



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

HELOISA GONÇALVES BERGOC

**INDICADORES DA INFLUÊNCIA DE ÁREAS AGRÍCOLAS
SOBRE FRAGMENTOS FLORESTAIS
DA MATA ATLÂNTICA:
ANÁLISES DO SOLO E DE ASPECTOS ECOFISIOLÓGICOS
DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

Londrina
2022

HELOISA GONÇALVES BERGOC

**INDICADORES DA INFLUÊNCIA DE ÁREAS AGRÍCOLAS
SOBRE FRAGMENTOS FLORESTAIS
DA MATA ATLÂNTICA:
ANÁLISES DO SOLO E DE ASPECTOS ECOFISIOLÓGICOS
DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Profa. Dra. Renata Stolf Moreira.
Coorientador: Prof. Dr. José Antonio Pimenta.

Londrina
2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

B499 Bergoc, Heloisa Gonçalves.
INDICADORES DA INFLUÊNCIA DE ÁREAS AGRÍCOLAS SOBRE FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA: ANÁLISES DO SOLO E DE ASPECTOS ECOFISIOLÓGICOS DE ESPÉCIES ARBÓREAS / Heloisa Gonçalves Bergoc. - Londrina, 2022.
59 f.

Orientador: Renata Stolf Moreira.
Coorientador: José Antonio Pimenta.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2022.
Inclui bibliografia.

1. Floresta Estacional Semidecidual - Tese. 2. Química do solo - Tese. 3. Biomassa microbiana do solo - Tese. 4. Metabolismo do nitrogênio - Tese. I. Stolf Moreira, Renata. II. Pimenta, José Antonio. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

HELOISA GONÇALVES BERGOC

**INDICADORES DA INFLUÊNCIA DE ÁREAS AGRÍCOLAS
SOBRE FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA
ATLÂNTICA: ANÁLISES DO SOLO E DE ASPECTOS
ECOFISIOLÓGICOS DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Orientador: Profa. Dra. Renata Stolf
Moreira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. José Marcelo Torezan
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira
EMBRAPA Soja - Londrina

Prof. Dr. José Eduardo Lahoz Ribeiro
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Dra. Mariana Fernandes Hertel
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 24 de janeiro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Antes mesmo de agradecer, gostaria de destacar que este trabalho foi feito com muito suor de uma pesquisadora brasileira. Com tantos ataques feitos à ciência desse país, seja financeiramente ou pelo negacionismo que está em destaque atualmente, qualquer trabalho realizado nesse âmbito é um ato de resistência e resiliência. Difícil é manter a cabeça sã e a força de vontade para finalizar uma pesquisa que tem sim sua importância, visto a situação calamitosa em que se encontra o meio ambiente, não só no Brasil, com desgovernos que querem “passar a boiada”, mas como um planeta que está claramente e comprovadamente em colapso. Após esse desabafo, seguem os agradecimentos.

Primeiro, à minha orientadora Prof. Dra. Renata Stolf Moreira, por acolher a minha ideia de fazer pesquisa de campo e me orientar em todos os aspectos que compõem todo processo, sendo sempre muito compreensiva nos momentos mais difíceis, agravados pela pandemia do coronavírus.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. José Antonio Pimenta, por toda disponibilidade e paciência em dúvidas às vezes bobas e pela companhia e orientação em campo, momentos que sempre irei recordar pela leveza desses, mesmo sendo um trabalho mais árduo.

Ao PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração), pelo financiamento do projeto de pesquisa.

Ao Prof. Dr. Halley Caixeta de Oliveira e às Dras. Angélica N. Tiepo, Tatiani V. Debiasi e Mariana F. Hertel, por todo auxílio na parte laboratorial e na análise de dados.

Ao Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira por aceitar a parceria deste trabalho com o Laboratório de Biotecnologia do Solo da EMBRAPA – Soja. Também ao Prof. Dr. Artur Berbel Lirio Rondina, pelo trabalho com a análise e pela ajuda para além dela.

Ao Prof. Dr. Edmilson Bianchini e aos alunos do Laboratório de Fisiologia Vegetal pelo auxílio em campo e nas análises de rotina.

Agradeço especialmente à Letícia Seki, pela parceria no trabalho diário no laboratório e fora dele e pela amizade nos momentos difíceis e nos

momentos de alegria.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a minha mãe Rita de Cássia, minha irmã Giovanna, meu irmão Fhrans e aos meus amigos que me apoiaram e me deram força incondicionais durante todas as etapas deste processo.

"O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001"

"This study was nanced in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001"

BERGOC, Heloisa Gonçalves. **Indicadores da influência de áreas agrícolas sobre fragmentos florestais da Mata Atlântica: análises do solo e de aspectos ecofisiológicos de espécies arbóreas**. 2022. 59pp. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022.

RESUMO

O bioma Mata Atlântica vem sofrendo um intenso processo de degradação que provocou fragmentação florestal, em que se observa uma paisagem de remanescentes imersos em uma matriz agrícola. A nutrição mineral das espécies vegetais depende da qualidade do solo e da ciclagem de nutrientes realizadas pela comunidade microbiana que disponibiliza os nutrientes para as plantas. O nitrogênio (N) e o fósforo (P) estão entre os nutrientes mais demandados, pois compõem biomoléculas importantes no metabolismo e na manutenção dos vegetais. Tem sido reportado um aumento nos teores de N e P nos ecossistemas por diversos fatores, incluindo a aplicação de fertilizantes na agricultura, que promove alterações no equilíbrio destes. Neste estudo, procurou-se avaliar se áreas agrícolas interferem nos atributos químicos dos solos, na biomassa microbiana do solo (BMS) e sua atividade metabólica, no metabolismo do N e no teor de P das folhas de espécies arbóreas nativas localizadas nas bordas de fragmentos florestais, a fim de identificar bioindicadores e biomarcadores para alterações ambientais. Foram selecionadas as espécies tolerantes à sombra *Actinostemon concolor*, *Aspidosperma polyneuron* e *Chrysophyllum gonocarpum* encontradas em dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, cercados por matrizes agrícolas e reflorestamentos. Em cada fragmento foram comparadas, nas análises de solo, bordas adjacentes a áreas de cultivo agrícola (BAC), bordas adjacentes a reflorestamentos (BAR) e áreas de reflorestamento (R). Também foram avaliados os solos das áreas de cultivo agrícola (A) adjacentes aos fragmentos. Os atributos das plantas foram avaliados pela comparação entre as áreas da BAC e da BAR. Com base na análise química do solo observou-se que as áreas A apresentaram menor atividade da BMS e disponibilidade de nutrientes para plantas em relação às outras áreas, o que pode ter influenciado nos atributos dos solos das BAC, que se apresentaram com qualidade inferior em relação às áreas das BAR. A respiração basal do solo e o quociente microbiano da área da BAC foram menores em comparação com a área da BAR em um dos fragmentos, o que pode resultar em menor ciclagem de nutrientes neste solo. *A. concolor* apresentou maior teor de proteínas nas folhas da BAR, maior quantidade de nitrato e aminoácidos na BAC de um dos fragmentos, indicando acúmulo de produtos do metabolismo do N nas plantas mais próximas à área de cultivo agrícola. *A. polyneuron* apresentou um teor muito alto de nitrato nas folhas da BAC de um dos fragmentos, demonstrando uma provável maior absorção de N e acúmulo deste nas folhas devido ao seu metabolismo lento. *C. gonocarpum* acumulou mais proteínas e P nas folhas da BAC em um dos fragmentos, também demonstrando uma possível alteração de seu metabolismo devido à proximidade com áreas agrícolas.

Palavras-chave: floresta estacional semidecidual; cultivo agrícola; química do solo; biomassa microbiana do solo; metabolismo do nitrogênio.

BERGOC, Heloisa Gonçalves. **Identification of biomarkers and bioindicators of the influence of agricultural areas over Atlantic Forest fragments: soil analysis and ecophysiological aspects of tree species**. 2022. 59pp. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022.

ABSTRACT

The Atlantic Forest biome has undergone an intense degradation process that resulted in forest fragmentation, resulting in a landscape of forest remnants immersed in an agricultural matrix. The plant nutrition depends on the soil quality and the nutrient cycling made by microorganisms. Nitrogen (N) and phosphorus (P) are among the most required nutrients, as they make up important biomolecules in the plant metabolism and maintenance. There are reports of an increase in N and P concentrations in ecosystems due to several factors, including the use of fertilizers in agriculture, which promote changes in their balance. This study aimed to evaluate whether agricultural areas interfere with the chemical attributes of soil, soil microbial biomass (BMS) and its metabolic activity, N metabolism and P concentration in leaves of native tree species located on the edges of forest fragments, in order to identify bioindicators and biomarkers for environmental changes. Shade tolerant species *Actinostemon concolor*, *Aspidosperma polyneuron*, and *Chrysophyllum gonocarpum* were selected from two semideciduous seasonal forest fragments in northern Paraná, surrounded by agricultural and reforestation areas. Based on the soil analyses, the borders adjacent to agricultural cultivation areas (BAC), borders adjacent to reforestation (BAR), and reforestation areas (R) in each fragment were compared. Agricultural soils (A) adjacent to the fragments were also evaluated. Plant attributes were assessed by comparing the BAC and BAR areas of each fragment. The soil chemical analysis of A areas indicated less favorable for plant nutrition and activity of BMS in relation to the other areas, what may have influenced the soil attributes of the BAC, which presented lower quality compared with the BAR areas. The BMS revealed in one of the fragments, lower basal soil respiration and microbial quotient in the BAC area compared with the BAR area, which may result in lower nutrient cycling in that soil. *A. concolor* presented higher leaf protein concentration in the BAR, and higher concentrations of nitrate and aminoacids in the BAC in one of the fragments, indicating accumulation of N metabolism products in the plants closer to the agricultural cultivation area. *A. polyneuron* presented very high leaf nitrate content in the BAC in one of the fragments, demonstrating a likely higher N absorption and accumulation of N in the leaves due to its slow metabolism. *C. gonocarpum* leaves accumulated more proteins and P in the BAC in one of the fragments, also demonstrating a possible change in its metabolism due to its proximity to agricultural areas.

Key-words: seasonal semideciduous forest; agricultural cultivation; soil chemistry; soil microbial biomass; nitrogen metabolism.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Folhas das espécies avaliadas: *Chrysophyllum gonocarpum* (A), *Aspidosperma polyneuron* (B), e *Actinostemon concolor* (C). Respectivamente disponíveis em: <https://sites.unicentro.br/wp/manejoflorestal/7128-2/>; <http://florestaombrofilamista.com.br/sidol/?menu=species&menu=home&page=details&id=426>; <http://florestaombrofilamista.com.br/sidol/?menu=species&menu=home&page=details&id=64>. 25
- Figura 2** – A: Mata dos Godoy, localizada em Londrina, PR. A seta preta indica a borda adjacente à área de cultivo agrícola e a seta branca indica a borda adjacente ao reflorestamento. Imagem do Google Maps, 2019. B: Mata do Cici, localizada em Alvorada do Sul, PR. A seta preta indica a borda adjacente à área de cultivo agrícola e a seta branca indica a borda adjacente ao reflorestamento. Imagem do Google Maps, 2019. 26
- Figura 3** – Médias \pm erros-padrão da amplitude da umidade relativa do ar (UR %) (A) e térmica (T °C) (B) no Parque Estadual Mata dos Godoy. Período: Abril/ Maio 2018. BAC – borda adjacente a área de cultivo agrícola; BAR – borda adjacente ao reflorestamento. 28
- Figura 4** – Médias \pm erros-padrão da amplitude da umidade relativa do ar (UR %) (A) e térmica (T °C) (B) na Mata do Cici. Período: Outubro/ Novembro 2019. BAC – borda adjacente a área de cultivo agrícola; BAR – borda adjacente ao reflorestamento. 28
- Figura 5** – Teores de proteínas totais nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de t de student (* $P < 0.05$; *** $P < 0.001$) 36

- Figura 6** – Teores de nitrato nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de t de student (* $P < 0.05$; *** $P < 0.001$) 37
- Figura 7** – Teores de aminoácidos nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de t de student (* $P < 0.05$) 38
- Figura 8** – Teores de nitrogênio total nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de t de student (** $P < 0.01$) 38
- Figura 9** – Teores de fósforo total nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de t de student (* $P < 0.05$) 39

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Médias \pm erros-padrão da temperatura média (T °C) e umidade relativa do ar (UR %) registrados nas bordas adjacentes a área de cultivo agrícola (BAC) e adjacentes ao reflorestamento (BAR) no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e na Mata do Cici (MC) 27
- Tabela 2** – Atributos químicos dos solos da área do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R – reflorestamento 33
- Tabela 3** – Atributos químicos dos solos da área da Mata do Cici (MC). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R – reflorestamento 34
- Tabela 4** – Atributos microbiológicos dos solos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R – reflorestamento; CBM - carbono da biomassa microbiana; NBM - nitrogênio da biomassa microbiana; RBS - respiração basal do solo; C/N - razão carbono/nitrogênio da biomassa microbiana; qCO₂ - quociente metabólico; qMic - quociente microbiano 35
- Tabela 5** – Atributos microbiológicos dos solos na Mata do Cici (MC). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R –

reflorestamento; CBM - carbono da biomassa microbiana; NBM
- nitrogênio da biomassa microbiana; RBS - respiração basal
do solo; C/N - razão carbono/nitrogênio da biomassa
microbiana; qCO_2 - quociente metabólico; $qMic$ - quociente
microbiano..... 36

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1.	MATA ATLÂNTICA	14
1.2.	CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E DA MICROBIOTA DO SOLO	15
1.3.	NITROGÊNIO E FÓSFORO NA NUTRIÇÃO DAS PLANTAS	19
1.4.	DISPONIBILIDADE DE N E P NOS AMBIENTES TERRESTRES	21
2	OBJETIVOS	23
3	HIPÓTESES	24
4	MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1.	MATERIAL VEGETAL	24
4.2.	LOCAIS DE COLETA	25
4.3.	ANÁLISES QUÍMICA E DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO	29
4.4.	ANÁLISES BIOQUÍMICAS	30
4.4.1.	Dosagens de Metabólitos Primários	30
4.4.2.	Determinação de Nitrogênio e Fósforo Total das Folhas	31
4.5.	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	32
5	RESULTADOS	32
5.1.	ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO	32
5.2.	ANÁLISE DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO	34
5.3.	ANÁLISES BIOQUÍMICAS	36
6	DISCUSSÃO	39
6.1.	ANÁLISE QUÍMICA E DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO	39
6.2.	ANÁLISES BIOQUÍMICAS	44
7	CONCLUSÃO	47

1 INTRODUÇÃO

1.1. MATA ATLÂNTICA

O bioma Mata Atlântica (BMA) se localiza inteiramente no Brasil, se estendendo desde a região nordeste até o sul do país, abrangendo 17 estados. Possui alta biodiversidade e endemismo, tanto de fauna quanto de flora. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, o BMA abriga aproximadamente 35% das espécies existentes no Brasil (MMA, 2019). As formações florestais encontradas por toda sua extensão são as ombrófilas (densa, mista e aberta) e as estacionais decidual (FED) e semidecidual (FES), além de ecossistemas associados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021).

Por várias décadas, o BMA vem sofrendo um intenso processo de degradação devido à alta atividade antrópica. Atividades de grande impacto ambiental como a exploração desenfreada de recursos, a industrialização, a expansão urbana, a alta taxa de produção de lixo e conseqüente poluição e principalmente o aumento extensivo do uso do solo para pastagens com objetivo de alimentar animais e plantio de “commodities” provocaram a perda de uma extensa área do bioma. A área total de floresta atualmente é de 32 milhões de hectares, correspondendo a 12,4% da área original, e 80% se encontram em propriedades privadas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021). Devido a estes fatores de degradação/fragmentação, que torna este bioma bastante ameaçado, e a sua alta diversidade e endemismo, o BMA foi incluído na lista de “hotspots” mundiais de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000).

O intenso processo de degradação gerou uma paisagem em que se observam inúmeros fragmentos florestais sem conectividade entre si imersos em extensas áreas de cultivos agrícolas e de pastagem. A fragmentação florestal provoca diminuição/perda da área habitada por organismos que naturalmente ocorrem no BMA provocando perda de biodiversidade, de funções e serviços ecológicos, como também promove a formação de bordas não naturais (HANSEN *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2019; PINHEIRO, 2019; IBANEZ *et al.*, 2017), que inclui alterações locais no microclima, na abundância e distribuição de espécies, e também na dinâmica das interações ecológicas (LOPES, 2009). As bordas sofrem influência do ambiente que cerca os fragmentos e, portanto, áreas agrícolas adjacentes podem

estar agravando os efeitos de borda. Além disso, as espécies vegetais encontradas nos remanescentes florestais sofrem influência da qualidade do solo, em que seus atributos químicos e a ação dos microrganismos participam na determinação da estrutura da comunidade vegetal e na conservação das espécies que ali vivem.

O estado do Paraná tem um dos maiores índices de desmatamento do BMA e esse processo de degradação ainda segue em curso. No norte do estado, cuja formação florestal é FES, os ciclos econômicos locais provocaram, inicialmente, um intenso desmatamento para extração seletiva de madeira e principalmente para o plantio cafeeiro. Após uma forte geadas na década de 70, o café passou a ser substituído pela produção de grãos, especialmente soja, trigo e milho, que prevalecem até hoje (SONDA, 2003; SOARES; MEDRI, 2002). O total de desmatamento registrado no Paraná em 2020 foram 2.151 hectares, ficando atrás somente dos estados de Minas Gerais e Piauí (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021).

1.2. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E DA MICROBIOTA DO SOLO

O solo desempenha papel fundamental no funcionamento dos ambientes terrestres, pois suas propriedades físicas, químicas e biológicas fazem parte da dinâmica dos ciclos biogeoquímicos dos elementos essenciais requeridos pelos organismos vivos, especialmente os produtores primários (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Solos agrícolas apresentam uma dinâmica diferente em relação aos solos naturais e conservados devido ao seu manejo. Por exemplo, a utilização de maquinários pesados interfere na estrutura física do solo pela compactação (NIERO *et al.* 2010; CHAVES *et al.*, 2012), e a aplicação de pesticidas e fertilizantes podem impactar na comunidade microbiana, na fertilidade, e na quantidade e disponibilidade de nutrientes (RONQUIM, 2010). Devido à complexidade e dinâmica desse recurso natural, o manejo de solos agrícolas pode interferir em solos próximos às regiões de cultivo. Fragmentos florestais remanescentes geralmente estão submetidos a essa condição e portanto, os solos dos fragmentos podem estar sofrendo interferências nas características químicas e da comunidade microbiana, especialmente nas bordas, que é a região mais próxima da área agrícola manejada com estas substâncias.

O solo é constituído por uma fração abiótica e outra biótica. A porção abiótica contém compostos inorgânicos, matriz mineral, matéria orgânica, e nutrientes minerais que, juntamente com a água, são requeridos pelos vegetais e pelos organismos que ali vivem (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007). Esses nutrientes se movimentam no solo por fluxo de massa ou por difusão de acordo com suas propriedades químicas associadas com as características químicas do próprio solo (CAMARGO, 1991). Estas últimas são fatores determinantes na dinâmica dos elementos do solo. A acidez do solo influencia na disponibilidade dos nutrientes para as plantas e fornece um índice da sua fertilidade. O pH pode ser alterado por diversos fatores, como a absorção de cátions pelas plantas, lixiviação e pela atividade de microrganismos (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013). Outros atributos químicos importantes são a saturação por bases, a capacidade de troca catiônica (CTC), e o teor de matéria orgânica que, associados ao pH, também determinam o potencial de fornecimento de recursos do solo para as plantas (CARDOSO *et al.*, 2013).

A fração biótica do solo é composta por raízes, macro e mesofauna e microrganismos. Estes últimos são conceitualmente definidos como a fração viva da matéria orgânica do solo (MOS) e são chamados de biomassa microbiana do solo (BMS). No solo, aproximadamente 0,9 a 6,5% do carbono orgânico total e 1,7 a 8,1% do nitrogênio total estão retidos na BMS (JENKINSON; LADD, 1981; XU *et al.*, 2013). Essa comunidade microbiana desempenha funções importantes como a decomposição de compostos orgânicos, a ciclagem de nutrientes (REIS-JUNIOR; MENDES, 2007), a fixação biológica de nitrogênio (N), tanto por bactérias de vida livre, como por associações simbióticas (MIRANSARI, 2013), a solubilização de fosfatos e a produção de fitormônios que estimulam o crescimento das plantas (COMPANT *et al.*, 2010; MENDES; REIS-JUNIOR, 2003; MIRANSARI *et al.*, 2013). Assim, a BMS promove a mineralização e síntese da MOS, disponibilizando N, fósforo (P), enxofre (S) e outros nutrientes para as plantas, e também os imobiliza nas próprias células, sendo um importante mecanismo de manutenção do balanço de nutrientes disponíveis no solo (REIS-JUNIOR; MENDES, 2007).

A BMS pode ser estimada com base em algum elemento, normalmente N e/ou carbono (C) da biomassa microbiana (NBM e CBM, respectivamente). Porém, a determinação da BMS não revela a dinâmica dos microrganismos no solo, que pode ser avaliada pela análise da atividade metabólica,

medida pela liberação de CO_2 proveniente da respiração da BMS. A respiração basal do solo (RBS) medida pela quantidade de CO_2 liberado pode incluir a respiração da microfauna e das raízes finas das plantas (MELILLO *et al.*, 2002) e por isso o resultado da respirometria deve ser interpretado com cautela. O cálculo de índices como o quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), que é a razão entre a taxa respiratória e o CBM, além de outros atributos, como o teor de C orgânico total do solo que está imobilizado na BMS ($q\text{Mic}$) e a razão C/N da BMS que indica a predominância dos tipos de microrganismos numa determinada amostra de solo (DE-POLLI; GUERRA, 1997; REIS-JUNIOR; MENDES, 2007; MOORE *et al.*, 2000), ajudam na interpretação da sua condição microbiológica.

O solo e a BMS desempenham papel central na disponibilização de nutrientes para as plantas, que associado com o clima local, interferem na dinâmica do metabolismo dos vegetais (MIRANSARI, 2013). O nitrogênio é um dos nutrientes requeridos em maiores quantidades pelas plantas e é disponibilizado pela ação da BMS na mineralização da MOS. Sua dinâmica no solo é bastante complexa e dependente de vários fatores. No geral, o N atmosférico (N_2) é fixado por bactérias de vida livre no solo ou na água, e em relações associativas ou simbióticas com raízes de plantas. Por meio da ação da enzima nitrogenase, o N_2 é reduzido em amônia (NH_3) e, na sequência, reage com prótons do citosol e é convertido em amônio (NH_4^+), que é imobilizado na forma de aminoácidos empregados na síntese de proteínas. A conversão de formas orgânicas novamente para NH_3 , e na sequência NH_4^+ , é resultante da mineralização, também denominada amonificação, que é realizada pela ação dos microrganismos decompositores constituintes da biomassa microbiana. Uma vez livre no ambiente, o NH_4^+ pode ser oxidado a nitrito que na sequência é oxidado a nitrato (NO_3^-) pelo processo de nitrificação. O NO_3^- pode ser facilmente perdido por lixiviação, visto que o solo, especialmente da camada superficial, tem predominância de cargas negativas (DINIZ, 2007), que faz com que o NO_3^- sofra repulsão para a solução do solo e acompanhe o fluxo de água que drena no perfil do solo. Em condições de restrição de disponibilidade de O_2 , alguns microrganismos realizam a respiração anaeróbica e empregam o NO_3^- no lugar do O_2 como acceptor final de elétrons na cadeia respiratória, o que leva ao processo de desnitrificação, com a redução do NO_3^- em nitrito (NO_2^-), e finalmente a óxido nítrico (NO) e depois formar óxido nitroso (N_2O), podendo posteriormente voltar a atmosfera na forma molecular N_2 . Esse processo é influenciado pelo teor de

C disponível, temperatura, pH e também pela presença e atividade dos microrganismos desnitrificadores. Além disso, ocorre de forma mais acelerada em solos com alto teor de matéria orgânica (DINIZ, 2007). Cabe ressaltar que o óxido nitroso tem um potencial de aquecimento global quase 300 vezes maior que o gás carbônico, consistindo em um dos mais importantes gases de efeito estufa, com importantes implicações ambientais (CAMERON *et al.*, 2013).

A dinâmica complexa do N no solo pode sofrer modificações importantes pela aplicação de grandes quantidades de fertilizantes nitrogenados nas áreas de cultivo agrícola. Quando aplicado no solo, as formas de N sofrem o processo de nitrificação, e o excesso de nitrato sofre lixiviação podendo alcançar águas subterrâneas e assim atingir corpos d'água (CAMERON *et al.*, 2013). A quantidade de N lixiviado depende do tipo de solo e da concentração de nitrato na solução do solo, que depende da quantidade e da fonte de N aplicado e das taxas de nitrificação e desnitrificação.

O fósforo se encontra, nos solos tropicais, nas formas orgânica ou inorgânica, esta última representada principalmente pelo ânion ortofosfato (LAMBERS *et al.*, 2008), cujas formas predominantes são dependentes do pH do solo. Os fosfatos ficam fortemente adsorvidos a óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro (YANG *et al.*, 2014), o que diminui a disponibilidade para as plantas. A movimentação deste na solução do solo se dá por difusão, tornando-o um nutriente de baixa mobilidade (MICHEREFF *et al.*, 2005). A quantidade desse nutriente é pequena em solos tropicais devido ao alto intemperismo que as rochas sofreram nestas regiões, acarretando em depleção de P. Todos esses fatores determinam que a disponibilidade de P pode ser geralmente limitante em ambientes tropicais (VITOUSEK *et al.*, 1993).

A comunidade microbiana e os vegetais têm papel fundamental na ciclagem do P. Alguns constituintes da BMS promove a solubilização de P inorgânico lábil pela produção de ácidos orgânicos, enquanto que a liberação de enzimas hidrolíticas promove a mineralização do P orgânico imobilizado na comunidade microbiana ou na MOS. Além disso, fungos micorrízicos se associam às raízes das plantas para ampliar a zona de exploração das raízes laterais e pelos radiciais para além da rizosfera, aumentando a área de absorção das raízes e assim facilitando a aquisição de P que é transferido para as plantas hospedeiras (MENDES; REIS-JUNIOR, 2003). Os vegetais também influenciam nos processos de disponibilização

de P, podendo, por exemplo, exsudar ácidos orgânicos, que alteram o pH da rizosfera, e enzimas hidrolíticas, que favorecem a disponibilização do P (MENDES; REIS-JUNIOR, 2003; MICHEREFF *et al.*, 2005).

Devido a todos os serviços desempenhados pelos microrganismos que mantêm a funcionalidade do solo, a BMS têm sido amplamente utilizada para avaliar a qualidade do solo, pois a dinâmica da comunidade microbiana pode detectar mais rapidamente alterações ambientais que a avaliação de outros componentes da MOS ou que indicadores físicos e químicos do solo (POWLSON *et al.*, 1987; RICE *et al.*, 1996).

1.3. NITROGÊNIO E FÓSFORO NA NUTRIÇÃO DAS PLANTAS

O N é um macronutriente altamente requerido pelas plantas, sendo componente de biomoléculas fundamentais como aminoácidos, ácidos nucleicos e clorofilas. Além disso, associado ao C, o metabolismo do N promove o crescimento, o desenvolvimento e a manutenção dos vegetais por ter papel essencial em processos fisiológicos importantes como a fotossíntese, uma vez que é constituinte da clorofila (KRAISER *et al.*, 2011). Segundo KUSANO *et al.* (2011), o metabolismo de N engloba os processos de absorção, assimilação e transporte de aminoácidos, translocação e realocação de N na forma inorgânica, regulação e sinalização, além de interações com o metabolismo do C. A disponibilidade de N em ambientes específicos é considerada um dos fatores limitantes para as espécies vegetais, tendo importância também na sua distribuição nos ecossistemas (AIDAR *et al.*, 2003). Ambientes tropicais não apresentam tanta limitação deste nutriente quando comparados com regiões não tropicais por ele se acumular rapidamente através da fixação biológica de N por microrganismos ou, de forma mais lenta, pela deposição atmosférica de N (MAO *et al.*, 2021; VITOUSEK, *et al.*, 2010).

As fontes primárias de N disponíveis no solo para os vegetais são suas formas inorgânicas, principalmente o nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+). A absorção e assimilação do N tem alto custo energético celular para as plantas, sendo mais dispendioso se a fonte primária for o NO_3^- . Ao ser absorvido, este é reduzido a nitrito (NO_2^-) pela enzima nitrato redutase (NR) no citosol das células e depois reduzido a NH_4^+ pela nitrito redutase nos plastídeos e, somente após estas etapas, ocorre a assimilação (OLIVEIRA *et al.*, 2017). O NH_4^+ , quando é a forma de

N absorvida, pode ser armazenado nos vacúolos devido a sua potencial toxicidade ou ser imediatamente assimilado em aminoácidos sem necessidade de passar por reações prévias de redução, porém ainda apresentando alto custo energético (ATP e poder redutor), além de alta demanda de C (DEBIASI *et al.*, 2021).

Os vegetais apresentam diferentes estratégias de absorção, transporte e assimilação de N de acordo com o ambiente e a disponibilidade deste nutriente no solo. No estudo de DEBIASI *et al.* (2019), mudas da espécie pioneira e intolerante à sombra, *Heliocarpus popayanensis*, apresentaram maior atividade da enzima NR nas folhas em comparação com as raízes, quando recebeu NO_3^- como fonte de N. Os indivíduos das espécies deste estágio sucessional são mais sujeitas a sofrerem estresses oxidativos pelo excesso de luz. Portanto, a assimilação do N nas folhas pode ser mais vantajosa, visto que a grande quantidade de energia requerida neste processo provém das reações fotossintéticas, funcionando como um dos mecanismos de defesa contra estresse por luz. As plantas da espécie não-pioneira, tolerante à sombra e de dossel, *Cariniana estrellensis*, também apresentaram maior atividade da NR nas folhas, porém menor que a da espécie intolerante à sombra. Já os indivíduos de *Eugenia brasilienses*, uma espécie tolerante à sombra de sub bosque, não apresentou diferença entre folha e raiz na atividade da NR. O mecanismo de assimilação de N predominantemente nas folhas das espécies deste estágio sucessional seria desvantajoso, já que em ambientes sombreados a luz é um fator limitante. As diferentes estratégias observadas não são relacionadas somente ao grupo sucessional das espécies, mas também ao nicho que estas ocupam.

O fósforo (P) é um macronutriente importante para a manutenção e desenvolvimento dos vegetais, absorvido normalmente na forma de ânions fosfatos (LAMBERS *et al.*, 2008). É componente de moléculas importantes no metabolismo energético das plantas – adenosina trifosfato e difosfato (ATP e ADP, respectivamente) –, de moléculas intermediárias da respiração celular e fotossíntese – açúcares-fosfato e coenzimas –, compõe fosfolipídios que têm papel na estruturação das membranas, e também é parte do material genético DNA e RNA (DEMALACH, 2018; YANG, 2018). Este elemento é biologicamente acoplado ao N e ao C ao serem requeridos pelas plantas em proporções constantes, atuando no metabolismo celular por meio de seus efeitos nas reações bioquímicas que controlam a produção primária e a respiração (DENG *et al.*, 2017; YUAN; CHEN,

2015).

1.4. DISPONIBILIDADE DE N E P NOS AMBIENTES TERRESTRES

Sem interferências antrópicas, o N entra nos sistemas biológicos pela fixação biológica do nitrogênio, mineralização da MOS, ou da deposição atmosférica (BOBBINK *et al.*, 2010). Porém, com o crescimento da população humana mundial houve um aumento da produção de alimentos pelo setor agrícola com utilização de insumos químicos, além de aumento do consumo de energia e da queima de combustíveis fósseis e, desta forma, está em curso um acentuado aumento na entrada de N nos sistemas, o que tem sido considerado o fator mais proeminente na alteração do ciclo biogeoquímico deste elemento (BOBBINK *et al.*, 2010; FOWLER *et al.*, 2013; GALLOWAY, 2004). Além disso, o uso de adubos fosfatados em áreas agrícolas, para aumentar a produtividade das plantas cultivadas, também pode estar impactando os ambientes próximos as áreas de aplicação, como solos adjacentes com formações florestais, riachos e estuários, conforme reportado por PEÑUELAS *et al.* (2009; 2013) em climas temperados. A alteração nos ciclos dos nutrientes provoca mudanças na estrutura e função de ecossistemas (GÜSEWELL, 2004; PEÑUELAS *et al.*, 2019), incluindo alterações na produção primária líquida e desbalanço nutricional (BOCCUZZI *et al.*, 2021).

MAYOR *et al.* (2014) realizaram um experimento para avaliar respostas de espécies arbóreas submetidas à fertilização com N e P a longo prazo em áreas de floresta tropical e observaram que a adição de P provocou aumento na concentração de P foliar e a diminuição da razão N:P em algumas espécies de dicotiledôneas. A adição de N não alterou a concentração de N nas folhas ou na razão de N:P das espécies avaliadas. Porém, no solo foi reportado aumento do teor de N inorgânico, lixiviação de NO_3^- e emissão de N_2O (MAO *et al.*, 2018; MAYOR *et al.*, 2014). O aumento da deposição de N no ritmo atual pode gerar uma limitação ainda maior de P, especialmente em ambientes tropicais, devido ao desbalanço da entrada de N e P nos ambientes (PEÑUELAS *et al.*, 2013; VITOUSEK *et al.*, 2010).

O aumento da entrada de N nos sistemas causa alteração do teor no solo e na comunidade microbiana (HAN *et al.*, 2019; LU *et al.* 2014; ZHOU *et al.*, 2017). O balanço estequiométrico entre C-N-P é um importante fator a ser considerado para determinar a qualidade do ambiente. A deposição de ácido nítrico

provoca depleção de cátions como magnésio (Mg^{2+}), cálcio (Ca^{2+}) e potássio (K^+) no solo, além de diminuir o pH, o que pode influenciar na disponibilidade de P (BOBBINK *et al.*, 2010; CARNICER *et al.*, 2014).

ZHOU & WANG (2015) avaliaram o CBM, NBM e parâmetros relacionados em florestas da China e observaram que florestas nativas tinham um teor de CBM e NBM maior que florestas restauradas, e uma menor relação C:N da biomassa microbiana, além de menor q_{Mic} (CBM/ C orgânico do solo), o que foi parcialmente explicado pelas variações no clima local juntamente com as características do solo. Esse estudo também apontou que a razão C/N da BMS e o q_{Mic} diminuíram com a razão C/N do solo, influenciados também pelas características/recursos do solo e pelo clima.

ZHOU *et al.* (2013) reportaram em meta-análise que experimentos de adição de variadas formas de N por um período de tempo indicaram aumento da respiração basal do solo em vários biomas, incluindo áreas agrícolas e de pastagens, ao passo que diminuiu em florestas tropicais e temperadas. Essas respostas ocorreram devido a alterações na biomassa microbiana, nas raízes e no teor de C no solo. A aplicação de fertilizantes minerais também tem impacto sobre a BMS em sistemas de cultivo. GEISSELER & SCOW (2014) compilaram dados de experimentos que aplicavam fertilizantes em áreas de cultivo para observar a resposta da comunidade microbiana e assim, detectaram um aumento no CBM e do carbono orgânico (CO) do solo em relação a áreas sem aplicação de fertilizantes, sugerindo que o aumento do CO contribui para o aumento do CBM. Não foi detectado efeito negativo sobre o CBM devido apenas à aplicação de N no solo.

Quanto aos impactos do aumento da disponibilidade de N sobre plantas, tem sido demonstrado que este evento não tem efeito tão negativo em regiões de clima tropical quanto em ambientes que são limitados por N, visto que em áreas tropicais o fator limitante normalmente é o P (MAO *et al.*, 2021). HAN *et al.* (2019) avaliaram em meta-análise experimentos realizados na China que consistiram na adição de diversos tipos e quantidades de N sobre variados ecossistemas para detectar os impactos do aumento deste na diversidade de plantas terrestres. Em zonas subtropicais, a adição de N não afetou a riqueza e a diversidade de espécies, enquanto que em zonas temperadas a adição de N provocou a redução da diversidade. Também foi observada neste estudo uma relação entre a quantidade de N adicionada e os índices de diversidade,

evidenciando que quanto mais N foi adicionado maior foi o efeito negativo sobre a diversidade de plantas a longo prazo. Porém, o estudo de LU *et al.* (2009) detectou diminuição da diversidade de espécies ao longo do tempo em florestas tropicais, principalmente em mudas de árvores e pteridófitas, quando a adição de N era feita em maiores doses. Além disso, houve aumento na acidez do solo, com diminuição de cálcio e biomassa de raízes finas.

Considerando os impactos que podem ocorrer sobre a biodiversidade, é importante avaliar diversos parâmetros em diferentes espécies de plantas nos diferentes ambientes. Por meio destas avaliações é possível obter parâmetros que podem ser importantes indicadores e de espécies de plantas que podem ser importantes bioindicadores da influência da deposição de N e de P, devido às ações antrópicas, sobre os diferentes ecossistemas.

2 OBJETIVOS

Avaliar características químicas e da microbiota do solo de áreas de cultivo agrícola, de bordas de fragmentos da FES adjacentes a áreas de cultivo agrícola, de áreas de reflorestamento e de bordas de fragmentos da FES adjacentes a reflorestamentos.

Identificar diferenças no teor foliar e metabolismo de N e na concentração foliar de P de indivíduos de espécies arbóreas localizados nas bordas de fragmentos da FES adjacentes a áreas de cultivo agrícola, comparando com as mesmas espécies encontradas nas bordas de fragmentos adjacentes a reflorestamentos.

Determinar quais parâmetros metabólicos funcionam como melhores biomarcadores dos impactos do uso de fertilizantes em áreas agrícolas sobre a borda de fragmentos florestais adjacentes.

A partir de análises com plantas de diferentes espécies arbóreas da FES, detectar espécies que têm potencial para funcionar como bioindicadoras dos impactos causados pelo cultivo agrícola em bordas de fragmentos florestais adjacentes.

3 HIPÓTESE

Considerando que interferências externas, principalmente ações antrópicas, podem prejudicar o equilíbrio necessário para a manutenção da biodiversidade de remanescentes florestais, foram levantadas as seguintes hipóteses: 1) áreas de cultivo agrícola adjacentes a fragmentos florestais interferem na BMS e seus atributos e nos atributos químicos do solo da borda dos fragmentos; 2) indivíduos de espécies arbóreas nativas localizados em bordas de fragmentos adjacentes a áreas de cultivo agrícola apresentam variações em parâmetros relacionados ao metabolismo de N e na concentração foliar de P quando comparados aos indivíduos das mesmas espécies encontrados em bordas de fragmentos adjacentes a reflorestamentos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1. MATERIAL VEGETAL

Três espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica encontradas na Floresta Estacional Semidecidual foram selecionadas para este estudo de acordo com a sua ocorrência. Todas são classificadas como não-pioneiras, porém os indivíduos adultos ocupam diferentes estratos da floresta:

- *Cryosophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl.: conhecida como guatambu-de-leite ou aguai-de-serra, esta árvore pertence à família Sapotaceae. É uma espécie tolerante à sombra e típica de dossel, atingindo aproximadamente 23 m de altura com diâmetro de caule de até 60 cm.

- *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg.: Conhecida popularmente como peroba-rosa, esta espécie semidecídua pertence à família Apocynaceae. É tolerante à sombra e emergente, podendo atingir até 50 m de altura e 390 cm de diâmetro de caule na idade adulta (HADDAD *et al.*, 2016).

- *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg.: pertencente à família Euphorbiaceae e é popularmente conhecida como laranjeira-do-mato. Esta espécie perenifólia é encontrada no sub-bosque das matas, também sendo tolerante à sombra. Sua altura atinge até 12 m e seu diâmetro de caule chega até 30 cm

(HADDAD *et al.*, 2016).

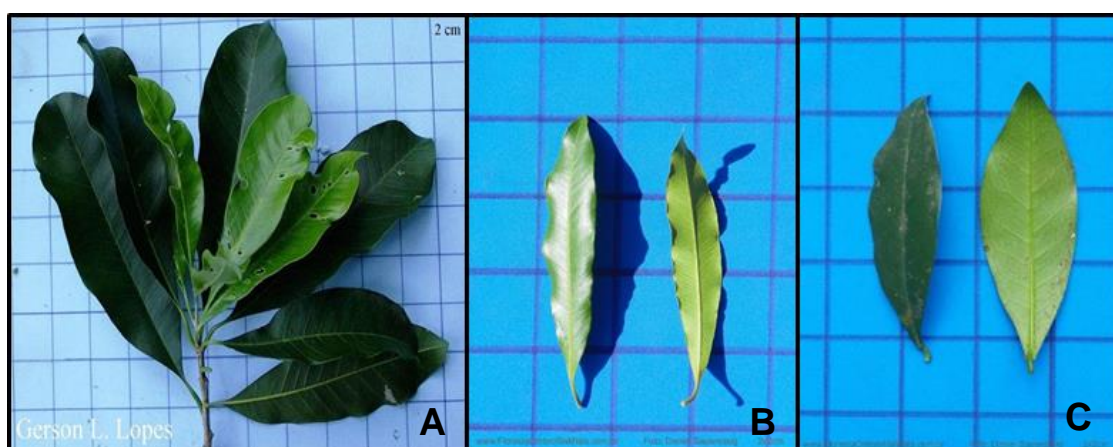


Figura 1. Folhas das espécies avaliadas: *Chrysophyllum gonocarpum* (A), *Aspidosperma polyneuron* (B), e *Actinostemon concolor* (C). Respectivamente disponíveis em: <https://sites.unicentro.br/wp/manejoflorestal/7128-2/>; <http://florestaombrofilamista.com.br/sidol/?menu=species&menu=home&page=details&id=426>; <http://florestaombrofilamista.com.br/sidol/?menu=species&menu=home&page=details&id=64>.

4.2. LOCAIS DE COLETA

Foram escolhidos dois fragmentos florestais que atendessem a dois requisitos: ambos tendo área reflorestada e área de cultivo agrícola adjacentes. O primeiro é o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) (Figura 2A) que se localiza no município de Londrina (sede: 23°27'S e 51°15'W). O Parque possui uma área reflorestada e é um dos maiores fragmentos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no estado do Paraná, tendo uma área de 680 hectares (IAT, 2021). A área ao redor do parque é predominantemente de cultivo agrícola. O segundo local é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) chamada Mata do Cici (MC), que se localiza na Fazenda Alvorada (22°49'06"S 51°11'11"O) no município de Alvorada do Sul, aproximadamente a 50 km do município de Londrina (Figura 2B). A área possui 211 hectares de floresta e o fragmento é circundado principalmente por campos de cultivo agrícola. O ponto em que não há este cenário é margeado por uma área de reflorestamento, juntamente ao reservatório de Capivara (IAT, 2020).

As coletas foram realizadas no ano de 2019, nos meses de maio e dezembro. O material vegetal foi coletado em duas regiões distintas do mesmo fragmento. Uma região é a borda do fragmento que se localiza adjacente a uma área de cultivo agrícola (BAC) e a outra, a borda que se localiza adjacente a uma área de reflorestamento (BAR), totalizando duas bordas por local e assim quatro pontos de

coleta. O solo foi coletado em quatro pontos distintos por local, sendo BAC, BAR e também no reflorestamento (R) e na área de cultivo agrícola (A).

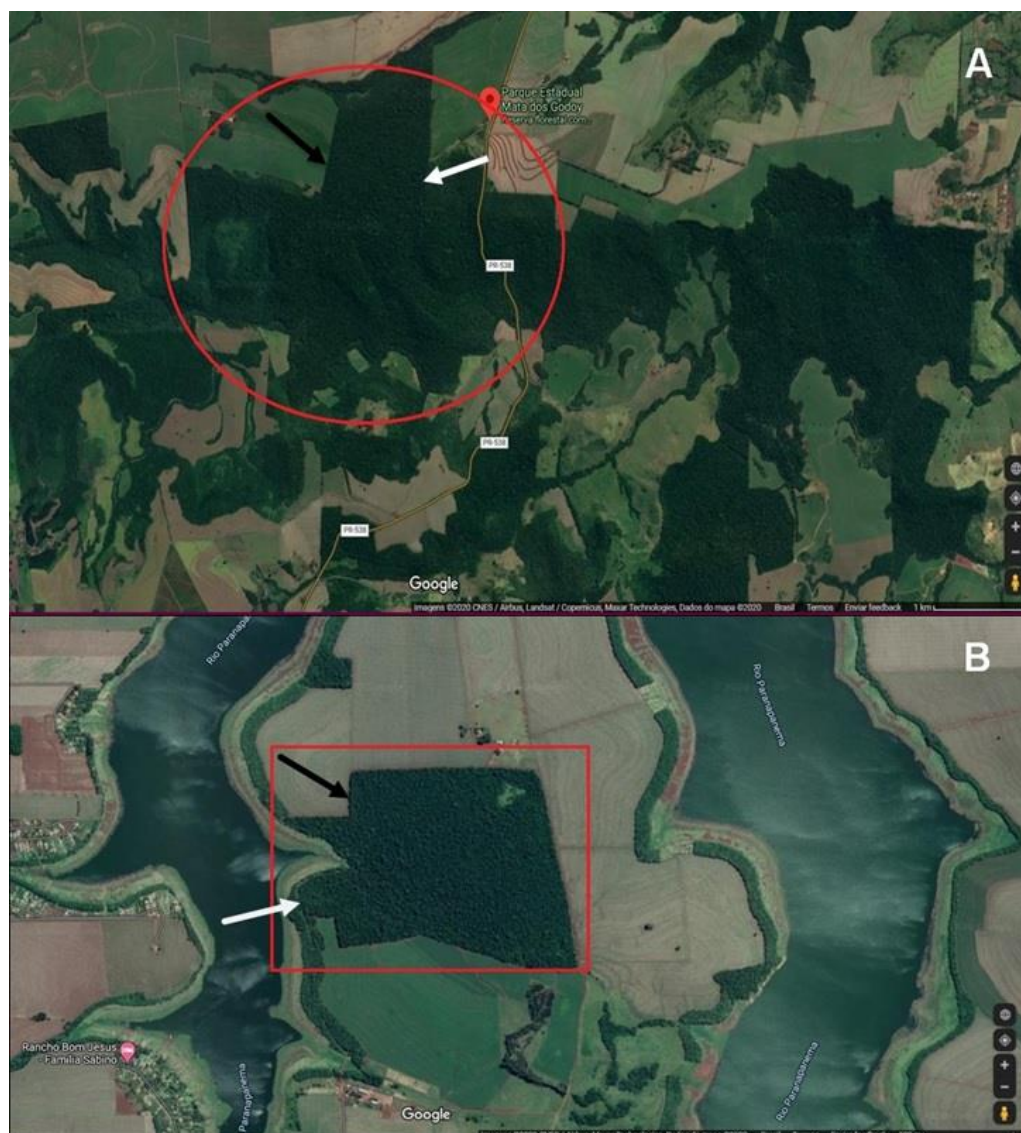


Figura 2. A: Mata dos Godoy, localizada em Londrina, PR. **B:** Mata do Cici, localizada em Alvorada do Sul, PR. As setas pretas indicam as bordas adjacentes às áreas de cultivos agrícolas e as setas brancas indicam as bordas adjacentes aos reflorestamentos. Imagens do Google Maps, 2019.

Para amostragem do material vegetal, foram coletadas folhas de nove indivíduos juvenis de cada espécie selecionados aleatoriamente, encontrados até quinze metros do limite dos fragmentos para o interior em cada borda. As áreas amostradas para análises de solo foram: área agrícola (A), borda adjacente à área agrícola (BAC), borda adjacente ao reflorestamento (BAR) e reflorestamento (R). Os solos foram coletados com um trado de volume de 196 cm², na profundidade de 0-10 cm, em cinco transectos de 15 m de comprimento paralelos às áreas agrícolas,

reflorestamentos e bordas dos fragmentos, sendo que cada transecto correspondeu a uma amostra, totalizando cinco amostras por área. Cada amostra foi composta de três sub amostras, coletadas a cada cinco metros entre si ao longo do transecto até 15 metros para o interior do fragmento.

Segundo o sistema de classificação climática de Köppen & Geiger, o clima dos locais de estudo se caracteriza como Cfa - subtropical úmido. Os fragmentos estão inseridos no 3º planalto do estado do Paraná, com solos do tipo Latossolo Vermelho eutrófico no PEMG, e Nitossolo + Latossolo Vermelho eutrófico na mata do Cici, ambos derivados de rochas basálticas (Bhering *et al.*, 2008).

Para obtenção dos dados climáticos, foram instalados *data loggers* nos dois locais, tanto nas bordas adjacentes às áreas de cultivo agrícola quanto nas bordas adjacentes aos reflorestamentos para medição da temperatura (T °C) e umidade relativa do ar (UR %). No PEMG, os aparelhos ficaram instalados no período de abril/maio de 2018, enquanto na MC permaneceram no período de outubro/novembro de 2019. Na tabela 1 podem ser observados os valores médios tanto da T quanto da UR nos diferentes locais.

Tabela 1. Médias \pm erros-padrão da temperatura média (T °C) e umidade relativa do ar (UR %) registrados nas bordas adjacentes a área de cultivo agrícola (BAC) e adjacentes ao reflorestamento (BAR) no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e na Mata do Cici (MC).

	T (°C)		UR (%)	
	BAC	BAR	BAC	BAR
PEMG	22,7 \pm 0,07	23,3 \pm 0,07	76,5 \pm 0,29	74 \pm 0,29
MC	26,6 \pm 0,04	25,9 \pm 0,04	66 \pm 0,13	66,4 \pm 0,12

Nas figuras 3 e 4, estão apresentadas, nos diferentes dias, as diferenças entre os maiores e menores valores de umidade relativa e temperatura, respectivamente, que foram aqui denominados de amplitude de umidade e amplitude térmica. Na mata do Cici, foi observada uma variação maior na umidade relativa e na temperatura na borda adjacente à área de cultivo agrícola quando comparada à área adjacente ao reflorestamento (Figura 4).

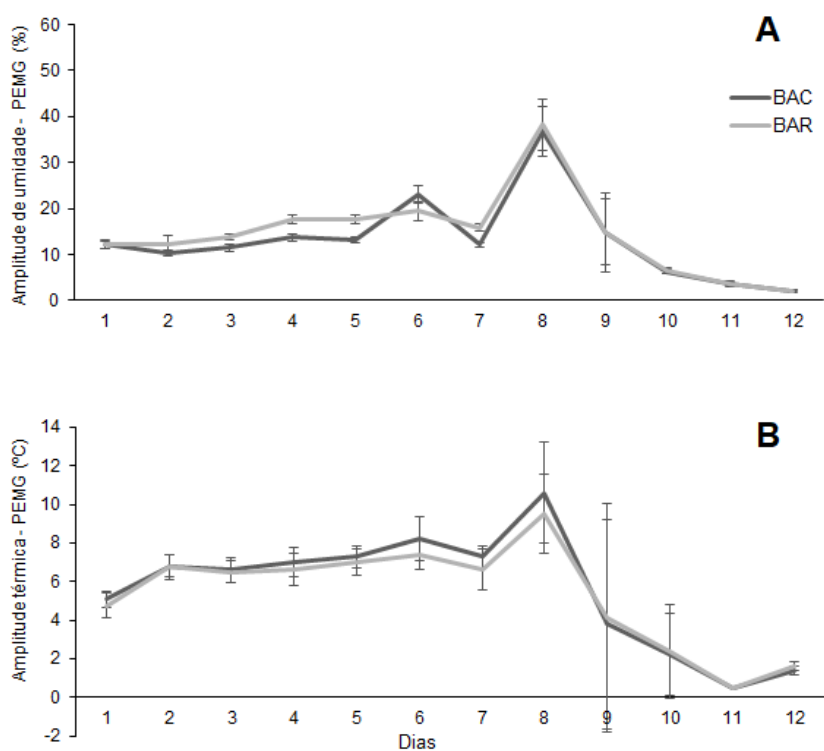


Figura 3. Médias \pm erros-padrão da amplitude da umidade relativa do ar (UR %) **(A)** e térmica (T °C) **(B)** no Parque Estadual Mata dos Godoy. Período: Abril/ Maio 2018. BAC – borda adjacente a área de cultivo agrícola; BAR – borda adjacente ao reflorestamento.

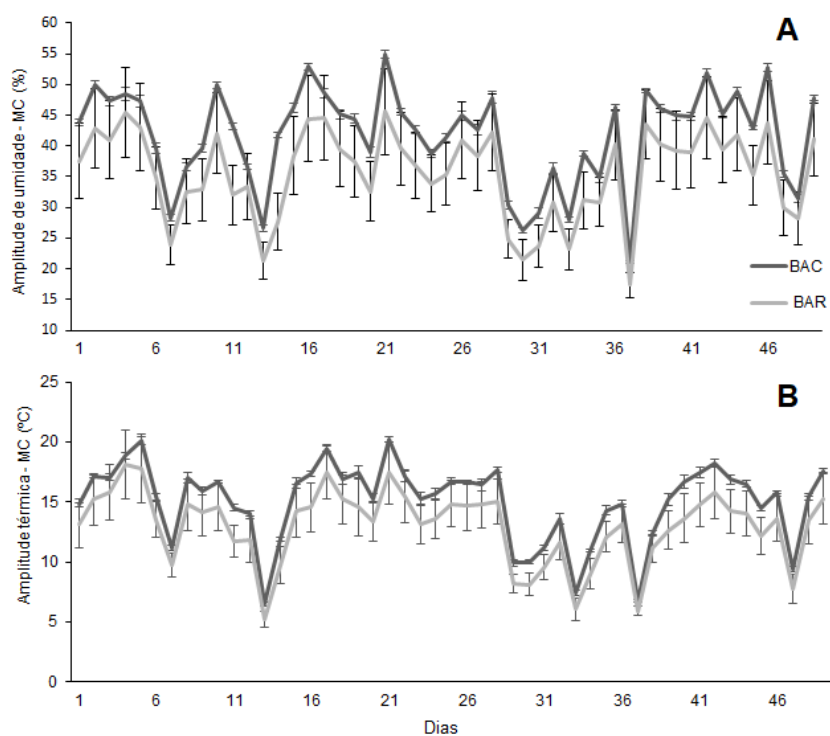


Figura 4. Médias \pm erros-padrão da amplitude da umidade relativa do ar (UR %) **(A)** e térmica (T °C) **(B)** na Mata do Cici. Período: Outubro/ Novembro 2019. BAC – borda adjacente a área de cultivo agrícola; BAR – borda adjacente ao reflorestamento.

4.3. ANÁLISE QUÍMICA E DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

As amostras de solo coletadas foram secas em estufa, em seguida peneiradas e cachimbadas para serem submetidas à análise química. Foram determinados os teores de C orgânico total por meio de cálculo a partir da titulação do processo de oxidação de matéria orgânica, N total pelo método Kjeldahl, P pelo extrator Mehlich-1 e espectrofotometria UV-Vis, potássio pelo extrator Mehlich-1 e absorção atômica de chama Ar-acetileno, e cálcio e magnésio extraídos com solução cloreto de potássio e espectrometria de absorção atômica. Também se determinaram o pH em cloreto de cálcio por potenciometria, a capacidade de troca catiônica efetiva (CTC) e saturação por bases (V%), e o teor de matéria orgânica (MOT) pela oxidação com dicromato de sódio seguida de espectrofotometria. Estas análises foram realizadas pela empresa Instituto de Tecnologia e Laboratórios (ITL) em Londrina – PR (SILVA, 2009; ANDRADE *et al.*, 2001).

As mesmas amostras de solo, em umidade de campo e preservadas sob refrigeração, também foram utilizadas para análise da BMS após peneiramento em malha de 4 mm. Foram determinados o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM, respectivamente), respiração basal do solo (RBS), razão carbono/nitrogênio da biomassa microbiana (C/N), quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano ($qMic$). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia do Solo da Embrapa Soja em Londrina - PR.

Para estimativa do CBM e NBM, as amostras foram submetidas ao método de extração-fumigação (VANCE *et al.*, 1987) e determinadas por técnicas colorimétricas. Antes da fumigação, a umidade foi corrigida para 60% da capacidade de retenção de água. Cada amostra foi separada em duas alíquotas de 20 g, cuja umidade foi ajustada com base no teor de água. As alíquotas de cada amostra foram fumigadas com clorofórmio em câmara de vácuo a -0.08 MPa por 24 h no escuro. As alíquotas não fumigadas também foram mantidas por 24 h no escuro. Após esse período, foram adicionados 80 mL de uma solução extratora de K_2SO_4 0,5 Mol L⁻¹ às amostras, que depois foram agitadas, centrifugadas e filtradas para obtenção do sobrenadante como extrato para a quantificação do C e N.

Para determinação do CBM adicionou-se 1 mL de Mn (III) - pirofosfato com 1 mL de ácido sulfúrico a 1 mL do extrato obtido. O mesmo foi adicionado para os padrões de diferentes concentrações de carbono, preparado com

ácido oxálico. A reação foi deixada em repouso por 16 h e após esse tempo as amostras foram lidas em espectrofotômetro a 495 nm (Genesys 10S UV-Vis, Thermo Scientific).

Para determinação do NBM, em 20 mL do extrato das amostras foi adicionado um catalisador composto de $K_2SO_4 + CuSO_4$ (10:1 m/m) e 1,5 mL de ácido sulfúrico. Essa mistura foi submetida à digestão sulfúrica com aumento gradativo de temperatura até atingir 350 °C. O extrato resultante foi diluído em duas etapas, sendo a primeira de 60x e a segunda de 10x. Em seguida, as amostras foram submetidas à determinação dos teores de N pelo método azul de indofenol com leitura em espectrofotômetro a 630nm (Genesys 10S UV-Vis, Thermo Scientific).

Para RBS, 50 g de cada amostra tiveram a umidade corrigida para 60% da capacidade de retenção de água e incubadas em frascos hermeticamente fechados por 7 dias a 28 °C no escuro, com 10 mL de NaOH 0,5 M empregada como armadilha para o CO_2 . Após esse período, foi adicionado 1 mL de $BaCl_2$ saturado e 5-7 gotas de uma solução de fenolftaleína ao recipiente com NaOH. Em seguida, realizou-se a titulação do NaOH remanescente com HCl 0,5 M, para a estimativa da quantidade de CO_2 liberada por grama de solo (ALEF, 1995). O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado pela razão entre RBS e CBM (ANDERSON; DOMSCH, 1993) e o quociente microbiano ($qMic$) foi calculado pela razão CBM/carbono orgânico total. Também foi calculada a razão C/N da biomassa microbiana (RONDINA *et al.*, 2019).

4.4. ANÁLISES BIOQUÍMICAS DOS TECIDOS DE PLANTAS

4.4.1. Dosagens de Metabólitos Primários

Foi coletado aproximadamente 0,2 g de folha fresca por indivíduo/espécie para dosagem de proteínas totais, NO_3^- e aminoácidos totais. Estas foram mantidas em geladeira em 5 mL de solução de MCW (metanol: clorofórmio: água, 12:5:3, v:v:v) para extração dos compostos de baixo peso molecular. Após 5 dias, as folhas foram trituradas em nitrogênio líquido (N_2).

A quantidade de proteínas totais foi determinada colorimetricamente com o reagente Comassie Blue (BRADFORD, 1976) a partir do precipitado

resultante da extração do MCW, seguida de lavagem com água deionizada e centrifugação. Foi adicionado ao sobrenadante resultante 1 mL de NaOH 0,1 M e mantida em incubação por 24 h. Após esse período, foi realizada a leitura da absorbância a 595 nm.

Para dosagem de NO_3^- , folhas trituradas foram submetidas às reações com cloreto de vanádio (VCl_3 0,4% em HCl 0,5 N) e reagente de Griess (sulfanilamida 1% em HCl 1,5 N e N-naftil-etilenodiamina 0,02%). A determinação foi realizada colorimetricamente com a leitura da absorbância a 540nm (MIRANDA *et al.*, 2001).

O teor de aminoácidos totais também foi determinado colorimetricamente pela reação com tampão citrato 0,2 M (pH 5,0), ninhidrina 5% e KCN 0,01 M diluídos em metilcelusolve (YEMM; COCKING, 1955). A reação foi feita em tubos fechados por 20 minutos a 100 °C e após esfriamento da solução foi adicionado etanol 60%. A leitura da absorbância foi feita a 570 nm. Em todas as análises colorimétricas as leituras das absorbâncias foram realizadas utilizando-se um leitor de microplacas Spectra Max Plus 384. Os parâmetros acima citados não foram avaliados na espécie *C. gonocarpum* na Mata do Cici.

4.4.2. Determinação de Nitrogênio e Fósforo Totais nas Folhas

As folhas recém-coletadas de todas as espécies selecionadas foram lavadas e secas em estufa a 60 °C por aproximadamente três dias, até atingirem massa constante, para a quantificação dos macronutrientes N e P. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Solos do Departamento de Agronomia da UEL.

A determinação do N total foi feita pelo método de Kjeldahl que consiste em submeter as amostras à digestão sulfúrica, destilação e titulação. Na etapa da digestão, uma solução digestora contendo ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado foi adicionada a 0,1 g de folhas trituradas. Em seguida, as amostras foram colocadas em blocos digestores, cuja temperatura foi gradativamente aumentada até atingir 350° C. Após o esfriamento do extrato obtido, foi feita a destilação, em que hidróxido de sódio (NaOH) foi adicionado ao extrato e o produto da destilação foi recolhido em um recipiente contendo uma solução indicadora com ácido bórico (H_3BO_3). Em seguida, foi feita a titulação com ácido sulfúrico padronizado, cujo volume gasto foi utilizado para determinar a quantidade de N total

na amostra, g kg⁻¹.

Para determinação dos teores de P (g kg⁻¹) foram adicionados, em tubos de digestão contendo 0,5 g de folhas secas trituradas, os ácidos nítrico e perclórico (2:1, v:v). O conjunto foi transferido para o bloco digestor, cuja temperatura foi gradativamente aumentada a cada 30 minutos até atingir o máximo de 210° C. O extrato obtido da digestão foi diluído em 25 mL de água deionizada (diluição 1) e depois 0,5 mL dessa diluição foi adicionado a 4,5 mL de água deionizada (diluição 2). Em seguida, foi adicionado à amostra o reagente padrão STM (solução de trabalho de molibdato) e ácido ascórbico, deixando a reação ocorrer por 30 minutos. Após isso, a concentração de fósforo foi determinada por colorimetria a 660 nm.

4.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados foram primeiramente submetidos aos testes Shapiro-Wilk e Bartlett para testar a normalidade e homogeneidade de variâncias, respectivamente. Quando os pressupostos não foram atendidos, os dados foram transformados em log₁₀ ou raiz quadrada. Os dados da análise química e da microbiota do solo foram submetidos à análise de variância (ANOVA) de fator único seguida do teste de Fisher ($P \leq 0.05$) para comparação entre as bordas adjacentes às áreas agrícolas (BAC), as áreas de agricultura (A), as bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR), e os reflorestamentos (R). Os demais parâmetros foram submetidos ao teste *t* de Student ($P \leq 0.05$) para comparação entre a área da BAC e da BAR. Todos os testes foram feitos no programa R (versão 4.1.1).

5 RESULTADOS

5.1. ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO

No PEMG, o solo da A apresentou menores teores de carbono orgânico total, nitrogênio total, matéria orgânica, cálcio e CTC efetiva quando comparado com as áreas da BAC, da BAR e do R, porém foi observada uma maior concentração de fósforo. O potássio apresentou teores iguais em todas as áreas

amostradas, enquanto o magnésio, o pH e a saturação por bases foi menor na A quando comparado com a área da BAR (Tabela 2).

O solo do R no PEMG teve teores menores de carbono orgânico total, matéria orgânica, cálcio e magnésio, bem como menor saturação por bases, pH e CTC efetiva quando comparado com o solo da BAR. A área do R ainda apresentou solo com teor de nitrogênio total menor que os solos das áreas da BAC e da BAR, bem como menor teor de fósforo comparado com a área da BAC (Tabela 2).

Ainda em relação ao PEMG, o teor de fósforo foi maior no solo da área da BAC do que no solo da área da BAR, enquanto a concentração de magnésio, a saturação por bases, o pH e a CTC efetiva foram maiores na área da BAR do que na da BAC (Tabela 2). Não houve diferença entre as bordas quanto aos teores de carbono orgânico total, nitrogênio total, matéria orgânica, potássio e cálcio.

Tabela 2. Atributos químicos dos solos da área do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R - reflorestamento.

PEMG	BAC	A	BAR	R
Carbono orgânico total (g dm ⁻³)	24,86 \pm 0,696 ab	14,79 \pm 0,967 c	25,41 \pm 2,202 a	20,90 \pm 1,178 b
Nitrogênio total (g Kg ⁻¹)	3,36 \pm 0,157 a	1,69 \pm 0,061 c	3,17 \pm 0,110 a	2,51 \pm 0,093 b
Matéria Orgânica (g dm ⁻³)	42,76 \pm 1,198 ab	25,45 \pm 1,664 c	43,70 \pm 3,787 a	35,96 \pm 2,026 b
Fósforo (mg dm ⁻³)	3,05 \pm 0,252 b	13,98 \pm 2,850 a	1,84 \pm 0,151 c	2,02 \pm 0,086 c
Potássio (cmol _c dm ⁻³)	0,50 \pm 0,070 a	0,43 \pm 0,049 a	0,53 \pm 0,034 a	0,57 \pm 0,051 a
Cálcio (cmol _c dm ⁻³)	11,19 \pm 0,611 ab	7,72 \pm 0,649 c	12,93 \pm 0,684 a	9,64 \pm 0,532 b
Magnésio (cmol _c dm ⁻³)	2,06 \pm 0,155 b	1,81 \pm 0,152 b	2,82 \pm 0,100 a	2,16 \pm 0,100 b
Saturação por bases (V%)	72,02 \pm 2,664 b	70,50 \pm 2,616 b	81,94 \pm 1,074 a	72,07 \pm 2,082 b
pH CaCl ₂	5,19 \pm 0,226 b	5,58 \pm 0,092 b	6,11 \pm 0,093 a	5,37 \pm 0,083 b
CTC efetiva (cmol _c dm ⁻³)	13,75 \pm 0,760 b	9,97 \pm 0,831 c	16,28 \pm 0,625 a	12,38 \pm 0,655 b

Na área MC o solo da A apresentou valores menores de carbono orgânico, nitrogênio total, matéria orgânica, magnésio e CTC efetiva quando comparado aos solos das áreas da BAC, do R e da BAR. Foi observado na área A menores teores de potássio e cálcio, além de menor saturação por bases quando comparado com as áreas da BAR e do R. O pH foi menor na A que na área da BAR, e a concentração de fósforo foi maior na A do que nas outras três áreas amostradas

(Tabela 3).

Na comparação entre as áreas do R, da BAC e da BAR foi observado que o solo do R na MC, apresentou menor teor de carbono orgânico, nitrogênio total e matéria orgânica do que as áreas da BAC e da BAR. Foi observado também na área do R maior concentração de potássio no solo que nas áreas da BAC e da BAR, menores concentrações de magnésio que na área da BAR e a CTC efetiva foi maior que na área da BAC. A área do R apresentou maior teor de cálcio que no solo da área da BAC, porém menor quando comparada à área da BAR. A saturação de bases e o pH apresentaram os maiores valores na área da BAR. Não houve diferença no teor de fósforo entre a área de R e as áreas de BAR (Tabela 3).

A comparação entre as bordas na MC demonstrou que o solo da área da BAR apresentou maiores teores de fósforo e cálcio, além de maior pH, CTC efetiva e saturação por bases em relação à área da BAC. Os demais parâmetros avaliados foram iguais nas duas bordas (Tabela 3).

Tabela 3. Atributos químicos dos solos da área da Mata do Cici (MC). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R - reflorestamento.

MC	BAC	A	BAR	R
Carbono orgânico total (g dm ⁻³)	26,78 \pm 1,486 a	15,29 \pm 0,477 c	29,81 \pm 1,352 a	22,82 \pm 0,829 b
Nitrogênio total (g Kg ⁻¹)	3,47 \pm 0,260 a	1,81 \pm 0,062 c	3,34 \pm 0,115 a	2,56 \pm 0,139 b
Matéria Orgânica (g dm ⁻³)	46,06 \pm 2,555 a	26,3 \pm 0,820 c	51,28 \pm 2,326 a	39,25 \pm 1,426 b
Fósforo (mg dm ⁻³)	5,13 \pm 1,225 c	25,29 \pm 1,862 a	12,23 \pm 3,408 b	6,84 \pm 0,542 bc
Potássio (cmol _c dm ⁻³)	0,68 \pm 0,077 bc	0,54 \pm 0,048 c	0,93 \pm 0,138 b	1,32 \pm 0,024 a
Cálcio (cmol _c dm ⁻³)	13,25 \pm 1,133 c	11,34 \pm 0,874 c	19,41 \pm 0,128 a	16,32 \pm 0,517 b
Magnésio (cmol _c dm ⁻³)	2,89 \pm 0,098 ab	1,90 \pm 0,123 c	2,60 \pm 0,102 b	3,20 \pm 0,161 a
Saturação por bases (V%)	83,69 \pm 1,809 bc	81,86 \pm 1,756 c	91,47 \pm 0,192 a	86,36 \pm 0,705 b
pH CaCl ₂	6,23 \pm 0,163 b	6,24 \pm 0,159 b	7,18 \pm 0,022 a	6,25 \pm 0,069 b
CTC efetiva (cmol _c dm ⁻³)	16,82 \pm 1,162 b	13,78 \pm 0,788 c	22,95 \pm 0,277 a	20,84 \pm 0,671 a

5.2. ANÁLISE DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

O CBM, o NBM e a RBS no solo da área de A no PEMG foram menores que dos solos das áreas da BAC, da BAR e do R. Além disso, A também apresentou valores mais baixos de qCO_2 em relação à área da BAR e $qMic$ em

relação à área do R. Já a razão C/N da BMS apresentou maior valor na área de A em relação a todas outras áreas (Tabela 4).

O solo do R, ainda no PEMG, apresentou maior CBM em relação a BAR e de q_{Mic} em relação às duas bordas. O NBM, a RBS, a razão C/N e o q_{CO_2} de solo do R mantiveram valores próximos quando comparado com BAC e BAR (Tabela 4).

No PEMG, não foi observada diferença entre BAC e BAR em nenhum dos parâmetros da BMS avaliados (Tabela 4).

Tabela 4. Atributos microbiológicos dos solos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R – reflorestamento; CBM - carbono da biomassa microbiana; NBM - nitrogênio da biomassa microbiana; RBS - respiração basal do solo; C/N - razão carbono/nitrogênio da biomassa microbiana; q_{CO_2} - quociente metabólico; q_{Mic} - quociente microbiano.

PEMG	BAC	A	BAR	R
CBM (mg kg ⁻¹)	806,22 \pm 48,73 ab	457,92 \pm 41,52 c	704,90 \pm 49,14 b	914,63 \pm 45,47 a
NBM (mg kg ⁻¹)	102,55 \pm 13,02 a	25,65 \pm 2,92 b	89,37 \pm 9,20 a	116,05 \pm 9,03 a
RBS (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ d ⁻¹)	20,11 \pm 2,39 a	6,73 \pm 1,55 b	21,10 \pm 1,63 a	21 \pm 1,64 a
C/N (mg mg ⁻¹)	8,27 \pm 0,84 b	19,38 \pm 3,56 a	8,07 \pm 0,48 b	8,10 \pm 0,80 b
q_{CO_2} (mg C-CO ₂ g ⁻¹ CBM h ⁻¹)	1,08 \pm 0,18 ab	0,68 \pm 0,23 b	1,26 \pm 0,10 a	0,95 \pm 0,05 ab
q_{Mic} (%)	3,27 \pm 0,28 b	3,20 \pm 0,44 b	2,83 \pm 0,26 b	4,44 \pm 0,38 a

Na MC, o solo de A teve menor CBM, NBM e RBS em relação às áreas da BAC, da BAR e do R. Além disso, também apresentou menor q_{CO_2} em relação à área da BAR e menor q_{Mic} em relação ao R. A razão C/N da biomassa microbiana foi maior em A que nas áreas da BAC e da BAR (Tabela 5).

O solo do R apresentou maior CBM, razão C/N da biomassa e q_{Mic} que os solos das áreas da BAC e da BAR. O NBM do R foi menor quando comparado com as duas bordas e a RBS e o q_{CO_2} foram menores em relação à área da BAR (Tabela 5).

A comparação entre bordas na MC mostrou que a RBS e o q_{CO_2} foram maiores na área da BAR do que na área da BAC. Os outros parâmetros analisados mantiveram-se semelhantes entre as bordas (Tabela 5).

Tabela 5. Atributos microbiológicos dos solos na Mata do Cici (MC). Médias \pm erro padrão seguidas de letras diferentes nas linhas indicam diferenças significativas pelo teste de Fisher ($P \leq 0.05$). BAC - borda adjacente à área de cultivo agrícola; A - agricultura; BAR - borda adjacente ao reflorestamento; R - reflorestamento; CBM - carbono da biomassa microbiana; NBM - nitrogênio da biomassa microbiana; RBS - respiração basal do solo; C/N - razão carbono/nitrogênio da biomassa microbiana; qCO_2 - quociente metabólico; $qMic$ - quociente microbiano.

MC	BAC	A	BAR	R
CBM ($mg\ kg^{-1}$)	632,54 \pm 57,69 b	311,82 \pm 40,82 c	583,97 \pm 79,27 b	814,79 \pm 28,51 a
NBM ($mg\ kg^{-1}$)	84,48 \pm 5,84 a	26,84 \pm 1,64 c	87,14 \pm 7,36 a	61,35 \pm 6,47 b
RBS ($mg\ C-CO_2\ kg^{-1}\ d^{-1}$)	17,25 \pm 1,94 b	6,70 \pm 1,24 c	27,55 \pm 2,86 a	14,67 \pm 1,64 b
C/N ($mg\ mg^{-1}$)	7,51 \pm 0,58 b	12,02 \pm 1,97 a	6,99 \pm 1,29 b	13,93 \pm 1,63 a
qCO_2 ($mg\ C-CO_2\ g^{-1}\ CBM\ h^{-1}$)	1,15 \pm 0,10 b	0,93 \pm 0,18 b	2,09 \pm 0,36 a	0,75 \pm 0,09 b
$qMic$ (%)	2,31 \pm 0,24 b	2,05 \pm 0,28 b	1,93 \pm 0,18 b	3,47 \pm 0,16 a

5.3. ANÁLISES BIOQUÍMICAS DOS TECIDOS DE PLANTAS

A espécie *C. gonocarpum* apresentou maior teor de proteína total na área da BAC em relação à área da BAR ($P < 0.05$). Já em *A. concolor*, o teor de proteína foi maior na área da BAR comparado à área da BAC no PEMG ($P < 0.001$). *A. polyneuron* não apresentou diferença no teor de proteínas nas folhas entre as bordas (Figura 5).

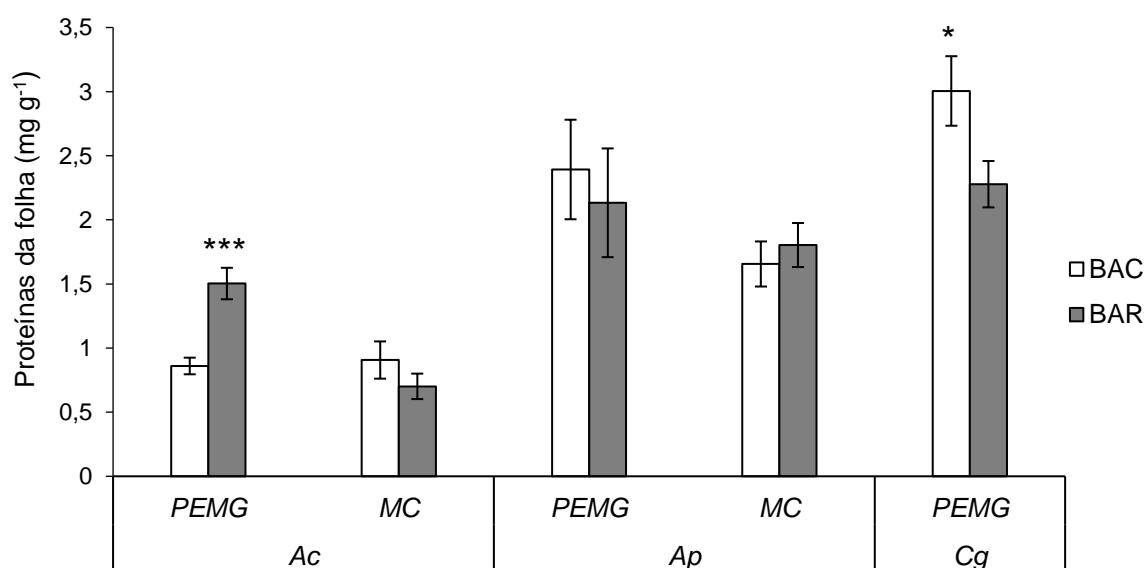


Figura 5. Teores de proteínas totais nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão ($n = 9$). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de t de Student (* $P \leq 0.05$; *** $P \leq 0.001$).

A concentração de nitrato nas folhas foi maior na área da BAC comparada à área da BAR nas espécies *A. concolor* no PEMG ($P < 0.05$) e *A. polyneuron* na MC ($P < 0.001$). Assim como o teor de proteínas, a espécie *C. gonocarpum* não apresentou diferença entre as bordas (Figura 6).

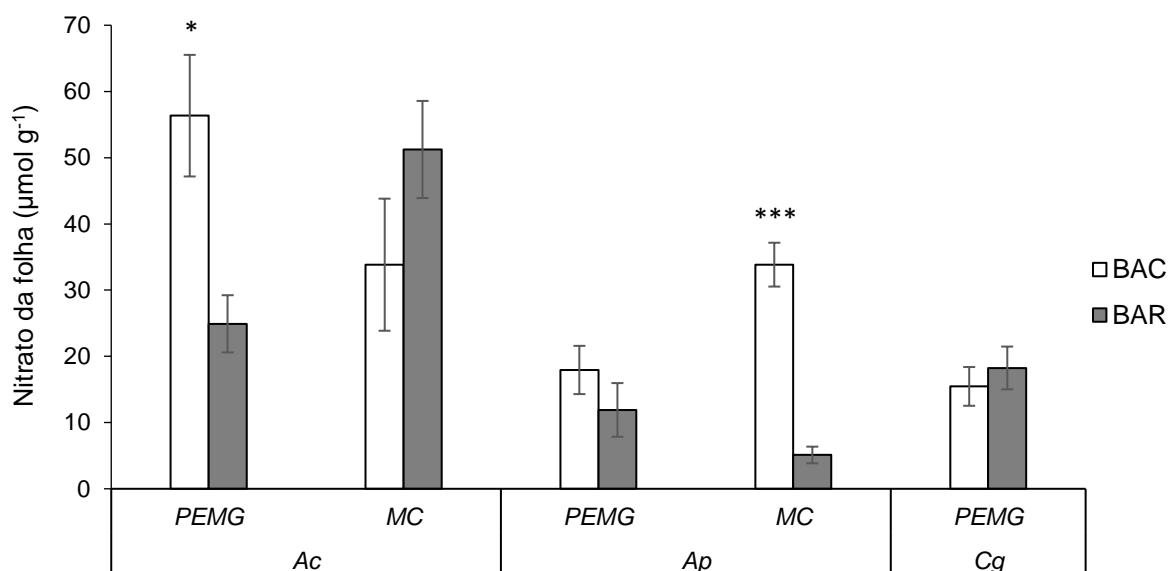


Figura 6. Teores de nitrato nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão ($n = 9$). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de *t* de Student (* $P \leq 0.05$; *** $P \leq 0.001$).

O teor de aminoácidos totais nas folhas de *A. concolor* foi maior na área da BAC em relação à área da BAR no PEMG ($P \leq 0.05$). As espécies *A. polyneuron* e *C. gonocarpum* não apresentaram diferenças entre as bordas para esse atributo (Figura 7).

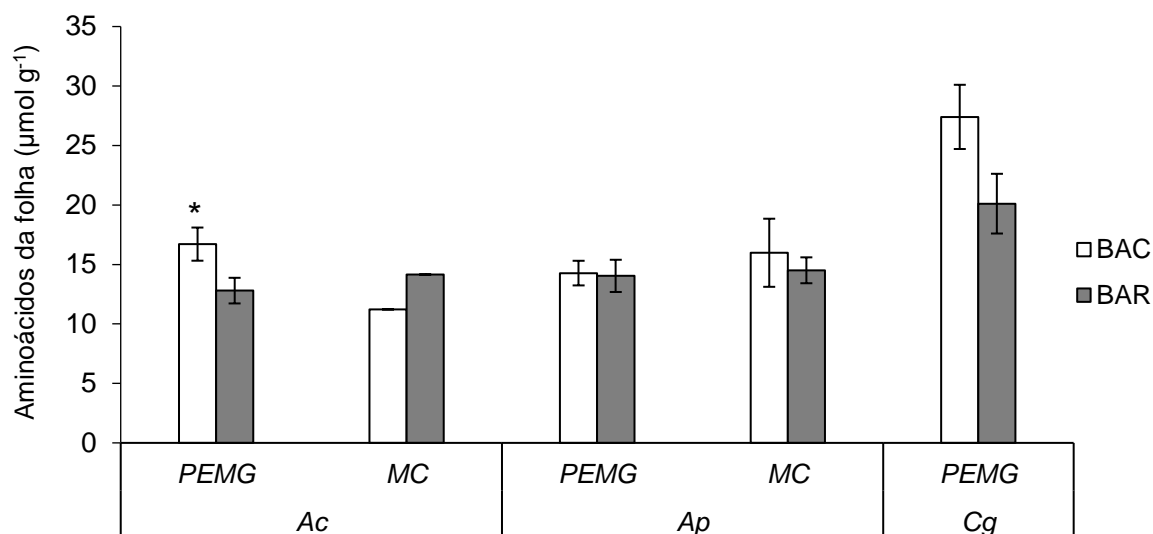


Figura 7. Teores de aminoácidos nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de *t* de Student (* $P < 0.05$).

O teor de nitrogênio total não diferiu entre as bordas em nenhuma das espécies avaliadas em ambas as áreas (Figura 8). Quanto ao teor de fósforo, houve maiores teores nas folhas área da BAC em relação à área da BAR, somente na espécie *C. gonocarpum* no PEMG ($P \leq 0.05$) (Figura 9).

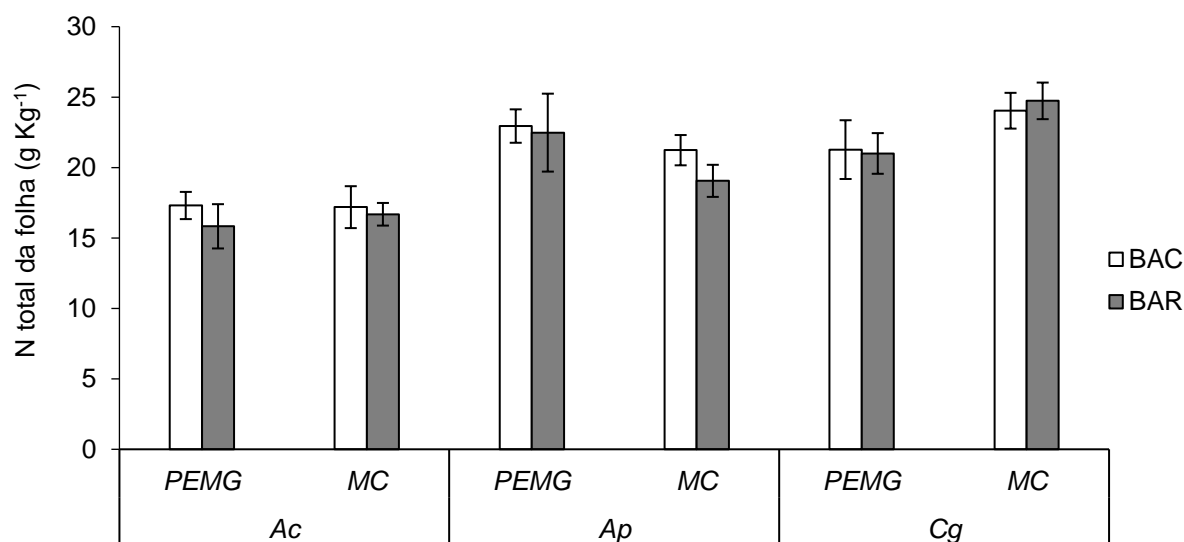


Figura 8. Teores de nitrogênio total nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de *t* de Student (** $P \leq 0.01$).

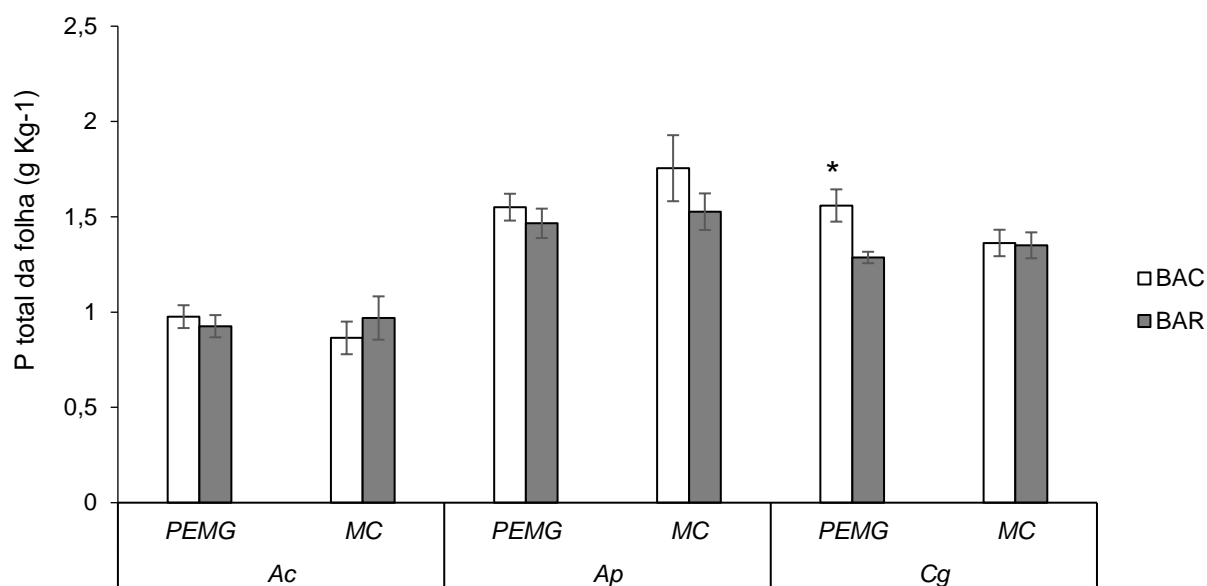


Figura 9. Teores de fósforo total nas folhas de *Actinostemon concolor* (Ac), *Aspidosperma polyneuron* (Ap) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Cg) nas bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC) e nas bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Mata do Cici (MC). As barras no topo das colunas correspondem ao erro padrão (n = 9). Os asteriscos indicam comparações entre a BAC e a BAR pelo teste de *t* de Student (* $P \leq 0.05$).

6 DISCUSSÃO

6.1. ANÁLISE QUÍMICA E DA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

A análise química do solo demonstrou que nas duas áreas estudadas o solo da agricultura (A) é diferente dos solos das bordas adjacentes ao cultivo agrícola (BAC), das bordas adjacentes aos reflorestamentos (BAR) e dos reflorestamentos (R). Os menores teores de carbono orgânico total e matéria orgânica tanto no PEMG quanto na MC na área da A comparada com as áreas de mata, caracterizam um solo com menor fertilidade que prejudica a nutrição mineral e conseqüentemente o crescimento e produtividade das plantas. Apesar da aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas, o N total foi menor na área da A em relação às outras áreas. Devido a complexa dinâmica deste nutriente no solo, o nitrato proveniente do fertilizante pode ser perdido por lixiviação para camadas mais profundas do solo (DINIZ, 2007) ou até mesmo para áreas adjacentes, principalmente entre ciclos de cultivo ou após a aplicação, quando a quantidade de N disponível se torna superior àquela requerida pelas plantas (FAGOTTI *et al.*, 2012). Parte do NO_3^- aplicado na área A ainda pode ter sofrido desnitrificação e,

portanto, o solo perde formas gasosas de N para a atmosfera. Porém, a data de coleta dos solos neste estudo coincidiu com período de cultivo de soja, em que não é feita aplicação de fertilizantes nitrogenados e sim a inoculação das sementes com bactérias simbiotes que fazem a fixação biológica do N. Portanto, o menor teor de N encontrado na área agrícola pode ser devido ao consumo do N pelas plantas cultivadas, dada sua importância na produtividade destas plantas e também pelo menor teor de MOS observado nessa área. Resultados similares foram observados por FAGOTTI *et al.* (2012) em solos agrícolas, que apresentaram maiores taxas de nitrificação e menor potencial para suprir a nutrição das plantas, quando comparada com áreas de reflorestamento e áreas de mata nativa de Florestas Estacional Semidecidual e Ombrófila Mista. Para determinar o N total como um possível marcador da influência das áreas agrícolas sobre as bordas de fragmentos adjacentes, seria importante agregar avaliações, por exemplo, determinar as taxas de transformação do N no solo e a forma de N que é aplicada na fertilização.

Os teores de fósforo encontrados na área A nos dois locais estudados foram muito maiores do que nas áreas das BAC, das BAR e dos R. O extrato de Mehlich-I determina o P disponível. A adsorção do P nas partículas do solo varia de acordo com o teor de argila, as quantidades de óxidos e hidróxidos de Fe e Al e também de MOS (FINK *et al.*, 2014; MALUF *et al.*, 2018). Os dois primeiros fatores são, teoricamente, iguais nos solos comparados, porém a área A apresentou menor teor de MOS. O maior teor de MOS nas áreas de mata favorece a disponibilização do P pois as cargas negativas provenientes dessa fonte competem pela aderência aos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, e desta forma diminui os sítios de ligação disponíveis para o P (ALMEIDA *et al.*, 2003). Portanto, a área A apresenta um excesso de P provavelmente proveniente de adubos fosfatados sem relação a quantidade de MOS. De acordo com o observado, o teor de fósforo por si só não parece ser um bom marcador da influência de áreas agrícolas sobre fragmentos florestais.

Os teores dos cátions nos fragmentos foram bastante variados, mas sempre menores na A ou iguais em relação às outras áreas. Apesar disso, a saturação por bases, que indica o quanto de cargas positivas estão adsorvidas em partículas negativas do solo disponibilizando cátions para as plantas, foi semelhante nas diferentes áreas. Esses resultados podem ser explicados por uma possível utilização da técnica de calagem que promove a redução da acidez do solo

aumentando a saturação por bases pela adição de Ca^{2+} e Mg^{2+} , que são gradualmente liberados no solo. Mesmo alguns dos cátions estando em quantidades iguais entre a área A e as outras áreas, a menor CTC efetiva encontrada no solo da área A em relação aos solos das áreas florestadas e reflorestada indicam remoção desses cátions pelas plantas cultivadas (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013), além deste solo apresentar menor teor de MOS, que é uma importante fonte de cargas negativas nos solos tropicais. A calagem permite a diminuição da acidez do solo, o que pode ser uma explicação do porquê, neste estudo, os valores de pH das áreas A foram semelhantes às das áreas das bordas dos fragmentos e do reflorestamento. Este atributo influencia na disponibilidade de nutrientes, que se tornam mais disponíveis em pH levemente ácidos em torno de 5,5 a 6,5 (BORTOLON, 2005; SILVA *et al.*, 2020). Em ambientes naturais o que mantém o pH nessa faixa é principalmente a mineralização da matéria orgânica pelos microrganismos (FANG *et al.*, 2005; MIRANSARI, 2011) e a absorção de amônio pelas plantas, através da liberação de H^+ pelas raízes, no processo (DINIZ, 2007).

Na comparação entre as áreas da BAR com o R também pode ser observado, especialmente no PEMG, que a borda do fragmento florestal apresentou um solo de maior qualidade que o R, observado principalmente pelos maiores teores de carbono, nitrogênio, cátions e matéria orgânica, além de maior CTC efetiva e saturação por bases. Os reflorestamentos tendem a apresentar características similares a fragmentos que os rodeiam, porém com uma dinâmica diferente e frequentemente de qualidade inferior devido a uma pré exploração do local, resultando em uma área de menor fertilidade pelo esgotamento de nutrientes. Desta forma, fica evidente que o solo de uma área de mata nativa oferece melhores condições que favorecem a nutrição das plantas, e estas melhores condições são dadas pelo próprio envolvimento das plantas e da comunidade microbiana na ciclagem de nutrientes dentro do ecossistema florestal.

Na comparação das áreas das BAC em relação as áreas das BAR, não foram observadas diferenças nos teores de carbono orgânico total, nitrogênio total e matéria orgânica em nenhum dos fragmentos avaliados e os teores dos cátions variaram nos dois locais. O pH do solo da BAC foi menor que o solo da área da BAR tanto no PEMG quanto na MC. Estudos têm reportado que o aumento da deposição de N provoca acidificação do solo (MAO *et al.*, 2021; LU *et al.*, 2011), portanto a área da A pode estar influenciando no pH do solo da área da BAC, sendo

necessário análises complementares para confirmar essa possível influência. A área da BAR apresentou maior CTC efetiva e saturação por bases que o solo da BAC, indicando uma maior capacidade deste solo em oferecer condições melhores para nutrição das plantas. Com esses resultados, o pH, associado à CTC e à saturação por bases podem ser considerados bons marcadores da influência da área agrícola sobre a borda de fragmentos florestais.

Também pode ser observado que o teor de fósforo, no PEMG, foi maior na área da BAC que na BAR, o que não necessariamente está disponível para as plantas, visto que os fosfatos têm alta adsorção em óxidos e hidróxidos de Al e Fe. Apesar de o P ser de baixa mobilidade no solo, PEÑUELAS *et al.* (2013) apontaram um aumento de P em corpos d'água devido a lixiviação deste nutriente aplicado excessivamente na forma de adubos fosfatados em áreas agrícolas adjacentes. Desta forma, o P pode estar sendo transferido da área da A para a área da BAC, sendo necessário análises complementares para confirmar essa possível transferência de fosfatos, como análise da topografia e medições de pluviosidade. Porém, na MC, o teor de fósforo se apresentou maior na BAR do que na BAC, o que pode estar relacionado com a maior ciclagem interna propiciada pela atividade dos microrganismos observada na BAR, inclusive a solubilização do P que poderia ser mais elevada devido à maior atividade microbiana. A variação nos teores de fósforo observadas nos fragmentos indica que esse parâmetro por si só não é bom marcador das alterações provocadas por influência de áreas de cultivo agrícolas.

A avaliação da biomassa microbiana do solo (BMS) demonstrou que os solos das áreas com formação arbórea (BAC, BAR e R) apresentaram maior quantidade em relação as áreas da A. Os menores teores de CBM, NBM e menor RBS, encontrados tanto no PEMG quanto na MC indicam que o manejo do solo para o cultivo agrícola prejudica a comunidade microbiana interferindo na ciclagem de nutrientes e na mineralização da matéria orgânica nas formações florestais. O menor NBM observado indica menor imobilização temporária de N na BMS e, desta forma, menos N está prontamente disponível para ser mineralizado pelos microrganismos. Associado a isso, o teor de N total do solo da área A também foi menor, possivelmente devido à assimilação deste pelas plantas, levando a uma exaustão de N, mas também pela mineralização da MOS que é o seu principal estoque. Resultado similar foi encontrado por FAGOTTI *et al.* (2012) em que áreas agrícolas localizadas no sul do Paraná, as quais apresentaram menor teor de N total e NBM

do que áreas de mata nativa e reflorestamentos, o que foi associado com a qualidade dos resíduos orgânicos que entram no sistema do solo já que áreas de mata apresentam maior deposição de serapilheira. SILVA *et al.* (2010) relataram que diferentes manejos de solos agricultáveis diminuem o CBM em relação às áreas de vegetação nativa do Cerrado, pois a capacidade de retenção de água, a deposição de matéria orgânica e um sistema de raízes maior e mais complexo favorecem a manutenção da BMS no solo. Além disso, a diminuição na BMS em áreas de cultivo também foi associada ao uso de inseticidas.

O solo da área A apresentou altos valores de razão C/N da BMS, sendo que na área agrícola adjacente ao fragmento florestal do PEMG foi maior em relação às outras áreas e na área agrícola adjacente à MC em relação às áreas da BAC e da BAR. Esse cálculo permite inferir sobre a composição da comunidade microbiana local, já que os valores encontrados indicam uma predominância de fungos ou a presença de estruturas de resistência de fungos e bactérias (MOORE *et al.*, 2000).

A redução no teor de MOS afeta a diversidade microbiana podendo comprometer a funcionalidade do solo (RASCHKE; CADISCH, 2013), e de fato, o teor de matéria orgânica encontrado nas áreas A foi menor em relação às outras áreas nos dois locais avaliados. A baixa atividade metabólica, observada nos índices de RBS e qCO_2 , indicam que a alta razão C/N provavelmente se deve à presença de estruturas de resistências, que surgem no contexto de um ambiente desfavorável para a BMS exercer suas funções. Ou seja, o solo da A se apresenta como um ambiente mais desfavorável para a comunidade microbiana.

O $qMic$ indica o quanto da BMS corresponde ao carbono orgânico total do solo e reflete uma reserva de nutrientes lábeis na fração viva da MOS que podem se tornar prontamente disponíveis. Tanto no PEMG quanto na MC, o $qMic$ foi maior na área do R em relação às áreas da BAC, A e BAR, indicando que o solo do R apresentou maior imobilização de C na BMS, o que sugere mais C lábil disponível para uso no seu metabolismo (KASCHUK *et al.*, 2009). Somado a isso, a área R ainda apresentou maior CBM em relação às outras áreas nos dois fragmentos, reforçando que o processo favorecido neste ambiente é a imobilização. A maior razão C/N observada no R em relação às duas bordas dos fragmentos na MC, também é um indício de imobilização de C, além da maior proporção de fungos que bactérias na comunidade microbiana (MOORE *et al.*, 2000).

Na MC, a BAR apresentou maior RBS e quociente metabólico (qCO_2) que a BAC. Essa maior atividade biológica pode indicar maior taxa de decomposição e mineralização de resíduos orgânicos favorecendo o processo de disponibilização de nutrientes para as plantas (SOUZA, 2020), mas também pode indicar um consumo intenso de C lábil pelos microrganismos que pode levar à uma diminuição nos teores de MOS e acarretar consequências negativas nos atributos químicos e físicos do solo como a alteração na agregação das partículas, na capacidade de troca de cátions e na capacidade de retenção de água (TÓTOLA; CHAER, 2002). Baixos valores de qCO_2 indicam maior eficiência no uso do C e conseqüentemente menor perda deste para atmosfera, mantendo esse nutriente imobilizado na BMS. Porém, enquanto ecossistemas mais maduros apresentam menores valores de qCO_2 , ambientes mais jovens apresentam valores maiores, indicando um ambiente submetido a estresses ou distúrbios (TÓTOLA; CHAER, 2002). Visto que a BMS está perdendo mais C para atmosfera pela liberação de CO_2 na respiração celular, a atividade metabólica da comunidade microbiana demonstrou menor eficácia na área da BAR e, portanto, se caracterizando como uma área que está sofrendo algum estresse ou distúrbio. Em estudo realizado por SOUZA (2020) nos mesmos fragmentos aqui analisados, foi constatado que a RBS foi maior em fragmentos florestais que em reflorestamentos, pois áreas com sucessão ecológica menos avançadas têm menor deposição de matéria orgânica.

O solo da BAR apresentou algumas características químicas e BMS mais favoráveis que o solo da BAC, indicando que a proximidade da borda dos fragmentos com os reflorestamentos pode ser um fator que contribui para a preservação do remanescente florestal a longo prazo, ao contrário da borda localizada adjacente à área de cultivo agrícola. Os parâmetros da BMS que melhor indicaram a qualidade do solo da BAR foram o qCO_2 e a RBS. Os resultados indicaram também que a razão C/N da BMS também parece ser um bom parâmetro para ser utilizado como biomarcador dos efeitos de áreas agrícolas adjacentes aos fragmentos florestais.

6.2. ANÁLISES BIOQUÍMICAS

A espécie *A. concolor*, típica de sub-bosque, apresentou maior teor de NO_3^- nas folhas na área da BAC em relação a BAR no PEMG. Apesar de não ter

sido avaliado o teor de NO_3^- no solo e não ter sido encontradas diferenças no teor de N total nos solos das diferentes áreas amostradas e nas folhas das plantas das diferentes áreas, é possível que o N aplicado nas áreas agrícolas possa ter sido transportado lateralmente para a borda do fragmento adjacente, visto que este ânion tem alta mobilidade em solos mais ácidos (SEKI, 2018). Esse possível fluxo lateral aumentaria o teor de N na borda do fragmento, podendo induzir uma maior absorção e acúmulo de N pela espécie. Além da influência da área agrícola sobre o fragmento adjacente, este resultado pode ser explicado por uma plasticidade das espécies na absorção de diferentes fontes de N influenciada por baixa ou alta luminosidade (DEBIASI *et al.*, 2021). O metabolismo do N sofre influência da luz pela ativação de enzimas fotossintéticas e da assimilação do N, pela indução do fluxo de NO_3^- nas células e pelo fornecimento de poderes redutores e ATP para o metabolismo do N (LILLO, 2008). A luminosidade no sub-bosque é limitada e, portanto, as espécies que ocorrem nesse estrato têm maior tendência a absorver NH_4^+ e quando absorve NO_3^- , o assimila preferencialmente nas raízes devido ao alto custo energético deste processo. Além disso, essa estratégia reduz a competição por poderes redutores e ATP com outros processos fisiológicos nas folhas, como observado por DEBIASI *et al.* (2019) na espécie *Eugenia brasiliensis* típica de sub bosque. Em concordância com este estudo, foi encontrado por DEBIASI *et al.* (2021), que a espécie de sub bosque *Guarea kunthiana*, sob baixa luminosidade, demonstrou utilizar esta estratégia de assimilação de fontes de N nas raízes, porém sob alta intensidade luminosa, aumentou o uso do NO_3^- principalmente nas folhas. A espécie *A. concolor* é encontrada no sub-bosque dos fragmentos e conseqüentemente a espécie não é adaptada a ambientes mais iluminados. Assim, se a área da BAC tinha incidência luminosa maior do que a BAR, assimilar o nitrato nas folhas pode ser vantajoso.

O alto teor de aminoácidos nas folhas de *A. concolor* na BAC em relação à BAR no PEMG, reforça a hipótese de que o teor de N no solo está aumentado, pois o excesso deste pode induzir à adaptação no metabolismo do N das plantas, que aloca esse nutriente em moléculas nitrogenadas, como proteínas e aminoácidos (BAUER *et al.*, 2004; BUBIER *et al.*, 2011). Apesar desta espécie estar acumulando mais NO_3^- na folha, é possível deduzir que também está ocorrendo assimilação de N na raiz e conseqüente translocação dos produtos deste processo para as folhas, indicando a plasticidade desta espécie quanto à absorção e assimilação de diferentes fontes de N sob diferentes intensidades luminosas. Os

fragmentos estudados são de florestas semidecíduas, em que a incidência luminosa varia espacial e temporalmente (LEMOS-FILHO *et al.*, 2010) e portanto, pode induzir essa resposta (DEBIASI *et al.*, 2021). Resultados similares foram observados por MAO *et al.* (2018) em que espécies de sub bosque em uma floresta tropical na China apresentaram aumento de proteínas e aminoácidos nas folhas quando submetidas a maior adição de N. O maior teor de proteínas nas folhas da área da BAR em relação a área da BAC indica maior acúmulo de produto da assimilação do N.

A espécie *A. polyneuron* apresentou maior teor de nitrato na área BAC em relação à BAR na MC. As espécies tolerantes à sombra exigem nutrientes em proporções menores que espécies intolerantes à sombra por possuírem um metabolismo mais lento e taxas fotossintéticas mais baixas. Desta forma, o acúmulo de NO_3^- nas folhas pode ser devido a uma menor atividade da enzima NR que atua na assimilação do N ou pode estar relacionado a um ajuste osmótico para promover a diminuição do potencial hídrico das células e assim induzir a maior absorção de água pelas células das folhas (CHAVES-FILHO; STACCIARINI-SERAPHIN; 2001). Esse resultado também pode indicar um provável aumento no teor de NO_3^- no solo da BAC, proveniente de um possível fluxo lateral a partir da área agrícola adjacente. No estudo de BARDY (2020) foi encontrado que esta mesma espécie apresentou acúmulo de NO_3^- , proteínas e N total nas folhas de mudas em casa de vegetação quando tratadas somente com solução de sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 2 mM) ou com solução nutritiva completa. SEKI (2018) avaliou a influência de áreas agrícolas sobre a borda adjacente no PEMG, observando acúmulo de NO_3^- nas folhas de *A. polyneuron*, e baixíssima atividade da NR nas folhas, indicando que esta espécie de fato acumula NO_3^- em detrimento da assimilação do N neste órgão. No presente estudo, *A. polyneuron* não apresentou nenhuma diferença nos teores de proteínas, aminoácidos ou N total nas folhas, sugerindo que esta espécie pode ter respostas diferentes por estar em condições de campo e devido as coletas terem sido de indivíduos mais velhos do que aqueles dos experimentos em casa de vegetação.

A espécie *C. gonocarpum* apresentou maior teor de proteínas e P nas folhas da área da BAC em relação à área BAR, no PEMG. A espécie *C. gonocarpum* tem crescimento e metabolismo mais lento por se desenvolver em ambientes sombreados. Desta forma, a maior concentração de P no solo da BAC pode ter induzido maior absorção de P pelas plantas desta espécie, e assim, este nutriente pode estar acumulando nas folhas na forma de enzimas envolvidas na

fotossíntese (HIDAKA; KITAYAMA, 2009), que em plantas sombreadas geralmente tem uma taxa mais baixa, e portanto menos ATP é requerido para realização de processos metabólicos. Resultado similar foi observado por LAWRENCE (2003), em que mudas de espécies tropicais tolerantes à sombra apresentaram maior teor de P foliar e maior crescimento relativo em resposta à adição de N e P.

O maior teor de proteínas observado nas folhas de *C. gonocarpum* na BAC indica maior assimilação e acúmulo de N nas folhas. Considerando classificações relacionadas a com posição dos indivíduos adultos no estrato da floresta, essa espécie, que atinge o dossel, se apresenta como intermediária entre *A. polyneuron* (emergente) e *A. concolor* (sub-bosque), e parece ser favorecida por maior teor de N no solo. No estudo de DEBIASI *et al.* (2021) a espécie tolerante à sombra que atinge o dossel, *Cariniana estrellensis*, também apresentou resultados intermediários entre as outras espécies tolerantes à sombra em resposta a adições de NO_3^- e NH_4^+ no substrato sob diferentes intensidades luminosas, dando preferência por assimilar N nas raízes, independente da intensidade luminosa. Portanto, *C. gonocarpum* pode estar utilizando dessa estratégia e acumulando proteínas nas folhas.

7 CONCLUSÃO

Os atributos químicos e da BMS apresentaram alterações negativas relevantes em solos agrícolas e algumas alterações na BAC em relação à BAR, sendo aceita parcialmente a hipótese 1. Somente a análise de um ou de outro não é o suficiente para fazer o monitoramento da qualidade dos fragmentos, portanto a associação destas duas análises pode ser utilizada para indicar alterações provocadas pelas áreas agrícolas sobre borda de fragmentos da FES.

A proximidade dos fragmentos com as áreas de cultivo agrícola também parece alterar atributos do metabolismo do N de espécies arbóreas nativas tolerantes à sombra. Os parâmetros metabólicos que se apresentaram mais responsivos foram os teores de proteínas totais e nitrato nas folhas, caracterizando-se como bons marcadores para alterações relacionadas ao aumento do teor de N no solo. As espécies *Actinostemon concolor*, *Aspidosperma polyneuron* e *Chrysophyllum gonocarpum* apresentaram características relacionadas ao

metabolismo do N diferente do esperado para espécies tolerantes à sombra, indicando uma possível influência das áreas agrícolas adjacentes aos fragmentos. Estes resultados indicam o potencial destas espécies como bioindicadoras dos impactos causados por alterações ambientais provocadas por manejos relacionados ao cultivo agrícola. No entanto, análises complementares são necessárias para auxiliar no processo de identificação destas alterações e de outras espécies como potenciais bioindicadoras.

REFERÊNCIAS

- AIDAR M. P. M.; SCHMIDT S.; MOSS G.; STEWART G. R.; JOLY C. A. Nitrogen use strategies of neotropical rainforest trees in threatened Atlantic Forest. **Plant Cell Environment**, v. 26, p.389 – 399, 2003.
- ALEF, K. Soil respiration. *In*: ALEF, K; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Eds. Londres: Academic Press, 1995. p. 214–219.
- ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 6, p. 985-1002, 2003.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient from CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 3, p. 393–395, 1993.
- ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, J. C. H.; QUAGGIO, J. A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. **Campinas: Instituto Agrônomo**, 2001.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.
- BARDY, L. R. **Efeito do aumento do nitrogênio no solo em mudas de espécies arbóreas da Mata Atlântica**. 2020. 45 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.
- BAUER, G. A.; BAZZAZ, F. A.; MINOCHA, R.; LONG, S.; MAGILL, A.; ABER, J.; BERNTSON, G. M. Effects of chronic N additions on tissue chemistry, photosynthetic capacity, and carbon sequestration potential of a red pine (*Pinus resinosa* Ait.) stand in the NE United States. **Forest Ecology and Management**, v. 196, n. 1, p. 173-186, 2004.
- BHERING, S.; SANTOS, H.; BOGNOLA, I.; CÚRCIO, G.; JUNIOR, W.; CHAGAS, C.; MANZATTO, C.; ÁGLIOM M.; Silva, J. 2008. Mapa de solos do Estado do Paraná, legenda atualizada. *In*: **Congresso brasileiro de ciência do solo**, 32, 2009, Fortaleza. Embrapa Florestas - Artigo em anais de congresso.

BOBBINK, R.; HICKS, K.; GALLOWAY, J.; SPRANGER, T.; ALKEMADE, R.; 20 ASHMORE, M.; BUSTAMANTE, M.; CINDERBY, S.; DAVIDSON, E.; DENTENER, 21 F.; EMMETT, B.; ERISMAN, J.W.; FENN, M.; GILLIAM, F.; NORDIN, A.; PARDO, L.; 22 DE VRIES, W. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant 23 diversity: a synthesis. **Ecological Applications**, v.20, p. 30 – 59, 2010.

BOCCUZZI, G.; NAKAZATO, R.; PEREIRA, M.; RINALDI, M.; LOPES, M.; DOMINGOS, M. Anthropogenic deposition increases nitrogen-phosphorus imbalances in tree vegetation, litter and soil of Atlantic Forest remnants. **Plant Soil**, v. 461, p. 341 – 354, 2021.

BORTOLON, L. **Métodos de avaliação da disponibilidade de nutrientes para as plantas em solos do Rio Grande do Sul**. 2005. 111p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein–dye binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248-254, 1976.

BUBIER, J. L.; SMITH, R.; JUUTINEN, S.; MOORE, T. R.; MINOCHA, R.; LONG, S.; MINOCHA, S. Effects of nutrient addition on leaf chemistry, morphology, and photosynthetic capacity of three bog shrubs. **Oecologia**, v. 167, p. 355-368, 2011.

CAMARGO, O. A. Reações e interações de micronutrientes no solo. 1991. Artigo em hipertexto. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2006_3/micronutrientes/Index.htm>. Acesso em: 21/12/2021.

CAMERON, K. C.; DI, H. J.; MOIR, J. L. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, v. 162, n. 2, p. 145 – 173, 2013.

CARNICER, J.; SARDANS, J.; STEFANESCU, C.; UBACH, A.; BARTONS, M.; ASENSIO, D.; PEÑUELAS, J. Global biodiversity, stoichiometry and ecosystem function responses to human-induced C–N–P imbalances. **Journal of Plant Physiology**, v. 172, p. 82 – 91, 2014.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; SANTOS, C. A.; ALVES, P. R. L.; PAULA, A. M.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. M.; NOGUEIRA, M. A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274 – 289, 2013.

CHAVES, A. A. A.; LACERDA, M. P. C.; GOEDERT, W. J.; RAMOS, M. L. G; KATO, E. Indicadores de qualidade de Latossolo Vermelho sob diferentes usos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, n. 4, p. 446-454, 2012.

CHAVES-FILHO, J. T.; STACCIARINI-SERAPHIN, E. Alteração no potencial osmótico e teor de carboidratos solúveis em plantas jovens de lobeira (*Solanum lycocarpum* St.-Hil) em resposta ao estresse hídrico. **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n. 2, p. 199-204, 2001.

COMPANT, S.; CLÉMENT, C.; SESSITSCH, A. Plant growth-promoting bacteria in the rhizo- and endosphere of plants: their role, colonization, mechanisms involved and prospects for utilization. **Soil Biology Biochemistry**, v. 42, n. 5, p. 669–678, 2010.

DEBIASI, T. V.; CALZAVARA, A. K.; SILVA, L. M. I.; SILVA, J. G.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; MOREIRA, R. S.; AIDAR, M. P. M.; SODEK, L.; OLIVEIRA, H. C. Nitrogen metabolism of Neotropical tree seedlings with contrasting ecological characteristics. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 41, p. 131, 2019.

DEBIASI, T. V.; CALZAVARA, A. K.; SODEK, L.; OLIVEIRA, H. C. Nitrogen use plasticity in response to light intensity in neotropical tree species of distinct functional groups. **Physiologia Plantarum**, v. 172, n. 4, p. 2226 – 2237, 2021.

DEMALACH, N. Toward a mechanistic understanding of the effects of nitrogen and phosphorus additions on grassland diversity. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 32, p. 65 – 72, 2018.

DENG, Q.; HUI, D.; DENNIS, S.; REDDY, K. C. Responses of terrestrial ecosystem phosphorus cycling to nitrogen addition: A meta-analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v.26, n.6, p. 713-728, 2017.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: Método da fumigação-extração. 1997. 10p. **Embrapa Agrobiologia – Documentos (INFOTECA-E)** – Seropédica, Rio de Janeiro.

DINIZ, L. T. **Efeito da adubação nitrogenada, via fertirrigação, no nitrogênio da biomassa microbiana do solo e na qualidade de grãos de cevada.** 2007. 102 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FAGOTTI, D. S. L.; MIYAUCHI, M. Y. H.; OLIVEIRA, A. G.; SANTINONI, I. A.; EBERHARDT, D. N.; NIMTZ, A.; RIBEIRO, R. A.; PAULA, A. M.; QUEIROZ, C. A. S.; ANDRADE, G.; ZANGARO, W.; NOGUEIRA, M. A. Gradients in N-cycling attributes along forestry and agricultural land-use systems are indicative of soil capacity for N supply. **Soil Use and Management**, v. 28, n. 3, p. 292-298, 2012.

FANG, C.; SMITH, P.; SMITH, J. U.; MONCRIEFF, J. B. Incorporating microorganisms as decomposers into models to simulate soil organic matter decomposition. **Geoderma**, v. 129, n. 3-4, p.139 – 146, 2005.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; BAYER, C.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, n. 3, p. 379-387, 2014.

FOWLER, D.; COYLE, M.; SKIBA, U.; SUTTON, M.; CAPE, J.; REIS, S.; SHEPPARD, L.; JENKINS, A.; GRIZZETTI, B.; GALLOWAY, J.; VITOUSEK, P.; LEACH, A.; BOUWMAN, A.; BUTTERBACH-BAHL, K.; DENTENER, F.; STEVENSON, D.; AMANN, M.; VOSS, M. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, n. 1621, 2013.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2019/2020, relatório técnico. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2021. 73p.

GALLOWAY, J.N.; DENTENER, F.J.; CAPONE, D.G.; BOYER, E.W.; HOWARTH, R.W.; SEITZINGER, S.P.; ASNER, G.P.; CLEVELAND, C.C.; GREEN, P.A.; HOLLAND, E.A.; KARL, D.M.; MICHAELS, A.F.; PORTER, J.H.; TOWNSEND, A.R.; C.J. VÖOSMARTY. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry** v.70, p. 153–226, 2004.

GEISSELER, D.; SCOW, K. M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 54 – 63, 2014.

GÜSEWELL, S. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. **New Phytologist**. v. 164, n. 2, p. 243-266, 2004.

HADDAD, T. M.; HERTEL, M. F.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A. Architecture of four tree species from different strata of a semideciduous forest in southern Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 64, n. 2, p. 89 – 99, 2016.

HAN, W.J.; CAO, J.J.; LIU, J.L.; JIANG, J.; NI, J. Impacts of nitrogen deposition on terrestrial plant diversity: a meta-analysis in China. **Journal of Plant Ecology**, v. 12, n. 6, p. 1025–1033, 2019.

HANSEN, M. C.; WANG, L.; SONG, X-P.; TYUKAVINA, A.; TURUBANOVA, S.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V. The fate of tropical forest fragments. **Science Advances** v. 6, n. 11, 2020.

HIDAKA, A.; KITAYAMA, K. Divergent patterns of photosynthetic phosphorus-use efficiency versus nitrogen-use efficiency of tree leaves along nutrient-availability gradients. **Journal of Ecology**, n. 97, n. 5, p. 984 –991, 2009.

IAT, 2020. Instituto Água e Terra, Governo do Estado do Paraná, 2020. Disponível em: <http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2021-04/rppns_estaduais_parana_dez2020.pdf>. Acesso em: 20 ago de 21.

IAT, 2021. Instituto Água e Terra, Governo do Estado do Paraná. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-sobre-Unidades-de-Conservacao>>. Acesso em: 20 out de 2021.

IBANEZ, T.; HEQUET, V.; CHAMBREY, C.; JAFFRÉ, T.; BIRNBAUM, P. How does forest fragmentation affect tree communities? A critical case study in the biodiversity hotspot of New Caledonia. **Landscape Ecology** v. 32, p. 1671–1687, 2017.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. *In*: PAUL, E. A.; LADD, J. N. **Soil Biochemistry**. 5 ed. Nova York: Marcel Dekker Inc., 1981. p. 415–458.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, n. 1, p. 1-13, 2009.

KATAGUIRI, V. S. **Restabelecimento da fauna edáfica e a qualidade da serapilheira na Floresta da USP – área de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual**. 2006. 53p. Dissertação (Mestrando em Ciências – Entomologia) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2006.

KRAISER, T.; GRAS, D. E.; GUTIÉRREZ, A. G.; GONZÁLEZ, B.; GUTIÉRREZ, R. A. A holistic view of nitrogen acquisition in plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 62, n. 4, p. 1455–1466, 2011.

KUSANO, M.; FUKUSHIMA, A.; REDESTIG, H.; SAITO, K. Metabolomic approaches toward understanding nitrogen metabolism in plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 62, n. 4, p. 1439–1453, 2011.

LAMBERS, H.; CHAPIN, III. F. S.; F.S.; PONS, T.L. Mineral nutrition. *In: Plant Physiological Ecology*. 2 ed. Springer, 2008 p. 255–320.

LAWRENCE, D. The response of tropical tree seedlings to nutrient supply: meta-analysis for understanding a changing tropical landscape. **Journal of Tropical Ecology**, n. 19, n. 3, p. 239 – 250, 2003.

LEMOS-FILHO, J. P.; BARROS, C. F. A.; DANTAS, G. P. M.; DIAS, L. G.; MENDES, R. S. Spatial and temporal variability of canopy cover and understory light in a Cerrado of southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 19–24, 2010.

LILLO, C. Signalling cascades integrating light-enhanced nitrate metabolism. **The Biochemical Journal**, n. 415, n. 1, p. 11–19, 2008.

LIU, J.; COOMES, D.A.; GIBSON, L.; HU, G.; LIU, J.; LUO, Y.; WU, C.; YU, M. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. **Biological Reviews**. v.94 n. 5, p. 1636-1657, 2019.

LOPES, N. S. **Análise da paisagem com base na fragmentação, visando a formação de corredores ecológicos na APA Proigi, baixo sul da Bahia**. 2009. 105 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Univesidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2009.

LU, X.; MAO, Q.; GILLIAM, F. S.; LUO, Y.; MO, J. Nitrogen deposition contributes to soil acidification in tropical ecosystems. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3790-3801, 2014.

LU, X.; MO, J.; GILLIAM, F. S.; ZHOU, G.; FANG, Y. Effects of experimental nitrogen additions on plant diversity in an old-growth tropical forest. **Global Change Biology**, v. 16, p. 2688–2700, 2009.

MALUF, H. J. G. M.; SILVA, C. A.; CURI, N.; NORTON, L. D.; ROSA, S. D. Adsorção e disponibilidade de fósforo em resposta a doses de ácido húmico em solos corrigidos por CaCO_3 ou MgCO_3 . **Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, n. 1, p. 7-20, 2018.

MAO, J.; MAO, Q.; ZHENG, M.; MO, J. Responses of foliar nutrient status and stoichiometry to nitrogen addition in different ecosystems: a meta-analysis. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 125, n. 2, e2019JG005347, 2020.

MAO, Q.; CHEN, H.; WANG, C.; PANG, Z.; MO, J.; LU, X. Effect of long-term nitrogen and phosphorus additions on understory plant nutrients in a primary tropical forest. **Forests**, v. 12, n. 6, p. 803, 2021.

MAO, Q.; LU, X.; MO, H.; GUNDERSEN, P.; MO, J. Effects of simulated N deposition on foliar nutrient status, N metabolism and photosynthetic capacity of three dominant understory plant species in a mature tropical forest. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 555–562, 2018.

MAYOR, J. R.; WRIGHT, S. J.; TURNER, B. L. Species-specific responses of foliar nutrients to longterm nitrogen and phosphorus additions in a lowland tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 1, p. 36–44, 2014.

SOARES, F. S.; MEDRI, M. E. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. **A bacia do rio Tibagi**. Ed. única. Londrina, 2002. p. 69-79.

MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; ABER, J. D.; NEWKIRK, K.; LUX, H.; BOWLES, F. P., CATRICALA, C.; MAGILL, A.; AHRENS, T.; MORRISSEAU, S. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. **Science**, v. 298, n. 5601, p. 2173-2176, 2002.

MENDES, I. C.; REIS-JUNIOR, F. B. Microrganismos e disponibilidade de fósforo (P) nos solos: uma análise crítica. Planaltina, DF: **Embrapa Cerrados**, 2003. 26 p.

MICHEREFF, S. J.; ANDRADE, D. E. G. T; MENEZES, M. **Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais**. Recife: UFRPE, Imprensa Universitária, 2005. 398p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Disponível em <http://www.mma.gov.br/images/arquivos/biomas/mata_atlantica/Relatorio%20Final%20Atualizacao%20do%20Mapa%20de%20cobertura%20vegetal%20nativa%20da%20Mata%20Atlantica%201.pdf> Acesso em: maio de 2019.

MIRANDA, K. M.; ESPEY, M. G.; WINK, D. A. A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite. **Nitric Oxide**, v. 5, n. 1, p. 62-71, 2001.

MIRANSARI, M. Soil microbes and plant fertilization. **Applied Microbiology and Biotechnolgy**, v. 92, p. 875 – 885, 2011.

MIRANSARI, M. Soil microbes and the availability of soil nutrients. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 35, p. 3075-3084, 2013.

MOORE, J. M.; KLOSE, S.; TABATABAI, M. A. Soil microbial biomass carbono and nitrogen as affected by cropping systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, p. 200 – 210, 2000.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 ed. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENTS, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NIERO, L. A. C.; DECHEN, S. C. F.; COELHO, R. M.; MARIA, I. C. Avaliações visuais como índice de qualidade do solo e sua validação por análises físicas e químicas em um Latossolo Vermelho distroférico com usos e manejos distintos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p.1271-1282, 2010.

OLIVEIRA, H.C.; SILVA, L.M.I.; FREITAS, L.D.; DEBIASI, T.V.; MARCHIORI, N.M.; AIDAR, M.P.M.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A.; STOLF-MOREIRA, R. Nitrogen use strategies of seedlings from neotropical trees species of distinct successional groups, **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 114, p. 119-127, 2017.

PINHEIRO, P. F. V. **Fragmentação florestal em áreas protegidas na Amazônia maranhense e conservação da biodiversidade**. 2019. 150 p. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Conservação) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

PEÑUELAS, J.; JANSSENS, I. A.; CIAIS, P; OBERSTEINER, M.; SARDANS, J. Anthropogenic global shifts in biospheric N and P concentrations and ratios and their impacts on biodiversity, ecosystem productivity, food security, and human health. **Global Change Biology**, v. 26, n. 4, p. 1962 – 1985, 2019.

PEÑUELAS, J.; POULTER, B.; SARDANS, J.; CIAIS, P.; VELDE, M.; BOPP, L.; BOUCHER, O.; GODDERIS, Y.; HINSINGER, P.; LLUSIA, J.; NARDIN, E.; VICCA, S.; OBERSTEINER, M.; JANSSENS, I. A. Human-induced nitrogen–phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe, **Nature Communications**, v. 4, n. 2934, 2013.

PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; ALCANIZ, J. M.; POCH, J. M. Increased eutrophication and nutrient imbalances in the agricultural soil of NE Catalonia, Spain. **Journal of Environmental Biology**, v. 30, n. 5, p. 841–846, 2009.

POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 2, p. 159 – 164, 1987.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, A. M. Guia de interpretações de análise de solo e foliar. Vitória, Espírito Santo. **Incaper**, 2013. 104 p.

RASCHE, F.; CADISCH, G. The molecular microbial perspective of organic matter turnover and nutrient cycling in tropical agroecosystems – What do we know? **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, p. 251-262, 2013.

REIS-JUNIOR, F. B.; MENDES, I.C. Biomassa microbiana do solo. **Embrapa Cerrados-Documentos** (INFOTECA-E), 2007. 40p.

RICE, C. W.; MOORMAN, T. B.; BEARE, M. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. Methods for assessing soil quality Madison: **Soil Science Society of America**, v. 49, p. 203 – 216, 1996.

RONDINA, A. B. L.; TONON, B. C.; LESCOANO, L. E. A. M.; HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. A.; ZANGARO W. Plants of distinct successional stages have different strategies for nutrient acquisition in an Atlantic rain forest ecosystem. **International Journal of Plant Sciences**, v. 180, n. 3, p. 186 – 199, 2019.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. 2010. 26 p. **Embrapa Monitoramento por Satélite – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 8 – Campinas, São Paulo.

SEKI, L. Y. **Metabolismo do nitrogênio de espécies arbóreas presentes em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual exposto a atividades agrícolas**. 2018. 30p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2018.

SILVA, F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. **Embrapa Solos** - Rio de Janeiro. 2 eds. 2009.

SILVA, M. O.; VELOSO, C. L.; NASCIMENTO, D. L.; OLIVEIRA, J.; PEREIRA, D. F.; COSTA, K. D. S. Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 47838 – 47855, 2020.

SILVA, R. R.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1585 – 1592, 2010.

SONDA, C. **Reforma agrária, desmatamento e conservação da biodiversidade no estado do paraná**, 2003. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Reforma-Agraria-e-Meio-Ambiente>>. Acesso em: 15 setembro de 2021.

SOUZA, J. V. C. **Respiração e biomassa microbiana do solo em sítios de restaura o e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual**. 2020. 64p. Disserta o (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade do solo. In: ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. **T picos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p.195-276.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 19, n. 6, p. 703–707, 1987.

VITOUSEK, P. M.; PORDER, S.; HOULTON, B. Z.; CHADWICK, O. A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. **Ecological Applications**. v. 20, n. 1, p. 5–15, 2010.

VITOUSEK, P.M.; WALKER, L.R.; WHITEAKER, L.D.; MATSON, P.A. Nutrient limitations to plant growth during primary succession in Hawaii Volcanoes National Park. **Biogeochemistry**, v. 23, p. 197–215, 1993.

XU, X.; THORNTON, P. E.; POST, W. M. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 6, p. 737–749, 2013.

YANG, H. Effects of nitrogen and phosphorus addition on leaf nutrient characteristics in a subtropical forest. **Trees**. v. 32, p. 383–391, 2018.

YANG, X.; THORNTON, P. E.; RICCIUTO, D. M.; POST, W. M. The role of phosphorus dynamics in tropical forests – a modeling study using CLM-CNP. **Biogeosciences**, v. 11, p. 1667–1681, 2014.

YEMM, E. W.; COCKING, E. C. The determination of amino acid with ninhydrin. **Analyst**, v. 80, p. 209-213, 1955.

YUAN, Z. Y.; CHEN, H. Decoupling of nitrogen and phosphorus in terrestrial plants associated with global changes. **Nature Climate Change**, n. 5, p. 465 – 469, 2015.

ZHANG, J.; ZHU, T.; MENG, T.; ZHANG, Y.; YANG, J.; YANG, W.; MÜLLER, C.; CAI, Z. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 62, p. 107 – 114, 2013.

ZHOU, L.; ZHOU, X.; ZHANG, B.; LU, M.; LUO, Y.; LIU, L.; LI, B. Different responses of soil respiration and its components to nitrogen addition among biomes: A meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 20, n. 7, p. 2332 – 2343, 2013.

ZHOU, Z. H.; WANG, C. K. Reviews and syntheses: Soil resources and climate jointly drive variations in microbial biomass carbon and nitrogen in China's forest ecosystems. **Biogeosciences**, v. 12, p. 6751– 6760, 2015.

ZHOU, Z.; WANG, C.; ZHENG, M.; JIANG, L.; LUO, Y. Patterns and mechanisms of responses by soil microbial communities to nitrogen addition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 115, p. 433 – 441, 2017.

ZHU, F.; YOH, M.; GILLIAM, F. S.; LU, X.; MO, J. Nutrient Limitation in Three Lowland Tropical Forests in Southern China Receiving High Nitrogen Deposition: Insights from Fine Root Responses to Nutrient Additions. **PLOS ONE**, v. 8, n.12, e82661, 2013.