

Densidade e composição do banco de sementes do solo em ecossistema sucessional de floresta na Amazônia Oriental, Brasil

Density and composition of the soil seed bank in a successional forest ecosystem in the Eastern Amazon, Brazil

Densidad y composición del banco de semillas del suelo en un ecosistema forestal sucesional en la Amazonía oriental, Brasil

Recebido: 21/04/2021 | Revisado: 01/05/2021 | Aceito: 04/05/2021 | Publicado: 19/05/2021

Elizane Alves Arraes Araújo

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8822-9122>
Universidade Federal Rural da Amazônia, Brasil
E-mail: elizane.arraes@gmail.com

Julia Isabella de Matos Rodrigues

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7394-8482>
Universidade Federal Rural da Amazônia, Brasil
E-mail: juliaisabellarodrigues@gmail.com

Walmer Bruno Rocha Martins

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8795-1703>
Universidade do Estado do Pará, Brasil
E-mail: walmerbruno@gmail.com

Helio Brito dos Santos Junior

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8317-9955>
Universidade Federal Rural da Amazônia, Brasil
E-mail: eng.ftal.heliobrito@gmail.com

Livia Gabrig Turbay Rangel-Vasconcelos

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9966-6942>
Universidade Federal Rural da Amazônia, Brasil
E-mail: liviaturbay@gmail.com

Francisco de Assis Oliveira

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3872-8342>
Universidade Federal Rural da Amazônia, Brasil
E-mail: fdeassis@gmail.com

Resumo

Na Amazônia, a agricultura itinerante garante a subsistência das comunidades tradicionais, porém, ocasiona intensos impactos ambientais. A restauração florestal com o monitoramento de indicadores, como o banco de sementes é indispensável, pois, fornece informações sobre as espécies viáveis para germinação em cenários de distúrbios ecossistêmicos. Objetivou-se, portanto, avaliar a composição e a densidade do banco de semente de uma floresta sucessional na Amazônia, submetida à manipulação de água e nutrientes há 12 anos. As coletas foram realizadas de maneira aleatória, com o auxílio de um amostrador vazado, em um fragmento florestal com três tratamentos (controle - CTL, remoção de serapilheira - REM e irrigação periódica- IRR). Encontramos 684 indivíduos e 32 espécies. A densidade de indivíduos variou de 820 ± 112 a 972 ± 394 ind m⁻² para REM e CTL, enquanto a de espécies variou de 188 ± 48 a $216 \pm 9,24$ spp m⁻² para CTL e REM, respectivamente. Os arbustos apresentaram a maior quantidade de indivíduos emergentes, e os cipós, a menor. Os maiores índices de Shannon-Weaver e Pielou foram observados no CTL. As espécies *Vismia guianensis*, *Cecropia obtusa* e *Cyperus rotundus* foram as mais frequentes em todos os tratamentos e as espécies pioneiras predominaram. A velocidade de emergência do tratamento REM foi inferior ao CTL, enquanto o tempo médio de emergência foi semelhante entre os tratamentos. A composição e densidade do banco de sementes não foram afetadas pelo efeito residual da manipulação de serapilheira. Apesar disso, os resultados foram ligeiramente superiores para o tratamento CTL.

Palavras-chave: Sistema de corte e queima; Cultivo itinerante; Florestas Secundárias; Trajetória de restauração.

Abstract

In the Amazon, itinerant agriculture guarantees the subsistence of traditional communities, but causes intense environmental impacts. Forest restoration with the monitoring of indicators such as the seed bank is essential, as it provides information on species viable for germination in ecosystem disturbance scenarios. We aim, therefore, to evaluate the composition and density of the seed bank of a successional forest in the Amazon, subjected to the

manipulation of water and nutrients for 12 years. The collections were carried out at random, with the aid of a hollow sampler, in a forest fragment with three treatments (control - CTL, litter removal - REM and periodic irrigation - IRR). We found 684 individuals and 32 species. The density of individuals ranged from 820 ± 112 to 972 ± 394 ind m⁻² for REM and CTL, while that of species ranged from 188 ± 48 to 216 ± 9.24 spp m⁻² for CTL and REM, respectively. The bushes had the largest number of emergent individuals, and the vines, the smallest. The highest Shannon-Weaver and Pielou indices were observed in the CTL. The species *Vismia guianensis*, *Cecropia obtusa* and *Cyperus rotundus* were the most frequent in all treatments and the pioneer species predominated. The emergence speed of the REM treatment was lower than the CTL, while the average emergence time was similar between treatments. The composition and density of the seed bank were not affected by the residual effect of litter handling. Despite this, results were slightly higher for CTL treatment.

Keywords: Cutting and burning system; Shifting cultivation; Secondary forests; Restoration trajectory.

Resumen

En la Amazonía, la agricultura itinerante garantiza la subsistencia de las comunidades tradicionales, pero provoca intensos impactos ambientales. La restauración forestal con el seguimiento de indicadores como el banco de semillas es fundamental, ya que brinda información sobre especies viables para germinar en escenarios de perturbación del ecosistema. Por lo tanto, nuestro objetivo es evaluar la composición y densidad del banco de semillas de un bosque sucesional en la Amazonía, sometido a la manipulación de agua y nutrientes durante 12 años. Las recolecciones se realizaron al azar, con la ayuda de un muestreador hueco, en un fragmento de bosque con tres tratamientos (control - CTL, remoción de hojarasca - REM y riego periódico - IRR). Encontramos 684 individuos y 32 especies. La densidad de individuos varió de 820 ± 112 a 972 ± 394 ind m⁻² para REM y CTL, mientras que la de especies varió de 188 ± 48 a 216 ± 9.24 spp m⁻² para CTL y REM, respectivamente. Los arbustos tenían el mayor número de individuos emergentes y las enredaderas, el menor. Las tasas más altas de Shannon-Weaver y Pielou se observaron en el CTL. Las especies *Vismia guianensis*, *Cecropia obtusa* y *Cyperus rotundus* fueron las más frecuentes en todos los tratamientos y predominaron las especies pioneras. La velocidad de emergencia del tratamiento REM fue menor que la de CTL, mientras que el tiempo promedio de emergencia fue similar entre tratamientos. La composición y densidad del banco de semillas no se vieron afectadas por el efecto residual del manejo de la cama. A pesar de esto, los resultados fueron ligeramente superiores para el tratamiento con CTL.

Palabras clave: Sistema de corte y quemado; Agricultura migratória; Bosques secundarios; Trayectoria de restauración.

1. Introdução

A rica biodiversidade encontrada na Amazônia, além da prestação de serviços ecossistêmicos, desempenha um papel fundamental na provisão matéria-prima e alimentos para o mundo (Cardoso et al., 2017). A abundância de recursos naturais existentes, também garante a subsistência das comunidades tradicionais, composta por indígenas, ribeirinhos e pequenos agricultores. Dentre as atividades desenvolvidas por eles, destaca-se o cultivo itinerante, comumente chamado de sistema de corte-queima, caracterizado como uma técnica de uso da terra que consiste na supressão da vegetação e limpeza da área por meio da queima, para posterior plantio de espécies agrícolas de ciclo curto (Arroyo-Kalin, 2012). Após múltiplos ciclos, o solo passa por um período de pousio, onde inicia-se o processo de sucessão ecológica o qual origina florestas secundárias em diferentes estágios (Bruun, Ryan, de Neergaard, & Berry, 2020). Assim, a expansão destes ecossistemas nos últimos anos, bem como sua importância para mitigação das mudanças climáticas e diminuição na pressão sobre as florestas primárias, tornou esse tipo de floresta alvo corriqueiro de pesquisas científicas (Almeida et al., 2019; Peng et al., 2020; Sayer, 2006).

O sucesso da trajetória sucessão ecológica depende de diversos fatores como, o histórico de uso da terra, grau de degradação e proximidade de fragmentos florestais (Villa et al., 2018). Esses fatores influenciam no estoque de serapilheira, na qualidade das sementes depositadas no solo e, conseqüentemente, na capacidade de resiliência da floresta (Medeiros-Sarmiento, Ferreira, & Gastauer, 2021). A serapilheira, caracterizada como a camada de resíduos animais e vegetais depositada no solo (Odum & Barrett, 1971; Vivanco & Austin, 2019), desempenha funções essenciais no ecossistema, como a ciclagem de nutrientes, amortização do impacto das gotas de água da chuva e abrigo para sementes recém dispersas. Em um cenário de desequilíbrio ecossistêmico com a supressão vegetal, o banco de sementes atua como um reservatório da biodiversidade,

responsável pela regeneração florestal (Vandvik, Klanderud, Meineri, Måren, & Töpper, 2016), dando início ao processo de sucessão ecológica.

Apenas o banco de sementes não reflete as características da vegetação *in situ*, todavia, por meio dele é possível visualizar em qualidade e quantidade as espécies, os grupos ecológicos e as formas de vida que participam da regeneração natural, em um cenário de possíveis alterações no ecossistema (Medeiros-Sarmiento et al., 2021). Por outro lado, a fenologia reprodutiva das espécies pré-estabelecidas determina o tipo de banco de sementes, que segundo Jankowska-Błaszczuk & Grubb (2006), pode ser classificado em transitório e permanente. O banco transitório é composto predominantemente por sementes com um curto período de viabilidade, enquanto o permanente, por sementes capazes de permanecer longos períodos de tempo até que sejam disponibilizadas condições ideais para germinação (Jankowska-Błaszczuk & Grubb, 2006). O estágio sucessional da floresta é determinante para a densidade e composição do banco de sementes, pois geralmente o predomínio de espécies clímax caracteriza um banco transitório, assim como as espécies pioneiras caracterizam um banco permanente (Zhao, Li, Deng, & Wang, 2021).

Apesar da dinâmica do banco de sementes também ser influenciada pela disponibilidade de recursos, pouco se conhece sobre os efeitos a longo prazo promovidos pela manipulação de água e nutrientes. Na Amazônia, no projeto de Manipulação de Água e Nutrientes (MANFLORA) foi desenvolvido um experimento de manejo da serapilheira e nutrientes submetidos a irrigação e retirada da própria serapilheira estocada no solo em uma floresta em estágio sucessional. Os resultados demonstraram que a disponibilidade de água não produziu efeitos significativos na produção de serapilheira em florestas tropicais (Vasconcelos et al., 2008), porém aumentou as taxas de decomposição e, conseqüentemente, liberação de nutrientes (Vasconcelos, Zarin, Rosa, Oliveira, & Carvalho, 2007). Além disso, a manipulação de nutrientes por meio da retirada da serapilheira ocasionou a diminuição nos estoques de P do solo (Vasconcelos et al., 2008).

Sendo assim, com o intuito de entender a dinâmica do reestabelecimento de florestas sucessionais, surge a seguinte questão científica: Há efeitos residuais da manipulação de serapilheira na densidade e composição do banco de sementes em uma floresta sucessional na Amazônia Oriental, 12 após o término do experimento? Nossa hipótese é de que se a manipulação de serapilheira pode ter afetado o desenvolvimento da vegetação, então isso interferirá na densidade e composição do banco de sementes. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar a composição e a densidade do banco de sementes de uma floresta sucessional na Amazônia, submetida à manipulação de água e nutrientes há 12 anos.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em um fragmento de floresta sucessional localizado no município de Castanhal (01°22'43" S e 01°18'02" S), Estado do Pará, Amazônia Oriental. A vegetação natural dessa região é classificada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012). Os solos são classificados como Latossolo Amarelo Distrófico (Tenório, 1999). O clima é do tipo Af, com o mês de março sendo o mais chuvoso e setembro, o menos chuvoso (Alvares, Stape, Sentelhas, De Moraes Gonçalves, & Sparovek, 2013). A temperatura média é de 27° C com umidade relativa do ar em 84% (INMET, 2019).

2.2 Caracterização dos tratamentos de estudo

Após múltiplos ciclos de cultivo itinerante, em intervalos de 1 a 2 anos com rotação de cultura de *Zea mays* L., *Manihot esculenta* Crantz e *Vigna unguiculata* (L.) Walp, a área de estudo foi abandonada para regeneração natural (Lima, Miranda, & Vasconcelos, 2010). Após 12 anos de pousio, iniciaram-se os estudos do projeto de Manipulação de Água e Nutrientes em Floresta Secundária na Amazônia Oriental (MANFLORA). O experimento durou 8 anos e tinha como objetivo

acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016). Posteriormente, foram classificados quanto: a) forma de vida (arbórea, arbusto, erva ou cipó) (Font-Quer, 1989); b) grupo ecológico (pioneiras e não pioneiras) (Whitmore, 1991) e; c) tipo de dispersão (zoocoria, anemocoria e autocoria) (van der Pijl, 1982). Após a identificação, as plântulas foram retiradas das bandejas, e contabilizadas para demonstrar o número de sementes viáveis no banco de acordo com Fenner (1985).

2.4 Estrutura do banco de sementes

Para estrutura do banco de sementes foram calculados os seguintes parâmetros: a) Número de sementes emergidas (Eq. 1); b) Densidade de sementes (Eq. 2); c) índice de velocidade de emergência (Eq. 3); d) Tempo médio de emergência (Eq. 4); e) Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Eq. 6) e; f) Índice de equabilidade de Pielou (Eq.6).

$$NS = \sum SE \quad Eq. 1$$

Onde: NS= número de sementes; SE= sementes emergidas

$$DR_i = \left(\frac{Ni}{A} \right) * 100 \quad Eq. 2$$

Onde: DR_i = densidade relativa da i -ésima espécie (%); Ni : número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; A: área total amostrada

$$IVE = \sum \left(\frac{ni}{ti} \right) \quad Eq. 3$$

Onde: IVG= Índice de velocidade de emergência; ni = número de sementes que emergiram no tempo 'i'; ti = tempo após instalação do experimento

$$TME = \frac{\sum \left(\frac{ni}{ti} \right)}{\sum ni} \quad Eq. 4$$

Onde: TMG: Tempo médio de emergência; ni = número de sementes emergidas por dia; ti = tempo de avaliação do experimento.

$$H' = \left(\sum p_i * \ln(p_i) \right) * (-1) \quad Eq. 5$$

Onde: H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener; p_i = frequência relativa de uma espécie.

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad Eq. 6$$

Onde: J' = Índice de diversidade de Simpson; H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener; S= riqueza de espécies.

2.5 Análise de dados

Para o teste de hipótese, os dados de densidade de espécies e indivíduos, índice de velocidade de emergência e tempo médio de emergência foram submetidos aos testes de normalidade de Shapiro-Wilk (p -value > 0,05) e homogeneidade de variância de Bartlett (p -value > 0,05). Atendidos a esses pressupostos, foi realizada a Análise de Variância (ANOVA) e, em caso de diferença significativa (p -value < 0,05) as médias entre os diferentes tratamentos foram comparadas, pelo teste Tukey

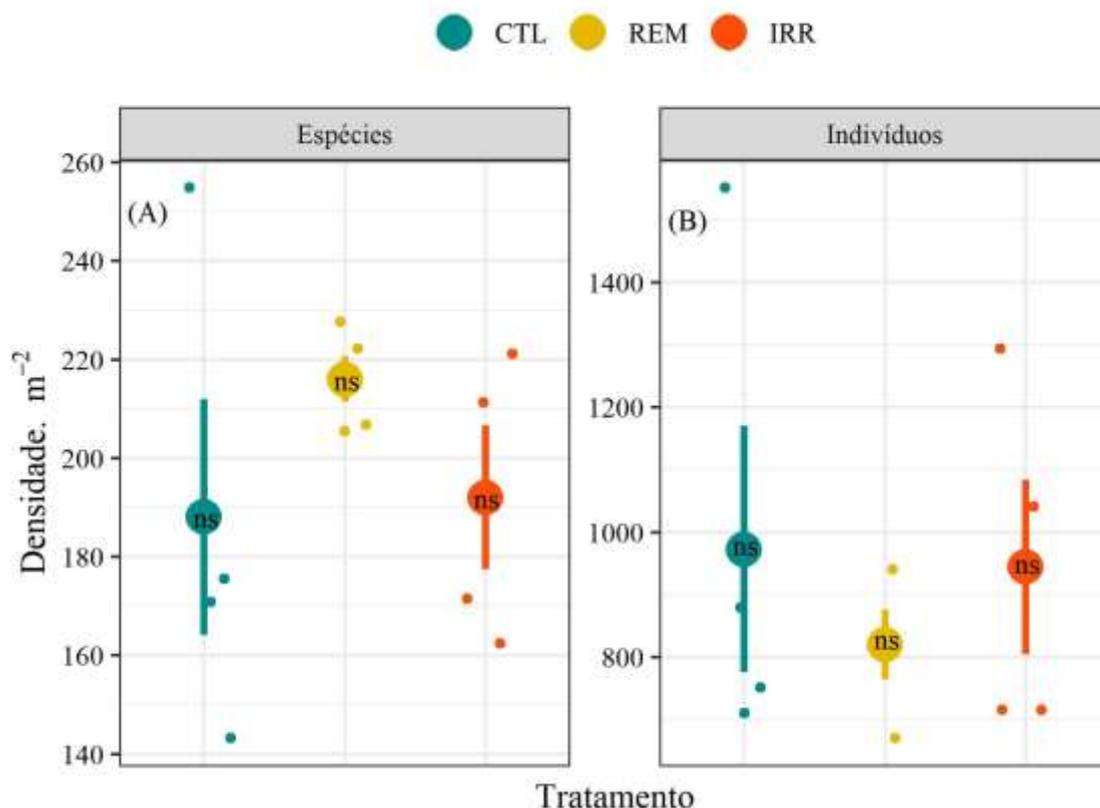
ao nível de 5% de probabilidade de erro. As análises estatísticas e os gráficos foram realizados no software estatístico R versão 4.0.3 (R Core Team Development, 2020).

3. Resultados

3.1 Composição florística

No levantamento florístico, constatou-se o maior número de sementes emergidas no tratamento controle (CTL), com um total de 243 distribuídos em 23 espécies e 20 famílias botânicas. Em seguida, no tratamento irrigação (IRR), contabilizados 236 indivíduos distribuídos em 23 espécies de 21 famílias. O tratamento com remoção de serapilheira (REM) apresentou 205 indivíduos distribuídos em 24 espécies e 19 famílias. A densidade variou de 820 ± 112 a 972 ± 394 ind m^{-2} para REM e CTL, respectivamente. Apesar da maior densidade de indivíduos no CTL, não houve diferença estatística ($F_{2,9} = 0,32$; $p\text{-valor} < 0,05$) entre os tratamentos (Figura 2B). O mesmo foi observado para densidade de espécies, onde a variação de 188 ± 48 a $216 \pm 9,24$ spp m^{-2} não demonstrou diferença estatística ($F_{2,9} = 0,854$; $p\text{-valor} < 0,05$) (Figura 2A).

Figura 2: Densidade (m^{-2}) de espécies e indivíduos no banco de sementes de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL = Controle; IRR = Irrigação periódica e REM = Remoção da camada de serapilheira. ns indica que não houve diferença entre os tratamentos, de acordo com o teste Tukey a 5% de probabilidade de erro.



Fonte: Autores (2021).

3.2 Formas de vida

Em todos os tratamentos, os arbustos apresentaram a maior quantidade de indivíduos emergidos, e os cipós, a menor. Foi observado que a maior quantidade de emergência de arbustos (47,31%) e árvores (31,71%) ocorreu na REM. A maior quantidade de cipós (2,97%) foi constatada no IRR, enquanto a menor no CTL (0,82%). Para ervas, a IRR também apresentou maior quantidade (29,66%), e a menor, no REM (18,54%) (Tabela 1).

Tabela 1: Formas de vida das plântulas emergidas no banco de sementes de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL= Controle; IRR= Irrigação periódica e REM= Remoção da camada de serapilheira.

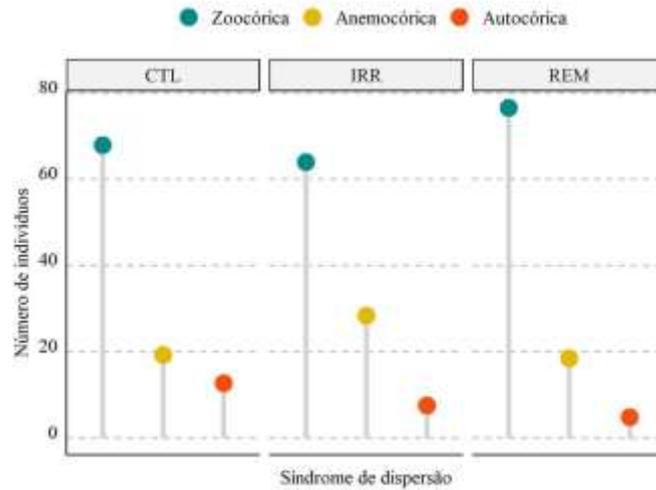
Tratamento	Formas de vida	Indivíduos (%)	Total de indivíduos
CTL	Arbusto	43,21	243
	Árvore	30,86	
	Cipó	0,83	
	Erva	25,10	
IRR	Arbusto	38,14	236
	Árvore	29,23	
	Cipó	2,97	
	Erva	29,66	
REM	Arbusto	47,32	205
	Árvore	31,71	
	Cipó	2,43	
	Erva	18,54	

Fonte: Autores (2021).

3.3 Síndromes de dispersão

Em todos os tratamentos a ordem crescente de dispersão foi autocoria < anemocoria < zoocoria, sendo que, mais de 60% das espécies possuem dispersão zoocórica, com destaque para REM onde a contribuição dessas espécies foi maior (76,59%). O tratamento IRR foi o que apresentou a maior contribuição de espécies anemocóricas (28,39%), enquanto que para espécies autocóricas, CTL recebe destaque (12,76%) (Figura 3).

Figura 3: Formas de vida das sementes emergidas no banco de sementes de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL= Controle; IRR= Irrigação periódica e REM= Remoção da camada de serapilheira.

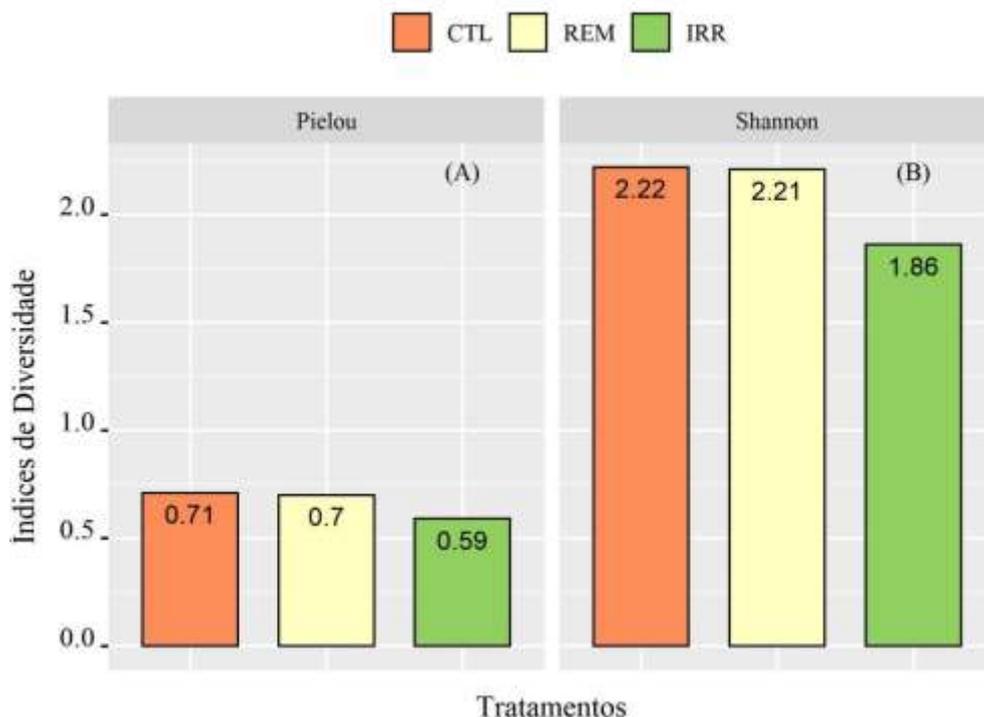


Fonte: Autores (2021).

3.4 Índices de diversidade

Em ambos os índices de diversidade, os maiores valores são para CTL e REM, e o menor valor para IRR. O índice de Shannon-Weaver variou de 1,86 a 2,22 e o de Pielou, de 0,59 a 0,71 (Figura 4).

Figura 4: Índices de equabilidade de Pielou (A) e diversidade de Shannon - Wiener (B) para o banco de sementes do solo de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL = Controle; IRR = Irrigação periódica e REM = Remoção da camada de serapilheira.

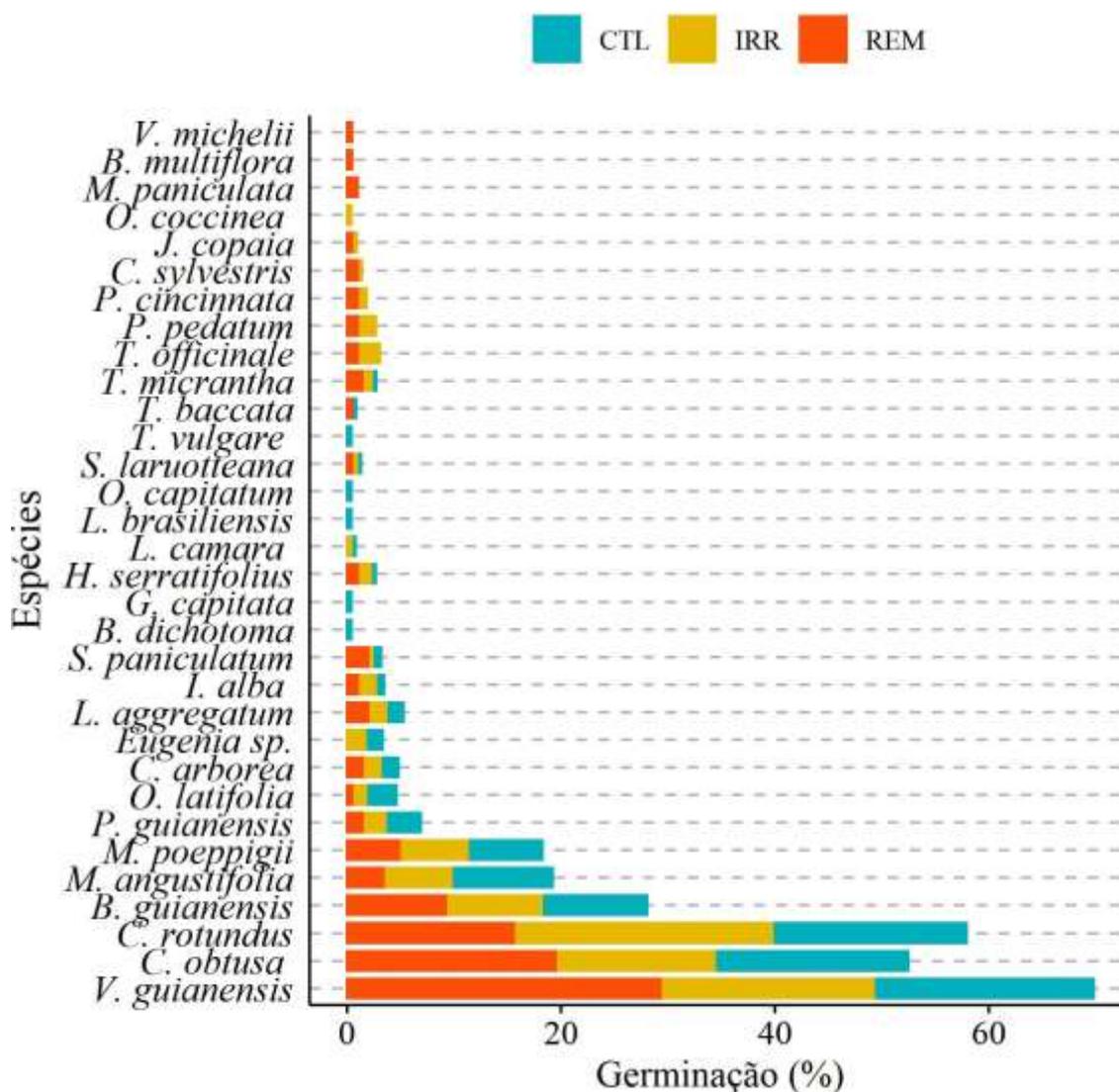


Fonte: Autores (2021).

3.5 Espécies emergidas o banco de sementes

As espécies *Vismia guianensis* (Aubl.), Choisy, *Cecropia obtusa* T., e *Cyperus rotundus* L. foram as que mais contribuíram para a composição do banco de sementes em todos os tratamentos. Cinco espécies ocorreram exclusivamente no CTL. Para REM, *Bocageopsis multiflora* Mart, *Virola michelii* Heckel e *Mabea paniculata* Benth ocorrem exclusivamente nesse tratamento. No caso de IRR, apenas a espécie *Ouratea coccinea* Mart foi exclusiva (Figura 5).

Figura 5: Espécies emergidas no banco de semente de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL= Controle; IRR= Irrigação periódica e REM= Remoção da camada de serapilheira.

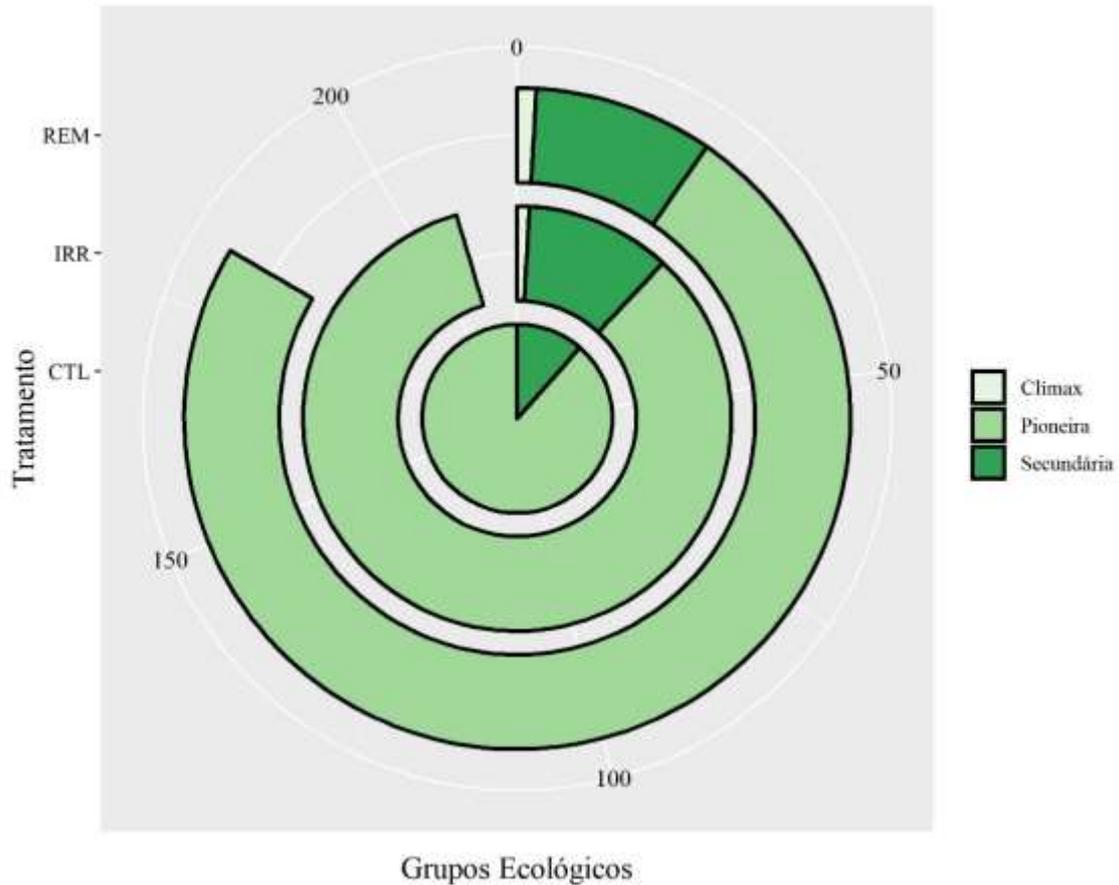


Fonte: Autores (2021).

3.6 Grupos ecológicos

A composição do banco de sementes foi predominada por espécies pioneiras. No tratamento CTL é observado apenas espécies pioneiras (n= 218) e secundárias (n=25), enquanto nos demais métodos, há a presença de espécies clímax (Figura 6).

Figura 6: Número de indivíduos por grupo ecológico de espécies que compõem o banco de sementes de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL= Controle; IRR= Irrigação periódica e REM= Remoção da camada de serapilheira.



Fonte: Autores (2021).

3.7 Velocidade e tempo médio de emergência

A avaliação dos índices de velocidades de emergência demonstrou que o tratamento REM foi estatisticamente mais lento que o CTL ($F_{2,9} = 5,277$; $p\text{-valor} = 0,025$), porém não diferiu do tratamento IRR (Tabela 2). Não houve diferença entre o tempo médio de emergência para os tratamentos ($F_{2,9} = 5,277$; $p\text{-valor} > 0,05$).

Tabela 2: Índice de velocidade de emergência (IVE) e Tempo médio de emergência (TME) de plântulas do banco de sementes de uma floresta sucessional após diferentes tratamentos em Castanhal, Amazônia Oriental, Brasil. CTL= Controle; IRR= Irrigação periódica e REM= Remoção da camada de serapilheira. Letras iguais indicam a não diferença estatística pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tratamento	IVE (n° de plantas emergidas dia ⁻¹)	TME (dia)
CTL	6,13 ± 2,05 a	54,15 ± 12,10 ns
IRR	4,23 ± 1,14 ab	59,51 ± 9,57 ns
REM	2,95 ± 0,58 b	59,86 ± 2,96 ns

Fonte: Autores (2021).

4. Discussão

Apesar de não ter sido realizadas análises químicas no solo, acredita-se que após o fim do experimento, o retorno gradual do ciclo biogeoquímico e, conseqüentemente, do conteúdo nutricional disponibilizado ao solo foi responsável por recompensar a influência causada pela manipulação de nutrientes. Os resultados encontrados para os tratamentos REM e IRR foram semelhantes aos do tratamento CTL, demonstrando que não há influência da manipulação de água e nutrientes na densidade de indivíduos e espécies do banco de sementes após 12 anos do fim do experimento, corroborando com a ideia de que as áreas dispuseram de condições edáficas semelhantes para o desenvolvimento das plantas. Outro fator que pode ter contribuído para a semelhança entre os tratamentos, foram as associações micorrízicas, pois otimizam a absorção de nutrientes e são frequentes na Amazônia (Marichal et al., 2014; Reyes et al., 2019), principalmente, em ecossistemas abandonados após cultivo itinerante, onde as queimas favorecem a volatilização de nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas.

A densidade do banco de sementes observada neste trabalho corroborou os resultados obtidos por outros estudos na Amazônia. Araujo et al. (2001) constataram uma densidade de 756 ind m⁻² para uma floresta de 30 anos no município de Benevides – PA. Leal Filho, Sena, & Santos (2005) observaram uma média de 534 ind m⁻² em Manaus – AM. No geral, a elevada densidade de indivíduos germinados em estágios iniciais de sucessão ocorre devido ao predomínio de espécies herbáceas e pioneiras nesse estágio, que germinam rapidamente em função de estratégias e mecanismos adotados pelas plantas, como: 1) elevada produção de sementes pequenas; 2) atrativos aos animais dispersores; 3) dormência e alta persistência das sementes no banco (Araujo et al. 2001; Fragoso et al. 2018, Medeiros-Sarmento et al. 2021). Com o avanço da sucessão, a diminuição de espécies herbáceas e aumento das arbóreas e arbustivas é justificada pelo aumento da presença da fauna dispersora, aumentando a predação e dispersão dessas sementes (Martins, Willig, Presley, & Marinho-Filho, 2017). Isso é perceptível principalmente para o tratamento REM, cuja quantidade de espécies foi menor para formas herbáceas e maior para espécies com dispersão zoocórica. Adicionalmente, a emergência de espécies exclusivas, como *B. multiflora*, comprova importância da atuação da fauna dispersora para a composição florística e estrutura do banco de sementes, uma vez que, apresentando sementes pequenas e dispersão zoocórica, a espécie tende a ser mais resiliente no processo de fragmentação florestal (Cramer, Mesquita, & Bruce Williamson, 2007).

No caso do tratamento IRR, a elevada quantidade de espécies herbáceas sugere que há um processo de sucessão mais lento do que na área onde houve a manipulação de nutrientes, ainda que possuam a mesma idade. As pequenas clareiras, ocasionadas pela morte natural de árvores, que foram observadas nas parcelas deste tratamento, podem ter contribuído para retardar o avanço da sucessão. Uma das conseqüências é a rápida colonização de muitos indivíduos pertencentes a poucas

espécies, que reflete na distribuição destes no banco de sementes, justificando os menores índices de diversidade neste tratamento (Subashree, Dar, Karuppusamy, & Sundarapandian, 2020).

Por outro lado, a queima pode ter ocasionado uma baixa diversidade inicial em todos os tratamentos, visto que este processo tende a inviabilizar a germinação de sementes e por conseguinte, afetar o estabelecimento de diversas espécies (Villa et al., 2018). Em contrapartida, o grupo das pioneiras é mais resistente aos efeitos do fogo e por isso tem condições para o sucesso da germinação (Medeiros-Sarmento et al., 2021; Sousa et al., 2017). Dessa maneira, acredita-se que após 33 anos, a fragmentação florestal das áreas adjacentes, decorrente da antropização, é um dos principais fatores que contribuem para a baixa diversidade observada, pois dificulta a entrada de propágulos externos (Souza et al., 2018). Soma-se isto à limitação nutricional e às características físicas dos solos da região (Oliveira et al., 2017), que dificultam o desenvolvimento radicular e, conseqüentemente, o estabelecimento de espécies florestais.

A maior exposição também contribuiu para o surgimento desses indivíduos, pois em alguns casos, a serapilheira atua como uma barreira mecânica contra a germinação de sementes (Tormo, Amat, & Cortina, 2020). A elevada quantidade de espécies pioneiras no banco de sementes do solo, demonstra o potencial de resiliência da floresta sucessional, pois dependendo da intensidade de degradação do solo, a floresta poderá utilizar o estoque de biodiversidade florística depositado nele (Bordon, Nogueira, Leal Filho, & Higuchi, 2019). Esse grupo ecológico também influencia no índice de velocidade de emergência (IVE) tendo em vista à rápida germinação e ao elevado número de plântulas emergidas diariamente.

4. Conclusão

Nossa hipótese foi refutada, pois observamos que a composição e densidade do banco de sementes não foram afetadas pelo efeito residual de um experimento de manipulação de serapilheira 12 anos após o seu término. Apesar disso, constatamos que o número de indivíduos, espécies e a diversidade no tratamento controle foram ligeiramente superiores. Do total espécies, *Vismia guianensis* e *Cecropia obtusa* estavam presentes no banco de sementes de todas as áreas e são importantes ecologicamente para composição da regeneração natural em um eventual distúrbio.

Referências

- Almeida, A. M. de S. D., Oliveira, F. de A., Vasconcelos, S. S., Guimarães, J. R. da S., Tostes, L. de C. L., & Costa, J. V. T. A. (2019). Litter flux in a successional forest ecosystem under nutrient manipulation in Eastern Amazon. *Brazilian Journal of Development*, 5(12), 30623–30641. <https://doi.org/10.34117/bjdv5n12-178>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- APG IV. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(16), 1–20.
- Araujo, M. M., Oliveira, F. A., Vieira, I. C. G., Barros, P. L. C., & Lima, C. A. T. (2001). *Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental*. (59), 115–130.
- Arroyo-Kalin, M. (2012). Slash-burn-and-churn: Landscape history and crop cultivation in pre-Columbian Amazonia. *Quaternary International*, 249, 4–18. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.08.004>
- Bordon, N. G., Nogueira, A., Leal Filho, N., & Higuchi, N. (2019). Blowdown disturbance effect on the density, richness and species composition of the seed bank in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 453(September), 117633. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117633>
- Bruun, T. B., Ryan, C. M., de Neergaard, A., & Berry, N. J. (2020). Soil organic carbon stocks maintained despite intensification of shifting cultivation. *Geoderma*, 388(May 2020), 114804. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114804>
- Cardoso, D., Särkinen, T., Alexander, S., Amorim, A. M., Bittrich, V., Celis, M., ... Forzza, R. C. (2017). Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(40), 10695–10700. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114>
- Cramer, J. M., Mesquita, R. C. G., & Bruce Williamson, G. (2007). Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation*, 137(3), 415–423. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.019>

- Fenner, M. (1985). *Seed Ecology*. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-4844-0>
- Flora do Brasil. (2020). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Retrieved January 14, 2020, from <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do?jsessionid=4FB54800750F2BCD7C722A392151793B>
- Font-Quer, P. (1989). Diccionario de Botánica. *Labor. Barcelona*, 1244p.
- Fragoso, R. de O., Carpanezi, A. A., Zuffellato-Ribas, K. C., & Koehler, H. S. (2018). Seed Bank from Abandoned Pastures in the Coastal Region of Paraná. *Floresta e Ambiente*, 25(3), 1–11. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.029515>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. In *Produção da Pecuária Municipal* (2ª, Vol. 39). <https://doi.org/ISSN 0101-4234>
- INMET. (2019). *Instituto Nacional de Meteorologia*.
- Jankowska-Błaszczuk, M., & Grubb, P. J. (2006). Changing perspectives on the role of the soil seed bank in northern temperate deciduous forests and in tropical lowland rain forests: parallels and contrasts. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(1), 3–21. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2006.06.001>
- Leal Filho, N., Sena, J. dos S., & Santos, G. R. (2005). Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. *Acta Amazonica*, 43(3), 305–314.
- Lima, T. T. S., Miranda, I. S., & Vasconcelos, S. S. (2010). Effects of water and nutrient availability on fine root growth in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. *New Phytologist*, 187(3), 622–630. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03299.x>
- Marichal, R., Grimaldi, M., Feijoo, M. A., Oszwald, J., Praxedes, C., Ruiz Cobo, D. H., ... Lavelle, P. (2014). Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology*, 83, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.05.006>
- Martins, A. C. M., Willig, M. R., Presley, S. J., & Marinho-Filho, J. (2017). Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 391, 427–435. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.039>
- Medeiros-Sarmiento, P. S. de, Ferreira, L. V., & Gastauer, M. (2021). Natural regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. *Science of the Total Environment*, 753, 141934. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141934>
- Odum, E. P., & Barrett, G. W. (1971). Fundamentals of Ecology. In *Fundamentos de ecologia*. <https://doi.org/10.2307/3799291>
- Oliveira, B. da S., Carvalho, M. A. C. de, Lange, A., Wruck, F. J., Dalacort, R., Silva, V. P., & Barea, M. (2017). Atributos físicos do solo em sistema de na região Amazônica Physical attributes of soil in system integration crop-livestock-. *Spacios*, 38(41), 1–8.
- Peng, Y., Song, S. yi, Li, Z. yan, Li, S., Chen, G. tao, Hu, H. ling, ... Tu, L. hua. (2020). Influences of nitrogen addition and aboveground litter-input manipulations on soil respiration and biochemical properties in a subtropical forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 142, 107694. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107694>
- Reyes, H. A., Ferreira, P. F. A., Silva, L. C., da Costa, M. G., Nobre, C. P., & Gehring, C. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungi along secondary forest succession at the eastern periphery of Amazonia: Seasonal variability and impacts of soil fertility. *Applied Soil Ecology*, 136(August 2018), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.013>
- Sayer, E. J. (2006). Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(1), 1–31. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006846>
- Sousa, T. R., Costa, F. R. C., Bentos, T. V., Leal Filho, N., Mesquita, R. C. G., & Ribeiro, I. O. (2017). The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 393, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.020>
- Souza, F. P., Rocha Martins, W. B., Rodrigues, R. P., Sales de Andrade, V. M., Arraes Araujo, N. N., & De Assis Oliveira, F. (2018). Soil seed banks in successional stages of forest ecosystems in the Belém, Pará, Brazil, metropolitan region. *Revista Agro@Mambiente On-Line*, 12(4), 314. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v12i4.4971>
- Subashree, K., Dar, J. A., Karuppusamy, S., & Sundarapandian, S. (2020). Plant diversity, structure and regeneration potential in tropical forests of Western Ghats, India. *Acta Ecologica Sinica*. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.02.004>
- Tenório, A. R. de M. et al. (1999). *Mapeamento dos solos da estação de piscicultura de Castanhal, PA. FCAP*. <https://doi.org/10.5860/choice.41-2927.14>.
- Tormo, J., Amat, B., & Cortina, J. (2020). Litter as a filter for germination in semi-arid *Stipa tenacissima* steppes. *Journal of Arid Environments*, 183(July), 104258. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104258>
- van der Pijl, L. (1982). Principles of Dispersal in Higher Plants. In *Principles of dispersal in higher plants*. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>
- Vandvik, V., Klanderud, K., Meineri, E., Måren, I. E., & Tøpper, J. (2016). Seed banks are biodiversity reservoirs: Species-area relationships above versus below ground. *Oikos*, 125(2), 218–228. <https://doi.org/10.1111/oik.02022>
- Vasconcelos, S. S., Zarin, D. J., Araújo, M. M., Rangel-Vasconcelos, L. G. T., De Carvalho, C. J. R., Staudhammer, C. L., & Oliveira, F. D. A. (2008). Effects of seasonality, litter removal and dry-season irrigation on litterfall quantity and quality in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 24(1), 27–38. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004580>
- Vasconcelos, S. S., Zarin, D. J., Rosa, M. B. S. da, Oliveira, F. de A., & Carvalho, C. J. R. de. (2007). Leaf Decomposition in a Dry Season Irrigation Experiment in Eastern Amazonian Forest Regrowth. *Biotropica*, 35(5), 593–600.

Villa, P. M., Martins, S. V., de Oliveira Neto, S. N., Rodrigues, A. C., Martorano, L. G., Monsanto, L. D., ... Gastauer, M. (2018). Intensification of shifting cultivation reduces forest resilience in the northern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 430(February), 312–320. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.014>

Vivanco, L., & Austin, A. T. (2019). The importance of macro- and micro-nutrients over climate for leaf litter decomposition and nutrient release in Patagonian temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 441, 144–154. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.019>

Whitmore, T. C. (1991). Tropical rainforest dynamics and its implications for management. In *Rainforest regeneration and management* (pp. 67–87).

Zhao, Y., Li, M., Deng, J., & Wang, B. (2021). Afforestation affects soil seed banks by altering soil properties and understory plants on the eastern Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, 126, 107670. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107670>