabela 4.1**).

Tabela 4.1: Espécies vegetais amostradas na jazida J294. A classificação das espécies quanto aos atributos hábito, origem e descrição como invasora ou não do Cerrado baseou-se em Mendonça et al. (2008).

Espécies	Hábito	Origem	Invasora?	Biótopo
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	erva	exótica	sim	D
<i>Achyrocline satureoides</i> (Lam.) DC.	erva	nativa	não	S
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovl	árvore	nativa	não	D
<i>Aegiphila lhotzkiana</i> Cham.	árvore	nativa	não	D
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	erva	exótica	sim	D/S
<i>Alibertia cf sessilis</i> (Vell.) K. Schum.	árvore	nativa	não	D
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	erva	exótica	sim	S
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	árvore	nativa	não	D
<i>Annona tomentosa</i> R.E.Fr.	arbusto	nativa	não	D
<i>Asclepias cf curassavica</i> L.	erva	exótica	sim	D/S
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	árvore	nativa	não	D
Asteraceae sp1	erva	-	-	S
Asteraceae sp2	erva	-	-	D
<i>Axonopus capillaris</i> (Lam.) Chase	erva	nativa	não	D
<i>Bauhinia</i> sp1	arbusto	-	-	D
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.	erva	nativa	não	D
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	árvore	nativa	não	D
<i>Byrsonima</i> sp1	-	-	-	D
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	árvore	nativa	não	D
<i>Cecropia cf pachystachya</i> Miq.	árvore	nativa	não	S
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	erva	exótica	sim	D
<i>Cissampelos</i> sp1	erva trepadeira	-	-	D
<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	subarbusto	exótica	sim	S
Commelinaceae sp1	erva trepadeira	-	-	S
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	árvore	nativa	não	D

<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	árvore	nativa	não	D
<i>Cyperus cf odoratus</i> L.	erva	exótica	sim	S
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	erva	nativa	não	S
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	árvore	nativa	não	D
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	árvore	nativa	não	D/S
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	erva	exótica	sim	S
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	árvore	nativa	não	S
<i>Diospyros burchellii</i> Hiern	árvore	nativa	não	D
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	erva	exótica	sim	D/S
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	árvore	nativa	não	D
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil	árvore	nativa	não	D
<i>Erythroxylum</i> sp1	árvore	-	-	D
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	árvore	nativa	não	D
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	árvore	nativa	não	D
Fabaceae sp1	-	-	-	D
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	árvore	nativa	não	D
<i>Hortia brasiliiana</i> Vand. ex DC.	arbusto	nativa	não	D
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	árvore	nativa	não	D
<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	erva trepadeira	exótica	sim	S
<i>Ipomoea triloba</i> L.	erva trepadeira	exótica	sim	S
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	arbusto	nativa	não	D
Lamiaceae sp1	erva	-	-	D/S
<i>Lantana camara</i> L.	subarbusto	exótica	sim	D
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	erva	exótica	sim	S
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	arbusto	nativa	não	D/S
<i>Lippia cf alba</i> (Mill.) N.E. Br. ex Britton & P. Wilson	subarbusto	exótica	sim	D
<i>Ludwigia cf tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	subarbusto	nativa	não	S
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	árvore	nativa	não	D
<i>Melia azedarach</i> L.	árvore	exótica	não	S
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	subarbusto	exótica	sim	D/S
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	árvore	nativa	não	S
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	árvore	nativa	não	S
<i>Mimosa pigra</i> L.	arbusto	exótica	sim	D/S
<i>Momordica charantia</i> L	erva trepadeira	-	-	S
Myrtaceae sp1	-	-	-	D
Myrtaceae sp2	-	-	-	D

Myrtaceae sp3	-	-	-	D
Não identificadas	-	-	-	D/S
<i>Nicotiana tabacum</i> L.	erva	exótica	não	S
<i>Ouratea floribunda</i> Engl.	arbusto	nativa	não	D
<i>Pavonia</i> sp1	subarbusto	-	-	D
<i>Pennisetum setosum</i> (Sw.) Rich.	erva	exótica	sim	S
<i>Piper aduncum</i> L.	arbusto	nativa	não	S
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	árvore	nativa	não	D
Poaceae sp1	erva	-	-	S
Poaceae sp2	erva	-	-	D
Poaceae sp3	erva	-	-	S
<i>Psidium myrsinoides</i> O. Berg	árvore	nativa	não	D
<i>Psidium pohlianum</i> O. Berg	árvore	nativa	não	D
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	árvore	nativa	não	D
<i>Ricardia</i> sp1	-	-	-	D
<i>Ricinus communis</i> L.	arbusto	exótica	sim	S
<i>Roupala montana</i> Aubl.	árvore	nativa	não	D
Rubiaceae sp1	-	-	-	D/S
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	subarbusto	exótica	sim	D/S
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	erva	exótica	sim	S
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	subarbusto	nativa	não	S
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	subarbusto	nativa	não	D/S
<i>Sida rhombifolia</i> L.	subarbusto	exótica	sim	D/S
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	erva	nativa	não	D/S
<i>Simarouba cf versicolor</i> A. St.-Hil.	árvore	nativa	não	D
<i>Smilax goyazana</i> A. DC.	erva trepadeira	nativa	não	D
<i>Solanum americanum</i> Mill.	arbusto	exótica	sim	D/S
<i>Solanum cf viarum</i> Duna	arbusto	nativa	não	D/S
<i>Solanum falciforme</i> Farruggia.	árvore	nativa	não	D/S
<i>Solanum</i> sp1	-	-	-	D
<i>Solanum</i> sp2	-	-	-	S
<i>Solanum subumbellatum</i> Vell.	arbusto	nativa	não	D
<i>Stachytarpheta elatior</i> Schrad. ex Schult.	subarbusto	nativa	não	S
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	erva	nativa	não	D/S
<i>Stylosanthes</i> sp1	erva	-	-	D
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridley) Sandw.	árvore	nativa	não	D
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima.	árvore	nativa	não	D
<i>Tagetes minuta</i> L.	erva	exótica	sim	D/S
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	subarbusto	exótica	sim	S

<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) Hitchc.	erva	exótica	sim	D/S
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	erva	exótica	sim	S
Verbenaceae sp1	-	-	-	S
<i>Vernonanthura ferruginea</i> (Less.) H. Rob.	arbusto	nativa	não	D/S
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	arbusto	nativa	não	S
<i>Vernonanthura rubriramea</i> (Mart. ex DC.) Loeuille & P.N. Soares	arbusto	nativa	não	D
<i>Waltheria cf indica</i> L.	erva	exótica	sim	D
<i>Xylopi aromatica</i> (Lam.) Mart.	árvore	nativa	não	D
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	árvore	nativa	não	D
<i>Zornia curvata</i> Mohlenbr.	erva	nativa	não	S

Legenda: D = damas, S = substrato revegetado com lodo de esgoto.

Nota: Espécies desconhecidas não foram classificadas.

A dose de lodo de esgoto (130 Mg ha^{-1} — base seca) aplicada ao substrato minerado resultou na elevação dos seus níveis de fertilidade em relação aos valores encontrados nos solos sobre as damas (**Tabela 4.2**). O valor médio de fósforo disponível (P-disp) mensurado no substrato tratado com lodo de esgoto atingiu valores 46 vezes superiores ao encontrado no solo original de Cerrado sentido restrito (Tabela 2). Assim como os níveis de P-disp, valores médios de matéria orgânica (MO), nitrogênio total (N-total), potássio trocável (K-troc), Ca^{+2} , Mg^{+2} , capacidade de troca catiônica (CTC), saturação de bases (V), densidade aparente (ρ_b) e capacidade de campo (CC) mensurados no substrato tratado com lodo de esgoto foram significativamente maiores em relação aos valores obtidos nos solos sob Cerrado sentido restrito (**Tabela 4.2**). De outra parte, o valor médio da porosidade total (Pt) medido no substrato tratado com lodo de esgoto foi significativamente menor em comparação ao valor aferido nos solos naturais. O único parâmetro edáfico que não apresentou diferença estatística entre as médias calculadas nos dois biótopos avaliados foi a acidez potencial (H+Al) (**Tabela 4.2**).

Tabela 4.2: Parâmetros edáficos analisados nos solos das damas (D) e no substrato tratado com lodo de esgoto (S). (Média \pm desvio padrão).

Parâmetros/Amostras	Médias	
	Solos das Damas	Substrato tratado com lodo de Esgoto
MO	$5,59 \pm 1,20$ a	$7,94 \pm 1,36$ b
N-total	$2,16 \pm 0,47$ a	$3,97 \pm 0,98$ b

P-disp	0,02 ± 0,01 a	0,91 ± 0,37 b
K-troc	0,12 ± 0,04 a	0,28 ± 0,17 b
Ca⁺²	1,05 ± 0,70 a	4,44 ± 2,19 b
Mg⁺²	0,51 ± 0,39 a	1,39 ± 0,59 b
H +Al	9,83 ± 3,01 a	9,02 ± 3,10 a
CTC	11,51 ± 2,94 a	15,75 ± 3,74 b
V	14,93 ± 10,17 a	42,53 ± 18,43 b
pH	4,09 ± 0,28 a	4,85 ± 0,61 b
ρ_b	1,05 ± 0,07 a	1,29 ± 0,14 b
CC	0,30 ± 0,04 a	0,38 ± 0,06 b
Pt	0,60 ± 0,03 a	0,51 ± 0,05 b

Legenda: MO = matéria orgânica (dag.kg⁻¹), N = nitrogênio total (g.Kg⁻¹), P = fósforo disponível (g.Kg⁻¹), K⁺ = potássio (cmolc.kg⁻¹), Ca⁺² = cálcio (cmolc.kg⁻¹), Mg = magnésio (cmolc.Kg⁻¹), H +Al = acidez potencial (cmolc.kg⁻¹), CTC = capacidade de troca catiônica (cmolc.Kg⁻¹), V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl₂, ρ_b = densidade aparente (Mg m⁻³), CC = capacidade de campo (m³ m⁻³), Pt = porosidade total (m³ m⁻³)

Nota: Médias não seguidas pela mesma letra diferem estatisticamente pelo teste T de Student ($\alpha = 95\%$).

Os diagramas de ordenação da análise NMDS e o teste de grupos ANOSIM ($p = 0,001$) confirmaram que parâmetros edáficos do substrato tratado com lodo de esgoto e dos solos das damas são estatisticamente diferentes (**Tabela 4.2; Figura 4.4 B**), assim como é diferente a flora recrutada nesses dois biótopos (**Tabela 4.1; Figura 4.4 A**). O teste PROCUSTES ($p = 0,001$) evidenciou alta correlação ($r = 0,86$) entre unidades amostrais ordenadas por composição florística (**Figura 4.4 A**) e aquelas ordenadas por parâmetros edáficos (**Figura 4.4 B**).

O teste de permutação “Monte Carlo” foi significativo para a CCA ($p = 0,001$) e para os eixos de ordenação – CCA1 e CCA2 ($p = 0,001$ e $0,022$). Esses eixos retiveram 45% da variabilidade das matrizes de dados originais (**Figura 4.5**). Os parâmetros edáficos mais correlacionados à ordenação das espécies no eixo CCA1 foram fósforo disponível, nitrogênio total, densidade aparente, porosidade total e matéria orgânica (**Figura 4.5 e Tabela 4.3**). O diagrama de ordenação das espécies em função das condições edáficas (**Figura 4.5**) formou dois grupos florísticos: o primeiro associado à baixa fertilidade e a valores maiores de porosidade total (Pt) foi composto por *Acanthospermum australe*, *Aegiphila lhotzkiana*, *Annona tomentosa*, *Borreria latifolia*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Casearia silvestres*, *Connarus suberosus*, *Davilla elliptica*, *Diospyros burchellii*, *Hortia brasiliiana*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Jacaranda ulei*, *Maprounea guianensis* e *Solanum subumbellatum* (**Tabela 4.1**). Nesse primeiro grupo, 93% das espécies apareceram exclusivamente nas damas e foram classificadas como nativas do bioma Cerrado. O segundo grupo de espécies vegetais correlacionou-se com

a condição de fertilidade e com valores maiores de densidade aparente (D_a) e de capacidade de campo (CC) presentes no substrato reabilitado (Tabela 2) e foi composto por *Amaranthus hybridus*, *Asclepias curassavica*, *Cyperus surinamensis*, *Digitaria insularis*, *Ipomoea triloba*, *Sida acuta*, *Pennisetum setosum*, *Ricinus comunins*, *Senna obtusifolia*, *Sida rhombifolia*, *Sidastrum micranthum*, *Solanum falciforme*, *Solanum viarum*, *Stachytarpheta elatior*, *Tagetes minuta*, *Triumfetta rhomboidea*, *Vernonanthura ferruginea* e *Vernonanthura polyanthes*. Neste último grupo, 56% das espécies foram classificadas como exóticas e invasoras de fitofisionomias nativas do Cerrado.

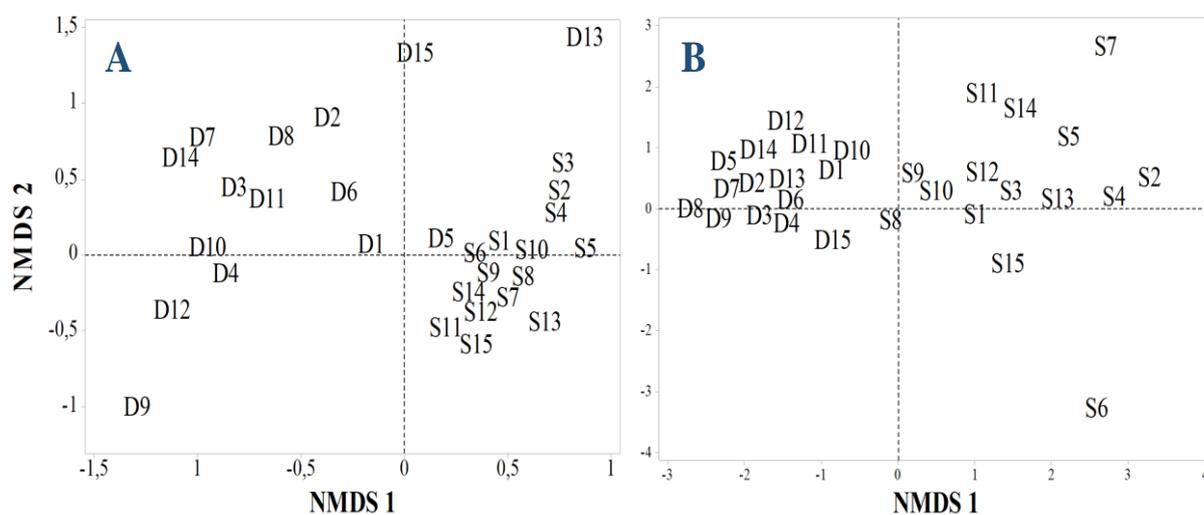


Figura 4.4: Diagramas de ordenação da NMDS (Escalonamento Multidirecional Não Métrico) representando a distribuição das unidades amostrais (damas: D1 a D15; e substrato tratado com lodo de esgoto: S1 a S15) em função da composição de espécies - A (Tabela 3.1) e variáveis edáficas - MO = matéria orgânica (dag kg^{-1}), N-total = nitrogênio total (g Kg^{-1}), P-disp = fósforo disponível (g Kg^{-1}), K-troc = potássio trocável (cmolc kg^{-1}), Ca^{+2} = cálcio (cmolc kg^{-1}), Mg^{+2} = magnésio (cmolc Kg^{-1}), H + Al = acidez potencial (cmolc kg^{-1}), CTC = capacidade de troca catiônica (cmolc Kg^{-1}), V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl_2 , ρ_b = densidade aparente (Mg m^{-3}), CC = capacidade de campo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), Pt = porosidade total ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) - B (Tabela 3.2).

Tabela 4.3: Coeficientes de correlação de Pearson das variáveis edáficas analisadas - MO = matéria orgânica (dag kg^{-1}), N-total = nitrogênio total (g Kg^{-1}), P-disp = fósforo disponível (g Kg^{-1}), K-troc = potássio trocável (cmolc kg^{-1}), Ca^{+2} = cálcio (cmolc kg^{-1}), Mg^{+2} = magnésio (cmolc Kg^{-1}), H + Al = acidez potencial (cmolc kg^{-1}), CTC = capacidade de troca catiônica cmolc Kg^{-1} , V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl_2 , ρ_b = densidade aparente (Mg m^{-3}), CC = capacidade de campo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) e Pt = porosidade total ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) (Tabela 2) com os eixos CCA1 e CCA2.

Variável	CCA1	CCA2
MO	-0,76	-0,05
pH	-0,57	-0,14
P-disp	-0,85	-0,11
K-troc	-0,54	-0,21

Ca ⁺²	-0,68	-0,04
Mg ⁺²	-0,70	-0,16
H + Al	0,06	0,01
CTC	-0,61	-0,17
V	-0,63	-0,08
N-total	-0,80	-0,19
ρ _b	-0,76	-0,12
Pt	0,76	0,13
CC	-0,62	0,04

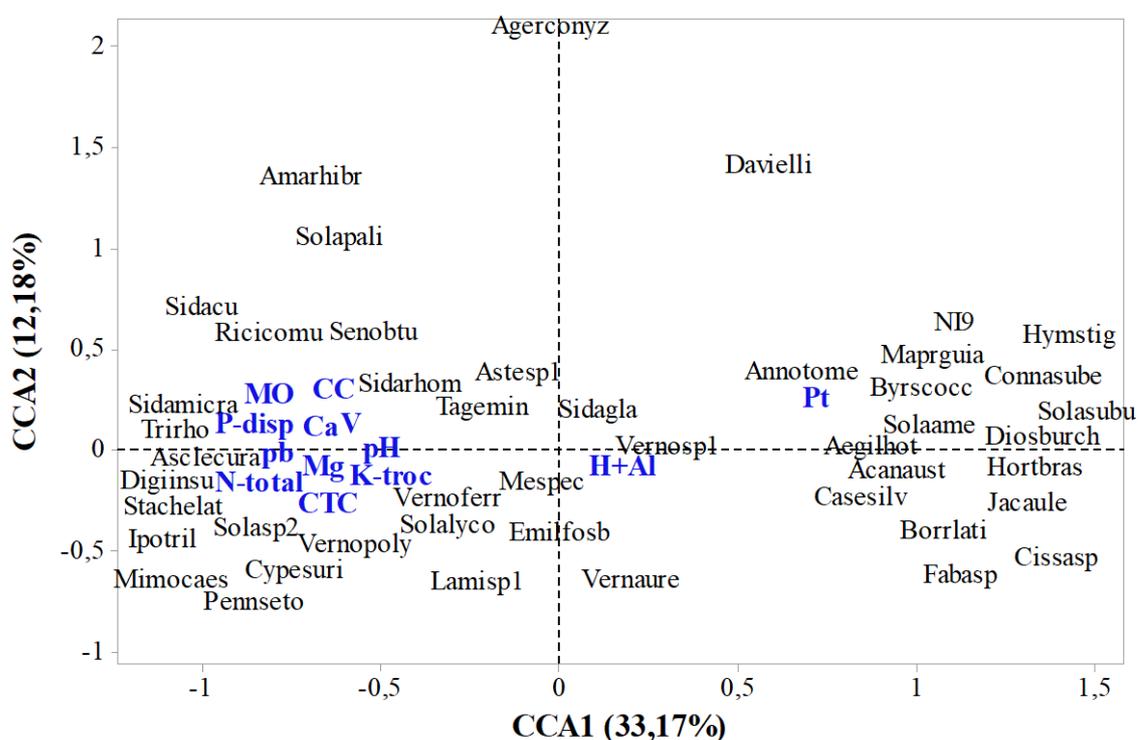


Figura 4.5: Diagrama de ordenação da CCA representando a distribuição de espécies (Tabela 1) em função de variáveis edáficas - MO = matéria orgânica (dag kg^{-1}), N = nitrogênio total (g Kg^{-1}), P-disp = fósforo disponível (g Kg^{-1}), K-troc = potássio trocável (cmolc kg^{-1}), Ca⁺² = cálcio (cmolc kg^{-1}), Mg⁺² = magnésio (cmolc Kg^{-1}), H + Al = acidez potencial (cmolc kg^{-1}), CTC = capacidade de troca catiônica (cmolc Kg^{-1}), V = saturação de bases (%), pH = acidez ativa em CaCl_2 , ρ_b = densidade aparente (Mg m^{-3}), CC = capacidade de campo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) e Pt = porosidade total ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) (Tabela 2). Nota: Nomes científicos das espécies foram abreviados pelas quatro primeiras letras dos epítetos genérico e específico. Foram utilizadas apenas espécies que ocorreram em pelo menos três das trinta unidades amostradas.

4.4 DISCUSSÃO

O bioma Cerrado tem expressões diferentes da vegetação clímax, tais como Campos, Cerrados sentido restrito e Florestas (Eiten, 1994; 2001; Ribeiro & Walter, 2008). Essas fisionomias da vegetação crescem sob as mesmas condições climáticas e são moldadas por condições edáficas particulares (Ratter et al., 2003; Neri et al., 2012; Schaefer et al., 2015). Profundidade efetiva do solo, material de origem, profundidade do lençol freático, grau de drenagem do solo e nível de fertilidade definem as diferentes fitofisionomias que são expressões do clímax edáfico no bioma (Eiten, 1994; Haridasan, 2000). Em adição a essas variações, composição florística, fitossociologia e produtividade podem diferir dentro do mesmo tipo fitofisionômico devido a variações na fertilidade e características físicas (Felfili et al., 2001; Haridasan, 2008). Apesar do clímax edáfico que rege a flora do Cerrado, estudos da influência de condições edáficas na colonização de plantas em jazidas revegetadas com lodo de esgoto são mais escassos (Silva et al., 2013; Wijesekara et al., 2016).

A colonização de plantas começa com a entrada de propágulos em uma área perturbada, sendo que a persistência de uma espécie nova na comunidade dependerá de duas condições: (1) o filtro abiótico deve permitir a sobrevivência dos indivíduos até que pelo menos um sucessor seja produzido, e (2) a capacidade competitiva das novas espécies (filtro biótico) seja suficiente para permitir o estabelecimento (Fattorini & Halle; 2004). Muitas teorias sobre a montagem das comunidades de plantas são baseadas na premissa de que as espécies diferem em seus requerimentos ambientais (Bradshaw, 2004; Kraft et al., 2015) e isso deve ser levado em conta na manipulação do filtro biótico quando se trata de melhorar os resultados da restauração (Halassy et al., 2016; Hulvey & Aingner 2014).

A deficiência de nutrientes (filtro abiótico) é frequentemente um fator limitante na reconstrução de áreas degradadas, tais como jazidas abandonadas, pedreiras e aterros, cujo solo superficial com banco de sementes, rebrotas, nutrientes e atividade biológica foi removido, deixando uma superfície estéril do subsolo, denominada rejeito ou substrato (Dutta & Agrawal, 2002; Silva & Corrêa, 2010). Nutrientes minerais têm efeitos relevantes no desenvolvimento do ecossistema, pois contribuem para as regras da montagem *stricto sensu* (Bradshaw, 2004; Lannes et al., 2016; Starr et al., 2012) e também para as regras derivadas de processos sucessionais pós-distúrbios (Buisson et al., 2018; Le Stradic et al., 2018). À vista disso, os projetos de restauração não devem focar apenas na manipulação biótica e ignorar os problemas abióticos (Halassy et al., 2016; Kraft et al., 2015). Em outras palavras, o balanço de nutrientes nos ecossistemas deve ser corrigido ou mantido antes de se considerar questões como

composição e estrutura das comunidades (Bobbink et al., 2010; Bucci et al., 2006; Daws et al., 2013; Hobbs & Norton, 2004; Nussbaumer et al., 2016).

O lodo de esgoto aplicado à superfície minerada na dose de 130 Mg ha⁻¹ (base seca) aumentou a fertilidade do substrato para níveis muito superiores àqueles medidos no solo sob vegetação natural de Cerrado sentido restrito e em solos sob produção agrícola (Correia & Melo Filho, 2004; Sousa & Lobato, 2004). Atributos químicos de substratos minerados estão bem aquém dos valores considerados ideais para o crescimento de plantas (Corrêa & Bento, 2010; Corrêa & Melo Filho, 2004a), por isso, há a necessidade de adição de matéria orgânica e de nutrientes inorgânicos (nitrogênio, fósforo e potássio) para se criar condições de estabelecimento inicial de plantas arbustivas e herbáceas (Corrêa et al., 2008; Goedert & Corrêa, 2004; Sousa et al., 2004a; 2004b; Vilela et al., 2004). Além disso, a matéria orgânica que o lodo de esgoto contém está relacionada ao aumento da CTC (capacidade de troca catiônica) de substratos minerados (Corrêa et al., 2010; Corrêa & Bento, 2010; Sánchez-Monedero et al., 2004; Sevilla-Perea & Mingorance, 2015) e a melhorias da estabilidade de agregados e da retenção de água por partículas minerais (Brady & Weil, 2013; De Maria et al., 2007).

Por outro lado, a incorporação de lodo de esgoto e o tratamento do substrato exposto não alteraram a sua densidade (ρ_b), que permaneceu 23% superior ao valor mensurado no solo sob Cerrado sentido restrito. Leite et al. (1994) reduziram a densidade de um substrato minerado de 1,6 para 1,4 Mg m⁻³ por meio da descompactação mecânica e posterior incorporação de matéria orgânica. A área deste trabalho não sofreu processos de escarificação ou subsolagem e também foi submetida a pastoreio constante (0,5 animal ha⁻¹) e, portanto, não houve descompactação mecânica da superfície exposta. O valor de 1,29 Mg m⁻³ medido no substrato revegetado com lodo de esgoto não é considerado impeditivo para o crescimento radicular de plantas (Pignaro Netto et al., 2009), mas pode dificultar o estabelecimento natural de outras espécies vegetais (Goedert, 2005) e, conseqüentemente, retardar o processo de sucessão natural no local (Dajoz, 2005).

Densidade aparente (ρ_b) e porosidade total (Pt) de solos são atributos fortemente correlacionados (Alves et al., 2007; Goedert, 2005; Brady & Weil, 2013). O elevado valor de ρ_b do substrato tratado com lodo de esgoto refletiu em valor inferior de Pt quando comparado ao solo natural sob Cerrado sentido restrito (Tabela 2). Contudo, o substrato tratado com lodo de esgoto apresentou 75% de sua Pt (0,51 m³ m⁻³) na forma de microporos, enquanto no solo sob Cerrado sentido restrito 50% de 0,60 m³ m⁻³ eram de microporos. Como resultado, o

substrato tratado com lodo de esgoto apresentou maior capacidade de armazenar água (CC) em relação ao solo natural sob Cerrado sentido restrito presente nas damas (Tabela 2).

Experimentos de campo demonstraram que o nível da fertilização de solos ou de substratos influencia na composição florística das comunidades recrutadas ao longo do processo de restauração ecológica (Borges et al., 2009; Daws et al., 2013; Fraga, 2016; Lannes et al., 2016; Moreno-Penaranda et al., 2004; Nussbaumer et al., 2016; Silva et al., 2013; Vasseur et al., 2000). Em função de seus requerimentos nutricionais, espécies vegetais respondem à fertilização de modo diferenciado (Brashaw, 2004; Epstein & Bloom, 2006; Rodrigues, 2013; Taiz & Zeiger, 2009). Níveis elevados de nitrogênio total e de fósforo disponível tendem a favorecer a colonização de espécies exóticas e invasoras em detrimento das espécies nativas (Bobbink et al., 2010; Bustamante et al., 2012; Clark et al., 2007a; Lannes et al., 2016; Oliveira et al., 2001; Siemann e Rogers, 2007), uma vez que as primeiras são competidoras mais eficientes quando há alta disponibilidade de recursos (Caramaschi et al., 2016; Martins et al., 2011; Matos & Pivello, 2009). Para mais, tanto a adição de nitrogênio, quanto a de fósforo pode reduzir a riqueza de espécies nativas em função dos efeitos negativos de maior biomassa das espécies invasoras que competem por luz, água e nutrientes (Bai et al., 2010; Stevens et al., 2010; Venterink, 2011). Em contraposição, espécies nativas do Cerrado sentido restrito são capazes de crescer sob as condições distróficas (baixa disponibilidade de nutrientes e teores elevados de alumínio) de solos naturais (Haridassan, 2000; 2006; 2008), onde a competição interespecífica dentro das comunidades atua de forma mais equilibrada (Odum, 2004; Townsend et al., 2010).

O número de espécies de plantas que recrutaram na jazida tratada com lodo de esgoto (60 sp.) foi inferior ao número registrado nos fragmentos de Cerrado sentido restrito sobre as damas (90 sp.) (e também ficou abaixo da riqueza florística (108 a 194 sp.) encontrada em formações campestres e savânicas do Cerrado (Felfili et al., 1994; Munhoz & Felfili, 2006; Tannus & Assis, 2004). Por outro lado, o número de espécies lenhosas amostradas na jazida tratada com lodo de esgoto (15 sp.) ficou dentro do intervalo de riqueza mensurado para jazidas abandonadas à sucessão natural no Distrito Federal (1 a 39 sp.) (Corrêa et al., 2007).

Em se tratando do compartilhamento de espécies entre os dois biótopos, ainda que remanescentes de Cerrado sentido restrito tenham permanecido sobre as damas, atuando como fonte de propágulos dentro da jazida minerada apenas 17% (22 sp.) do total de espécies amostradas foram comuns às comunidades florísticas sobre as damas e a que recrutou sobre o substrato reabilitado. Estudos ecológicos de longo prazo indicaram que há maior similaridade florística entre uma área com vegetação natural e outra regenerada, a partir de um

desmatamento, do que entre uma área natural e um local regenerado, a partir de uma escavação (Cava et al., 2016; 2018; Corrêa et al., 2007; Duringan et al., 1998; Le Stradic et al., 2018; Moreno-Penranda et al., 2004). De acordo com Corrêa & Leite (1998), a probabilidade de dois indivíduos coletados aleatoriamente em um local minerado e em uma área natural de Cerrado serem da mesma espécie é de apenas 14%. Caso os dois indivíduos sejam coletados em uma área que sofreu desmatamento e em uma área natural de Cerrado, essa probabilidade subiria para 27%. Mesmo na ausência de barreiras físicas, como é o caso deste estudo, as espécies que habitam locais vizinhos podem ser alopátricas (excludentes) se as condições do solo definirem biótopos diferentes (Corrêa, 2009; Dajoz, 2005).

4.5 CONCLUSÕES

A incorporação de lodo de esgoto no substrato minerado criou um ambiente edáfico quimicamente e fisicamente distinto do solo original da área estudada. Diferenças entre parâmetros edáficos de solos sob Cerrado sentido restrito e de substratos tratados com lodo de esgoto refletiram baixos índices de similaridade florística entre as comunidades vegetais recrutadas nesses biótopos. Adicionalmente, uma comunidade de plantas composta majoritariamente por ervas/subarbustos exóticos e invasores ao Cerrado recrutou espontaneamente em ambiente tão fértil em detrimento das espécies de plantas nativas presentes nas porções remanescentes de Cerrado sentido restrito (damas) dentro da paisagem minerada.

Por fim, as relações entre o recrutamento de plantas e os parâmetros edáficos mensurados neste estudo evidenciaram que o ambiente edáfico construído com lodo de esgoto atuou como um filtro na montagem de uma comunidade vegetal distinta em comparação com a vegetação nativa do Cerrado sentido restrito.

5. MANEJO DE FILTROS ECOLÓGICOS NUMA JAZIDA TRATADA COM LODO DE ESGOTO NO DISTRITO FEDERAL

5.1. INTRODUÇÃO

Competição com espécies gramíneas (Poaceae) invasoras, compactação de substratos e limitação de dispersão são filtros ecológicos que retardam, dificultam ou impedem o estabelecimento e o desenvolvimento de plantas de espécies nativas em jazidas mineradas (Halassy et al., 2016; Hulvey & Aigner, 2014; Sollenberger et al., 2016). Mensurar os efeitos da compactação de substratos minerados e da competição com gramíneas sobre espécies nativas e comunidades é de grande importância para o desenvolvimento de técnicas de restauração de ecossistemas naturais (Buisson et al., 2018).

Várias espécies de gramíneas invasoras possuem via metabólica C₄, alta capacidade fotossintética, elevada capacidade de alocação de biomassa e nutrientes (Caramaschi et al., 2016; Lannes et al., 2016), produzem substâncias alelopáticas e elevada quantidade de sementes com longa viabilidade (Castillioni, 2015). Essas características conferem a essas espécies a capacidade de excluírem espécies nativas (Gorgone-Barbosa et al., 2015; Le Stradic et al., 2018) e alterarem o processo de sucessão ecológica em ambientes em processo de restauração (Buisson et al., 2018; Thomas, 2017).

O controle químico, por meio do uso de herbicida, figura entre os principais métodos utilizados para o controle de gramíneas exóticas invasoras (Kettenring & Adams, 2011). A aplicação de herbicida em áreas sob restauração é considerada prática eficiente para inibir a dominância dessas espécies e estimular o recrutamento de outras espécies vegetais (Buisson et al., 2018; Cava et al., 2016; Flórido, 2015; Flory & Clay, 2009). Dentre as formulações existentes no mercado, a N-fosfometil glicina (Glifosato) é um herbicida sistêmico de amplo espectro, dessecante e de grande eficiência no controle de plantas daninhas (Rodrigues, 2016). Trata-se de um dos herbicidas mais estudados no mundo, possuindo uma das maiores bases de dados entre os pesticidas (Gomes et al., 2014).

O mecanismo de ação do glifosato é bastante singular, porque ele é o único herbicida capaz de inibir especificamente a enzima 5-enolpiruvil-chiquimato-3-fosfato-sintase (EPSPs) que catalisa a condensação do ácido chiquímico e do fosfato piruvato, evitando, assim, a síntese de três aminoácidos essenciais: triptofano, fenilalanina e tirosina (Gomes, 2015; Siehl, 1997). A interrupção da biossíntese desses aminoácidos inibe a síntese de vários compostos secundários, como lignina, tanino, fitoalexinas e fenólicos alelopáticos, que são responsáveis pela defesa da

planta contra pragas e doenças (Yamada & Camargo e Castro, 2007). Além disso, a inibição do triptofano interfere diretamente na síntese do ácido indolilacético (AIA), hormônio vegetal necessário para expansão celular, manutenção da dominância apical e muitos outros processos regulatórios (Devine et al., 1993). Contudo, a eficácia do glifosato para o controle das plantas daninhas, bem como seus impactos a organismos não alvo são influenciados por fatores como dose de aplicação, formulação química, condição física, química e biológica do solo e variações climáticas (Araújo, 2002; Gomes et al., 2014). Portanto, seu uso como método de controle de espécies invasoras nos projetos de restauração ecológica deve ser precedido de análise criteriosa acerca dos riscos envolvidos (Mantoani et al., 2016).

A compactação de solos e de substratos minerados representa um filtro abiótico que impede ou dificulta o estabelecimento de plantas (Corrêa & Bento, 2010; Goedert & Corrêa, 2004; Leite et al., 1992;1994; Rezende & Vieira, 2019). A compactação edáfica está associada a propriedades físicas, tais como densidade aparente, resistência a penetração de raízes, porosidade e condutividade hidráulica (Corrêa & Bento, 2010; Ferreira, 2010; Lima, 2019; Pignataro Netto et al., 2009). De modo geral, pode-se afirmar que, quanto mais elevada for a densidade aparente do solo ou do substrato minerado, maior será sua compactação e estrutura agregada, menor sua porosidade total e condutividade hidráulica e, conseqüentemente, maiores as restrições para o crescimento do sistema radicular e o desenvolvimento das plantas (Alves et al., 2007; Bento, 2009; Brady & Weil, 2013; Pedrotti & Mello Júnior, 2009). Nessas condições, uma medida que tem obtido bons resultados na redução da intensidade desse filtro é a escarificação ou a subsolagem da camada superficial (0 – 20 cm) de solos/substratos, para aumentar a infiltração de água e para reduzir a resistência mecânica ao crescimento de plantas (Leite et al., 1992;1994; Pignataro Netto et al., 2009).

O filtro de dispersão interfere diretamente no recrutamento de plantas e na montagem de comunidades ao longo da sucessão ecológica (Funk et al., 2008; Hulvey & Aigner, 2014; Oster et al., 2009; Pywell et al., 2007). Jazidas mineradas ou áreas agrícolas que tiveram o solo superficial removido ou severamente alterado irão depender essencialmente da chuva de sementes fornecida por áreas naturais vizinhas (Faucon et al., 2011; Le Stradic et al., 2018). Mesmo quando as sementes estão disponíveis, a introdução de espécies vegetais nesses locais deve frequentemente estar combinada com tratamentos apropriados para aumentar as chances de estabelecimento (Hulvey & Aigner, 2014; Pilon et al., 2018; Souza & Engel, 2018).

Uma alternativa para suprir a deficiência da chuva de sementes nos projetos de restauração é a semeadura direta (Bonilla-Moheno & Holl, 2010; Burton et al., 2006; Cava et al., 2016; Frances et al., 2010; Freitas et al., 2019; Alves, 2016; Palma & Laurance, 2015; Pellizzaro et al., 2017; Silva et al., 2015). Com essa técnica, sementes de árvores, arbustos e ervas podem ser plantadas diretamente ou introduzidas por forragem ou solo, realizadas manualmente ou mecanicamente (Alves, 2016; Sampaio et al., 2015; Silva & Vieira, 2017). A semeadura de espécies-chave pode ser o suficiente para desencadear o início da restauração de comunidades-alvo (Le Stradic et al., 2018; Pellizzaro, 2016; Silva et al., 2015). Quando comparada ao plantio de mudas, a semeadura direta apresenta algumas vantagens ecológicas, como a alta densidade inicial de plântulas e a utilização de plantas nativas (geralmente ervas gramíneas e não gramíneas ou subarbustos) capazes de crescer rapidamente e de atingir maiores valores de cobertura do solo (Freitas et al., 2019; Pellizzaro et al., 2017). Por outro lado, a baixa disponibilidade de sementes nos mercados locais e a grande proporção de sementes recalcitrantes que perdem sua viabilidade quando armazenadas são fatores que precisam ser equacionados antes do uso da semeadura direta em plantios de larga escala (Souza & Engel, 2018).

Em face do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do controle químico de *Urochloa brizantha* (Braquiário), da escarificação do substrato revegetado com lodo de esgoto e da semeadura direta no recrutamento de plantas. A hipótese estabelecida foi a de que a atenuação da competição com *U. brizantha*, a compactação do substrato revegetado com lodo de esgoto e a falta de chuva de diásporos permitirão o estabelecimento de espécies nativas.

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em uma jazida de cascalho localizada na porção sudoeste do Distrito Federal, à margem da Rodovia BR-060, sentido Brasília –Goiânia (**Figura 5.1**). A jazida fora explorada entre 2000 e 2001, restando uma cava de 67 ha e 4 m de profundidade. Em 2002, 130 Mg ha⁻¹ (base seca) de lodo de esgoto doméstico proveniente de tratamento terciário com 12% de sólidos foram mecanicamente incorporados à camada superficial (0–15 cm) do substrato exposto pela mineração. Uma densa cobertura herbácea estabeleceu-se na área nos anos que se sucederam à incorporação do lodo de esgoto ao substrato. Em 2005, capim braquiário (*Urochloa brizantha*) foi semeado (7 kg ha⁻¹) no substrato tratado com lodo de

esgoto, sendo a área, desde então, utilizada como pasto para cerca de trinta bovinos (0,5 cabeça/hectare). Na paisagem minerada, foram deixados montes de solo original (damas), classificado como Cambissolo háplico (Embrapa, 2013), sob fragmentos de Cerrado sentido restrito e um fragmento de 4,24 ha de Cerrado *sensu stricto*, marginal à jazida explorada e posteriormente revegetada. O local de estudo associa-se às coordenadas 15° 57' 6,45" S/48° 10' 40,42" W (**Figura 5.1**) e está inserido na região da Chapada do Divisor Descoberto–Alagado (Codeplan, 2019). O clima local é classificado como Tropical de Savana (Aw – Köppen-Geiger), com pluviosidade média anual de 1.560 mm e temperaturas médias oscilando entre 18,5 °C e 21,8 °C (INMET, 2019).



Figura 5.1: Localização da jazida estudada e área experimental (0,24 ha).

5.2.2. Delineamento experimental

Para testar a hipótese formulada neste trabalho, foram estabelecidas 24 parcelas experimentais de 100 m² cada uma (10 × 10 m), totalizado 0,24 ha de área experimental. As parcelas foram distribuídas em seis blocos (BL₁ a BL₆) de 400 m² cada um (20 x 20m), em sítios que apresentavam 100% de cobertura vegetal formada por *Urochloa brizantha* (Braquiarião) (**Figura 5.2**). Todos os blocos foram cercados com arames montados em estacas de madeira, para evitar a interferência de animais domésticos. Três blocos (BL₁ a BL₃),

totalizando doze parcelas, foram implantados sobre a superfície compactada da jazida revegetada e três blocos (BL₄ a BL₆), totalizando outras doze parcelas, foram implantados em uma faixa mecanicamente escarificada (profundidade de 0 – 20 cm) para a implantação deste experimento. Uma grade de discos (14” × 28”) acoplada a um trator de pneus (New Holland 7630) foi utilizada no trabalho de escarificação da superfície revegetada. A superfície compactada apresentava $1,43 \pm 0,09 \text{ Mg m}^{-3}$ de densidade aparente e a escarificação reduziu esse valor para $1,12 \pm 0,07 \text{ Mg m}^{-3}$. Em seis parcelas com a superfície escarificada e em seis parcelas não escarificadas, aplicaram-se 1 litro/100 m² de Glifosato diluído em 20 litros de água (concentração = 5%), 30 e 60 dias após a implantação das parcelas. Seis parcelas com a superfície escarificada e seis parceladas não escarificadas permaneceram isentas da aplicação de herbicida. Dessa forma, o delineamento experimental consistiu de seis parcelas utilizadas como controle (T₁), seis parcelas que receberam herbicida (T₂), seis parcelas em que a superfície fora escarificada (T₃) e seis em que se combinou a superfície escarificada com a aplicação de herbicida (T₄).

5.2.3. Implementação da semeadura direta

Transcorridos 365 dias da instalação do experimento e após a reaplicação de herbicida (Glifosato a 5%) nos tratamentos T₂ e T₄, cada parcela (100 m²) recebeu 400 g de sementes de *Andropogon fastigiatus* (erva graminoide), 1.200 g de *Anacardium occidentale* (árvore), 400 g de *Enterolobium contortisiliquum* (árvore), 800 g de *Magonia pubescens* (árvore), 400 g de *Myracrodruon urundeuva* (árvore) e 400 g de *Vernonanthura polyanthes* (arbusto). As sementes foram coletadas na região da Chapada dos Veadeiros, município de Alto Paraíso (GO), e armazenadas em local seco durante o período de três meses, o qual antecedeu a semeadura. O critério para a seleção das espécies utilizadas na semeadura e a densidade de semeadura foram baseados nos resultados experimentais obtidos nos trabalhos de Pellizzaro et al. (2017) e Alves (2016), que avaliaram a sobrevivência e o crescimento de 75 espécies de plantas semeadas em pastagens degradadas localizadas na região do Cerrado. O método de plantio das sementes foi manual, em que sementes menores (*Andropogon fastigiatus*, *Myracrodruon urundeuva* e *Vernonanthura polyanthes*) foram misturadas em lote único e espalhadas a lanço. Sementes maiores (*Anacardium occidentale*, *Enterolobium contortisiliquum* e *Magonia pubescens*) foram enterradas à profundidade de 2 cm, de modo a cobrir a área total de cada parcela experimental (100 m²). Sessenta dias após a semeadura direta, foi realizado o corte (à altura de 0,30 m) e a retirada das espécies de Mamona (*Ricinus communis*) existentes na área do experimento. Os

resultados da avaliação de sanidade, da massa de sementes e do teste de viabilidade das espécies selecionadas são apresentados na **Tabela 5.1**. As taxas de estabelecimento das espécies semeadas nas parcelas do controle (T1) e nas parcelas dos tratamentos (T2, T3 e T4) foram avaliadas mediante cálculo da relação abundância de plântulas/quantidade (n.º) de sementes semeadas. Para esse cálculo, foram contabilizadas apenas as plântulas que atingiram altura (h) maior ou igual a 0,30 m.

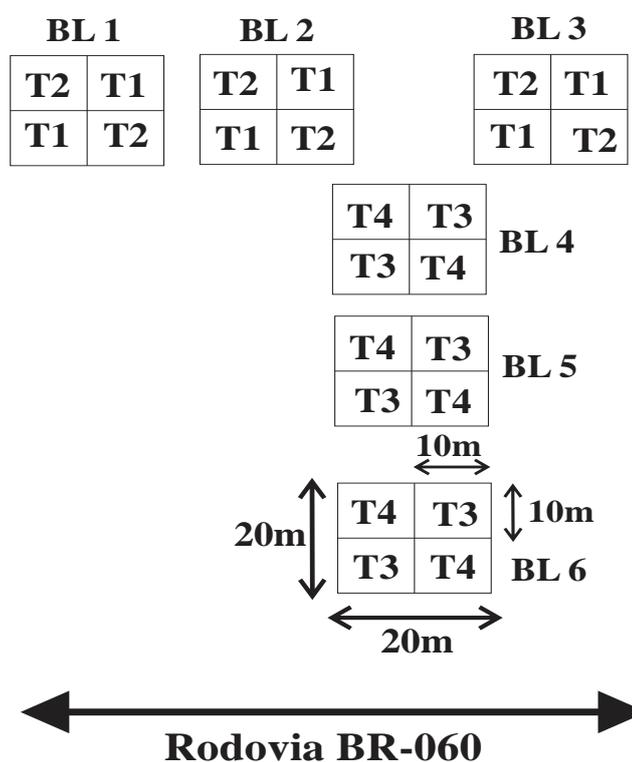


Figura 5.2: Representação do delineamento experimental. Nota: O controle (T₁) e os tratamentos (T₂, T₃ e T₄) foram alocados nos blocos (BL1 a BL6).

Tabela 5.1: Avaliação de sanidade, massa de sementes e teste de viabilidade do lote utilizado na semeadura direta.

Espécies semeadas	Sementes Sadias (%)	Massa (g) 100 Sementes	Média de Germinação (%) 30 Dias	Média de Germinação (%) 60 Dias
<i>Anacardium occidentale</i> L.	99 ± 0,58	253 ± 0,11	58 ± 10,02	64 ± 7,64
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.*	na	0,11 ± 0,01	20 ± 11,02	20 ± 11,02
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Moron	80	75 ± 4,35	2 ± 1,52	4 ± 1,52
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	99 ± 0,58	312 ± 4,35	0 ± 0	4 ± 2,65

<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	na	na	na	na
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.	na	na	na	na

Nota: Os testes de viabilidade foram executados em bandejas de plástico contendo substrato de terra vegetal e acondicionadas em temperatura ambiente com restrição de luz solar (plena sombra). Os resultados obtidos a partir de três réplicas foram apresentados na forma de média \pm desvio padrão. *na: característica não avaliada

5.2.4. Avaliação ecológica da flora recrutada

Para avaliar a condição ecológica das comunidades vegetais que colonizaram a área experimental, foram efetuados levantamentos fitossociológicos 365 dias após a instalação do experimento e 365 dias após a semeadura direta, quando as plantas recrutadas foram amostradas pelo Método de Interseção na Linha (Munhoz & Araujo, 2011). Plantas não identificadas no local foram coletadas, prensadas e identificadas no Herbário da Universidade de Brasília. Nomes científicos foram atualizados a partir da Lista de Espécies da Flora do Brasil (Reflora, 2019) e da Lista de espécies da Flora Vascular do Bioma Cerrado (Mendonça et al., 2008). Após compilação da flora amostrada, as espécies foram classificadas segundo origem (nativas ou exóticas ao Cerrado) e hábito (erva, trepadeira, subarbusto, arbusto ou árvores) (Lorenzi, 2008; Mendonça et al., 2008). Para se avaliar o recrutamento de plantas como resposta aos tratamentos, foram estimados, em cada parcela experimental, a cobertura absoluta das espécies (CAi), a cobertura relativa das espécies (CRi), a cobertura relativa de *Urochloa brizantha* (CUB), a cobertura relativa de espécies nativas (CN), a diversidade Shannon (H'), a diversidade Shannon de espécies nativas (H'N), a riqueza (S) e a riqueza de espécies nativas (SN). O processamento de dados e a estimativa dos parâmetros ecológicos foram realizados no programa Microsoft Excel versão 2016.

5.2.5 Análise da fertilidade dos substratos revegetados com lodo de esgoto

A fertilidade química dos substratos revegetados com lodo de esgoto nas parcelas experimentais foi avaliada por meio da determinação da acidez ativa (pH) e dos teores de matéria orgânica: MO (dag kg^{-1}), fósforo disponível: P-disp (mg dm^{-3}), potássio trocável: K-troc (mg dm^{-3}), cálcio: Ca^{+2} (cmolc dm^{-3}), magnésio: Mg^{+2} (cmolc dm^{-3}), capacidade de troca catiônica: CTC (%), saturação de bases: V (%) e nitrogênio total: N-total (dag Kg^{-1}), conforme

métodos descritos em Embrapa (1997). Três amostras, compostas por cinco subamostras de substrato revegetado, foram coletadas entre 0 e 15 cm de profundidade, ensacadas, secas à sombra por duas semanas, passadas em peneira de 10 Mesh e levadas para o laboratório.

No laboratório, o pH das amostras foi medido em solução de CaCl_2 0,01M. A análise da matéria orgânica seguiu o método de combustão úmida (Walkley-Black) e posterior titulação com uma solução de sulfato ferroso amoniacal. Nitrogênio total foi analisado pelo método Kjeldahl por câmara de difusão. Fósforo disponível e potássio trocável foram extraídos com solução Mehlich-1, e as concentrações desses elementos foram, respectivamente, determinadas em fotocolorímetro e em espectrofotômetro de absorção atômica. Cálcio e magnésio foram extraídos com uma solução de KCl 1 mol L^{-1} e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. A partir dos resultados obtidos, foram calculadas a capacidade de troca catiônica (CTC) e a saturação de bases (V%) de acordo com Embrapa (1997).

5.2.6 Análises estatísticas

A similaridade de comunidades vegetais em relação aos tratamentos (T_2 , T_3 e T_4) e ao controle (T_1) foi analisada pela técnica Escalonamento Multidirecional Não Métrico – NMDS (Felfili et al., 2011). A matriz dos dados florísticos foi constituída pelos valores de cobertura relativa das espécies amostradas nas 24 parcelas experimentais. O índice de dissimilaridade adotado foi a Distância Euclidiana que representa a distância geométrica no espaço multidimensional entre dois objetos (Legendre & Legendre, 1998). Quanto maior o valor desse índice menos parecidos (mais dissimilares) serão os objetos comparados (Kent & Coker, 1992).

Para verificar se houve os efeitos da aplicação de herbicida (T_2), da escarificação da superfície revegetada (T_3) e da interação entre o herbicida e a escarificação (T_4) sobre o recrutamento de plantas e sobre a fertilidade do substrato revegetado com lodo de esgoto, foi utilizado o Modelo Linear Generalizado associado à Análise de Variância (ANOVA). Foram calculados intervalos de confiança simultâneos e realizadas comparações pareadas pelo teste de Tukey ($\alpha = 95\%$) para as médias dos fatores combinados (testemunha + tratamentos). Resultados de parâmetros ecológicos mensurados em comunidades vegetais que recrutaram antes e após a semeadura direta foram comparados pelo teste T de Student ($\alpha = 95\%$) (Zar, 1999). A normalidade de dados foi avaliada pelos testes de Bartlett e de Levene ($\alpha=95\%$), sendo efetuadas transformações por raiz quadrada de dados não normalizados. As análises estatísticas foram executadas nos softwares R versão 3.3.1 e Minitab 18.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Efeito do herbicida e da escarificação do substrato na ausência da semeadura direta

A área de 0,24 ha que recebeu os tratamentos de controle químico de *Urochloa brizantha* (Braquiarião) e/ou escarificação mecanizada da superfície revegetada (T₂ a T₄) foi colonizada por 29 espécies de plantas pertencentes a 14 famílias botânicas (**Tabela 5.2**). Das espécies que recrutaram no local, 76% eram ervas ou subarbustos e 66% são descritas como ruderais, invasoras e exóticas ao Cerrado (**Tabela 5.2**). Passados 365 dias da implantação do experimento, *U. brizantha* regenerou e apresentou forte dominância de cobertura (%) em relação às demais espécies amostradas, independentemente do tratamento aplicado (**Tabela 5.2**). Outras espécies que ocuparam posições de destaque em valores de cobertura relativa (%) foram *Andropogon gayanus* (T₁), *Ricinus communis* (T₂, T₃ e T₄), *Mesosphaerum pectinatum* (T₂, T₃ e T₄), *Triumfetta rhomboidea* (T₃ e T₄) e *Sida glaziovii* (T₄), sendo esta última espécie nativa do Cerrado (**Tabela 5.2**). O controle parcial de *U. brizantha* nas parcelas que receberam os tratamentos (T₂, T₃ e T₄) não resultou em ganhos de cobertura nativa (Tabela 2). Nessas parcelas, os valores de cobertura para espécies invasoras e exóticas ao Cerrado variaram de 91% (T₄) a 97% (T₂) (**Tabela 5.2**).

Tabela 5.2: Fitossociologia das comunidades que colonizaram as 24 parcelas experimentais antes da semeadura direta.

T ₁ (controle)					
Espécie	Família	Origem	Hábito	CA _i (m)	CR _i (%)
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	266,12	96,42
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Poaceae	exótica	erva	8,65	3,13
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	sub-arbusto	0,4	0,14
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	0,27	0,1
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,27	0,1
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,15	0,05
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	exótica	erva	0,08	0,03
<i>Stylosanthes</i> cf. <i>scabra</i> Vogel	Fabaceae	nativa	erva	0,06	0,02
Totais				276,00	100,00

T₂ (aplicação de herbicida)

Espécie	Família	Origem	Hábito	CAi (m)	CRi (%)
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	220,85	80,02
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	19,26	6,98
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	10,16	3,68
<i>Andropogon gyanus</i> Kunth	Poaceae	exótica	erva	9,34	3,38
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	sub-arbusto	3,17	1,15
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	2,31	0,84
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	exótica	arbusto	2,12	0,77
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	1,02	0,37
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	nativa	erva	0,81	0,29
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,76	0,28
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	exótica	erva trepadeira	0,71	0,26
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Plantaginaceae	exótica	erva	0,65	0,24
<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,45	0,16
<i>Solanum falciforme</i> Farruggia.	Solanaceae	nativa	árvore	0,45	0,16
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,38	0,14
<i>Tridax procumbens</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	0,34	0,12
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	nativa	arbusto	0,33	0,12
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,3	0,11
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae	exótica	erva	0,1	0,04
Totais				276,00	100,00

T₃ (escarificação mecânica do substrato)

Espécie	Família	Origem	Hábito	CAi (m)	CRi (%)
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	228,99	82,97
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	14,86	5,38
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	8,49	3,08
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	7,05	2,55
<i>Stachytarpheta elatior</i> Schrad. ex Schult.	Verbenaceae	nativa	sub-arbusto	6,01	2,18
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	nativa	erva	3,16	1,14
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	sub-arbusto	1,7	0,62
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	nativa	arbusto	1,44	0,52

<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	1,22	0,44
<i>Melochia parvifolia</i> Kunth	Malvaceae	exótica	Erva	0,91	0,33
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,63	0,23
<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	Cleomaceae	exótica	sub-arbusto	0,54	0,2
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	erva	0,3	0,11
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Heliotropiaceae	exótica	erva	0,2	0,07
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae	exótica	erva	0,15	0,05
<i>Cynodon</i> sp	Poaceae	-	erva	0,11	0,04
<i>Heliotropium indicum</i> L.	Boraginaceae	exótica	erva	0,1	0,04
<i>Tagetes minuta</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	0,1	0,04
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,04	0,01
Totais				276,00	100,00

T₄ (aplicação de herbicida e escarificação mecânica do substrato)

Espécie	Família	Origem	Hábito	CA _i (m)	CR _i (%)
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	215,35	78,15
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	sub-arbusto	17,58	6,38
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	12,68	4,6
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	9,85	3,57
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	9,06	3,29
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	nativa	erva	4,91	1,78
<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	Cleomaceae	exótica	sub-arbusto	1,89	0,69
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	1,27	0,46
<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,6	0,22
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Plantaginaceae	exótica	erva	0,53	0,19
<i>Melochia parvifolia</i> Kunth	Malvaceae	exótica	erva	0,51	0,19
<i>Sida acuta</i> Burm.f.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,43	0,16
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,35	0,13
<i>Solanum falciforme</i> Farruggia.	Solanaceae	nativa	árvore	0,23	0,08
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	erva	0,18	0,07
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	nativa	arbusto	0,15	0,05
Totais				276,00	100,00

Legenda: T₁ = Controle; T₂, = Aplicação de herbicida; T₃ = Escarificação mecânica do substrato; T₄ = Aplicação de herbicida e escarificação mecânica do substrato; CA_i: cobertura absoluta da espécie i; e, CR_i: cobertura relativa da espécie i. Para a classificação das espécies quanto a origem e ao hábito foram

A análise da similaridade de comunidades vegetais que recrutaram na área experimental (0,24 ha) pelo Método de Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS) mostrou elevada dissimilaridade florístico-estrutural entre as comunidades vegetais das parcelas controle (T₁) e as comunidades das parcelas que receberam os tratamentos (T₂, T₃ e T₄). As comunidades que recrutaram sobre as parcelas submetidas aos tratamentos mostraram-se floristicamente e estruturalmente semelhantes entre si (**Figura 5.3**).

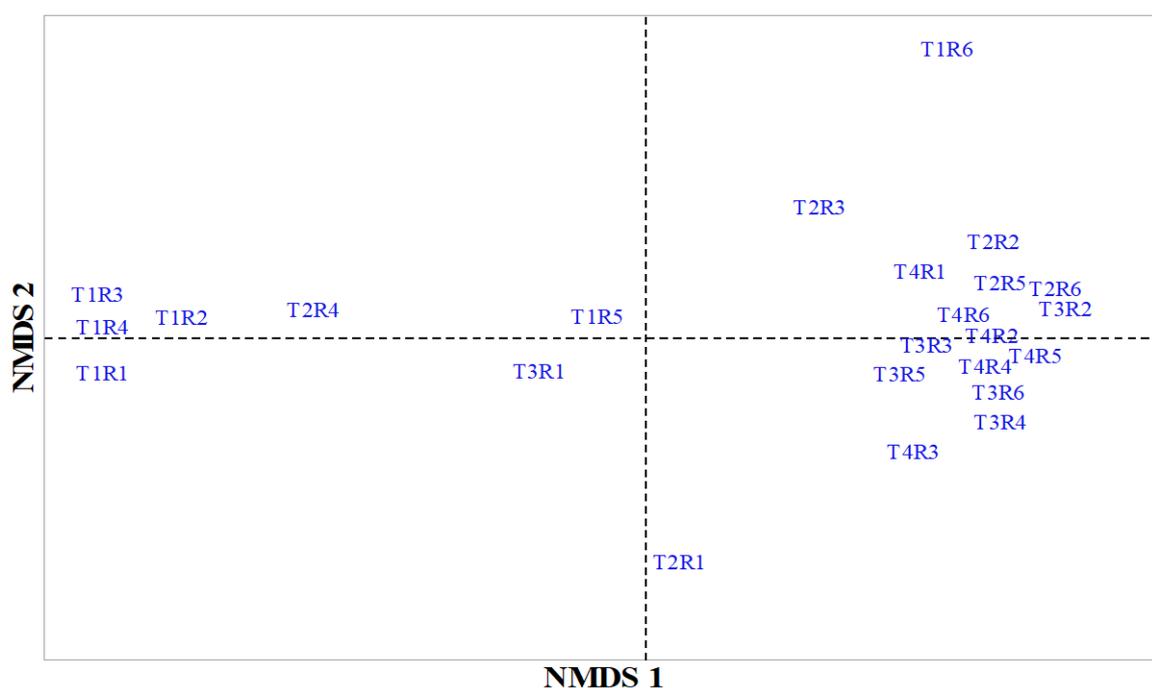


Figura 5.3: Análise de ordenação por Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS) em função da composição florística e da cobertura relativa (%) de espécies. Nota: Parcelas experimentais: T₁R₁ a T₄R₆. T₁ (controle) e T₂, T₃ e T₄ (tratamentos). Repetições: R₁ a R₆. Valor de stress = 0,090.

Os resultados da ANOVA associada ao MLG (Modelo Linear Generalizado) (Tabela 3) mostraram que o herbicida alterou significativamente os valores da diversidade *Shannon* — H' ($p = 0,007$), diversidade *Shannon* de espécies nativas — H'N ($p = 0,017$) e riqueza de espécies nativas — SN ($p = 0,047$) em relação às parcelas usadas como controle (T₁). O efeito da escarificação do substrato foi significativo para todos os parâmetros fitossociológicos analisados, à exceção da cobertura de *Urochloa brizantha* — CUB ($p = 0,146$). A interação entre a aplicação do herbicida e a escarificação da superfície compactada não foi significativa para

esses mesmos parâmetros (**Tabela 5.3**). Os valores médios da diversidade *Shannon* e da riqueza de espécies foram significativamente maiores nas parcelas que receberam os tratamentos (T₂, T₃ e T₄) em relação às parcelas usadas como controle (T₁) (**Figura 5.4**). *U. brizantha* reduziu parcialmente (14% a 19%) sua dominância na cobertura vegetal das parcelas que receberam controle químico e ou escarificação da superfície revegetada (T₂, T₃ e T₄) em relação às parcelas do controle (T₁) (**Figura 5.4**). Dessa forma, os tratamentos aplicados (T₂, T₃ e T₄) não surtiram efeito significativo sobre a cobertura relativa (CUB) de *U. brizantha* (**Figura 5.4**). Por outro lado, a cobertura vegetal formada por espécies nativas ao Cerrado em T₂, T₃ e T₄ alcançou valores médios de 11 a 40 vezes superiores àquele obtido no controle (T₁) (**Figura 5.4**). Comunidades vegetais nas parcelas do tratamento T₄ alcançaram o maior valor médio de cobertura relativa de espécies nativas – CN (9%), que diferiu significativamente apenas das parcelas controle – T₁ (0,22%) (Figura 4). Do mesmo modo, para os outros parâmetros ecológicos avaliados, não houve diferença estatística entre comunidades vegetais que recrutaram em parcelas de tratamentos distintos (T₂, T₃ e T₄) (**Figura 5.4**).

Tabela 5.3: ANOVA associada ao Modelo Linear Generalizado (MLG).

Variáveis	Fatores		Interação	MLG
	Herbicida	Escarificação	Herbicida x Escarificação	R ² (%)
H'	0,007*	0,004*	0,067	53,37
H'N	0,017*	0,0001*	0,374	57,90
S	0,053	0,006*	0,053	47,25
SN	0,047*	0,012*	0,089	43,37
CUB (%)	0,05	0,146	0,275	28,38
CN (%)	0,138	0,007*	0,695	36,45

Legenda: H' = diversidade *Shannon*; H'N = diversidade *Shannon* de espécies nativas; S = riqueza; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; CN = cobertura relativa de espécies nativas; e, R² = coeficiente de determinação. Nota: * Valores de probabilidade inferiores a 0,05 foram considerados significativos ($\alpha = 95\%$).

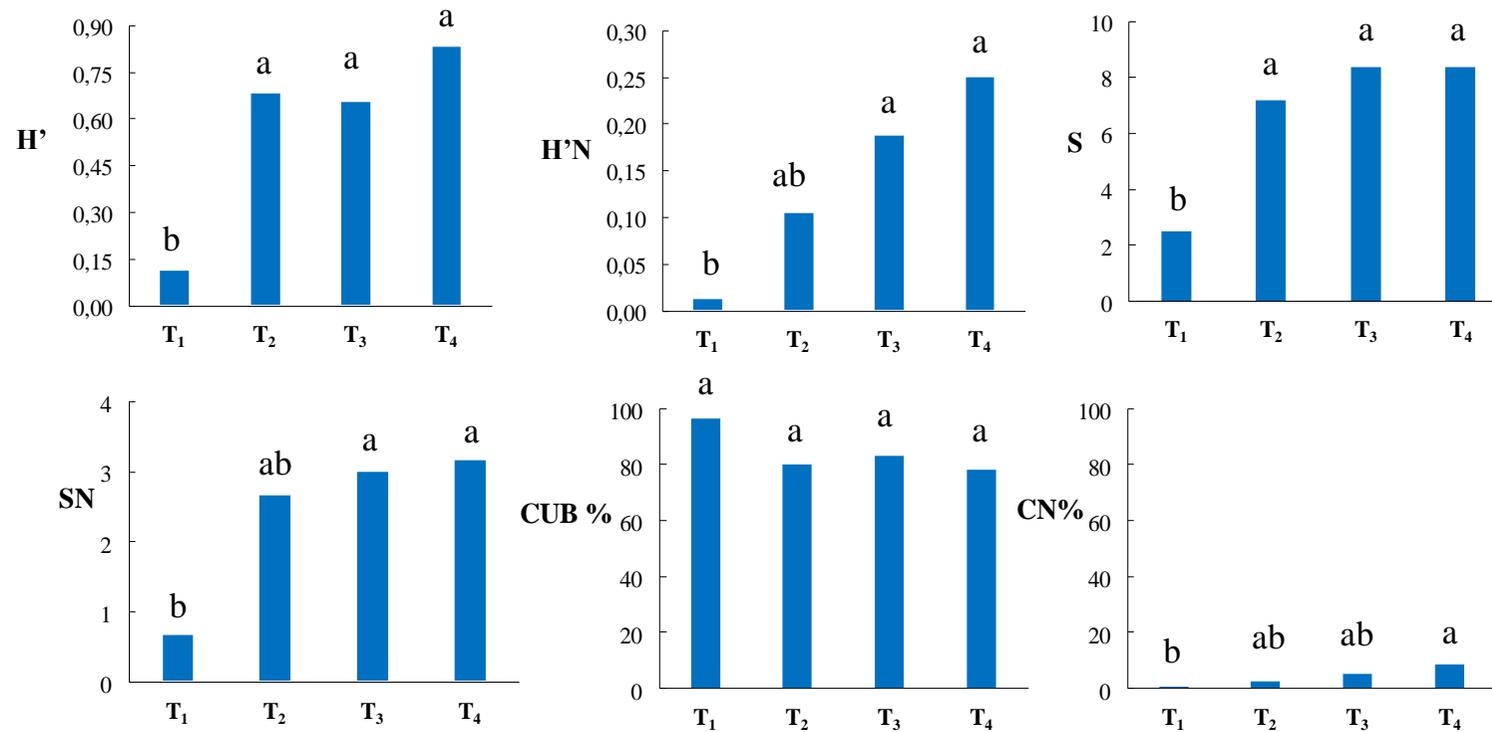


Figura 5.4: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas controle (T₁) e nas parcelas que receberam os tratamentos (T₂, T₃ e T₄). Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($\alpha = 95\%$).

Legenda: H' = diversidade *Shannon*; H'N = diversidade *Shannon* de espécies nativas; S = riqueza; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; e, CN = cobertura relativa de espécies nativas.

5.3.2 Efeito do herbicida e da escarificação do substrato na presença da semeadura direta

Decorridos 365 dias após a semeadura direta, a área do experimento (0,24 ha) foi colonizada por 55 espécies vegetais distribuídas em 18 famílias (**Tabela 5.4**). Das espécies que regeneraram no local, 78% consistiam em ervas ou subarbustos e 54% eram invasoras e exóticas ao Cerrado (**Tabela 5.4**). Nas parcelas que receberam reaplicação do herbicida (Glifosato) (T₂ e T₄), *U. brizantha* teve sua dominância de cobertura fortemente reduzida em relação às parcelas do controle (T₁) (**Tabela 5.4**). Nessas parcelas, os maiores valores de cobertura relativa foram atribuídos às espécies *Mesosphaerum pectinatum* (20,36 em T₂) e *Triumfetta rhomboidea* (31,70 em T₄) (**Tabela 5.4**). Espécies ruderais, como *Ageratum conyzoides*, *Chromolaena maximiliani*, *Ricinus communis*, *Sida acuta*, *Verbena litoralis*, *Sida glaziovii* e *Sidastrum micranthum* também aumentaram sua dominância de cobertura nas parcelas submetidas aos tratamentos T₂ e T₄ (**Tabela 5.4**). Comunidades vegetais que regeneraram nas parcelas que receberam apenas a escarificação mecânica do substrato (0 – 20 cm) foram dominadas por *U. brizantha* que alcançou valor de cobertura relativa seis vezes maior em relação ao valor de *Sidastrum micranthum*, espécie que apresentou o segundo maior valor de cobertura (**Tabela 5.4**). Nas parcelas controle (T₁), espécies exóticas e invasoras de Cerrado representaram 99% do valor total de cobertura (**Tabela 5.4**), ao passo que nas parcelas T₂, T₃ e T₄, essas espécies somaram, respectivamente, valores de cobertura que corresponderam a 85%, 76% e 69% da cobertura total mensurada (**Tabela 5.4**).

As espécies que recrutaram espontaneamente nas parcelas experimentais alcançaram 99,98% (T₁), 98% (T₂), 99% (T₃) e 91% (T₄) do valor total de cobertura (%) aferido nessas parcelas (**Tabela 5.4**). Por conseguinte, as espécies nativas semeadas (*Andropogon fastigiatus*, *Anacardium occidentale*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Magonia pubescens*, *Myracrodruon urundeuva* e *Vernonanthura polyanthes*) representaram apenas 0,02 % do valor total de cobertura medido nas parcelas controle (T₁) (**Tabela 5.4**) e, 2%, 1% e 9%, respectivamente, do valor total de cobertura mensurado nas parcelas T₂, T₃ e T₄ (**Tabela 5.4**). Dentre as espécies semeadas, *Myracrodruon urundeuva* foi a que apresentou a maior dominância de cobertura relativa (4,82%), obtida nas parcelas que receberam herbicida + escarificação mecanizada do substrato (T₄) (**Tabela 5.4**). Esse tratamento (T₄) foi o único em que as seis espécies semeadas estiveram presentes na flora amostrada (**Tabela 5.4**). A gramínea nativa ao Cerrado *Andropogon fastigiatus* foi registrada somente nas comunidades vegetais recrutadas nas parcelas T₄. Mesmo assim, seu valor de cobertura relativa não chegou a 3% (**Tabela 5.4**). As

outras espécies sementeas (*Anacardium occidentale*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Magonia pubescens* e *Vernonanthura polyanthes*), independentemente do tratamento aplicado, ficaram em posições inferiores às 10 espécies que obtiveram os maiores valores de cobertura relativa em cada comunidade avaliada (Tabela 4).

A avaliação das taxas de estabelecimento (%) de plântulas em função da quantidade (n.º) de sementes sementeas por parcela experimental (100 m²) mostrou que *Anacardium occidentale* foi a única espécie que atingiu valor médio superior a 5% (Tabela 5.5). Para as demais espécies, as taxas médias de estabelecimento (%) de plântulas não chegaram a 1% (Tabela 5.5).

Tabela 5.4: Fitossociologia das comunidades que colonizaram as 24 parcelas experimentais 365 dias após a implantação da sementeira direta.

T₁ (controle)					
Espécie	Família	Origem	Hábito	CA _i (m)	CR _i (%)
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	258,69	93,73
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Poaceae	exótica	erva	13,60	4,93
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	nativa	erva	0,85	0,31
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	0,85	0,31
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae	nativa	arbusto	0,70	0,25
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	exótica	erva trepadeira	0,45	0,16
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,35	0,13
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	erva	0,30	0,11
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	0,15	0,05
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Moron*	Fabaceae	nativa	árvore	0,06	0,02
Totais				276,00	100,00
T₂ (aplicação de herbicida)					
Espécie	Família	Origem	Hábito	CA _i (m)	CR _i (%)
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	56,18	20,36
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	47,99	17,39
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Verbenaceae	exótica	erva	42,94	15,56
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	42,83	15,52
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	24,22	8,78

<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae	nativa	erva	8,36	3,03
Substrato exposto	-	-	-	7,77	2,82
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	nativa	sub-arbusto	6,41	2,32
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Poaceae	exótica	erva	6,08	2,20
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	erva	4,90	1,78
<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	4,54	1,64
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	exótica	erva trepadeira	4,10	1,49
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão*	Anacardiaceae	nativa	árvore	3,50	1,27
<i>Tagetes minuta</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	3,15	1,14
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.*	Asteraceae	nativa	arbusto	1,82	0,66
<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae	nativa	erva	1,82	0,66
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	exótica	erva	1,39	0,50
<i>Herissantia tiubae</i> (K.Schum.) Brizicky	Malvaceae	nativa	erva	1,17	0,42
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	exótica	arbusto	0,95	0,34
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Heliotropiaceae	exótica	erva	0,61	0,22
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Amaranthaceae	exótica	erva	0,60	0,22
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	exótica	erva	0,55	0,20
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	0,53	0,19
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Moron*	Fabaceae	nativa	árvore	0,50	0,18
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	Asteraceae	nativa	sub-arbusto	0,44	0,16
<i>Chamaesyce hirta</i> (L.) Millsp.	Euphorbiaceae	nativa	erva	0,43	0,16
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Amaranthaceae	exótica	erva	0,40	0,14
<i>Sida tuberculata</i> R.E.Fr.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,34	0,12
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	exótica	árvore	0,30	0,11
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.*	Sapindaceae	nativa	árvore	0,29	0,11
<i>Tarenaya spinosa</i> (Jacq.) Raf.	Cleomaceae	exótica	sub-arbusto	0,23	0,08
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,18	0,07
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae	exótica	erva	0,18	0,07
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	nativa	arbusto	0,16	0,06
<i>Nicotiana cf alata</i> Link & Otto	Solanaceae	exótica	erva	0,09	0,03
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Cyperaceae	nativa	erva	0,05	0,02
Totais				276,00	100,00

T₃ (escarificação mecânica do substrato)

Espécie	Família	Origem	Hábito	CA_i (m)	CR_i (%)
----------------	----------------	---------------	---------------	-------------------------------	-------------------------------

<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	177,84	64,40
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	nativa	erva	27,65	10,01
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	20,10	7,28
<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	15,63	5,66
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	erva	13,90	5,03
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	7,16	2,59
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Verbenaceae	exótica	erva	2,72	0,99
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	nativa	arbusto	2,14	0,77
<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	exótica	erva	1,97	0,71
Substrato exposto	-	-	-	1,68	0,61
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.*	Asteraceae	nativa	arbusto	1,60	0,58
<i>Solanum falciforme</i> Farruggia	Solanaceae	nativa	árvore	1,03	0,37
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	nativa	arbusto	0,95	0,34
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	nativa	sub-arbusto	0,50	0,18
<i>Nicotiana cf alata</i> Link & Otto	Solanaceae	exótica	erva	0,50	0,18
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Turneraceae	nativa	erva	0,38	0,14
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae	exótica	erva	0,15	0,05
<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae	nativa	erva	0,15	0,05
<i>Sida tuberculata</i> R.E.Fr.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	0,08	0,03
Totais				276,00	100,00

T₄ (aplicação de herbicida e escarificação mecânica do substrato)

Espécie	Família	Origem	Hábito	CA _i (m)	CR _i (%)
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	87,52	31,70
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Malvaceae	nativa	sub-arbusto	21,33	7,73
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Poaceae	exótica	erva	20,05	7,26
<i>Sidastrum micranthum</i> (A. St.-Hil.) Fryxell	Malvaceae	nativa	erva	18,45	6,68
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	exótica	sub-arbusto	15,01	5,44
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	13,60	4,93
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão*	Anacardiaceae	nativa	árvore	13,31	4,82
<i>Tagetes minuta</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	11,74	4,25
Substrato exposto	-	-	-	10,25	3,71
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Plantaginaceae	exótica	erva	9,37	3,39
<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	exótica	sub-arbusto	9,17	3,32
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.*	Poaceae	nativa	erva	6,86	2,48

<i>Sida rhombifolia</i> Mast.	Malvaceae	exótica	sub-arbusto	3,60	1,30
<i>Blainvillea acmella</i> (L.) Philipson	Asteraceae	exótica	erva	3,36	1,22
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Heliotropiaceae	exótica	erva	2,79	1,01
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	exótica	erva	2,54	0,92
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.*	Asteraceae	nativa	arbusto	2,35	0,85
<i>Tarenaya spinosa</i> (Jacq.) Raf.	Cleomaceae	exótica	Sub-arbusto	2,23	0,81
<i>Cantinoa americana</i> (Aubl.) Harley & J.F.B. Pastore	Lamiaceae	exótica	Sub-arbusto	2,16	0,78
<i>Chromolaena maximiliani</i> (DC. ex Schrad.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	arbusto	1,82	0,66
<i>Borreria cf latifolia</i> (Aubl.) K.Schum	Rubiaceae	nativa	erva	1,45	0,53
<i>Solanum falciforme</i> Farruggia	Solanaceae	nativa	árvore	1,40	0,51
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Amaranthaceae	exótica	erva	1,32	0,48
<i>Anacardium occidentale</i> L.*	Anacardiaceae	nativa	árvore	1,27	0,46
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	nativa	arbusto	1,17	0,42
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	exótica	arbusto	1,10	0,40
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong*	Fabaceae	nativa	árvore	1,08	0,39
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Asteraceae	exótica	erva	1,00	0,36
<i>Croton glandulosus</i> L.	Euphorbiaceae	nativa	sub-arbusto	0,90	0,33
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	exótica	sub-arbusto	0,89	0,32
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Turneraceae	nativa	erva	0,87	0,32
<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	Convolvulaceae	exótica	erva trepadeira	0,80	0,29
Poaceae sp1	Poaceae	-	-	0,77	0,28
<i>Nicotiana cf alata</i> Link & Otton = antigo <i>Nicotiana tabacum</i>	Solanaceae	exótica	erva	0,55	0,20
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Poaceae	exótica	erva	0,50	0,18
<i>Herissantia tiubae</i> (K. Schum.) Brizicky	Malvaceae	nativa	erva	0,45	0,16
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	nativa	arbusto	0,45	0,16
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	exótica	erva	0,35	0,13
<i>Chamaesyce hirta</i> (L.) Millsp.	Euphorbiaceae	nativa	erva	0,30	0,11
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	nativa	árvore	0,30	0,11
<i>Sida tuberculata</i> R.E.Fr.	Malvaceae	exótica	erva	0,30	0,11
<i>Cynodon</i> sp	Poaceae	-	-	0,29	0,11
<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae	nativa	erva	0,25	0,09
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.*	Sapindaceae	nativa	árvore	0,20	0,07
<i>Cyperus odoratus</i> L.	Cyperaceae	exótica	erva	0,18	0,07
Poaceae sp2	Poaceae	-	-	0,15	0,05

<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae	nativa	erva	0,14	0,05
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Cyperaceae	nativa	erva	0,08	0,03
<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	exótica	erva	0,07	0,03
Totais				276,00	100,00

Legenda: T₁ = Controle; T₂, = Aplicação de herbicida; T₃ = Escarificação mecânica do substrato; T₄ = Aplicação de herbicida e escarificação mecânica do substrato; CA_i: cobertura absoluta da espécie i; e, CR_i: cobertura relativa da espécie i. Nota: * Espécies semeadas na área do experimento.

Tabela 5.5: Taxas de estabelecimento de plântulas em relação a quantidade de sementes semeadas nas parcelas experimentais (100 m²).

Espécie	Quantidade (g) Semeada por Parcela (100 m ²)	Quantidade (n°) Semeada por Parcela (100 m ²)	Estabelecimento (%)*			
			T1	T2	T3	T4
<i>Anacardium occidentale</i> L.	1200	268	0,435	0,970	0,933	5,846
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	400	363.636	0,000	0,000	0,000	0,006
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Moron	400	883	0,378	0,747	0,227	1,114
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	800	438	0,228	0,320	0,038	0,419
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	400	20.618	0,000	0,160	0,000	0,289
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & M. Dematt.	400	50.000	0,001	0,021	0,004	0,018

Nota: Controle: T₁ e tratamentos: T₂, T₃ e T₄. Foram consideradas apenas as plântulas que atingiram altura (h) ≥ 0,30 m. Para o cálculo de abundância da espécie *Andropogon fastigiatum*, cada tufo emitido por plântula foi considerado como sendo um indivíduo. * Médias (n = 6)

O diagrama de ordenação gerado pelo método de Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS), evidenciou alta dissimilaridade florístico-estrutural entre as parcelas controle (T₁) e as parcelas que receberam os tratamentos (T₂, T₃ e T₄) (**Figura 5.5**). Em função da composição e da cobertura relativa de espécies, comunidades vegetais que recolonizaram as parcelas T₂ e T₄ foram mais semelhantes entre si e mais dissimilares quando comparadas a comunidades que recrutam nas parcelas T₃ (**Figura 5.5**).

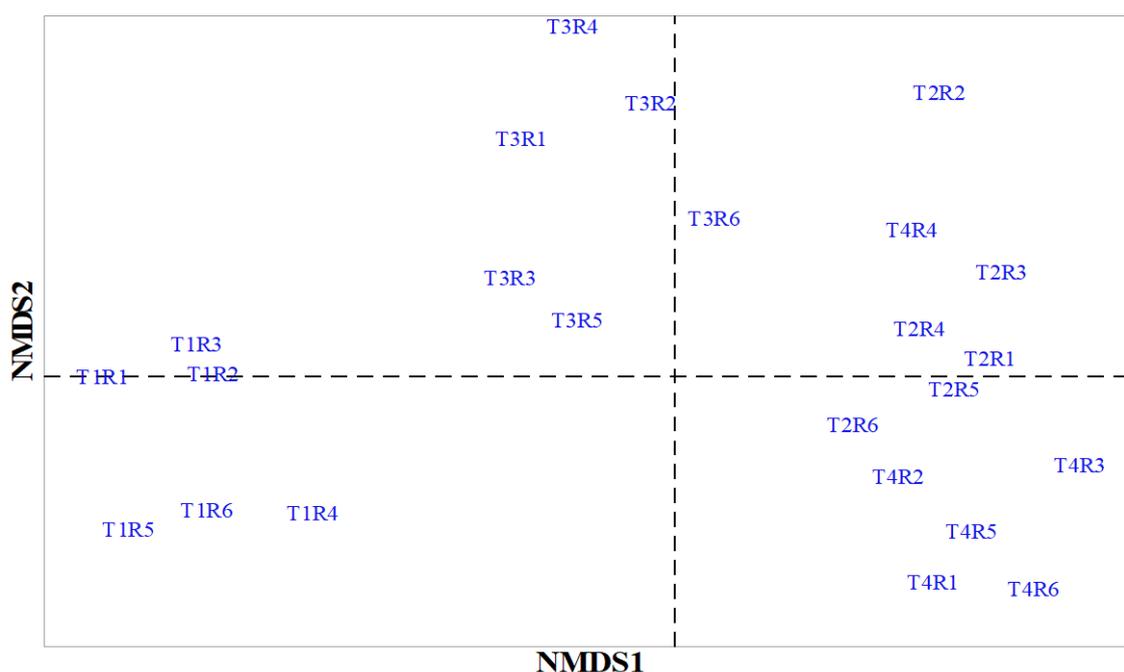


Figura 5.5: Análise de ordenação por Escalonamento Multidirecional Não Métrico (NMDS) em função da composição florística e da cobertura de espécies. Nota: Parcelas experimentais: T₁R₁ a T₄R₆. T₁ (controle) e T₂, T₃ e T₄ (tratamentos). Repetições: R₁ a R₆. Valor de stress = 0,11. A área do experimento (0,24 ha) recebeu semeadura direta.

Os resultados da ANOVA e do MLG (Modelo Linear Generalizado) mostraram que o herbicida e a escarificação mecânica do substrato tiveram efeitos significativos sobre os parâmetros ecológicos das comunidades vegetais amostradas nos tratamentos (T₂, T₃ e T₄) em relação ao controle (T₁) (**Tabela 5.6**). Todavia, o efeito isolado do herbicida sobre a cobertura alcançada por espécies nativas (CN) não foi significativo ($p = 0,083$), e a interação dos fatores foi significativa apenas para a diversidade *Shannon* — H' ($p = 0,022$) (**Tabela 5.6**). As maiores médias de diversidade *Shannon* (H') e de riqueza florística (S) foram obtidas nas comunidades vegetais que recrutaram nas parcelas dos tratamentos T₂ ($H' = 1,88$ e $S = 17$) e T₄ ($H' = 2,23$ e $S = 22$) (**Figura 5.6**). Essas médias foram significativamente maiores do que as médias mensuradas nas comunidades do tratamento T₃ ($H' = 1,25$ e $S = 8$), que, por sua vez, alcançou médias estatisticamente maiores em relação ao controle — T₁ ($H' = 0,21$ e $S = 3$) (**Figura 5.6**). Para os parâmetros H' e S , comunidades que regeneraram nas parcelas T₂ e T₄ não apresentaram diferenças significativas entre si (**Figura 5.6**). Semelhantemente, os valores médios de diversidade *Shannon* de espécies nativas ($H'N$) e riqueza de espécies nativas (SN) foram significativamente maiores em T₂ ($H'N = 0,41$ e $SN = 7$), T₃ ($H'N = 0,54$ e $S = 5$) e T₄ ($H'N = 0,75$ e $S = 10$) em relação ao controle — T₁ ($H'N = 0,09$ e $SN = 1$) —, mas não houve diferença

significativa entre T₂ e T₃ (**Figura 5.6**). Espécies nativas do Cerrado somaram maiores valores de cobertura (%) nas parcelas dos tratamentos T₃ (23%) e T₄ (26%), que diferiram estatisticamente do valor médio mensurado nas parcelas controle — T₁ (1%) (**Figura 5.6**). A cobertura média (%) de espécies nativas mensurada nas comunidades vegetais das parcelas T₂ (10%) não diferiu estatisticamente em relação ao controle (T₁) e ao tratamento T₃, mas foi significativamente menor ao valor medido nas comunidades em T₄ (**Figura 5.6**).

Quanto às médias dos parâmetros químicos analisados na camada superficial (0 – 15 cm) do substrato da área experimental (0,24 ha) após a semeadura direta, não houve diferença significativa entre amostras coletadas nas parcelas do controle (T₁) e nas parcelas dos tratamentos (T₂, T₃, T₄), à exceção das concentrações de potássio trocável (K-troc) e de nitrogênio total (N-total) determinadas nas parcelas do tratamento T₄ (herbicida + escarificação mecânica do substrato) que foram significativamente maiores (K-troc = 172,57 mg.dm⁻³ com p = 0,047 para o fator herbicida e p = 0,001 para o fator gradeamento; e N-total = 0,328 dag.Kg⁻¹ com p = 0,016 para o fator herbicida e p = 0,015 para o fator gradeamento) em relação aos valores encontrados nas parcelas usadas como controle — T₁ (K-troc = 105,72 mg.dm⁻³ e N-total = 0,208 dag.Kg⁻¹) (**Tabela 5.7**).

Tabela 5.6: ANOVA associada ao Modelo Linear Generalizado (MLG).

Variáveis	Fatores		Interação	MLG
	Herbicida	Gradeamento	Herbicida x Gradeamento	R ² (%)
H'	0,0001*	0,0001*	0,022*	84,94
H'N	0,001*	0,0001*	0,270	71,46
S	0,0001*	0,001*	0,842	86,64
SN	0,0001*	0,0001*	0,548	80,74
CB %	0,0001*	0,014*	0,319	90,79
CN %	0,083	0,0001*	0,405	62,72

Legenda: H' = diversidade *Shannon*; H'N = diversidade *Shannon* de espécies nativas; S = riqueza; SN = riqueza de espécies nativas; CB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; CN = cobertura relativa de espécies nativas; R² = coeficiente de determinação. Nota: Valores de probabilidade inferiores a 0,05 foram considerados significativos ($\alpha = 95\%$).

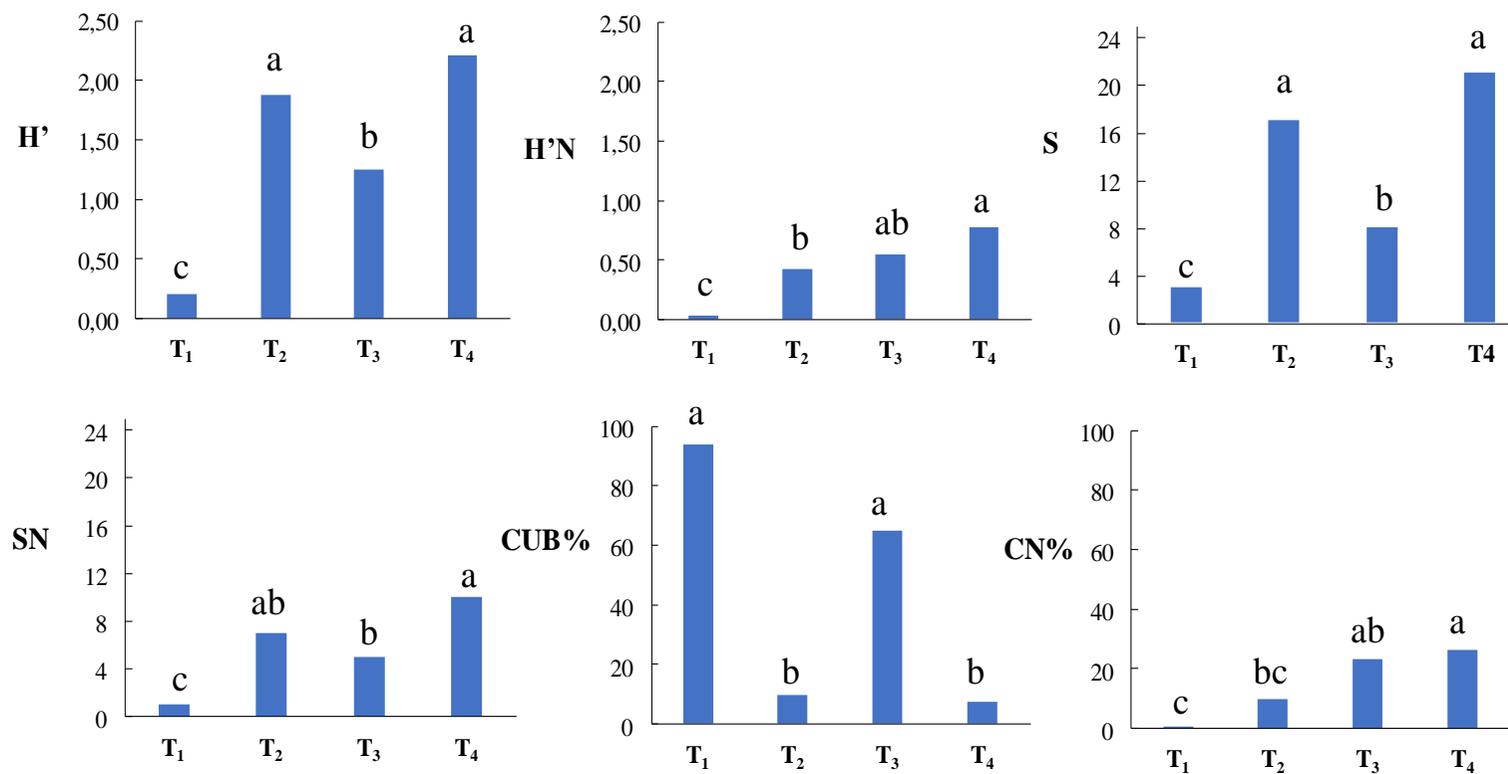


Figura 5.6: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas semeadas do controle (T₁) e nas parcelas semeadas que receberam os tratamentos (T₂, T₃ e T₄).

Legenda: H' = diversidade *Shannon*; H'N = diversidade *Shannon* de espécies nativas; S = riqueza; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; e, CN = cobertura relativa de espécies nativas. Nota: Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($\alpha = 95\%$).

Tabela 5.7: Parâmetros edáficos mensurados nas 24 parcelas experimentais (T₁R₁ a T₄R₆): controle (T₁) e tratamentos (T₂, T₃ e T₄). pH: acidez ativa em CaCl₂, MO: matéria orgânica (dag.kg⁻¹), P-disp: fósforo disponível (mg.dm⁻³), K⁺: potássio trocável (mg.dm⁻³), Ca⁺²: cálcio (cmolc.dm⁻³), Mg⁺²: magnésio (cmolc.dm⁻³), CTC: capacidade de troca de cátions (%), V: saturação de bases (%), e N-total: nitrogênio total (dag.Kg⁻¹).

Amostras	pH	MO	P-disp	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	CTC	V	N-total
T ₁ R ₁	5,40	5,392	700,30	98,30	6,70	0,40	11,90	62,00	0,196
T ₁ R ₂	4,70	5,334	1156,00	132,40	4,60	0,80	14,80	39,00	0,266
T ₁ R ₃	6,20	4,931	1171,30	98,50	11,50	0,60	16,10	77,00	0,259
T ₁ R ₄	5,10	5,277	1059,20	132,70	5,20	1,00	13,60	48,00	0,217
T ₁ R ₅	5,40	4,155	109,00	69,30	4,50	0,60	8,50	62,00	0,133
T ₁ R ₆	5,80	4,759	1030,00	103,10	8,60	0,80	14,10	69,00	0,175
Médias ± desvio padrão	5,43 ± 0,52 a	4,97 ± 0,47 a	870,97 ± 410,00 a	105,72 ± 24,00 a	6,85 ± 2,76 a	0,70 ± 0,21 a	13,17 ± 2,67 a	59,50 ± 13,87 a	0,21 ± 0,05 a
T ₂ R ₁	4,90	5,421	1042,80	99,50	15,40	1,00	26,70	63,00	0,266
T ₂ R ₂	6,50	5,449	1074,10	109,70	11,30	0,60	14,40	85,00	0,329
T ₂ R ₃	5,90	5,363	1359,20	103,70	15,00	1,70	21,50	79,00	0,259
T ₂ R ₄	5,50	5,421	1345,10	136,90	10,60	2,00	18,70	70,00	0,273
T ₂ R ₅	6,10	5,449	1104,00	171,00	10,40	1,30	15,30	79,00	0,280
T ₂ R ₆	5,10	5,190	367,50	108,50	3,40	0,50	10,30	41,00	0,210
Médias ± desvio padrão	5,67 ± 0,61 a	5,38 ± 0,10 a	1048,78 ± 361,12 a	121,55 ± 27,56 a	11,02 ± 4,33 a	1,18 ± 0,60 a	17,82 ± 5,79 a	69,50 ± 15,97a	0,27 ± 0,04 ab
T ₃ R ₁	4,90	5,421	1472,90	166,00	6,30	1,40	12,60	43,00	0,329
T ₃ R ₂	5,00	5,392	1462,70	139,30	5,50	1,00	15,50	41,00	0,301
T ₃ R ₃	4,60	5,248	683,80	121,40	2,80	0,60	18,90	29,00	0,252
T ₃ R ₄	4,70	5,449	730,50	177,00	4,30	1,20	16,70	35,00	0,336
T ₃ R ₅	5,80	4,730	860,30	129,80	7,00	1,50	12,90	70,00	0,168

T ₃ R ₆	6,10	5,449	1071,20	108,90	10,50	0,90	17,10	75,00	0,238
Médias ± desvio padrão	5,18 ± 0,62 a	5,28 ± 0,28 a	1046,90 ± 352,63 a	140,40 ± 26,31 ab	6,07 ± 2,63 a	1,10 ± 0,33 a	15,62 ± 2,48 a	48,83 ± 19,04 a	0,27 ± 0,06 ab
T ₄ R ₁	5,80	5,478	1095,70	185,80	11,20	1,70	19,70	68,00	0,301
T ₄ R ₂	5,70	5,363	1214,40	191,50	8,40	1,20	17,10	59,00	0,259
T ₄ R ₃	5,20	5,449	1117,10	197,10	6,20	1,20	15,80	50,00	0,350
T ₄ R ₄	4,80	5,421	1115,60	180,80	5,20	0,90	17,40	38,00	0,364
T ₄ R ₅	4,50	5,478	943,80	108,20	3,50	0,90	17,80	26,00	0,427
T ₄ R ₆	4,70	5,277	422,20	172,00	3,70	0,90	14,20	35,00	0,266
Médias ± desvio padrão	5,12 ± 0,54 a	5,41 ± 0,08 a	984,80 ± 289,08 a	172,57 ± 32,70 b	6,37 ± 2,97 a	1,13 ± 0,31 a	17,00 ± 1,86 a	46,00 ± 15,84 a	0,33 ± 0,06 b

Nota: Médias com desvio-padrão seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($\alpha = 95\%$).

A comparação entre comunidades vegetais que recrutaram antes e após a semeadura direta comprovou que o emprego dessa técnica surtiu efeito significativo na riqueza (S), riqueza de espécies nativas (SN), diversidade *Shannon* (H'), diversidade *Shannon* de espécies nativas (H'N), cobertura relativa de *Urochloa brizantha* (CUB) e cobertura relativa de espécies nativas (CN) (**Figuras 5.8 a 5.10**).

Após a semeadura direta, *Urochloa brizantha* teve sua dominância de cobertura significativamente reduzida nos tratamentos que receberam reaplicação do herbicida – T₂ (p = 0,001) e T₄ (p = 0,019) (**Figuras 5.8 e 5.10**), ao passo que, no tratamento T₃ (escarificação mecânica do substrato), a cobertura de *Urochloa brizantha* aferida antes e após a semeadura direta não apresentou diferença significativa (p = 0,054) (**Figura 5.9**). Nas parcelas dos tratamentos T₂ e T₄, a diversidade *Shannon* (H'), a diversidade *Shannon* de espécies nativas (H'N), a riqueza (S) e a riqueza de espécies nativas (SN) sofreram incremento significativo após a inserção da semeadura direta (**Figuras 5.8 a 5.10**). Porém, nas parcelas do tratamento T₃, não houve diferença significativa da riqueza – S (p = 0,875) e da riqueza de espécies nativas – SN (p = 0,084) mensuradas antes e após a semeadura direta (**Figura 5.8**). A cobertura de espécies nativas (CN) aumentou significativamente nas parcelas que receberam semeadura direta dos tratamentos T₂ (p = 0,011), T₃ (p = 0,006) e T₄ (p = 0,010) em relação a parcelas não semeadas desses tratamentos (**Figuras 5.8 a 5.10**). Nas parcelas controle (T₁), a semeadura direta não teve efeito significativo em nenhum dos parâmetros ecológicos avaliados (**Figura 5.7**).

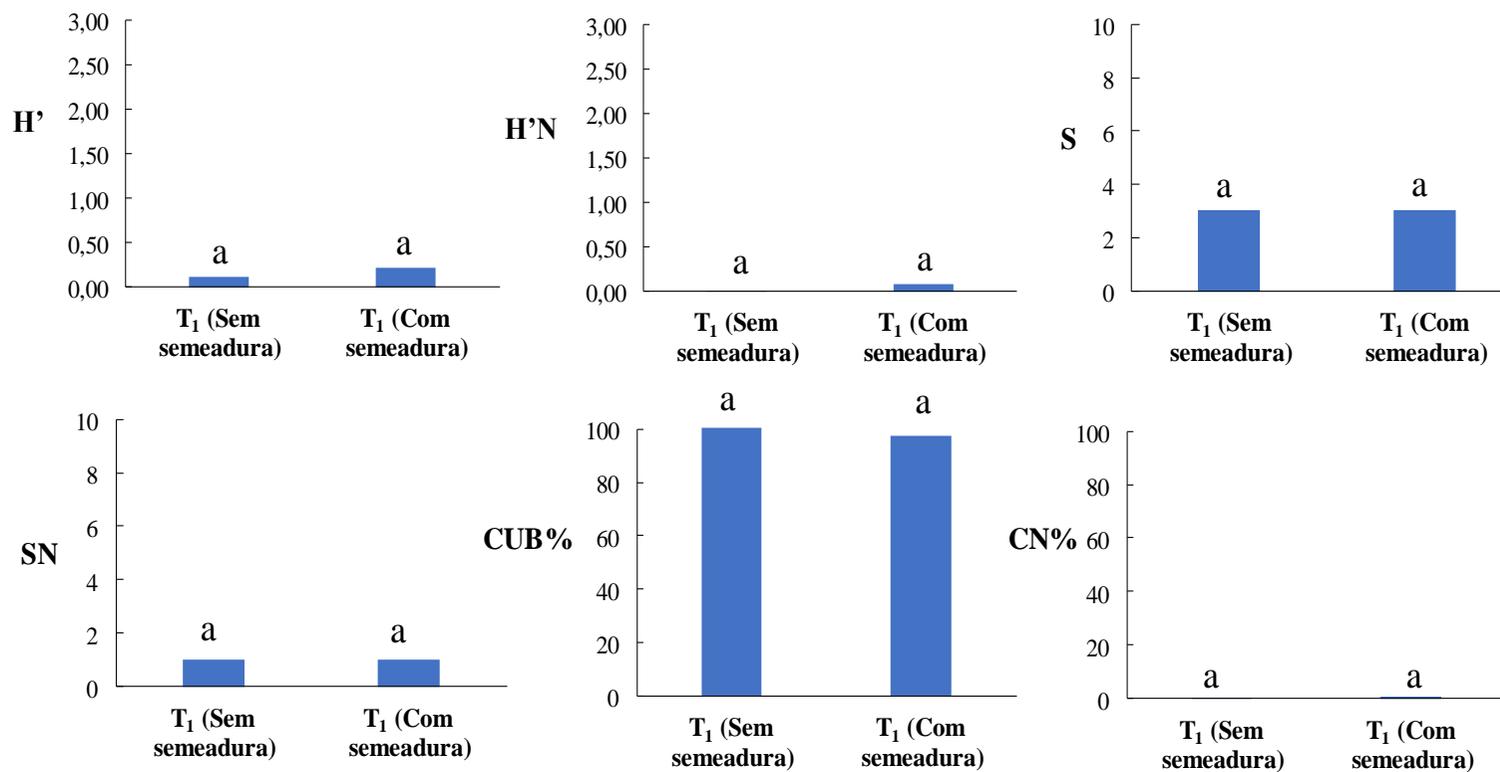


Figura 5.7: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas controle (T₁), sem e com sementeira direta. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste T de *Student*. Legenda: H' = diversidade de *Shannon*; H'N = diversidade *Shannon* de espécies nativas; S = riqueza de espécies; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; CN = cobertura relativa de espécies nativas.

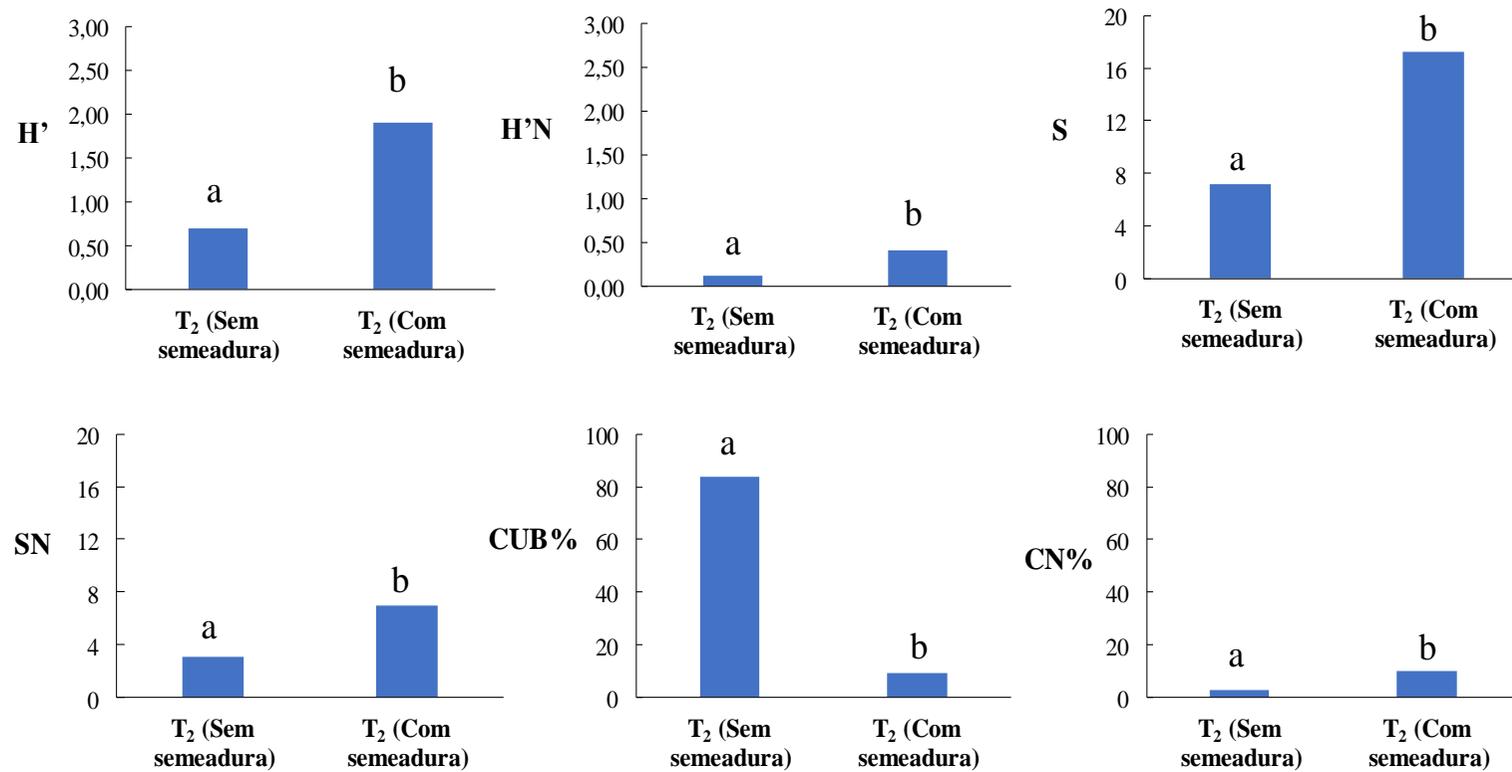


Figura 5.8: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas que receberam herbicida (T₂), sem e com a sementeira direta. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste T de Student. Legenda: H' = diversidade de Shannon; H'N = diversidade Shannon de espécies nativas; S = riqueza de espécies; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; CN = cobertura relativa de espécies nativas.

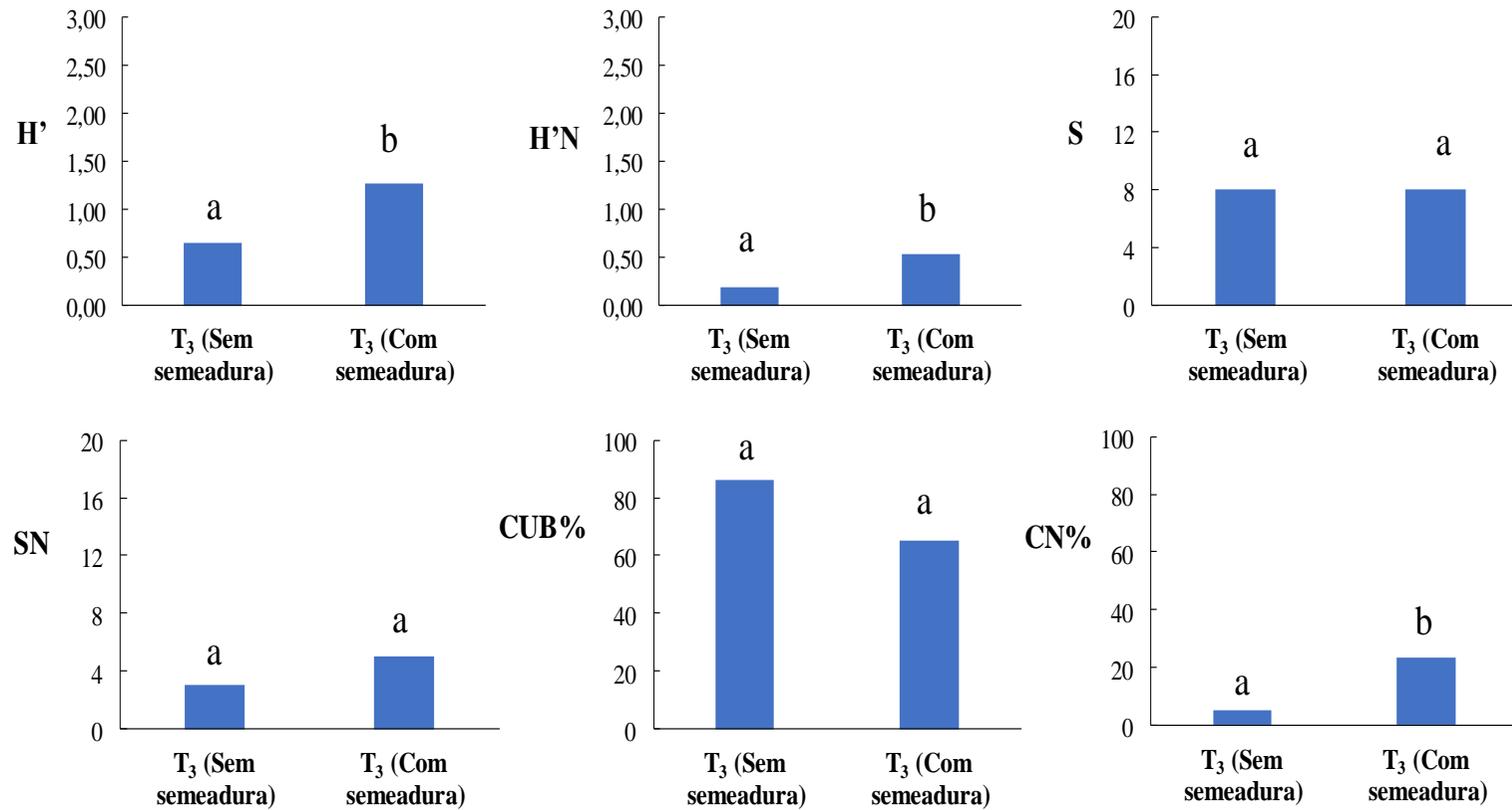


Figura 5.9: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas que receberam escarificação mecânica do substrato (T₃), sem e com a sementeira direta. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste T de Student. Legenda: H' = diversidade de *Shannon*; H'N = diversidade *Shannon* de espécies nativas; S = riqueza de espécies; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; CN = cobertura relativa de espécies nativas.

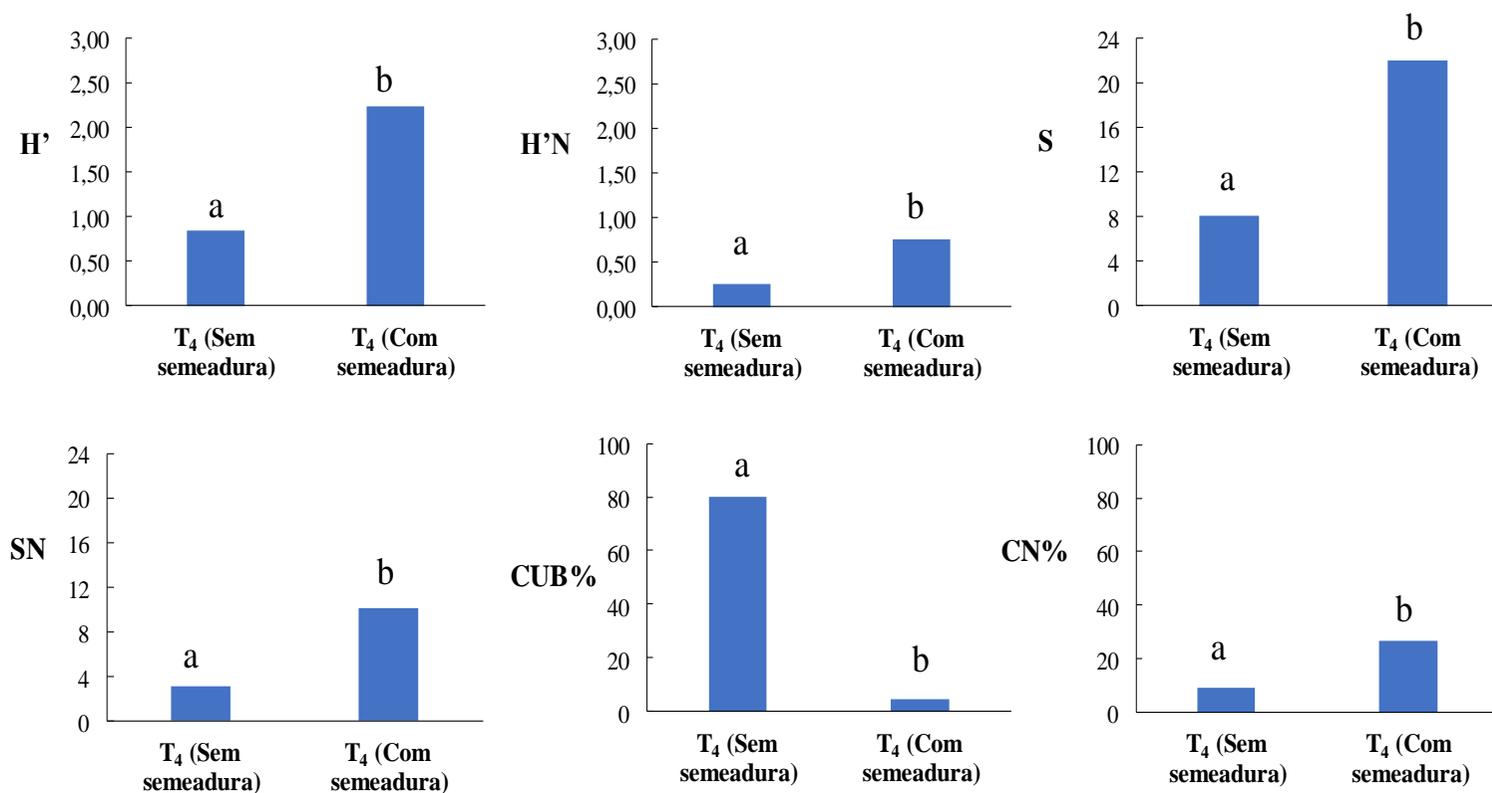


Figura 5.10: Médias dos parâmetros ecológicos avaliados nas parcelas que receberam herbicida + escarificação mecânica do substrato (T₄), sem e com a sementeira direta. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste T de Student. Legenda: H' = diversidade de Shannon; H'N = diversidade Shannon de espécies nativas; S = riqueza de espécies; SN = riqueza de espécies nativas; CUB = cobertura relativa de *Urochloa brizantha*; CN = cobertura relativa de espécies nativas.

5.4 DISCUSSÃO

Filtros ecológicos moldam comunidades bióticas (Halassy et al., 2016; Sollenberger et al., 2016) e a manipulação dos filtros competição e compactação da superfície, neste trabalho, alterou o equilíbrio previamente existente e afetou a recolonização de plantas na jazida revegetada. A aplicação de herbicida para reduzir a dominância do capim *Urochloa brizantha* (Braquiarião) e a escarificação mecânica do substrato minerado aumentaram significativamente a riqueza e a diversidade de espécies de plantas espontaneamente recrutadas na área de estudo. A composição de espécies e os respectivos valores de cobertura variaram em função do tratamento dispensado às parcelas experimentais.

Os testes estatísticos (ANOVA e MLG) realizados para os parâmetros químicos mensurados na camada superficial (0 – 15 cm) dos substratos revegetados com lodo de esgoto não apontaram diferença estatística (à exceção do N-total e do K⁺-troçável) entre as parcelas controle (T₁) e as parcelas dos tratamentos (T₂, T₃ e T₄). Independentemente desse resultado, os valores do fósforo disponível mensurados nas parcelas do controle (T₁) e nas parcelas dos tratamentos (T₂ - T₄) foram de 415 a 500 vezes superiores aos valores encontrados em solos naturais sob vegetação de Cerrado sentido restrito (Corrêa & Bento, 2010). Isso deve ter favorecido o recrutamento de espécies vegetais oportunistas, que ocuparam os nichos disponíveis e aumentaram sua dominância durante a montagem das comunidades (Bobbink et al., 2010; Clark et al., 2007a; Daws et al., 2013; Nussbaumer et al., 2016).

O uso de herbicidas em áreas dominadas por espécies de gramíneas exóticas (Poaceae) é considerado manejo adequado que visa aumentar a contribuição de espécies nativas em comunidades sob restauração (Castillioni, 2015; Thomas, 2017) e também é a opção mais econômica em comparação a outros métodos de controle (Kettenring & Adams). Essa técnica, associada ao uso do fogo, foi capaz de reduzir a presença de capins invasores em ecossistemas campestres e savânicos de regiões tropicais e permitir o recrutamento de outras espécies (Assis, 2017; Buisson et al., 2018; Martins et al., 2011). Similarmente, a aplicação de herbicida em área de pastagem induziu a regeneração natural em áreas de Cerrado (Cava, 2014; Cava et al., 2016).

Comunidades vegetais invadidas por espécies exóticas, mas que apresentam vegetação nativa residual, podem ser parcialmente restauradas por meio do controle anual das invasoras (Davies & Sheley, 2011; Mantoani et al., 2016). A queima prévia associada à aplicação do herbicida *Imazapic*, por exemplo, forneceu o melhor resultado para se controlar *Taeniatherum caput-medusae* (gramínea anual exótica), aumentar a diversidade de plantas e facilitar a

resposta positiva de grupos funcionais (Davies & Sheley, 2011). Da mesma forma, a remoção de plantas invasoras por capina manual ou herbicida pós-emergente resultou em maior biomassa de plantas, riqueza de espécies e regeneração de árvores em uma floresta estadunidense de clima temperado (Flory & Clay, 2010). Em ecossistemas naturais invadidos por gramíneas exóticas, a aplicação de herbicida (Glifosato), isoladamente ou associada a outras técnicas, reduziu significativamente a dominância dessas gramíneas e levou a incrementos na riqueza, abundância e cobertura de espécies nativas nas comunidades que recolonizaram as áreas estudadas (Flórido, 2015; Mantoani et al., 2016; Martins, 2006; Martins et al., 2011; Thomas, 2017).

Os fatores que diretamente afetam o crescimento vegetal são disponibilidade de água pelo solo, taxa de difusão de oxigênio, temperatura, densidade e resistência mecânica que o solo oferece à emergência de plântulas e ao crescimento radicular (Brady & Weil, 2013; Pignaro Netto et al., 2009). Esta última encontra-se diretamente relacionada com o grau de compactação do solo (Sá & Santos Júnior, 2005), que, por sua vez, pode ser um sintoma decorrente do manejo inadequado de solos naturais. Isso pode ser determinante na sobrevivência e no desenvolvimento de plantas nos projetos de restauração (Goedert & Corrêa, 2004; Goedert, 2005; Hobbs et al., 2006; Kitamura et al., 2008; Leite et al., 1992; 1994; Rezende & Vieira, 2019).

Substratos de áreas mineradas, quando comparados a solos sob vegetação natural, apresentam elevada densidade, baixa porosidade e reduzida capacidade de disponibilizar água para as plantas, dentre outras características desfavoráveis aos vegetais (Bento, 2009; Lima, 2019; Longo et al., 2005). Valores de densidade aparente entre 1,2 e 1,4 Mg m⁻³ são comuns para substratos minerados na região do Cerrado e esses valores refletem condição edáfica inapropriada que dificulta a regeneração natural da vegetação em jazidas e retarda o processo de sucessão ecológica (Bento, 2009; Corrêa et al., 2017). Logo, a recuperação de jazidas mineradas por meio da revegetação requer práticas de manejo de solo, tais como a recomposição da paisagem e a escarificação de superfícies compactadas (Brady & Weil, 2013; Corrêa, 2009). Essas práticas melhoram propriedades físicas nos substratos minerados, tais como densidade, infiltração e resistência à penetração (Corrêa & Bento, 2010; Leite et al., 2004), criando ambiente estável, onde a sucessão pode ocorrer (Dajoz, 2005). A título de exemplo, a escarificação do substrato de uma cascalheira, associada à semeadura de *Stylosanthes* spp. e ao plantio de árvores nativas permitiu a recuperação da cobertura vegetal e ocasionou melhorias ecológicas nas comunidades regeneradas (Silva et al., 2010; Starr et al., 2012). Do mesmo modo, a escarificação mecanizada seguida da incorporação de lodo de esgoto

em substratos minerados favoreceu o desenvolvimento rápido e espontâneo de diversas espécies de plantas (Balduino et al., 2013; 2019; Borges et al., 2009; Brown et al., 2009; Fraga, 2016; Gardner et al., 2010) e contribuiu, ainda, para o acúmulo de carbono nos ecossistemas recuperados (Silva et al., 2013).

Além da competição com gramíneas exóticas e da compactação de substratos minerados, outro filtro ecológico que compromete a restauração de ecossistemas naturais é a limitação da dispersão por sementes (Funk et al., 2008; Hobbs & Norton, 2004; Oster et al., 2009). Segundo a hipótese de prioridade, a composição da comunidade é determinada pela ordem de chegada das espécies (Temperton & Hobbs, 2004), sendo que variações nas taxas de imigração das sementes podem influenciar a estabilidade das populações e a persistência de espécies indesejáveis (Kraft et al., 2015). Logo, nas áreas a serem restauradas, é primordial a reintrodução de diásporos, pois o aumento da diversidade de plantas e de funções nas comunidades pode evitar a estagnação da sucessão e ainda aumentar a resistência à invasão (Hulvey & Aigner, 2014; SER, 2004).

Diversas técnicas têm-se mostrado efetivas na promoção do estabelecimento de espécies nativas em áreas degradadas que perderam seu potencial de regeneração natural (Cava, 2014; Cava et al., 2016; Ferreira et al., 2015; Pilon et al., 2018; Sampaio et al., 2015). Uma delas é a semeadura direta (Burton et al., 2006; Rezende & Vieira, 2019; Santos et al., 2012; Souza & Engel, 2018), que é considerada uma alternativa viável para a restauração de florestas e savanas, devido à possibilidade de ser aplicada em grandes áreas e a melhorias ecológicas observadas nas comunidades recuperadas (Meli et al., 2015; Palma & Laurance, 2015; Pellizzaro et al., 2017; Silva et al., 2015). Outra vantagem da semeadura direta é que ela possibilita o plantio agregado de gramíneas, ervas não graminoides, arbustos e árvores, e isso tem sido fundamental para recuperar a composição florística e a estrutura da vegetação de formações campestres e savânicas do Cerrado, mesmo em locais infestados por gramíneas exóticas (Alves, 2016; Assis, 2017; Cava et al., 2016; Pellizzaro, 2016; Pellizzaro et al., 2017).

A semeadura direta combinada com o gradeamento do solo e o controle químico de gramíneas invasoras acelerou a regeneração natural em pastagens degradadas na Amazônia e no Cerrado e mostrou-se eficaz para a recuperação da cobertura arbórea nesses locais (Freitas et al., 2019; Pereira et al., 2013; Rezende & Vieira, 2019). Efeitos positivos na densidade e na cobertura de ervas nativas semeadas na taxa de 600 a 1100 sementes vivas m⁻² em parcelas que receberam herbicida (Glifosato) também foram relatados em área de pastagem dominada por *Paspalum notatum* (gramínea exótica) na Flórida, Estados Unidos (Frances et al., 2010). Similarmente, num ensaio experimental realizado em estepes arenosas na região de Kiskunsg

(Hungria), a semeadura direta associada a distúrbios propositais causados pelo corte e pela remoção da vegetação invasora pré-existente (filtro biótico) melhorou as oportunidades de recrutamento das espécies semeadas, o que levou a incrementos significativos na riqueza e na cobertura de espécies vasculares perenes em detrimento de ervas anuais invasoras (Halassy et al., 2016). Todavia, condições do microsítio, como histórico da área, espécies selecionadas, tratos culturais, custos de manutenção, taxas de invasão, densidade da semeadura e características das sementes podem interferir nos resultados da restauração (Burton et al., 2006; Frances et al., 2010; Pereira et al., 2013; Silva et al., 2015; Silva & Vieira, 2017), e por isso, antes do plantio das sementes, deverá haver análise criteriosa dos custos e dos benefícios relacionados aos projetos que serão implementados (Cava et al., 2016; Freitas et al., 2019; Souza & Engel, 2018).

Os ganhos ecológicos e ambientais de se recuperar uma área minerada vêm do estabelecimento de uma cobertura vegetal no local degradado (Brown et al., 2005; 2007; 2009; 2014; Corrêa et al., 2018; Nussbaumer et al., 2016; Stuczynski et al., 2007). Identificar espécies nativas capazes de desenvolverem-se em jazidas mineradas é fundamental para o sucesso da restauração de ecossistemas nesses locais (Corrêa et al., 2015; Le Stradic et al., 2014; 2018; Silva & Corrêa, 2008; Starr et al., 2012). Contudo, o processo de regeneração natural em jazidas abandonadas à sucessão é extremamente lento (Corrêa & Melo Filho, 2004a; Corrêa et al., 2015; 2017; Sanger & Jetschke, 2004; Silva et al., 2013), uma vez que há fortes limitações na propagação por sementes de espécies do Cerrado (Corrêa et al., 2007; Salazar et al., 2012). Mesmo em locais não minerados, tais como pastagens abandonadas em diferentes estágios sucessionais, métodos passivos de restauração não têm sido capazes de recompor a estrutura e a composição de espécies existente nos Cerrados nativos (Cava et al., 2018). Dessa forma, a reconstrução de comunidades vegetais em biótopos severamente degradados tem sido um dos maiores desafios para os ecologistas da restauração (Kardol et al., 2008; Halassy et al., 2016; Hulvey & Aigner, 2014; Le Stradic et al., 2018).

Aumentar a diversidade de espécies nativas e reduzir a cobertura vegetal de espécies exóticas invasoras são metas em áreas sob restauração ecológica (Buisson et al., 2018; Flory & Clay, 2009; Pilon et al., 2018; SER, 2004). Se o objetivo da restauração for recuperar a alta diversidade da camada rasteira do Cerrado e manter a estrutura original da vegetação, com árvores esparsas sobre um estrato graminoide contínuo, intervenções são necessárias (Buisson et al., 2018). Elas devem incluir o controle de espécies vegetais invasoras e a reintrodução de espécies de diferentes formas e portes de crescimento outrora existentes (Corrêa et al., 2015; Pellizzaro et al., 2017). Todavia, não é possível apontar uma única técnica que seja

recomendável para todas as situações em que se deseja restaurar fitofisionomias de Cerrado (Cava et al., 2016).

A diminuição da intensidade dos filtros dispersão, compactação e competição mediante a implantação da semeadura direta, a escarificação do substrato compactado e a aplicação do herbicida (Glifosato) para reduzir a dominância de *U. brizantha* resultou no aumento da cobertura de espécies nativas na jazida estudada. Entretanto, as baixas taxas de estabelecimento de plântulas ($h \geq 30$ cm) calculadas a partir da quantidade de sementes semeadas nas parcelas experimentais (100 m^2), mostraram que são necessárias densidades de semeadura maiores que as utilizadas no sentido de diminuir a dominância de outras espécies ruderais, invasoras e de origem exótica ao Cerrado.

Alguns estudos mostraram que a densidade ideal da semeadura direta deve ser analisada caso a caso e que fatores como época de plantio, remoção da serapilheira, fertilização do solo e aplicação de herbicida para controlar gramíneas invasoras podem interagir com a taxa de semeadura quanto aos resultados esperados (Burton et al., 2006; Frances et al., 2010; Hulvey & Aigner, 2014; Pellizaro, 2016). Como exemplo, em áreas degradadas no distrito de British Columbia (Canadá), Burton et al. (2006) verificaram incrementos constantes na cobertura de plantas nativas semeadas em parcelas fertilizadas (NPK na formulação 18-18-18) no outono em relação ao aumento das taxas de semeadura (375, 750, 1.500, 3.000 e 6.000 sementes m^{-2}). Do mesmo modo, a aplicação de herbicida (Glifosato) em pastagem dominada por *Paspalum notatum* (gramínea invasora) na região de Citra, Flórida (EUA) interagiu significativamente com as taxas utilizadas (100, 600, 1.100 sementes m^{-2}) na semeadura direta de *Coreopsis lanceolata* resultando no aumento da densidade de plântulas dessa espécie (Frances et al., 2010).

Em se tratando do desempenho das espécies semeadas na área do experimento (0,24 ha), *Myracrodruon urundeuva*, espécie calcícola que ocorre em solos mesotróficos e eutróficos do Cerrado (Haridasan, 2008; Ratter et al., 1977; Rodrigues & Araújo, 2013), atingiu o maior valor de cobertura relativa (4,82%), que foi obtido no tratamento T₄ (aplicação de herbicida + escarificação do substrato). Nesse sentido, é possível que os altos teores de cálcio mensurados nos substratos revegetados com lodo de esgoto das parcelas experimentais tenham favorecido o melhor desempenho dessa espécie em relação as outras espécies semeadas. Contudo, se considerarmos o desempenho das espécies à luz das taxas de estabelecimento, calculadas a partir da relação abundância de plântulas/quantidade (n.º) de sementes semeadas, pode-se afirmar que *Anacardium occidentale*, no tratamento T₄, foi a espécie mais eficiente em termos de estabelecimento (5,85%).

De outra parte, a espécie *Andropogon fastigiatus* (gramínea nativa do Cerrado), semeada na densidade de 400g/100 m², atingiu seu valor máximo de cobertura relativa (2,48%) nas parcelas do tratamento T₄ e, em função disso, ocupou apenas a décima-primeira posição em relação à cobertura total de plantas aferida nessas parcelas. No estudo de Pellizarro et al. (2017), a espécie *Andropogon fastigiatus*, semeada na densidade de 50 g 100 m⁻², alcançou o maior valor de cobertura do solo (30%) em comparação as outras espécies de gramíneas e de arbustos cujas densidades de semeadura variaram de 0,005 (*Andropogon bicornis*) a 2 (*Aristida riparia*). No entanto, é preciso considerar que esse estudo foi realizado em áreas de pastagem cuja maior parte do solo original sob Cerrado manteve-se preservada.

Com relação ao baixo desempenho das espécies semeadas em termos de taxas de estabelecimento, Alves (2016) verificou que, 27 meses após a semeadura direta, as espécies *Enterolobium contortisiliquum*, *Magonia pubescens* e *Myracrodruon urundeuva* alcançaram valores de densidade inferiores a 3 indivíduos/5m². Ainda assim, deve-se levar em conta que essa autora não avaliou as taxas de estabelecimento dessas espécies em relação à quantidade de sementes semeadas nas parcelas estudadas.

A teoria dos filtros das comunidades prevê que as interações entre condições abióticas, fatores bióticos e limitações de dispersão influenciam diretamente nos resultados da restauração ecológica (Halassy et al., 2016; Kraft et al., 2015; Lebrija-Trejos et al., 2010). Na falta da dispersão de sementes e do conjunto de espécies locais, os esforços para controlar as restrições bióticas ou abióticas irá falhar (Hulvey & Aigner, 2014; Kardol et al., 2008). Portanto, qualquer tentativa para restaurar a composição e a estrutura de comunidades vegetais, bem como as funções ecológicas de ecossistemas, deverá envolver o manejo integrado desses filtros (Fattorini & Halle, 2004; Hulvey & Aigner, 2014; Kraft et al., 2015).

A aplicação de herbicida (Glifosato) 30 e 60 dias após a implantação das parcelas experimentais deste trabalho mostrou-se ineficaz para reduzir a cobertura relativa da *Urochloa brizantha* (CUB), parcialmente eficaz para aumentar a diversidade de *Shannon* de espécies nativas (H'N), a cobertura absoluta de espécies nativas (CN) e a riqueza de espécies nativas (SN) e eficaz para elevar significativamente os valores de diversidade de *Shannon* das comunidades vegetais (H') e a riqueza geral de espécies (S). Contudo, o acréscimo da semeadura direta (controle do filtro de dispersão) nas parcelas que receberam reaplicação do herbicida (T₂ e T₄) resultou em incremento significativo dos parâmetros ecológicos gerais (S e H') e daqueles avaliados para espécies nativas (SN, H'N e CN). Dessa forma, é possível afirmar que o manejo do filtro de dispersão na área experimental (implantação da semeadura direta) potencializou os efeitos dos outros fatores testados (herbicida e escarificação do substrato),

umentando a riqueza e a diversidade da flora recrutada, uma vez que ganhos de diversidade são fundamentais para restaurar funções e manter ecossistemas em funcionamento (Hulvey & Aigner, 2014).

5.5 CONCLUSÕES

A atenuação da ação dos filtros ecológicos competição, dispersão e compactação da superfície resultou indistintamente em ganhos gerais de riqueza e diversidade de espécies.

A semeadura direta resultou em incrementos significativos da riqueza, diversidade *Shannon* e cobertura de espécies nativas que recrutaram nas parcelas que receberam reaplicação do herbicida (T₂ e T₄).

A redução da cobertura vegetal formada por *Urochloa brizantha* não resultou na exclusão das espécies que espontaneamente se estabeleceram nas parcelas experimentais.

Com base nos parâmetros ecológicos analisados, os tratamentos aplicados e a semeadura direta não excluíram cobertura relativa de *Urochloa brizantha*, mas melhoraram a condição ecológica das comunidades vegetais presentes na área estudada.

6. CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O uso do lodo de esgoto no tratamento das jazidas mineradas resultou na colonização de diversas espécies de plantas com traços funcionais que variaram em relação ao hábito de crescimento, forma de vida de Raunkier, síndromes de polinização, de dispersão e grupo ecológico, frente à opção de se abandonarem substratos minerados expostos a intempéries e erosão.

A elevada dose ($> 100 \text{ t ha}^{-1}$ base seca) de lodo de esgoto incorporada aos substratos minerados incrementou a fertilidade química a níveis excessivos para a nutrição vegetal e para a restauração ecológica de Cerrado sentido restrito.

Filtros ecológicos (fertilidade química e parâmetros físicos dos substratos tratados com lodo de esgoto, competição com espécies exóticas invasoras e chuva de sementes inapropriada) direcionaram a colonização vegetal nas jazidas tratadas com lodo de esgoto para a montagem de comunidades distintas daquelas existentes nos fragmentos de Cerrado sentido restrito usados como ecossistemas de referência.

Diferenças entre os ambientes edáficos dos substratos tratados com lodo de esgoto em relação aos solos naturais sob Cerrado sentido restrito refletiram baixos índices de similaridade florística entre as comunidades vegetais presentes nesses dois biótopos. Comunidades de plantas majoritariamente compostas por ervas/subarbustos exóticos e invasores ao Cerrado prevaleceram nas jazidas tratadas com lodo de esgoto em detrimento das espécies de plantas nativas presentes nas porções remanescentes de Cerrado sentido restrito adjacentes às paisagens mineradas.

As relações entre as comunidades vegetais estudadas e os parâmetros edáficos evidenciaram que o ambiente edáfico construído com lodo de esgoto atuou como filtro na montagem das comunidades vegetais presentes nas jazidas.

A atenuação da ação dos filtros ecológicos competição, dispersão e compactação da superfície resultaram indistintamente em ganhos gerais de riqueza e diversidade de espécies vegetais.

A semeadura direta resultou em incrementos significativos da riqueza, Diversidade Shannon e cobertura de espécies nativas que recrutaram nas parcelas que receberam herbicida (T₂ e T₄).

O controle químico, na presença da semeadura direta, reduziu significativamente a cobertura de *Urochloa brizantha* (Braquiarião), mas não foi capaz de impedir a colonização de outras espécies ruderais consideradas exóticas e invasoras do Cerrado.

Ante o exposto e com o objetivo de otimizar os resultados da restauração ecológica de jazidas tratadas com lodo de esgoto, recomenda-se:

- I. utilizar menor dose de aplicação de lodo de esgoto ($< 100 \text{ t ha}^{-1}$ base seca) para atingirem-se menores concentrações de nutrientes nos substratos tratados;
- II. fazer manejo integrado para controle contínuo de plantas invasoras, especialmente de gramíneas africanas que ocupavam grande parte da cobertura vegetal presente nas jazidas recuperadas;
- III. plantar mudas de plantas ou semear espécies arbóreas e arbustivas nas jazidas, dando preferência a espécies nativas de crescimento rápido e colonizadoras de ambientes degradados;
- IV. semear ervas, subarbustos e gramíneas nativas com características funcionais semelhantes às invasoras-alvo e que tenham capacidade de alcançar maiores valores de cobertura no menor tempo possível;
- V. aumentar a diversidade funcional das espécies nas comunidades vegetais em que serão implementadas; e
- VI. aprofundar investigações para identificação e manipulação de filtros ecológicos que moldam comunidades vegetais que recrutam sobre substratos minerados fertilizados com lodo de esgoto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aerts R, Caluwe H, Beltman B. Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation? *Oikos* 2003; 101: 489-498.
- Allenspach N, Dias MM. Frugivory by birds on *Miconia albicans* (Melastomataceae), in a fragment of cerrado in São Carlos, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 2012; 72 (2): 407-413.
- Almeida-Cortez JS. Dispersão e banco de sementes. In: Ferreira AG, Borghetti F (eds.). *Germinação: do básico ao aplicado*; Porto Alegre (RS): Artmed, 2004.
- Almeida-Neto M, Prado PI, Kubota U, Bariani JM, Aguirre GH, Lewinsohn TM. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 2010; 209: 109-122.
- Alves MC, Suzuki LGAS, Suzuki LEAS. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. *R. Bras. Ci. Solo* 2007; 31: 617-625.
- Alves M. Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para a restauração do Cerrado. *Dissertação de mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 2016.
- Amaral AG, Pereira FFO, Munhoz CBR. Fitossociologia de uma área de Cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. *Cerne* 2006; 12(4): 350-359.
- Andrade LAZ, Felfili JM, Violatti L. Fitossociologia de uma área de Cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. *Acta Bot. Bras.* 2002; 16 (2): 225-240.
- Andreoli CV, Lara AI, Ferreira AC, Bonnet BRP, Pegorini ES. A gestão dos biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto doméstico. *Engenharia e Construção* 1998; 24: 18-22.
- Andreoli CV, Pegorini ES. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: *Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.
- Andrés F, Walter I, Tenorio JL. Revegetation of abandoned agricultural land amended with biosolids. *Science of the Total Environment* 2007; 378: 81-83.
- Andresen E. Primary seed dispersal by red howler monkeys and the effect of defecation patterns on the fate of dispersed seeds. *Biotropica* 2002; 34 (2): 261-272.
- Antonelli PM, Fraser LH, Gardner WC, Broersma K, Karakatsoulis J, Phillips ME. Long term carbon sequestration potential of biosolids-amended copper and molybdenum mine tailings following mine site reclamation. *Ecological Engineering* 2018; 117: 38-49.
- Antunes, DS. Fenologia e síndromes de dispersão e polinização de espécies de plantas de campos rupestres quartzíticos em Minas Gerais. *Dissertação de mestrado*; Ouro Preto, MG: Universidade Federal de Ouro Preto, 2013.
- Aragão, LT. Ocupação Humana de Brasília. In: Novaes Pinto M (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994.

Araújo ASF. Biodegradação, extração e análise de glifosato em dois tipos de solo. *Dissertação de Mestrado*; Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2002.

Araujo GHMF. Efeito do manejo sobre a qualidade do substrato e o desenvolvimento de espécies arbóreas do Cerrado em uma cascalheira no Distrito Federal. *Dissertação de Mestrado*; Brasília (DF): Universidade de Brasília, 2006.

Araújo FF, Gil FC, Tiritan CS. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. *Pesquisa Agropecuária Tropical* 2009; 39(1): 1-6.

Araújo MS, Reis SF. As implicações ecológicas da variação intrapopulacional. *Ciência & Ambiente* 2009; 39: 95-108.

Aravena JC, Carmona MR, Pérez CA, Armesto JJ. Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in northern Chiloe Island, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 2002, 75: 339-360.

Arocena JM, Van Mourik JM, Cano AF. Granular soil structure indicates reclamation of degraded to productive soils: a case study in southeast Spain. *Can. J. SoilSci.* 2012; 92: 243-251.

Assis GB. Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e técnicas de restauração. *Tese de doutorado*; Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ, 2017.

Assunção VA, Guglieri-Caporal A, Sartori ÂLB. Florística do estrato herbáceo de um remanescente de Cerradão em Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Hoehnea* 2011; 38 (2): 281-288.

Bai Y, Wu J, Clark CM, Naeem S, Pan Q, Huang J, et al. Tradeoffs and thresholds in the effects of nitrogen addition on biodiversity and ecosystem functioning: evidence from inner Mongolia grasslands. *Glob. Change. Biol.* 2010; 16: 358-372.

Balduino APC, Souza EL. Geoprocessamento aplicado ao uso de lodo de esgoto em jazidas de cascalho laterítico no Distrito Federal. *Trabalho de conclusão de curso*; Brasília: Universidade de Brasília, 2006.

Balduino APC, Corrêa RS, Chacon RG, Oliveira MS. Plant invasion of a gravel mine revegetated with sewage sludge in the Cerrado region of Brazil. In: *Reunion on Ecology and Management of Alien Plant Invasions*; Pirenópolis, Goiás, Brazil: EMAPi, 2013.

Balduino APC, Corrêa RS, Munhoz CBR, Chacon R, Pinto JRR. Edaphic Filters and Plant Colonization in a Mine Revegetated with Sewage Sludge. *Floresta e Ambiente* 2019; 26 (2): e20171039.

Banning NC, Grant CD, Jones DL, Murphy DV. Recovery of soil organic matter, organic matter turnover and nitrogen cycling in a post-mining forest rehabilitation chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry* 2008; 40: 2021-2031.

Barbosa AAA, Sazima M. Biologia reprodutiva de plantas herbáceo-arbustivas de uma área de campo sujo de Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds.). Cerrado ecologia e flora (Vol.1); Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

Barbosa KC, Pizo MA. Seed Rain and Seed Limitation in a Planted Gallery Forest in Brazil. *Restoration Ecology* 2006; 14 (4): 504-515.

Barbosa LM, Barbosa TC, Barbosa KC, Parajara FC. Práticas e políticas públicas para a restauração ecológica a partir de reflorestamentos com alta diversidade de espécies regionais. In: Martins SV, (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa: Editora UFV, 2012.

Barbosa LM, Shirasuna RT, de Lima FC, Ortiz PRT. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. São Paulo: CERAD - Coordenação Especial para Restauração de Áreas Degradadas, 2015.

Batalha MA, Mantovani W. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. *Revista Brasileira de Biologia* 2000; 60 (1): 129-145.

Batalha MA, Mantovani W. Floristic composition of the cerrado in the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, southeastern Brazil). *Acta Botanica Brasilica* 2001; 15 (3): 289-304.

Batalha MA, Martins FR. The vascular flora of the Cerrado in Emas National Park (Goiás, Central Brazil). *SIDA* 2002; 20 (1): 295-311.

Batalha MA, Martins FR. Floristic, frequency, and vegetation life-form spectra of a cerrado site. *Brazilian Journal of Biology* 2004; 64(2): 201-209.

Batalha MA, Martins FR. The vascular flora of the cerrado in Emas National Park (Central Brazil): a savanna flora summarized. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 2005; 50 (2): 269-277.

Battilani JL. Chuva de sementes em trecho de floresta ripária, Mato Grosso do Sul, Brasil. Tese de doutorado; Campo Grande (MS): Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2010.

Bechara FC. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. *Tese de doutorado*; Piracicaba, SP: Universidade de São Paulo, 2006.

Begon M, Townsend CR, Harper JL. *De Indivíduos a Ecossistemas* (4ª Ed.). Porto Alegre: Artmed, 2007.

Beltman B, Willems JH, Gusewell S. Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *J. Veg. Sci.* 2007; 18 :625-634.

Bento MAB. Avaliação da qualidade dos substratos minerados em cinco cascalheiras revegetadas no Distrito Federal. Dissertação de mestrado; Universidade de Brasília: Brasília (DF), 2009.

Bertoncini EI, D'Orazio V, Senesi N, Mattiazzo ME. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian Oxisols and their humic acids. *Bioresource Technology* 2008; 99 (11): 4972-4979.

Bettiol W, Camargo OA. *Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto*; Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

Bettiol W, Camargo O. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: *Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006.

Bilbao B, Medina E. Nitrogen-use efficiency for growth in a cultivated African grass and a native south American pasture grass. *Journal of Biogeography* 1990; 17: 421-425.

Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, et al. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol. Appl.* 2010; 20: 30-59.

Bocchese RA, Oliveira AKM, Laura VA. Germinação de sementes de *Cecropia pachystachya* Trécul (Cecropiaceae) em padrões anteriores e posteriores à passagem pelo trato digestório de aves dispersoras de sementes. *Revista de Biologia da Terra* 2008; 8 (2): 19-26.

Bond WJ, Midgley JJ. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends Ecol Evol* 2001; 16: 45-51.

Bond, WJ. Ancient grasslands at risk. *Science* 2016; 351: 120-122.

Bonilla-Moheno M, Holl KD. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. *Restoration Ecology* 2010; 18(S2): 438-445.

Bonini CSB, Alves MC, Montanari R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos do solo degradado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 2015; 19(4): 388-393.

Borges TA, Silva CB, Balduino APC, Soares JA, Pereira CEB. Uso de biossólido na recuperação de área degradada no Distrito Federal. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales* 2009; 2(1): 66-75.

Bosa DM, Pacheco D, Pasetto MR, Santos R. Florística e estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa Montana em Santa Catarina, Brasil. *Revista Árvore* 2015; 39 (1): 49-58.

Bovi MLA, Godoy Júnior G, Costa EAD, Berton RS, Spiering SH, Veja FVA, et al. Lodo de esgoto e produção de palmito em pupunheira. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2007; 31 (1):153-166.

Bradshaw AD. The Role of Nutrients and the Importance of Function in the Assembly of Ecosystems. In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S (eds.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*; Washington: Island Press, 2004.

Brady NC, Weil RR. Elementos da natureza e propriedades dos solos; Porto Alegre: Bookman, 2013.

Brasil. *Decreto nº 97.632 de 10 de Abril de 1989*. Presidência da República: Casa Civil, 1989. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm.

Brasil. *Lei nº 9.985 de 18 de Julho de 2000*. Presidência da República: Casa Civil, 2000. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm.

Brofas G, Michopoulos P, Alifragis D. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. *J. Environ. Qual.* 2000; 29: 811-816.

Brighenti AM, Oliveira MF. Biologia de plantas daninhas. In: Oliveira Jr RS, Constantin J, Inoue MH (eds.). *Biologia e Manejo de Plantas Daninhas*. Curitiba, PR: Omnipax, 2011.

Brofas G, Michopoulos P, Alifragis D. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. *J. Environ. Qual.* 2000; 29: 811-816.

Brooker RW, Maestre FT, Callaway RM, Lortie CL, Cavieres LA, Kunstler G, et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology* 2008; 96: 18-34.

Brown S, Sprenger M, Maxemchuk A, Compton H. Ecosystem function in alluvial tailings after biosolids and lime addition. *J. Environ. Qual.* 2005; 34: 139-148.

Brown S, Volder P, Compton H, Henry C. Effect of amendment C:N ratio on plant richness, cover and metal content for acidic Pb and Zn mine tailings in Leadville, Colorado. *Environ. Pollut.* 2007; 149: 165-172.

Brown S, Svendsen A, Henry C. Restoration of high zinc and lead tailings with municipal biosolids and lime: a field study. *J. Environ. Qual.* 2009; 38: 2189-2197.

Brown S, Mahoney M, Sprenger M. A comparison of the efficacy and ecosystem impact of residual-based and topsoil-based amendments for restoring historic mine tailings in the Tri-State mining district. *Sci. Total Environ* 2014; 485 (486): 624-632.

Bucci SJ, Scholz FG, Goldstein G, Meinzer FC, Franco AC, Campanello PI, et al. Nutrient availability constrains the hydraulic architecture and water relations of savannah trees. *Plant Cell and Environment* 2006; 29: 2153-2167.

Buisson E, Stradic SL, Silveira FAO, Durigan G, Overbeck GE, Fidelis A, et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews* 2018; 000 (000): 1-19.

Burgos A. Diversidad Funcional y servicios ambientales en paisajes de páramo y bosque altoandino en Boyacá. *Revista Cultura Científica* 2012; (10): 90-100.

- Burton CM, Burton PJ, Hebda R, Turner NJ. Determining the Optimal Sowing Density for a Mixture of Native Plants Used to Revegetate Degraded Ecosystems. *Restoration Ecology* 2006; 14 (3): 379 – 390.
- Bustamante MMC, Medina E, Asner GP, Nardoto GB, Garcia-Montiel DC. Nitrogen cycling in tropical and temperate savanas. *Biogeochemistry* 2006; 79: 209-237.
- Bustamante MMC, Brito DQ, Kozovits AR, Luedemann G, Mello TRB, Pinto AS et al. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology* 2012; 213: 795-808.
- Bustamante-Sánchez MA, Armesto JJ. Seed limitation during early forest succession in a rural landscape on Chiloé Island, Chile: implications for temperate forest restoration. *Journal of Applied Ecology* 2012; 49: 1103-1112.
- CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. *Descritivo técnico do processo de gerenciamento do lodo de esgotos*; 2007.
- Callaway RM, Walker LR. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 1997; 78: 1958-1965.
- Callaway RM. *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*; Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2007.
- Cândido ES, Fortuna-Perez AP, Aranha Filho JLM, Alves Bezerra LMDP. Eriosema (Leguminosae-Papilionoideae) in Southeastern Brazil. *Rodriguésia* 2014; 65 (4): 885-916.
- Capellari Junior L. Espécies de Aristolochia L. (Aristolochiaceae) ocorrentes no estado de São Paulo. Dissertação de mestrado. Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas, 1991.
- Caramaschi GMCL, Barbosa ERM, Silva DA, Braga VB, Borghetti F. The superior re-sprouting performance of exotic grass species under different environmental conditions: the study case of Paspalum atratum (Swallen) and Urochloa brizantha (Hochst. ex A. Rich. - Stapf.). *Theor. Exp. Plant Physiol.* 2016; 28: 273-285.
- Carneiro MAC, Siqueira JO, Moreira FMS, Soares ALL. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2008; 32: 621-632.
- Carneiro PJR. Mapeamento geotécnico e caracterização dos materiais de construção do Distrito Federal: uma base de dados para o planejamento e gestão. *Tese de Doutorado*. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 1999.
- Carneiro PJR, Souza NM. Distribuição e localização dos materiais naturais de construção no Distrito Federal. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, editores. *Mineração e áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, 2004.
- Castillioni KP. Avaliação de diferentes técnicas de manejo para o controle de gramíneas invasoras em unidade de conservação de Cerrado. *Dissertação de Mestrado*. Rio Claro, São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2015.

Castro AJR. Licenciamento ambiental de cascalheira no Distrito Federal. *Dissertação de Mestrado*. Brasília, DF: Universidade Católica de Brasília, 2002.

Castro AJR, Leite LL. Política ambiental e licenciamento para a extração mineral. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, editores. *Mineração e áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, 2004.

Cava MGB. Restauração do Cerrado: a influência das técnicas e de fatores ecológicos sobre o desenvolvimento inicial da comunidade lenhosa. *Tese de Doutorado*. Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp, Botucatu, SP; 2014.

Cava MGB, Isernhagen I, Mendonça AH, Durigan G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* 2016; 43(2):301-315.

Cava MGB, Pilon NAL, Ribeiro MC, Durigan G. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology* 2018; 55(3): 1-9.

Chacon RG, de Souza Oliveira M, de Paiva VF, Hermeto TVG, Silva MC. Flora da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, Distrito Federal. *Heringeriana* 2014; 9 (2): 131-201.

Chiba MK, Mattiazzo ME, Oliveira FC. Cultivo de cana-de-açúcar em argissolo tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2008; 32: 653-662.

Chukwuka KS, Ogunyemi S, Fawole I. Ecological distribution of *Tithonia diversifolia* (Hemsl). A. Gray - a new exotic weed in Nigeria. *Journal of Biological Science* 2007; 7(5): 709-719.

Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop*. 2009; 9 (3): 93-103.

Clark CJ, Poulsen JR, Connor, EF, Parker VT. Fruiting trees as dispersal foci in a semi-deciduous tropical forest. *Oecologia* 2004; 139: 66-75.

Clark CM, Cleland EE, Collins SL, Fargione JE, Gough L, Gross KL, et al. Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecol. Lett.* 2007a; 10: 596-607.

Clark CJ, Poulsen JR, Levey DJ, Osenberg CW. Are Plant Populations Seed Limited? A Critique and Meta-Analysis of Seed Addition Experiments. *The American Naturalist* 2007b; 170 (1): 128-142.

Cleland EE, Larios L, Suding KN. Strengthening invasion filters to reassemble native plant communities: Soil resources and phenological overlap. *Restoration Ecology* 2013; 21(3): 390-398.

CODEPLAN - Companhia de Planejamento do Distrito Federal. Geo Serviço e Catálogo de Mapas da Codeplan. <http://catalogo.mapa.codeplan.df.gov.br/> e <http://ortofoto.mapa.codeplan.df.gov.br/demo/tms>. Acesso em Abril de 2018.

CODEPLAN - Companhia de Planejamento do Distrito Federal. Geo Serviço e Catálogo de Mapas da Codeplan. [acesso 2019 fev. 10] Disponível em: <http://ortofoto.mapa.codeplan.df.gov.br/demo/tms>.

Connell JH, Slayter RO. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am Nat* 1977; 11:1119-1144.

Cordeiro N, Howe HF. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proc. Nat. Acad. Sci. (USA)* 2003; 100: 14052-14054.

Corrêa RS. Degradação e recuperação de áreas no Distrito Federal. In: Corrêa RS, Melo-Filho B (orgs.). *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado*; Brasília: Paralelo 15, 1998.

Corrêa RS, Leite LL. Desmatamento e mineração em unidades de conservação. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, editores. *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Paralelo 15; 1998.

Corrêa RS, Cardoso ES. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: Corrêa RS, Melo-Filho B (orgs.). *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado*; Brasília: Paralelo 15, 1998.

Corrêa RS, Leite LL, Bastos EK. A dinâmica da degradação e da regeneração. In: Corrêa RS, Mello Filho B, editores. *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado*; Brasília: Paralelo 15, 1998.

Corrêa RS, Bias ES, Mello Baptista GM. Áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, editores. *Mineração e áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, 2004.

Corrêa RS, Melo Filho B. Aspectos ecológicos da sucessão secundária em áreas mineradas no Cerrado. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, editores. *Mineração e áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, 2004a.

Corrêa RS, Melo Filho B. Desempenho de dois resíduos orgânicos para a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de Cerrado sob condições adversas de área minerada. *Sanare* 2004b; 21(21): 59-66. Curitiba, PR: Sanepar.

Corrêa RS. *Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado: Manual para revegetação*; Brasília: Universa, 2006.

Corrêa RS, Melo Filho B, Mello Baptista GM. Avaliação fitossociológica da sucessão autogênica em áreas mineradas no Distrito Federal. *Cerne* 2007; 13(4): 406-415.

Corrêa RS, Mello Baptista GM, Balduino APC, Silva LCR. Eficiência agrônômica de dois resíduos orgânicos na revegetação do horizonte C de um Latossolo Vermelho. *Revista Ciência Agrônômica* 2008. 39(4): 503-510.

Corrêa RS. *Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado* (2ª ed); Brasília: Universa, 2009.

Corrêa RS, Bento MAB. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2010; 34(4): 1435-1444.

Corrêa RS, Silva LCR, Baptista GMM, Santos PF. Fertilidade química de um substrato tratado com lodo de esgoto e composto de resíduos domésticos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 2010. 14(5): 538-544.

Corrêa RS, Melo Filho B, Pinheiro CQ, Santos PF. Floristic woody composition of revegetated mining sites in the Brazilian Federal District. *Bioscience Journal* 2015; 31(3).

Corrêa RS, Balduino APC, Viana Teza CT, Mello Baptista GM, Silva DJ. Recuperação da cobertura vegetal e da atividade fotossintética em jazidas revegetadas no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 2017; 46: 75-87.

Corrêa RS, Balduino APC, Viana Teza CT, Mello Baptista GM. Vegetation cover development resulting from different restoration approaches of exploited mines. *Revista Floresta e Ambiente* 2018; 25(4): 2-9.

Correia JR, Reatto A, Spera ST. Solos e suas relações com o uso e manejo. In: Souza DMG, Lobato E, editores. Cerrado: correção do solo e adubação. 2ª edição. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; 2004.

Corlett R, Hau BCH. Seed dispersal and forest restoration. In: Elliott S, Kerby J, Blakesley D, Hardwick K, Woods K, Anusarnsunthorn V (eds.). *Forest Restoration for Wildlife Conservation*. International Tropical Timber Organization and The Forest Restoration Research; Thailand: Chiang Mai University, p. 317-325, 2000.

Costa AN, Costa AFS, Lima MF, Caetano LCS, Taques RC, Almeida LF, et al. *Lodo de esgoto: utilização sustentável*; Vitória, ES: Incaper, 2012.

Costa JNMN, Durigan G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): Invasora ou ruderal? *Revista Árvore* 2010; 34 (5): 825-833.

Cunha TJF, Mendes AMS, Giongo V. Matéria orgânica do solo. In: Nunes RR, Rezende MOO (orgs.). *Recurso solo: propriedades e usos*; São Carlos: Cubo, 2015.

D'Antonio CM, Mack MC. Nutrient limitation in a fire derived, nitrogen-rich Hawaiian grassland. *Biotropica* 2006; 38: 458-467.

D'Antonio CM, Vitousek PM. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1992; 23: 63-87. <http://www.jstor.org/stable/2097282>.

Dajoz R. *Ecologia geral*. Porto Alegre: Artmed; 2005.

Danin A, Domina G, Raimondo FM. Microspecies of the *Portulaca oleracea* aggregate found on major Mediterranean islands (Sicily, Cyprus, Crete, Rhodes). *Fl. Medit.* 18: 89-107.

Davies KW, Sheley RL. Promoting Native Vegetation and Diversity in Exotic Annual Grass Infestations. *Restoration Ecology* 2011; 19(2):159-165.

Daws MI, Standish RJ, Koch JM, Morald TK. Nitrogen and phosphorus fertilizer regime affect jarrah forest restoration after bauxite mining in Western Australia. *Applied Vegetation Science* 2013; 16: 610-618.

De Maria IC, Kocsi MA, Dechen SCF. Agregação do solo em área que recebeu biossólido. *Bragantia* 2007; 66 (2): 291-298. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90866213>.

Delaney JT, Moranz RA, Debinski DM, Engle DM, Miller JR. Exotic-Dominated Grasslands Show Signs of Recovery with Cattle Grazing and Fire. *PLOS ONE* 2016; 7: 1-15.

Deminicis BB, Vieira HD, Araújo SAC, Jardim JG, Pádua FT, Chambela Neto A. Dispersão natural de sementes: importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens tropicais. *Arch. Zootec.* 2009; 58 (R): 35-38.

Deus FF. Sucessão, composição florística e biologia da polinização de uma comunidade vegetal do cerrado, Uberlândia, Minas Gerais. Dissertação de mestrado. Uberlândia, MG: Universidade Federal de Uberlândia, 2014.

Devine MD, Duke SO, Fedtke C. Physiology of herbicide action. New Jersey: PTR Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1993.

Distrito Federal - Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Distrito Federal (Conselho de Meio Ambiente do Distrito Federal. *Resolução nº003/2006*; Brasília, 2006.

Domene X, Mattana S, Ramírez W, Colón J, Jiménez P, Balanyà T et al. Bioassays prove the suitability of mining debris mixed with sewage sludge for land reclamation purposes. *Journal of Soils and Sediments* 2010; 10(1): 30-44.

Doust SJ, Erskine PD, Lamb D. Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 2006; 234: 333-343.

Durigan G, Contieri WA, Franco GADC, Garrido MAO. Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta bot. bras.* 1998; 12(3):421-429.

Dutta RK, Agrawal M. Effect of tree plantations on the soil characteristics and microbial activity of coal mine spoil land. *Tropical Ecology* 2002; 43 (2):315-324.

Echeverría C, Newton AC, Lara A, Benayas JMR, Coomes DA. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 2007; 16: 426-439.

Ehleringer JR, Sandquist D. Ecophysiological Constraints on Plant Responses in a Restoration Setting. In: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB (eds.). *Foundations of restoration ecology*; London: Island Press, 2006.

Eiten G. Vegetação do Cerrado. In: Novaes-Pinto M, (org.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas; Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994.

Eiten G. Vegetação Natural do Distrito Federal. Brasília: SEBRAE, 2001.

Embrapa - Embrapa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solos. 2ª edição. Rio de Janeiro: Embrapa Informação Tecnológica; 1997.

Embrapa - Embrapa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3ª edição. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; 2013.

Epstein E. *Land application of sewage sludge and biosolids* (1ª Ed); London, New York, Washington: Lewis Publishers, 2003.

Epstein E, Bloom AJ. Nutrição mineral de plantas. Londrina: Editora Planta, 2006.

Eschtruth AK, Battles JJ. Assessing the relative importance of disturbance, herbivory, diversity, and propagule pressure in exotic plant invasion. *Ecological Monographs* 2009; 79: 265-280.

Everett RA. Patterns and pathways of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 2000; 15: 177-178.

Faquim V. Nutrição Mineral de Plantas. *Curso de Pós-Graduação "Lato Sensu" (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente*; Lavras: UFLA/FAEPE, 2005.

Faria Júnior JEQ. Revisão taxonômica e filogenia de *Eugenia* sect. *Pilotheceum* (Kiaersk.) D. Legrand (Myrtaceae). Tese de doutorado. Brasília: Universidade de Brasília, 2014.

Fattorini M, Halle S. The Dynamic Environmental Filter Model: How Do Filtering Effects Change in Assembling Communities after Disturbance? In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S (eds.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*; Washington: Island Press, 2004.

Faucon MP, Parmentier I, Colinet G, Mahy G, Ngongo Luhembwe M, Meerts, P. May rare metallophytes benefit from disturbed soils following mining activity? The case of *Crepidiorhopalon tenuis* in Katanga (D. R. Congo). *Restoration Ecology* 2011; 19: 333-343.

Felfili MJ, Haridasan M, Mendonça RC, Filgueiras TS, Silva-Júnior MC, Rezende AV. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. *Cadernos de Geociências* 1994; 12:75-166.

Felfili JM, Sevilha AC, Silva Júnior MC. Comparação entre as unidades fisiográficas Chapada Pratinha, Veadeiros e Espigão Mestre do São Francisco. In: Felfili JM, Silva Júnior MC, editores. *Biogeografia do bioma Cerrado: estudo fitofisionômico da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco*; Brasília: Universidade de Brasília, 2001a.

Felfili JM, Felfili MC, Nogueira PE, Armas JFS, Farinas MR, Nunes M, et al. Padrões Fitogeográficos e sua Relação com Sistemas de Terra no Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds.). *Cerrado ecologia e flora (Vol.1)*; Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

Felfili JM, Carvalho FA, Libano AM, Venturoli F, Silva Pereira BA, Machado ELM. Análise multivariada: princípios e métodos e estudos de vegetação. In: Eisenlohr PV, Felfili JM, Melo MMRF, Andrade LA, Meira-Neto JAA. (eds). *Fitossociologia no Brasil - Métodos e estudos de caso: Volume I*. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 2011.

Fensham RJ, Donald S, Dwyer JM. Propagule pressure, not fire or cattle grazing, promotes invasion of buffel grass *Cenchrus ciliaris*. *Journal of Applied Ecology* 2013; 50: 138-146.

Fensham RJ, Butler DW, Fairfax RJ, Quintin AR, Dwyer JM. Passive restoration of subtropical grassland after abandonment of cultivation. *Journal of Applied Ecology* 2016; 53: 274-283.

Ferreira JN, Ribeiro JF. Ecologia da inundação em Matas de Galeria. In: Ribeiro JF, Lazarini CE, Sousa-Silva JC (eds.). *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2001.

Ferreira MM. Caracterização física do solo. In: Lier QJV (ed.). *Física do solo*; Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010.

Ferreira MC, Walter BMT, Vieira DLM. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology* 2015; 23(6): 723-728.

Ferreira RQS, Camargo MO, Teixeira PR, Souza PB, Viana RHO. Grupos ecológicos e distribuição das espécies em peculiares e acessórias de três áreas de Cerrado sensu stricto, Tocantins. *Global Science and Technology* 2016. (ISSN 1984-3801).

Filgueiras TS. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. *Caderno de Geociências* 1990; 5: 57-63.

Flora de Santa Catarina. [acesso em out. 2018]. Disponível em <https://sites.google.com/site/biodiversidadecatarinense/o-projeto.Bu>

Flórido FG. Controle de plantas competidoras na restauração ecológica. Dissertação de Mestrado; Piracicaba (SP): Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', 2015.

Flory SL, Clay K. Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology* 2009; 46:434-442.

Flory SL, Clay K. Non-native grass invasion alters native plant composition in experimental communities. *Biological Invasions* 2010; 12:1285-1294.

Fonseca MS, Silva-Júnior MC. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. *Acta Botânica Brasílica* 2004; 18 (1): 19-29.

Fontes CG, Walter BMT. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. *Brazilian Journal of Botany* 2011; 34 (2): 145-158.

- Foster BL, Kindscher K, Houseman GR, Murphy. Effects of hay management and native species sowing on grassland community structure, biomass, and restoration. *Ecological Applications* 2009; 19(7): 1884-1896.
- Fraga LP. Efeitos da aplicação de biossólido e resíduos de poda na revegetação de área de empréstimo no Distrito Federal. *Dissertação de mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 2016.
- Frances AL, Adams CR, Norcini JG. Importance of Seed and Microsite Limitation: Native Wildflower Establishment in Non-native Pasture. *Restoration Ecology* 2010; 18 (6): 944 - 953.
- Franco AC, Bustamante M, Caldas LS, Goldstein G, Meinzer FC, Kozovits AR, et al. Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. *Trees* 2005; 19: 326-335.
- Franco AC. Relações hídricas em plantas do cerrado: As plantas lenhosas do cerrado transpiram livremente? In: Prado CHBA, Casali CA (eds.). *Fisiologia Vegetal: práticas em relações hídricas, fotossíntese e nutrição mineral*. Barueri, SP: Manole, 2006.
- Freitas MG, Rodrigues SB, Campos-Filho EM, Carmo GHP, Veiga JM, Junqueira RGP, et al. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *Forest Ecology and Management* 2019; 438: 224 - 232.
- Funk JL, Cleland EE, Suding KN, Zavaleta ES. Restoration through reassembly plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution* 2008. 23(12): 695-703.
- Galindo-González J, Guevara S, Sosa VJ. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 2000. 14: 1693-1703.
- Gandolfi S, Leitão Filho HF, Bezerra CLE. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 1995; 55(4): 753-767.
- Ganade G, Brown V. Succession in old pastures of central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. *Ecology* 2002; 83(3): 743-754.
- Garcia D, Obeso JR, Martinez I. Spatial concordance between seed rain and seedling establishment in bird-dispersed trees: does scale matter? *Journal of Ecology* 2005; 93: 693-704.
- Gardner WC, Broersma K, Naeth A, Chanasyk D, Jobson AI. Influence of biosolids and fertilizer amendments on physical, chemical and microbiological properties of copper mine tailings. *Canadian Journal Soil Science* 2010; 90: 571-583.
- Gastauer M, Meira-Neto JAA. A multifaceta da diversidade biológica e suas medições. In: Eisenlohr PV, Felfili JM, Melo MMRF, Andrade LA, Meira-Neto JAA. (eds). *Fitossociologia no Brasil - Métodos e estudos de caso: Volume II*. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 2015. 474 p.
- Goedert WJ, Corrêa RS. Usos, degradação e qualidade do solo. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, orgs. *Mineração e áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, 2004.

Goedert WJ. Qualidade do solo em sistemas de produção agrícola. In: Congresso brasileiro de ciência do solo, 30 (Anais); Recife, PE: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.

Golos PJ, Dixon KW. Water proofing topsoil stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. *Restoration Ecology* 2014; 22: 495–501.

Goés-Júnior CD. Extração mineral no Distrito Federal. Documento - Núcleo de Recuperação de Áreas Degradadas (NURAD); Brasília, DF: Secretaria de Meio Ambiente Ciência e Tecnologia, 1995.

Gomes MP, Smedbol E, Chalifour A, Hénault-Ethier L, Labrecque M, Lepage L, et al. Alteration of plant physiology by glyphosate and its by-product aminomethylphosphonic acid: an overview. *Journal of Experimental Botany* 2014; 65 (17): 4691–4703.

Gomes MP. Les saules (*Salix miyabeana* sx64) pour la phytoremédiation du glyphosate: assimilation et effets physiologiques. Tese de Doutorado; Montreal: Canadá. Universidade de Québec, 2015.

Gomes, WB. Diversidade funcional e riqueza de espécies lenhosas de Cerrado utilizadas na restauração ecológica no Distrito Federal. Dissertação de mestrado; Brasília: Universidade de Brasília, 2018.

Gorgone-Barbosa E, Pivello VR, Bautista S, Zupo T, Rissi MN, Fidelis A. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions* 2015; 17: 423–431.

Gotelli NJ. *Ecologia* (4ª Ed.). Londrina, Paraná: Editora Planta, 2009.

Grant CD, Ward SC, Morley SC. Return of ecosystem function to restored bauxite mines in Western Australia. *Restoration Ecology* 2007; 15: 94–103.

Guariguata MR, Pinard MA. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. *Forest Ecology and Management* 1998; 12: 87–99.

Guarino EDSG, Walter BMT. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 2005; 19 (3): 431–442.

Gunderson LH, Holling CS. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*; Washington D.C, USA: Island Press, 2002.

Halassy M, Singh AN, Szabo R, Szili-Kovacs T, Szitar K, Torok K. The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 2016; 53: 765–773.

Hall SL, Barton CD, Baskin CC. Topsoil seed bank of an oak-hickory forest in eastern Kentucky as a restoration tool on surface mines. *Restoration Ecology* 2010; 18: 834–842.

- Halofsky JE, McCormick LH. Establishment and growth of experimental grass species mixtures on coal mine sites reclaimed with municipal biosolids. *Environmental Management* 2005; 35 (5): 569-578.
- Hardesty BD, Parker VT. Community seed rain patterns and a comparison to adult community structure in a west African tropical forest. *Plant Ecol.* 2002; 164: 49-64.
- Haridasan M. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 2000; 12(1): 54-64.
- Haridasan M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. In: Scariot A, Felfili J M, Sousa-Silva J C (eds.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.
- Haridasan M. Alumínio é um elemento tóxico para as plantas nativas do cerrado? In: Prado CHBA, Casali CA (eds.). *Fisiologia Vegetal: práticas em relações hídricas, fotossíntese e nutrição mineral*. Barueri, SP: Manole, 2006.
- Haridasan M. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 2008; 20(3): 183-195.
- Harley RM, Pastore JFB. A generic revision and new combinations in the Hyptidinae (Lamiaceae), based on molecular and morphological evidence. *Phytotaxa* 2012; 58 (1):1-55.
- Higgs E. *Nature by design: people, natural process, and ecological design*; London, England: The MIT Press, 2003.
- Hittorf MR. Dispersão de Sementes em Herbívoros Silvestres: Estratégias em Espécies Simpátrica. Dissertação de mestrado; Bragança: Instituto Politécnico de Bragança - Escola Superior Agrária, 2012.
- Hobbs RJ, Mooney HA. Spatial and temporal variability in California annual grassland: results from a long-term study. *Journal of Vegetation Science* 1995; 6: 43-57.
- Hobbs RJ, Norton DA. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S, editors. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*; Washington: Island Press, 2004.
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, et al. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 2006; 15:1-7.
- Hobbs RJ, Higgs E, Harris A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 2009; 24 (11): 599-605.
- Hoffmann WA. Post-establishment seedling success of savanna and forest species in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 2000; 32:62-69.

- Hoffmann WA, Franco AC. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* 2003; 91: 475-484.
- Hoffmann WA, Orthen B, Nascimento PKV. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology* 2003; 17: 720-726.
- Hoffmann WA, Haridasan M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 2008; 33: 29-36.
- Holl KD. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* 1999; 31 (2): 229-242.
- Holl KD, Loik ME, Lin EHV, Samuels IA. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 2000; 8: 339-349.
- Holl KD, Aide TM. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 2011. 261:1558-1563.
- Holmes, PM. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth seed source, and fertilizer addition. *Restoration Ecology* 2001; 9(1): 71-84.
- Howe HF. Aspects of variation in a neotropical seed dispersal system. *Vegetatio* 1993; 107 (108): 149-162.
- Hubbell SP, Foster RB, Obrien ST. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 1999; 238: 554-557.
- Huenneke LF, Hamburg SP, Koide R, Mooney HA, Vitousek PM. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian Serpentine Grassland. *Ecology* 1990; 71 (2): 478-491.
- Hulvey KB, Aigner PA. Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes. *Journal of Applied Ecology* 2014; 51:997-1005.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração*; Brasília: IBAMA, 1990.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Mapa de biomas do Brasil (escala 1:5.000.000)*; 2004. <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>.
- Ilunga wa Ilunga E, Mahy G, Piqueray J, Seleck M, Shutcha MN, Meerts P, et al. Plant functional traits as a promising tool for the ecological restoration of degraded tropical metal-rich habitats and revegetation of metal-rich bare soils: a case study in copper vegetation of Katanga, DRC. *Ecological Engineering* 2015; 82: 214-221.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Estações e Dados. [acesso 2019 fev. 20] Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>.

Ishara KL, Maimoni-Rodella RDCS. Pollination and dispersal systems in a Cerrado remnant (Brazilian Savanna) in Southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 2011; 54 (3): 629-642.

Jackson LL, Lopoukhine N, Hillyard D. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology* 1995; 3:71-75.

Jacobi CM, Carmo FFD. Life-forms, pollination and seed dispersal syndromes in plant communities on ironstone outcrops, SE Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 2011; 25 (2): 395-412.

Jacquemyn H, Butaye J, Hermy M. Impacts of Restored Patch Density and Distance from Natural Forests on Colonization Success. *Restoration Ecology* 2003; 11 (4): 417-423.

Jensen JR. Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres; São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

Jones BEH, Haynes RJ, Phillips IR. Effect of amendment of bauxite processing sand with organic materials on its chemical, physical and microbial properties. *J. Environ. Manage* 2010; 91: 2281-2288.

Jordán MM, García-Sánchez E, Almendro-Gandel MB, Pardo F, Vicente AB, Sanfeliu T et al. Technosols designed for rehabilitation of mining activities using mine spoils and biosolids. Ion mobility and correlations using percolation columns. *Catena* 2017; 148: 74-80.

Jordano PM, Galetti M, Pizo M, Silva WR. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS, (eds). *Biologia da Conservação: essências*; São Paulo: Ed. Rima, 2006.

Kageyama PY, Mendes FBG, Oliveira RE. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, 2003.

Kageyama PY, Gandara FB. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio ESALQ/USP e CESP. In: Galvão APM, Porfírio-da-Silva V (eds.). *Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de Caso*; Curitiba, PR: Colombo, 2005.

Kajitvichyanukul P, Ananpattarachai J, Amuda OS, Alade AO, Hung YT, Wang LK. Landfilling engineering and management. In: Wang LK, Shammas NK, Hung YT (eds.). *Biosolids Engineering and Management*. New Jersey: Humana Press, 2008.

Kardol P, Van der Wal A, Bezemer TM, Boer W, Duyts H, Holtkamp R, et al. Restoration of species rich grasslands on ex-arable land: seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation* 2008; 141: 2208–2217.

Kato-Noguchi H, Kobayashi Ai, Ohno O, Kimura F, Fujii Y, Suenaga K. Phytotoxic substances with allelopathic activity may be central to the strong invasive potential of *Brachiaria brizantha*.” *Journal of Plant Physiology* 2014; 171(7): 525–30.

Kent M, Coker P. *Vegetation description and analysis*. London: John Wiley & Sons; 1992.

Kettenring KM, Adams CR. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 2011; 48: 970 - 979.

Kinoshita LS, Torres RB, Forni-Martins ER, Spinelli T, Ahn YJ, Constâncio SS. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 2006; 20 (2): 313-327.

Kitamura AE, Alves MC, Suzuki LGAS, Gonzalez AP. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2008; 32: 405-416.

Kitamura NC. Bioossólido no estabelecimento de espécies herbáceas e nos atributos químicos e microbiológicos em solo impactado pela mineração de carvão. Dissertação de mestrado; Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

Koch C, Conradi T, Gossner MM, Hermann JM, Leidinger J, Meyer ST, et al. Management intensity and temporary conversion to other land-use types affect plant diversity and species composition of subtropical grasslands in southern Brazil. *Applied Vegetation Science* 2016; 19: 589-599.

Kolbek J, Alves RJV. Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica* 2008; 22: 111-130.

Kraft NJB, Alder PB, Godoy O, James EC, Fuller S, Levine JM. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 2015; 29: 592-599.

Kruse BS, Groninger JW. Vegetative characteristics of recently reforested bottomlands in the lower Cache River water-shed, Illinois, U.S.A. *Restoration Ecology* 2003; 11: 273-28.

Kuhlman-Peres M. Estratégias de dispersão de sementes no Bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese de doutorado; Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2016.

Lannes LS, Bustamante MMC, Edwards PJ, Venterink, HO. Native and alien herbaceous plants in Brazilian Cerrado are (co-) limited by different nutrients. *Plant Soil* 2016; 400(1-2): 231-243.

Larney, FJ, Angers DA. The role of organic amendments in soil reclamation: a review. *Can. J. Soil Sci.* 2012; 92: 19-38.

Lebrija-Trejos E, Pérez-García EA, Meave JA, Bongers F, Poorter L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 2010; 91(2): 386-398.

Leite LL, Martins CR, Haridasan M. Propriedades físico-hídricas do solo de uma cascalheira e de áreas adjacentes com vegetação nativa de campo sujo e cerrado no Parque Nacional de Brasília. In: *Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*. Curitiba: PR, 1992.

Le Stradic S, Buisson E, Negreiros D, Campagne P, Wilson G. The role of native woody species in the restoration of Campos Rupestres in quarries. *Applied Vegetation Science* 2014; 17: 109-120.

Le Stradic S, Fernandes GW, Buisson E. No recovery of old-growth campo rupestre grasslands after quarrying: implications for conservation and restoration. *Restoration Ecology* 2018; 26: 151-159.

Lebrija-Trejos E, Pérez-García EA, Meave JA, Bongers F, Poorter L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 2010; 91(2): 386-398.

Legendre P, Legendre L. *Numerical Ecology*. 2ª edição. Amsterdam: Elsevier, 2012.

Leininger SP, Foin TC. *Lepidium latifolium* reproductive potential and seed dispersal along salinity and moisture gradients. *Biol. Invasions* 2009; 11: 2351-2365.

Leite EC, Cavalcanti DC, Covre TB, Ometto RG, Pagani MI. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Mata Ciliar em Rio Claro/SP, como subsídio a recuperação da área. *Revista do Instituto Florestal* 2004; 16 (1): 31-41.

Leite LL, Martins CR, Haridasan M. Propriedades físico-hídricas do solo de uma cascalheira e de áreas adjacentes com vegetação nativa de campo sujo e cerrado no Parque Nacional de Brasília. In: *Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*. Curitiba: PR, 1992.

Leite LL, Martins CR, Haridasan M. Efeito da descompactação e adubação do solo na revegetação espontânea de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília. In: *Anais do I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*; Foz de Iguaçu: PR, 1994.

Lemainski J, Silva JE. Avaliação agrônômica e econômica da aplicação de biossólido na produção de soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 2006; 41(10): 1477-1484.

Lenza E, Klink CA. Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. *Revista Brasileira de Botânica* 2006; 29 (4): 627-638.

Li S, Di X, Wu D, Zhang J. Effects of sewage sludge and nitrogen fertilizer on herbage growth and soil fertility improvement in restoration of the abandoned opencast mining areas in Shanxi, China. *Environ Earth Sci* 2013; 70: 3323-3333.

Lima AS. Caracterização florística e estrutural e avaliação da chuva de sementes em área de Cerrado sentido restrito em Brasília, DF: subsídios para conservação e recuperação. Tese de doutorado; Brasília (DF): Universidade de Brasília, 2015.

Lima TPM. Regime de umidade em substrato revegetado com lodo de esgoto no Distrito Federal. Dissertação de mestrado; Planaltina (DF): Universidade de Brasília, 2019.

- Lopes AS, Guilherme LRG. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: Novais RF, Alvarez V, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL (eds.). *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG: SBCS, 2007.
- Lopes CM. Facilitação por *Solanum lycocarpum* A. ST-HIL. (Solanaceae) em área perturbada de Cerrado sentido restrito em Brasília, DF. Dissertação de mestrado; Brasília: Universidade de Brasília, 2010.
- Lopes JC, Ribeiro LG, Araújo MG, Beraldo MRBS. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. *Horticultura Brasileira* 2005; 23(1):143-147.
- Lorenzi, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil - Volume I. Nova Odessa: Plantarum, 1998.
- Lorenzi, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil - Volume II. Nova Odessa: Plantarum, 2002.
- Lorenzi, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4ª edição; Nova Odessa, SP: Instituto Pantarum; 2008.
- Lorenzi, H. Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional. 7ª edição; Nova Odessa, SP: Instituto Pantarum; 2014.
- Lu Q, He ZL, Stoffella PJ. Land Application of Biosolids in the USA: A Review. *Applied and Environmental Soil Science* 2012; 2012: 1-12.
- Lugo AE. Let's not forget the biodiversity of the cities. *Biotropica* 2010; 42: 576-577.
- Lusk CH, Falster DS, Jara-Vergara CK, Jiménez-Castilho M, Saldaña-Mendoza A. Ontogenetic variation in light requirements of juvenile rainforest evergreens. *Functional Ecology* 2008; 22: 454-459.
- Maciel MNM, Watzlawick LF, Schoeninger ER, Yamaji FM. Classificação ecológica das espécies arbóreas. *Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais* 2003; 1(2): 69-78.
- Madeira BG, Espírito-Santo MM, D'Ângelo Neto S, Nunes YRF, Azoifeifa GAS, Fernandes GW, et al. Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in southeastern Brasil. *Plant. Ecol.* 2009; 201: 291-304.
- Maeste FT, Bautista S, Cortina J, Bellot J. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 2001; 11:1641-1655.
- Magurran AE, McGill BJ. Challenges and opportunities in the measurement and assessment of biological diversity. In: Magurran AE, McGill BJ, (eds.). *Biological diversity – Frontiers in measurement and assessment*. Oxford: Oxford University Press, 2011.
- Mamede MCH. Estudo comparativo de flores casmógamas, cleistrógamas e de frutos de *Camarea affinis* st.-hil (Malpighiaceae). *Acta bot. bras* 1993; 7 (1): 21-31.

Mantoani MC, Dias J, Torezan JMD. Roçagem e aplicação de herbicida para controle de *Megathyrus maximus*: danos sobre a vegetação preexistente em um reflorestamento de 20 anos. *Ciência Florestal* 2016; 26(3):839-851.

Mantovani W. Composição e similaridade florística, fenologia e espectro biológico do cerrado da reserva biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado; Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas, 1983.

Mantovani W, Martins FR. Florística do Cerrado na Reserva Biológica de Mojiguaçu, SP. *Acta Botânica Brasílica* 1993; 7 (1): 33-60.

Marangon LC, Soares JJ, Feliciano ALP, Lins CF, Brandão S. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas gerais. *Cerne* 2007; 13(2): 208-221.

Mariano ED, Jorge RA, Keltjens WG, Menossi M. Metabolism and root exudation of organic acid anions under aluminium stress. *Brazilian Journal Plant Physiology* 2005. 17:157-17.

Marimon Junior BH, Haridasan M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um Cerradão e um Cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 2005; 19 (4): 913-926.

Marmontel CVF, Rodrigues VA, Martins E, Martins T, Starzynski R, Carvalho JL. Caracterização da vegetação secundária do bioma Mata Atlântica com base em sua posição na paisagem. *Biosci. Journal Uberlândia* 2013; 29 (6): 2014-2052.

Martins ACF. Diversidade Funcional de espécies nativas utilizadas em programa de restauração florestal. Dissertação de Mestrado; Uberlândia, MG: Universidade Federal de Uberlândia, 2013.

Martins Bosa D, Pacheco D, Romagna Pasetto M, Santos R. Florística e estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa Montana em Santa Catarina, Brasil. *Revista Árvore* 2015; 39 (1): 49-58.

Martins CR, Leite LL, Haridasan M. Recuperação de uma área degradada pela mineração de cascalho com uso de gramíneas nativas. *Revista Árvore* 2001; 25(2): 157-166.

Martins CR, Leite LL, Haridasan M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore* 2004; 28(5): 739-747.

Martins CR. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado. *Tese de doutorado*; Brasília: Universidade de Brasília, 2006.

Martins CR, Hay JDV, Walter BMT, Proença CEB, Vivaldi LJ. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica* 2011; 34(1): 73-90.

Martins CR, Hay JDV, Valls JFM, Leite LL, Henriques RPB. Levantamento das gramíneas exóticas do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Natureza & Conservação* 2007; 5 (2): 23-30.

Martins ES, Reatto A, Carvalho Jr OA, Guimarães RF. Evolução geomorfológica do Distrito Federal; Planantina, DF: Embrapa Cerrados, 2004a.

Martins ES, Mello Baptista GM, Carvalho Júnior OA. Caracterização geológica e geomorfológica de depósitos de cascalho laterítico no Distrito Federal. In: Corrêa RS, Mello Baptista GM, editores. *Mineração e áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, 2004b.

Martins FQ, Batalha MA. Sistemas de polinização e caracteres florais em espécies lenhosas de Cerrado na região do Alto Taquari (GO, MS e MT). *Brazilian Journal of Biology* 2006; 66 (2): 543-552.

Martins FR, Batalha MA. Formas de vida, espectro biológico de Raunkier e fisionomia da vegetação. In: Eisenlohr PV, Felfili JM, Melo MMRF, Andrade LA, Meira-Neto JAA. (eds). *Fitossociologia no Brasil - Métodos e estudos de caso: Volume I*. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 2011. 556 p.

Martins SV, Miranda Neto A, Ribeiro TM. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: Martins SV (ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*; Viçosa: Editora UFV, 2012.

Mason NWH, MacGillivray K, Steel JB, Wilson JB. An index do functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 2003; 14: 571-578.

Matos DMS, Pivello VR. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura* 2009; 61 (1): 27-30.

Medeiros JD. Guia de campo: vegetação do Cerrado 500 espécies. Brasília: MMA/SFB, 2011.

Medeiros MB, Miranda HS. Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. *Edinburgh Journal of Botany* 2008; 65(1): 53-68.

Meira Neto JAA, Martins FR, Valente GE. Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore* 2007; 31 (5): 907-922.

Meli P, Benayas JMR, Ramos MM, Carabias J. Effects of grass clearing and soil tilling on establishment of planted tree seedlings in tropical riparian pastures. *New Forests* 2015; 46: 507 - 525.

Mello-Silva R, Lopes J, Pirani, JR. Flora da serra do cipó, Minas gerais: Annonaceae. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 2012; 30 (1): 23-35.

Melo DMP. Respostas fotossintéticas e germinação de sementes de *Smilax goyazana* A. DC. (Smilacaceae). Tese de doutorado. São Paulo: Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008.

Melo FPL, Dirzo R, Tabarelli M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 2006. 132: 50-56.

Mendes MRA, Júnior S, Castro AAJF, Takahashi FSC, Munhoz CBR. Temporal change in species and functional plant traits in the moist grassland on the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 2004; 74 (1): 111-123.

Mendonça RC, Felfili JM, Walter BMT, Silva Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras, TS et al. Flora vascular do bioma Cerrado: Checklist com 12.356 espécies. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF, editores. *Cerrado ecologia e flora* (Vol.2); Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

Menniger HL, Palmer MA. Restoring Ecological Communities From Theory to Practice. In: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB (eds.). *Foundations of restoration ecology*; London: Island Press, 2006.

Miguel EP, Rezende AV, Leal FA, Pereira RS, Melo RR. Floristic-structural characterization and sucessional group of tree species in the Cerrado biome of Tocantins state, Brazil. *Rev. Caatinga* 2016. 29 (2): 393-404.

Mioduski J, Moro RS. Grupos funcionais da vegetação campestre de Alagados, Ponta Grossa, Paraná. *Iheringia. Série Botânica* 2011; 66 (2): 241-256.

Mistry J. *World savannas: ecology and human use*. London: Prentice Hall, 2000.

Mistry J, Berardi A. Assessing fire potential in a Brazilian savanna nature reserve. *Biotropica* 2005; 37: 439-451.

Monteiro MM, Souza DM, Venturoli F. Influência de polímero hidroabsorvente na recuperação ecológica de latossolo recoberto com Braquiária no cerrado. *Rev. Biol. Neotrop.* 2015; 12(1): 20-25.

Morais MVR. Dinâmica do meio ambiente no Distrito Federal. In: Novaes-Pinto, M. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1993.

Moreira HJC, Bragança HBN. Manual de identificação de plantas infestantes. São Paulo: FMC Agricultural Products, 2011.

Moreno-Penaranda R, Lloret F, Alcaniz JM. Effects of Sewage Sludge on Plant Community Composition in Restored Limestone Quarries. *Restoration Ecology* 2004; 12 (2): 290-296.

Moro MF, Martins FR. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Eisenlohr PV, Felfili JM, Melo MMRF, Andrade LA, Meira-Neto JAA. (eds). *Fitossociologia*

no Brasil - Métodos e estudos de caso: Volume I. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 2011.

Muller-Landau HC, Wright SJ, Calderón O, Hubbell SP, Foster RB. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. In: Levey DJ, Silva WR, Galetti M (eds.). *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CAB International: Wallingford, 2002.

Munhoz CBR, Felfili JM. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. *Acta bot. bras.* 2005; 19(4): 979-988.

Munhoz CBR, Felfili JM. Fitossociologia do estrato herbáceo subarbustivo em uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 2006; 20: 671-685.

Munhoz CBR, Araújo GM. Métodos de Amostragem do Estrato Herbáceo-subarbustivo. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA, Meira Neto JAA, editores. *Fitossociologia no Brasil - Métodos e estudos de caso: Volume I*. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2011.

Naeem, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: Falk DA, Plamer MA, Zedler JB, (eds). *Foundations of restoration ecology*. Washington: Island Press, 2006.

Nascimento CWA, Barros DAS, Melo EEC, Oliveira AB. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2004; 28: 385-392.

Nathan R, Muller-Landau HC. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *TREE* 2000; 15: 278-285.

Navas A, Machín J, Navas B. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology* 1999; 69: 199-205.

Neri AV, Schaefer CER, Silva AF, Souza AL, Ferreira-Júnior WG, Meira-Neto JAA. The influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of Brazilian Cerrado vegetation. *Edinburgh Journal of Botany* 2012; 69:1-27.

Novaes-Pinto M. Paisagens do Cerrado. In: Novaes Pinto M (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994.

Nunes RV, Silva-Júnior MC, Felfili JM, Walter BMT. Intervalos de classe para abundância, dominância e frequência do componente lenhoso do Cerrado sentido restrito no Distrito Federal. *Revista Árvore* 2002; 26 (2): 173-182.

Nussbaumer YV, Cole MA, Offler CE, Patrick JW. Identifying and ameliorating nutrient limitations to reconstructing a forest ecosystem on mined land. *Restoration Ecology* 2016; 24(2): 202-211.

- Odum EP. Fundamentos de Ecologia (7ª Ed.); Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.
- Oliveira FF. Plantio de espécies nativas e uso de poleiros artificiais na restauração de uma área perturbada de Cerrado sentido restrito em ambiente urbano no Distrito Federal, Brasil. *Dissertação de Mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 2006.
- Oliveira HC, Silva LMI, Freitas LD, Debiassi TV, Marchiori NM, Aidar MPM, et al. Nitrogen use strategies of seedlings from neotropical tree species of distinct successional groups. *Planta Physiology and Biochemistry* 2017; 114: 119-127.
- Oliveira MC, Ribeiro JF, Passos FB, Gois Aquino F, Oliveira FF, Sousa SR. Crescimento de espécies nativas em um plantio de recuperação de Cerrado sentido restrito no Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 2015; 13(1): 25-32.
- Oliveira OC, Oliveira IP, Alves BJR, Miranda CHB, Vilela L, Urquiaga S, et al. Response of degraded pastures in the Brazilian Cerrado to chemical fertilization. *Pastures Tropicales* 2001; 23 (1): 14-18.
- Oliveira PE, Gibbs PE. Reproductive biology of woody plants in a Cerrado community of Central Brazil. *Flora* 2000; 195: 311-329.
- Oliveira PEAM. Fenologia e Biologia Reprodutiva das Espécies de Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds.). *Cerrado ecologia e flora (Vol.1)*; Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.
- Oliveira RC, Reis PA, Cardoso AGT, Ribeiro ARO, Berto ACV, Ponciano AIC, et al. Guia de Gramíneas do Cerrado. Brasília (DF): Rede de Sementes do Cerrado, 2016.
- Oliveira RS, Bezerra L, Davidson EA, Pinto F, Klink CA, Nepstad DC, et al. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology* 2005; 19: 574-581.
- Ortiz O, Ojeda G, Espelta JM, Alcaniz JM. Improving substrate fertility to enhance growth and reproductive ability of a *Pinus halepensis* Mill. afforestation in a restored limestone quarry. *New Forests* 2012; 43: 365-381.
- Oster M, Ask K, Cousins SAO, Eriksson O. Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 2009. 46: 1266-1274.
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, Lewinsohn TM, Fonseca CR, Meyer ST, et al. Conservation in Brazil needs to include non- forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 2015; 21(12): 1455-1460.
- Padilha FM, Pugnaire FI. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Front. Ecol. Environ.* 2006; 4(4): 196-202.
- Palhares D, Franco AC, Zaidan LBP. Respostas fotossintéticas de plantas de cerrado nas estações seca e chuvosa. *Revista Brasileira de Biociências* 2010; 8(2): 213-220.

Palma AC, Laurance SGW. A Review of the Use of Direct Seeding and Seedling Plantings in Restoration: What Do We Know and Where Should We Go? *Applied Vegetation Science* 2015; 18(4): 561-568.

Palmer MA, Ambrose RF, Poff NL. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 1997; 5(4): 291-300.

Palmer MA, Ambrose RF, Poff NL. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 2004; 5(4): 291-300.

Palmer MW. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 1993; 74:2215-2230.

Palmer MW. 2015. Ordination methods for ecologists [acesso em out. 2018]; Disponível em <http://ordination.okstate.edu/>.

Passos FB. Avaliação de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) e de poleiros artificiais como facilitadores na restauração de área perturbada de Cerrado sentido restrito. *Dissertação de mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 2009.

Passos FB, Lopes CM, Aquino FG, Ribeiro JF. Nurse plant effect of *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. in area of Brazilian Savanna undergoing a process of restoration. *Brazilian Journal Botanic* 2014. 37(3): 251-259.

Pathikonda S, Ackleh AS, Hasenstein KH, Mopper S. Invasion, disturbance, and competition: modeling the fate of coastal plant populations. *Conserv Biol* 2008; 23:164-173.

Pedrotti A, Melo Júnior AV. Avanços em ciência do solo: A física do solo na produção agrícola e qualidade ambiental. Aracaju, SE: Ed. UFS - Fapitec, 2009.

Pedroza MM, Vieira GE, Sousa JF, Pickler AC, Leal ERM, Milhomen CC. Produção e tratamento de lodo de esgoto: uma revisão. *Revista Liberato* 2010; 11: 147-157.

Pellizzaro KF. Restauração ecológica por meio de semeadura direta no Cerrado: Avaliando espécies de diferentes formas de vida e densidades de plantio. *Dissertação de Mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 2016.

Pellizzaro KF, Cordeiro AOO, Alves M, Motta CP, Rezende GM, Silva RRP, et al. "Cerrado" restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Braz. J. Bot.* 2017; 40(3): 681-693. doi:10.1007/s40415-017-0371-6.

Pepper IL, Zerzghi HG, Bengson SA, Lker BC, Banerjee MJ, Brooks JP. Bacterial populations within copper mine tailings: long-term effects of amendment with Class A biosolids. *J. Appl. Microbiol.* 2012; 113: 569-577.

Pereira IM, Botelho SA, van den Berg E, de Oliveira-Filho AT, Machado ELM. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. *Ciência Florestal* 2010; 20 (2): 235-253.

- Pereira SR, Laura VA, Souza ALT. Establishment of Fabaceae Tree Species in a Tropical Pasture: Influence of Seed Size and Weeding Methods. *Restoration Ecology* 2013; 21(1): 67 - 74.
- Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 2013. 61: 167-234.
- Petchey OL, Gaston KJ. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 2002; 5: 402-411.
- Petrongari FS, Simoes AR, Simao-Bianchini R. New combinations and lectotypifications in *Distimake* Raf. (Convolvulaceae). *Phytotaxa* 2018; 340 (3): 297-300.
- Philippi Jr A, Malheiros TF. Águas Residuárias: Visão de Saúde Pública e Ambiental. In: Philippi Jr A (ed.). *Saneamento, Saúde e Ambiente: Fundamentos para um Desenvolvimento Sustentável*; Barueri, SP: Manole, 2005.
- Pignaro Netto IT, Kato E, Goedert WJ. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagens com diferentes históricos de uso. *R. Bras. Ci. Solo* 2009; 33: 1441-1448.
- Pilon NAL, Udulutsch RG, Durigan G. Padrões fenológicos de 111 espécies de Cerrado em condições de cultivo. *Hoehnea* 2015; 42 (3): 425-443.
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology* 2018; 26(1): 73-81.
- Piña-Rodrigues FCM, Aoki J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba - SP. *Ciência Florestal* 2014; 24 (4): 911-923.
- Pinheiro MHO, Monteiro R. Análise estrutural e considerações sobre a dinâmica sucessional de dois fragmentos florestais semidecíduais do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP, Brasil. *Acta bot. bras.* 2009; 23(4): 968-975.
- Pirani FR, Sanchez M, Pedroni F. Fenologia de uma comunidade arbórea em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT, Brasil. *Acta bot. bras.* 2009; 23(4): 1096-1109.
- Pires NM, Prates HT, Pereira Filho IA, Oliveira Jr. RS, Faria CL. Atividade alelopática da *Leucena* sobre espécies de plantas daninhas. *Scientia Agricola* 2001; 58 (1): 61-65.
- Pivello VR, Shida CN, Meirelles ST. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 1999; 8:1281-1294.
- Pivello VR, Petenon D, Jesus FM, Meirelles ST, Vidal MM, Alonso RAS, et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. *Acta bot. bras.* 2006; 20 (4): 845-859.

- Potthoff M, Jackson LE, Steenwerth KL, Ramirez I, Stromberg MR, Rolston DE. Soil biological and chemical properties in restored perennial grassland in California. *Restoration Ecology* 2005; 13(1): 61-73.
- Poulsen JR, Osenberg CW, Clark CJ, Levey DJ, Bolker BM. Plants as reef fish: fitting the functional form of seedling recruitment. *Am Nat* 2007; 170: 167-183.
- Prado-Júnior JA, Lopes SF, Schiavini I, Vale VS, Oliveira AP, Gusson AE, et al. Fitossociologia, caracterização sucessional e síndromes de dispersão da comunidade arbórea de remanescente urbano de Floresta Estacional Semidecidual em Monte Carmelo, Minas Gerais. *Rodriguésia* 2012; 63: 489-499.
- Prober SM, Wiehl G. Relationships among soil fertility, native plant diversity and exotic plant abundance inform restoration of forb-rich eucalypt woodlands. *Diversity and Distributions* 2012; 18: 795-807.
- Pruski JF. Studies of Neotropical Compositae–IX. Four new species of *Calea* (Neurolineae) from Bolivia, Brazil, and Paraguay. *Phytoneuron* 2013; 72: 1-14.
- Pywell RF, Webb NR, Putwain PD. A comparison of techniques for restoring heathland on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology* 1995; 32(2): 400-411.
- Pywell RF, Bullock JM, Tallowin JB, Walker KJ, Warman EA, Masters G. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology* 2007; 44: 81-94.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ratter JA, Askew GP, Montgomery RF, Gifford DR. Observações adicionais sobre o cerradão de solos mesotróficos no Brasil Central. In: Ferri MG (ed). IV Simpósio sobre o Cerrado: Bases para a utilização agropecuária. São Paulo, SP: EDUSP, 1977.
- Ratter JA, Furley PA, Montgomery RF, Gifford DR. Observations on forests of some mesotrophic soils in Central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 1978. 1: 47-58.
- Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF, Dias TAB, Silva MR. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 2000; 5: 5-43.
- Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF. Espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 2001; 7: 5-112.
- Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparasion of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 2003; 60(1):57-109.

Reader RJ, Buck J. Topographic variation in the abundance of *Ieracium floribundum*: relative importance of differential seed dispersal, seedling Establishment, plant survival and Reproduction. *Journal of Ecology* 1986; 74: 815-822.

Reatto A, Correia JR, Spera ST, Martins ES. Solos do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds.). *Cerrado ecologia e flora* (Vol.1); Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

REFLORA. Flora do Brasil 2020. [acesso em out. 2019]. Disponível em floradobrasil.jbrj.gov.br.

Reis A, Bechara FC, Espíndola MB, Vieira NK, Souza LL. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 2003; 1(1): 28-36.

Reis A, Tres DR, Bechara FC. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”. In: *Workshop sobre recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo: Avaliação da aplicação e aprimoramento da resolução SMA 47/2003*; São Paulo: Instituto de Botânica, 2006.

Reis SM, Mohr A, Gomes L, Abreu MF, Lenza E. Síndromes de polinização e dispersão de espécies lenhosas em um fragmento de Cerrado sentido restrito na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Heringeriana* 2012; 6 (2): 28-41.

Resende M, Curi NL, Santana DP. Pedologia: base para distinção de ambientes. Viçosa, MG: NEPUT, 1995. 304p.

Rezende GM, Vieira DL. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 2019; 433: 93-104.

Ribeiro JF, Walter BMT. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds.). *Cerrado ecologia e flora* (Vol.1); Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

Ribeiro JF, Peres MK, Santos DS, Sampaio AB, Ogata RS, Souza RM, et al. *Época de coleta de frutos e sementes nativos para recomposição do bioma Cerrado* (Documentos 347); Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2018.

Ribeiro KT, Filippo DC, Paiva CDL, Madeira JA, Nascimento JD. Ocupação por *Brachiaria* spp. (Poaceae) no Parque Nacional da Serra do Cipó e infestação decorrente da obra de pavimentação da rodovia MG-010, na APA Morro da Pedreira, Minas Gerais. In: *Anais I Simpósio Brasileiro de Espécies Invasoras*; Brasília, 2005.

Ricklefs RE. *A Economia da Natureza* (5ª Ed.). Rio de Janeiro, RJ: Editora Guanabara Koogan, 2003.

Rodrigues RR, Martins SV, Barros LC. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* 2004; 190: 323-333.

Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 2009; 142: 1242-1251.

Rodrigues E. *Ecologia da Restauração*; Londrina: Editora Planta, 2013.

Rodrigues RF, Araújo GM. Estrutura da vegetação e características edáficas de um Cerradão em solo distrófico e em solo mesotrófico no Triângulo Mineiro. *Biosci. J.* 2013; 29 (6): 2013-2029.

Rodrigues LB. Efeitos ecotoxicológicos do Glifosato e formulações em diferentes organismos. Tese de doutorado; Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.

Rokich DP, Dixon KW, Sivasithamparam K, Meney KA. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology* 2000; 8: 196-208.

Rossiter NA., Setterfield SA, Douglas MM, Hutley LB. Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions* 2003; 9: 169-176.

Ruiz-Jaen MC, Aide TM. Vegetation Structure, Species Diversity, and Ecosystem Processes as Measures of Restoration Success. *Forest Ecology and Management* 2005; 218(1-3): 159-173.

Sá MAC, Santos Junior JDG. Compactação do solo: consequências para o crescimento vegetal. Documentos 136; Planaltina (DF): Embrapa Cerrados, 2005.

Salazar A, Goldstein G, Franco AC, Miralles-Wilhelm. Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Plant Ecology* 2012; 213(2): 273-287.

Sales MM, Carvalho JC, Palmeira EM. Controle de erosões. In: Carvalho JC, Sales MM, Souza NM, Melo MTS (orgs.). *Processos Erosivos no Centro-Oeste Brasileiro*. Brasília, DF: FINATEC, 2006.

Sampaio AB, Holl KD, Scariot A. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forest in Pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology* 2007; 15(3): 462-471.

Sampaio, AB, Schmidt, IB. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2013; 3(2): 32-49.

Samapio AB, Vieira DLM, Cordeiro AOO, Aquino FG, Sousa AP, Albuquerque LB. *Guia de restauração do Cerrado - Vol1: semeadura direta*; Brasília: Universidade de Brasília, 2015.

Sánchez-Monedero MA, Mondini C, Nobili M, Leita L, Roig A. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management* 2004; 24: 325-332.

Sanger H, Jetschke G. Are Assembly Rules Apparent in the Regeneration of a Former Uranium Mining Site? In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S, editors. *Assembly rules and*

restoration ecology: bridging the gap between theory and practice; Washington: Island Press, 2004.

Santilli C, Durigan G. Do alien species dominate plant communities undergoing restoration? A case study in the Brazilian savanna. *Scientia Forestalis* 2014; 42 (103): 371-382.

Santos FFM, Munhoz CBR. 2012. Diversidade de espécies herbáceo-arbustivas e zonação florística em uma Vereda no Distrito federal. *Heringeriana* 2012; 6 (2): 21-27.

Santos MB. Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e introdução de plântulas e mudas. Tese de Doutorado; Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - USP, 2011.

Santos PL, Ferreira RA, Aragão AG, Amaral LA, Oliveira AS. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de sementeira direta para a recuperação de áreas degradadas. *Revista Árvore* 2012; 36(2): 237-245.

Sato MN. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidos a diferentes regimes de queima. *Dissertação de mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 1996.

Sato MN, Miranda HS, Aires SS, Aires FS. Alterações na Fitossociologia do Estrato Rasteiro de uma Área de Campo Sujo, Invasida por *Melinis minutiflora* P. Beauv., Submetida a Corte Anual. *Biodiversidade Brasileira* 2013; 3 (2): 137-148.

Schaefer CEGR, Nunes JA, Neri AV, Mendonça AF, Ferreira-Júnior WG, Arruda DM et al. Relações solo-vegetação em formações brasileiras: metodologia e estudos de caso. In: Eisenlohr PV, Felfili JM, Melo MMRF, Andrade LA, Meira-Neto JAA, editores. *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos*. 1ª edição. 2v. Viçosa, MG: Ed. UFV; 2015.

Schmidt IB, Ferreira MC, Sampaio AB, Walter BMT, Vieira LM, Holl KD. Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil - OPINION ARTICLE. *Restoration Ecology* 2019; doi: 10.1111/rec.12981.

SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*; 2004. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Setterfield SA, Rossiter-Rachor NA, Hutley LB, Douglas MM, Williams RJ. Turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Diversity and Distributions* 2010; 16: 854-861.

Sevilla-Perea A, Mingorance MD. Field approach to mining-dump revegetation by application of sewage sludge co-compost and a commercial biofertilizer. *Journal of Environmental Management* 2015; 158: 95-102.

Siddique I, Vieira ICG, Schmidt S, Lamb D, Carvalho, CJR, De Oliveira Figueiredo R, et al. Nitrogen and phosphorus additions negatively affect tree species diversity in tropical forest regrowth trajectories. *Ecology* 2010; 91: 2121-2131.

Siehl D. Inhibitors of EPSPS synthase, glutamine synthetase and histidine synthesis. In: Roe R, Burton J, Kuhr R, (eds). *Herbicide activity: toxicology, biochemistry and molecular biology*. Amsterdam: IOS Press, 1997.

Siemann E, Rogers WE. The role of soil resources in an exotic tree invasion in Texas coastal prairie. *Journal of Ecology* 2007; 95: 689-697.

Silva A, Castro Rodrigues de Lima D, Ferreira de Lima C, Oliveira Costa, F. Biologia reprodutiva de *Adenocalymma pedunculatum* (vell.) L. G. Lohmann (Bignoniaceae). *Pesquisas Botânicas* 2014; 65: 273-291.

Silva EPR, & Miranda HS. Temperatura do câmbio de espécies lenhosas do cerrado durante queimadas prescritas. In: Pereira RC, Nasser LCB (eds.). *Biodiversidade e Produção Sustentável de Alimentos e Fibras nos Cerrados - Proceedings of the VIII Simpósio sobre o Cerrado*; Brasília, DF: Embrapa, 1996.

Silva EPR. Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação. *Dissertação de Mestrado*; Brasília: Universidade de Brasília, 1999.

Silva JM. Floresta urbana: Síndrome de dispersão e grupos ecológicos de espécies do sub-bosque. *Revista Boletim de Geografia de Maringá* 2013; 31 (1): 135-144.

Silva Júnior MC. Tree communities of the gallery forests of IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil. *Ph.D. Thesis*. Edinburgh: University of Edinburgh, 1995.

Silva Júnior MC, Felfili JM, Walter BMT, Nogueira PE, Rezende AV, Moraes RO, et al. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. In: Ribeiro JF, Lazarini CE, Sousa-Silva JC (eds.). *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2001.

Silva Júnior MC. Fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de Galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne* 2005; 11:147-158.

Silva Júnior MC, Nogueira PE, Munhoz CBR, Ramos AE. *100 Árvores do Cerrado: Guia de campo*; Brasília: Rede de sementes do Cerrado, 2005.

Silva LCR, Corrêa RS. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no Cerrado. *Revista Árvore* 2008; 32(4): 731-740.

Silva LCR, Corrêa RS. Evolução da qualidade do substrato de uma área minerada no Cerrado revegetada com *Stylosanthes* spp. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 2010; 14(8): 835-841.

Silva LCR, Corrêa RS, Doane TA, Pereira EIP, Horwath WR. Unprecedented carbon accumulation in mined soils: the synergistic effect of resource input and plant species invasion. *Ecological Applications* 2013; 23(6): 1345-1356.

Silva RRP, Oliveira DR, Rocha GPE, Vieira DLM. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 2015; 23(4): 393-401.

Silva RRP, Vieira DLM. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Applied Vegetation Science* 2017; 20: 410-421. .

Singh AN, Raghubanshi AS, Singh JS. Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science* 2002; 82(12): 1436-1441.

Sinimbu G, Porto AC, Damasceno CP, Souza FDR, Silva SR. Fitossociologia em Cerrado sentido restrito na Floresta Nacional de Brasília - DF. *Revista Brasileira de Biociências (Nota científica)* 2007; 5 (supl. 2): 1183-1185.

Soliveres S, Moneris J, Cortina J. Irrigation, organic fertilization and species successional stage modulate the response of woody seedlings to herbaceous competition in a semi-arid quarry restoration. *Applied Vegetation Science* 2012; 15: 175-186.

Sollenberger D, Kadlec C, Shaughnessy JO, Egerton-Warburton L. Environmental filtering mediates grassland community assembly following restoration with soil carbon additions. *Restoration Ecology* 2016; 24(5): 626-636.

Sopper WE. Reclamation of mine land using municipal sludge. In: Lal R, Stewart, BA. (eds.). *Soil Restoration*; Springer, New York, 1992.

Sousa DMG, Lobato E. Correção da acidez do solo. In: Souza DMG, Lobato E (eds.). *Cerrado: Correção do solo e adubação (2ª Ed.)*; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

Sousa DMG, Lobato E, Rein TA. Adubação com fósforo. In: Souza DMG, Lobato E (eds.). *Cerrado: Correção do solo e adubação (2ª Ed.)*; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004a.

Sousa DMG, Lobato E, Rein TA. Adubação com nitrogênio. In: Souza DMG, Lobato E (eds.). *Cerrado: Correção do solo e adubação (2ª Ed.)*; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004b.

Souza DC, Engel VL. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. *Ecological Engineering* 2018; 116: 35 – 44.

Souza MLP, Andreoli CV, Amaral MB, Domaszak SC. Levantamento preliminar dos teores de metais pesados em alguns solos do Paraná. *Sanare* 1996; 5(05): 68-75.

Souza PCG. Riqueza florística e diversidade funcional da flora lenhosa em Cerrado sentido restrito e áreas revegetadas com lodo de esgoto. Trabalho de conclusão de curso; Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2017.

Spain AV, Hinz DA, Ludwig JA, Tibbett M, Tongway DJ. Mine closure and ecosystem development - Alcan Gove Bauxite Mine, Northern Territory, Australia. In: Fourie AB, Tibbett M (eds.). *Mine Closure*. Perth, WA, AU: Australian Centre for Geomechanics, 2006.

Species Link. Sistema distribuído de informação que integra dados primários de coleções científicas [acesso 2018 abr. 6]. <http://splink.cria.org.br/>.

Spina AP, Ferreira WM, Leitão Filho HDF. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Botanica Brasilica* 2001; 15 (3): 349-368.

Starr CR, Corrêa RS, Filgueiras TS, Hay JDV, Santos PF. Plant colonization in a gravel mine revegetated with *Stylosanthes* spp. In a Neotropical savanna. *Landscape and Ecological Engineering* 2012.

Stefanello D, Ivanauskas NM, Martins SV, Kuz SH. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência–MT. *Acta Amazonica* 2010; 40 (1): 141-150.

Stevens CJ, Dupre C, Dorland E, Gaudnik C, Gowing DJG, Bleeker A, et al. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environ. Pollut* 2010; 158: 2940-2945.

Stuczynski T, Siebillec G, Daniels WL, McCarty G, Chaney RL. Biological Aspects of Metal Waste Reclamation with Biosolids. *J. Environ. Qual.* 2007; 36:1154-1162.

Suding KN, Collins SL, Gough L, Clark C, Cleland EE, Gross KL, et al. Functional and abundance based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2005; 102: 4387-4392.

Suding KN, Hobbs RJ. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: Hobbs RJ, Suding KN, (eds.) *New models for ecosystem dynamics and restoration*. Washington-DC, EUA: Island Press, 2009.

Suganuma MS, Assis GB, Melo ACG, Durigan G. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? *Revista Árvore* 2013; 37 (5): 835:847.

Suganuma MS, Durigan G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 2015; 23 (3): 238-251.

Taiz L, Zeiger E. Nutrição mineral. In: Taiz L, Zeiger E (eds.). *Fisiologia Vegetal* (4ª Ed.). Porto Alegre: Artmed, 2009.

Tannus JLS, Assis MA. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de Cerrado, Itirapina - SP, Brasil. *Revista Brasil. Bot.* 2004; 27 (3): 489-506.

Temperton VM, Zirr K. Order of Arrival and Availability of Safe Sites: An Example of Their Importance for Plant Community Assembly in Stressed Ecosystems. In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S (eds.). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*; Washington: Island Press, 2004.

Thangarajan R, Bolan NS, Tian G, Naidu R, Kunhikrishnan A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci. Total Environ* 2013; 465: 72-96.

Theodoratos P, Moirou A, Xenidis A, Paspaliaris I. The use of municipal sewage sludge for the stabilization of soil contaminated by mining activities. *Journal of Hazardous Materials* 2000; B77 (2000): 177-191.

Thomas PA. Restauração ecológica em campos invadidos por *Urochloa decumbens* nos Campos Sulinos. *Dissertação de mestrado*; Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2017.

Thomson FJ, Moles AT, Auld, TD, Ramp D, Ren S, Kingsford RT. Chasing the unknown: predicting seed dispersal mechanisms from plant traits. *J. Ecol.* 2010; 98: 1310-1318.

Tian G, Granato TC, Cox AE, Pietz RI, Carlson CR, Abedin Z. Soil carbon sequestration resulting from long-term application of biosolids for land reclamation. *J. Environ. Qual.* 2009; 38: 61-74.

Ter Braak, CJF. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 1987; 69:69-77.

Ter Braak, CJF. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 1988; 18:271-317.

Torri SI, Corrêa RS, Renella G. Soil carbon sequestration resulting from biosolids application. *Applied and Environmental Soil Science* 2014; 2014: 1-9.

Torri SI, Corrêa RS, Renella G. Biosolid Application to Agricultural Land - a Contribution to Global Phosphorus Recycle: A Review. *Pedosphere* 2017; 27 (1): 1-16.

Townsend CR, Begon M, Harper JL. *Fundamentos em Ecologia* (3ª Ed.); Porto Alegre: Artmed, 2010.

Tozer MG, Mackenzie BDE, Simpson CC. An application of plant functional types for predicting restoration outcomes. *Restoration Ecology* 2012; 20:730-739.

Tozzi AMGA, Melhem TS, Forero E, Fortuna-Perez AP, Wanderley MGL, Martins SE et al. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo - Volume 8. In: Santos AL, Araújo CC, Moreno C, Silva-Cobra GO, Shimizu GH, (eds.). *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*; São Paulo: Instituto de Botânica, 2016.

Tsutya MT. Alternativas de disposição final de biossólidos. In: Carvalho PCT, Comparini JB, Hespanhol I, Marques MO, Melfi AJ, Melo WJ, et al (eds.). *Biossólido na Agricultura* (2ª Ed.). São Paulo: ABES, 2002.

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. *Vegetação do Distrito Federal: tempo e espaço - Uma avaliação multitemporal da perda de cobertura no Distrito Federal e da diversidade florística da Reserva da Biosfera do Cerrado (Fase 1)*. Brasília: UNESCO, 2002.

- Valcarcel R, Valente FDW, Morokawa MJ, Cunha Neto FV, Pereira CR. Avaliação da biomassa de raízes finas em área de empréstimo submetida a diferentes composições de espécies. *Revista Árvore* 2007; 31: 923-930.
- Van Dijk J, Stroetenga M, Van Bodegom PM, Aerts R. The contribution of rewetting to vegetation restoration of degraded peat meadows. *Appl. Veg. Sci.* 2007; 10: 315-314.
- Vasseur L, Cloutier C, Anseau C. Effects of repeated sewage sludge application on plant community diversity and structure under agricultural field conditions on Podzolic soils in eastern Quebec. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2000; 81 (3): 209-216.
- Vécrin MP, Muller S. Topsoil translocation as a technique in recreation of species-rich meadows. *Applied Vegetation Science* 2003; 6: 271-278.
- Venterink HO. Does phosphorus limitation promote species-rich plant communities? *Plant Soil* 2011; 345: 1-9.
- Vieira DLM, Scariot A. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* 2006; 14(1): 11-20.
- Vilela L, Sousa D, Silva JE. Adubação potássica. In: Souza DMG, Lobato E (eds.). *Cerrado: Correção do solo e adubação* (2ª Ed.); Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.
- Villela DMV, Haridasan M. Response of the ground layer community of a cerrado vegetation in central Brazil to liming and irrigations. *Plant Soil* 1994; 163: 25-31.
- Vitorello VA, Capaldi FR, Stefanuto VA. Recent advances in aluminum toxicity and resistance in higher plants. *Brazilian Journal Plant Physiology* 2005. 17:129-14.
- Wagner M. Assembly Rules in Severely Disturbed Environments. In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S, editors. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*; Washington: Island Press, 2004.
- Wallington TJ, Hobbs RJ, Moore SA. Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: A review of the salient issues. *Ecology and Society* 2005; 10(1): 1-15.
- Walker LR, Walker J, Del Moral R. Forging a new alliance between succession and restoration. In: Walker LR, Walker J, Hobbs RJ (eds.). *Linking restoration and ecological succession*; Springer-Verlag, 2007.
- Walter BMT. Distribuição espacial de espécies perenes em uma Mata de Galeria inundável no Distrito Federal: florística e fitossociologia. *Dissertação de mestrado*. Brasília: Universidade de Brasília, 1995.
- Walter BMT. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. Tese de doutorado; Brasília: Universidade de Brasília, 2006.
- Wang LK, Shammas NK, Evanylo G. Biosolids engineering and management. In: Wang LK, Shammas NK, Hung YT. (eds.). *Engineering and Management of Agricultural Land Application*; New Jersey: Humana Press, 2008.

Ward JH. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 1963; 58 (301): 236-244.

Whitmore TC. *Gaps in the forest canopy*. In: Tomlinson Z. *Tropical trees as living systems*; London: Cambridge Univ. Press, 1978.

Wilson MV. Measuring the components of competition along productivity gradients. *Journal of Ecology* 2007; 95: 301-308.

Wijdeven SMJ, Kuzee ME. Seed Availability as a Limiting Factor in Forest Recovery Processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 2000; 8 (4): 414-424.

Wijesekara H, Bolan NS, Vithanage M, Xu Y, Mandal S, Brown SL et al. Utilization of biowaste for mine spoil rehabilitation. *Advances in Agronomy* 2016; 138: 97-173.

Wilkins S, Keith DA, Adam P. Measuring success: evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland on the Cumberland Plain, Sydney, Australia. *Restoration Ecology* 2003; 11: 489-50.

Wang LK, Shammass N K, Evanylo G. Biosolids engineering and management. In: Wang, LK, Shammass NK, Hung YT (eds.). *Engineering and Management of Agricultural Land Application*. New Jersey: HumanaPress, 2008.

Yamada T, Camargo e Castro PR. Efeitos do glifosato nas plantas: implicações fisiológicas e agronômicas. Encarte Técnico - Informações agronômicas nº 119 2007; Internation Plant Nutrition Institute – IPNI.

Young TPJ, Chase JM, Huddleston RT. Community succession and assembly. *Ecological Restoration* 2001; 19: 5-18.

Zamora CO, Montagnini F. Seed Rain and Seed Dispersal Agents in Pure and Mixed Plantations of Native Trees and Abandoned Pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Restoration Ecology* 2007; 15 (3): 453-461.

Zang RG, Zhang WY, Ding Y. Seed dynamics in relation to gaps in a tropical montane rainforest of Hainan Island, South China: (I) Seed rain. *Journal of Integrative Plant Biology* 2007; 49: 1565-1572.

Zar JH. *Biostatistical Analysis*. New Jersey (EUA): Interactive Composition Corporation, 1999.