

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Qualidade do solo em manejos orgânicos e convencional sob
plantio direto em cultivo de milho (*Zea mays* L.)**

Izabelly Cristina Pacifico

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração:
Microbiologia Agrícola

**Piracicaba
2024**

Izabelly Cristina Pacifico
Bacharelado em Agronomia

**Qualidade do solo em manejos orgânicos e convencional sob plantio
direto em cultivo de milho (*Zea mays* L.)**

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:
Prof^a. Dr^a **ELKE JURANDY BRAN NOGUEIRA CARDOSO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração:
Microbiologia Agrícola

Piracicaba
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD /ESALQ/USP

Pacifico, Izabelly Cristina

Qualidade do solo em manejos orgânicos e convencional sob plantio direto em cultivo de milho (*Zea mays* L.) / Izabelly Cristina Pacifico. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2024.

84 p.

Dissertação (Mestrado)- USP/Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

1. Sustentabilidade 2. Genes-funcionais 3. Mudanças climáticas 4. Indicadores do solo. 5. Serviços ecossistêmicos I. Título

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me dar sabedoria e força e por colocar tantas pessoas especiais em meu caminho. Sinto Seu amor por mim em todos os momentos.

Um agradecimento especial às minhas raízes. Aos meus amigos de Nova Andradina- MS por sempre me apoiarem e estarem presentes de coração e em palavras, quando não foi possível a presença física. Agradeço a minha família, em especial aos meus pais por todo incentivo e força. Principalmente minha mãe, de quem herdei toda garra e força de vencer. Devo toda a minha vida a vocês e todas as minhas conquistas são tuas. Muito obrigada por tudo e por terem me dado meus grandes amores; minhas irmãs, que me recarregam dos melhores sentimentos – Carol, Hello e Sofia: a vida de vocês me faz mais feliz nesse mundo.

Durante minha trajetória na pós-graduação recebi muito apoio e ajuda de pessoas excepcionais, sou grata por tanta sorte. Primeiramente gostaria de agradecer a minha orientadora Ph.D. Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso por ter me aceito em seu grupo de pesquisa e ter compartilhado tanto sobre ciência e a vida comigo. A sua força e sabedoria me contagiava a cada conversa. Meu muito obrigada por toda a paciência, ensinamentos e pelo exemplo de profissional que és. Também gostaria de agradecer ao professor Mauricio Roberto Cherubin por toda paciência e prestatividade sempre que precisei. Suas valiosas considerações foram essenciais para a condução de minha dissertação. Antônio Marcos Miranda e Victor Araujo Prudêncio; duas pessoas fundamentais na elaboração desse documento e que serei eternamente grata pela ajuda e por sempre acreditarem que eu conseguiria. Muito obrigada.

Agradeço a todos meus amigos do “Laboratório de Microbiologia do Solo” (ESALQ-USP): Antonio, Alice, Caio, Danilo, Denise Mescolotti, Felipe, Fernando Baldesin, Hiroko, Nariane, Maiele, Rafael, Victor, Vinicius e Yasmin por toda a troca. Sentirei saudades do “cafezinho pós almoço na salinha”. Aos amigos que o programa de Microbiologia Agrícola me deu: Gabriel, Matheus, Anderson e Jéssica: Obrigada por todas as noites de jogs e conversas maravilhosas na presença de vocês.

Quero agradecer as minhas amigas que Piracicaba me presenteou e levarei em meu coração: Andressa, Amanda, Ana e Paloma. Obrigada por dividirem a vida, suas histórias e a casa comigo e que o karaokê nos una mais vezes. E também minha amiga Alana, por todas as risadas compartilhadas.

A todos que fazem parte da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e o programa de Microbiologia Agrícola, tornando esse ambiente único, tão enriquecedor que propiciou meu desenvolvimento como pessoa e profissional. Agradeço também a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo financiamento da minha bolsa de estudos.

Muito obrigada!!

Ninguém nasce feito, é experimentando-nos no mundo que nós nos fazemos.

~ Paulo Freire

“O papel do infinitamente pequeno na natureza é infinitamente grande”

~Louis pasteur

DEDICATÓRIA

Dedico ao meu amor, Diogo Nantes (in memoriam) por toda a cumplicidade durante nossos 5 anos juntos e especialmente, durante os dois anos em que estivemos distantes para eu realizar o mestrado. Por todo tempo que tive que abnegar de sua companhia para realizar esse sonho e mesmo assim, você sempre me apoiando e incentivando com muita fé e esperança em mim e em nós. Você é e faz parte dessa conquista, seu apoio e palavras de motivação não me deixaram desistir em muitos momentos e me fez chegar até aqui. Me lembrarei eternamente de você.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1. Índice de qualidade do solo	15
2.2. Abundância dos genes funcionais <i>amoA</i> , <i>amoB</i> , <i>phoD</i> e <i>nifH</i> do solo e sua importância agrícola	17
2.3. Influência de gases de efeito estufa na agricultura	19
2.4. Sistemas de manejo na cultura do milho	21
2.5. Cultura do milho; produtividade no brasil	22
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Obtenção dos dados e sistemas de manejos estudados	25
3.2. Amostragem do solo e indicadores analisados	26
3.3. Atividade dos genes funcionais <i>amoA</i> , <i>amoB</i> , <i>nifH</i> e <i>phoD</i> no solo	28
3.4. Escolha dos indicadores do solo para integração no índice de qualidade do solo	29
3.5. Transformação, integração e interpretação dos indicadores	31
3.6. Análises estatísticas	36
4. RESULTADOS	37
4.1. Contribuição dos scores ponderados para o índice de qualidade do solo para manejo orgânico, natural e convencional sob plantio direto em cultivo de milho. .	37
4.2. Análise de componentes principais (PCA)	43
4.2.1. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas do solo e produtividade	43
4.2.2. Correlação entre as funções ecossistêmicas do solo e emissão de gases de efeito estufa	44
4.2.3. Correlação entre as funções ecossistêmicas do solo e abundância de genes funcionais do solo	45
4.2.4. Correlação entre as funções ecossistêmicas do solo e atributos microbiológicos, ambientais e produtivos do solo	46
5. DISCUSSÃO	53

5.1. Contribuição dos scores ponderados para o índice de qualidade do solo para manejo orgânico, natural e plantio direto sob cultivo de milho.....	53
5.2. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas do solo e produtividade.....	54
5.3. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas do solo e gases de efeito estufa	55
5.4. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas e abundância de genes funcionais do solo.....	57
5.5. Correlações globais	59
6. CONCLUSÕES	61
REFERÊNCIAS.....	63
APÊNDICES.....	79

RESUMO

Qualidade do solo em manejos orgânicos e convencional sob plantio direto em cultivo de milho (*Zea mays* L.)

A qualidade do solo (QS) está relacionada com o manejo do solo, o qual tem influência na dinâmica das trocas gasosas e na interface solo-microrganismos-planta-atmosfera e consequentemente na produtividade das lavouras. Tal fator traz consigo a necessidade de adoção de alternativas de manejos avessas ao manejo convencional, como manejos orgânicos, o qual devido ao alto teor de matéria orgânica em sua composição beneficia parâmetros de qualidade do solo. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade do solo sob cultivo de milho em manejos orgânicos e o manejo convencional sob plantio direto, correlacionando as principais funções ecossistêmicas do solo com a emissão de gases de efeito estufa e a abundância de genes funcionais do solo. Por meio da realização do índices de qualidade do solo pelo método aditivo ponderado e através dos indicadores amostrais do solo, foram escolhidas funções a serem atribuídas à esses indicadores, formando um índice composto de qualidade do solo e então estudou-se a ciclagem, disponibilidade e armazenamento de nutrientes, dinâmica do ar e da água no solo, o crescimento vegetal e a ciclagem de carbono com a emissão de gases de efeito estufa, a produtividade, e a abundância de genes funcionais do solo. Não foram encontradas diferenças significativas para os índices de qualidade do solo entre os três manejos distintos (Manejo convencional sob plantio direto 0,58%, manejo natural 0,63% e manejo orgânico 0,57%) porém houve tendência no aumento da qualidade do solo para o manejo orgânico com cobertura vegetal. Através de análises multivariadas (ACP) os resultados demonstraram que as funções do solo relacionadas à física, química e biologia do solo tiveram maior correlação positiva com a atividade dos genes funcionais *amoA*, *nifH* e *pboD*, estando mais agrupadas com os manejos orgânicos. Para este estudo os manejos orgânicos apresentaram maiores relações positivas com a produtividade de milho e as funções ecossistêmicas relacionadas à química e física do solo quando comparado ao manejo convencional sob plantio direto, isto muito provavelmente devido à carga energética da matéria orgânica depositada no solo com os manejos orgânicos. No entanto é necessário investigar a longo prazo a sustentabilidade produtiva e ambiental desses manejos orgânicos em relação ao convencional sob plantio direto.

Palavras-chave: Sustentabilidade, Genes funcionais, Mudanças climáticas, Indicadores do solo, Serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

Soil quality in organic and conventional management under direct planting in corn (*Zea mays* L.)

Soil quality (SQ) is related to soil management, which has an influence on the dynamics of gas exchange and the soil-microorganisms-plant-atmosphere interface and consequently on crop productivity. This factor brings with it the need to adopt management alternatives that are contrary to conventional management, such as organic management, which, due to the high content of organic matter in its composition, benefits soil quality parameters. In this context, this work aimed to evaluate the quality of the soil under corn cultivation under organic management and conventional management under direct planting, correlating the main ecosystem functions of the soil with the emission of greenhouse gases and the abundance of functional genes of the soil. By carrying out soil quality indices using the weighted additive method and through soil sample indicators, functions were chosen to be attributed to these indicators, forming a composite soil quality index and then the cycling, availability and nutrient storage, air and water dynamics in the soil, plant growth and carbon cycling with the emission of greenhouse gases, productivity, and the abundance of soil functional genes. No significant differences were found for soil quality indices between the three different managements (conventional management under no-tillage 0.58%, natural management 0.63% and organic management 0.57%), however there was a tendency towards an increase in soil quality. soil for organic management with vegetable cover. Through multivariate analysis (PCA), the results demonstrated that soil functions related to soil physics, chemistry and biology had a greater positive correlation with the activity of the functional genes *amoA*, *nifH* and *phoD*, being more grouped with organic management. For this study, organic management showed greater positive relationships with corn productivity and ecosystem functions related to soil chemistry and physics when compared to conventional management under no tillage, this is most likely due to the energy load of organic matter deposited in the soil with the organic management. However, it is necessary to investigate in the long term the productive and environmental sustainability of these organic managements in relation to conventional management under no tillage.

Keywords: Sustainability, Functional genes, Climate change, Soil indicators, Ecosystem services

1. INTRODUÇÃO

A produção de milho no Brasil no ano de 2023 ultrapassou a margem de 114.000.000 toneladas, alcançando mais de 19.000.000 hectares colhidos (IBGE, 2023). Atualmente o mercado agrícola para a cultura do milho vem aumentando para além do setor de consumo humano e animal, recebendo estímulos para a produção de biocombustíveis visando reduzir a emissão de CO₂, tornando a cultura ainda mais viável sob o critério econômico e sustentável (ECKERT *et al.* 2018). Mesmo diante deste cenário o desafio é aumentar a produção de milho, tendo em vista a alta demanda alimentar nos próximos anos (FAOSTAT, 2022). Para tanto, é importante a conscientização e utilização de abordagens técnicas modernas de produção para maximizar a produtividade das áreas agrícolas sem a necessidade de expansão de novas áreas. Dessa forma, a manutenção da qualidade do solo (também mencionada como saúde do solo) é fundamental para os sistemas de produção, alinhando assim, a produtividade agrícola com a sustentabilidade dos sistemas e atendendo aos objetivos de desenvolvimento sustentável 3, 12, 13, e 15 lançados pela ONU (2015).

No entanto, a perda da qualidade do solo através da degradação por manejos convencionais ainda é alta, cerca de 33% dos solos globais apresentam alta ou moderada taxa de degradação (FAO, 2021). Esta degradação gera distúrbios ambientais que afetam a capacidade dos solos de fornecer serviços ecossistêmicos importantes como a produtividade das lavouras e a regulação climática (MUÑOZ *et al.* 2007; ADHIKARI e HARTEMINK, 2016; SCHARLEMANN *et al.* 2014).

A adoção de sistemas de manejos alternativos aos convencionais como o preparo mínimo e manejos orgânicos do solo além de melhorar as propriedades físicas e químicas do solo tendem a aumentar a qualidade do solo de forma geral (BRICHI *et al.* 2023) tais melhorias são relacionadas à atividade da microbiota do solo. Estudos anteriores já relatavam a importância de manejos conservacionistas na manutenção dos microrganismos do solo visto que esses são responsáveis por funções indispensáveis para o desenvolvimento e produtividade das plantas à exemplo da ciclagem de nutrientes como N e P, (NAYLOR *et al.* 2022). Tal mecanismos de ciclagem de nutrientes envolve vários genes microbianos (MENG *et al.* 2022). Por exemplo, o gene *phoD*, relacionado à mineralização do P orgânico (ZHENG *et al.* 2021). Em relação à ciclagem do N, ocorre a modulação por diversos genes funcionais, sendo configurado cada gene como marcador de determinadas etapas do processo, como fixação biológica de nitrogênio (*nifH*), oxidação de amônia (*amoA*) para archaea (AOA) e bactérias (AOB), (WALLENSTEIN E VILGALYS, 2005). Além dessas funções ecossistêmicas importantes para a produção agrícola, os microrganismos auxiliam de forma direta e indireta para a minimização da emissão de gases de efeito estufa e manejos mais sustentáveis que mitiguem essas emissões são partes cruciais para a gestão agrícola (SIQUEIRA NETO *et al.* 2011; MENDES *et al.* 2017).

Contudo, sistemas sustentáveis de manejo, apesar de promoverem melhorias na qualidade do solo e trazer benefícios bilaterais, ainda devem ser melhor elucidados. Portanto, pesquisas

baseadas na qualidade do solo vêm se tornando cada vez mais significativas para auxiliar o produtor e os profissionais na tomada de decisão de estratégias de manejo (MARION *et al.* 2022). Os resultados destas pesquisas se traduzem em melhorias para a atividade agrícola com efeitos diretos na sustentabilidade dos ecossistemas.

A qualidade do solo é um conceito medido através de indicadores que são atributos mensuráveis e que apresentam maior sensibilidade às mudanças no uso do solo, podendo ter diferentes métodos para a escolha desses atributos (ZORNOZA *et al.* 2015, MUKHERJEE & LAL 2014). Logo, avaliações de qualidade do solo devem inserir todos componentes do solo (químicos, físicos e biológicos), os quais apresentam correlações entre si e com os impactos das atividades agrícolas na saúde do solo (CARDOSO *et al.* 2013; CHERUBIN *et al.* 2016; BÜNEMANN *et al.* 2018).

Os indicadores medidos são integrados em índices que variam de 0 a 1. Quanto mais próximo de 1, melhor é a qualidade do solo. Tais índices de acordo com as propriedades do solo, fornecem respostas das funções e serviços ecossistêmicos do solo, como, por exemplo, das funções ecossistêmicas de ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes no solo (F.I.), qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal (F.II.), além de ciclagem de carbono (F.II.). Ainda são escassos os trabalhos que propõe índices de qualidade do solo correlacionando-os com os gases de efeito estufa e a abundância de genes funcionais importantes para a agricultura, especialmente em sistemas de milho orgânico e convencional sob plantio direto.

Neste mesmo sentido, trabalhos com propostas semelhantes de desvendar os efeitos de sistemas de manejo na qualidade do solo já foram desenvolvidos no Centro de Pesquisa Mokiti Okada, localizado no município de Ipeúna- SP. Durrer *et al.* (2021) constataram respostas positivas para a mudança da comunidade bacteriana do solo correlacionada com o rendimento das culturas em manejos orgânicos. Mateolli *et al.* (2022) realizaram análises de previsões microbiológicas para cada sistema de manejo, abordando as correlações com a microbiota do solo e com indicadores ambientais no mesmo centro de pesquisa. Mesmo diante desses e outros achados que corroboram com a eficácia dos manejos orgânicos para a produtividade e maior atividade microbiológica do solo, ainda existem incertezas quanto a sustentabilidade desses manejos em relação ao plantio direto, visto que para os manejos orgânicos ainda há em muitos casos a maior perturbação do solo devido seu revolvimento, o que acarreta na diminuição da qualidade dos solos pela redução de importantes indicadores do solo a curto e a longo prazo.

Diante disso, este trabalho teve como objetivo desenvolver um índice de qualidade do solo para sistemas de manejo orgânico, natural e convencional sob plantio direto em áreas agrícolas de milho e correlacionar as funções ecossistêmicas do solo com a emissão dos principais gases de efeito estufa (CO₂, CH₄, N₂O), a abundância de genes funcionais ligados ao ciclo do nitrogênio (*nifH*, *amoA* e *amoB*) e do fósforo (*phoD*) e a produtividade das lavouras. Assim, as hipóteses deste estudo são que para este presente estudo em plantio de milho, sistemas de manejos orgânicos, possam se sobressair aos convencionais sob plantio direto para os parâmetros gerais de qualidade do solo, ocasionando a manutenção da comunidade microbiana e que conseqüentemente alterara a emissão

de gases de efeito estufa e a produtividade das lavouras de milho devido a diferença e concentração da matéria orgânica depositada nos solos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Índice de qualidade do solo

Uma das problemáticas encontradas para as perspectivas de maior demanda social nos próximos anos pela produção de alimentos é a necessidade da expansão de fronteiras agrícolas, a qual se encontra bastante limitada. De acordo com a FAO (2013), estima-se que cerca de 90% das terras para expansão agrícola se localizam na América Latina e África-subsaariana, e alguns países com potencial produtivo, como China e Estados Unidos, já não possuem novas áreas para a abertura e exploração agrícola. Além disso, o uso intensivo do solo afeta em amplos aspectos a sua capacidade em fornecer serviços funcionais como habitat da biodiversidade e regulação do clima, os quais têm efeitos diretos na produção agrícola (SCHARLEMANN *et al.* 2014). Diante disso, o uso racional do solo deve ser implementado para a manutenção e/ou recuperação da saúde do solo (KARLEN *et al.* 2019).

A qualidade do solo pode ser definida como “a capacidade contínua de um solo funcionar como um ecossistema vivo que sustenta plantas, animais e humanos” (United States Department of Agriculture, 2021) ou, como foi definida por Doran & Safley (1997), como “a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro dos limites do ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e apoiar a saúde humana e a habitação” (Figura 1).



Figura 1. Imagem recriada a partir do conceito dos pilares da qualidade do solo proposto por Doran & Safley (1997).

A qualidade do solo visa reunir as diversas funcionalidades do solo para todos os ecossistemas, e utiliza uma abordagem de métodos com propriedades qualitativas e quantitativas do solo e suas inter-relações. Tais propriedades são usualmente denominadas como indicadores de qualidade do solo, mensuráveis e apresentam elevada sensibilidade à alterações no uso do solo (ZORNOZA *et al.* 2015; LEHMANN *et al.* 2020).

O grupo de indicadores deve ser suficientemente diversificado para caracterizar as multifuncionalidades do solo, integrando as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (RINO *et al.* 2019). É importante selecionar aqueles indicadores que avaliem o impacto das alterações do uso do solo nos principais serviços ecossistêmicos (SILVA-OLAYA *et al.* 2022), podendo ser escolhidos pelas funções críticas do solo, sobretudo levando em consideração que a qualidade dos solos pode alterar-se em escalas temporais e, devido a isso as análises dos parâmetros funcionais para visualizar as reações do solo em resposta ao seu manejo são essenciais (CARDOSO *et al.* 2013).

Dentre as funções do solo que podem ser medidas para inferir a saúde do solo podemos incluir: (1) os indicadores de estocagem, disponibilidade e ciclagem de nutrientes; (2) qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; (3) ciclagem de carbono e respiração do solo. Além disso, muitos outros atributos podem diagnosticar a atividade biológica do solo, suas ligações com a química e física do solo, de acordo com o manejo, a necessidade de aporte nutricional ou ainda a necessidade de introduzir melhores práticas agrícolas que proporcionem maior sustentabilidade e ganhos na qualidade do solo (KARLEN e STOTT 1994; RAIJ *et al.* 2001; REYNOLDS *et al.* 2002, LOPES *et al.* 2013, MARION *et al.* 2022).

Existem diferentes propostas para quantificar a qualidade do solo e integrar os indicadores de propriedades do solo selecionados a exemplo de estratégias de indexação da qualidade do solo por métodos ponderados, utilizando como referência os valores recomendados por meio de curvas sigmóides assíntotas superior e inferior e curvas gaussianas, nos quais a pontuação gerada é integrada em subíndices de qualidade do solo para cada propriedade do solo avaliada, nos quais serão somados e formado o índice de qualidade do solo geral (CHERUBIN *et al.* 2016).

Outra ferramenta muito utilizada para a averiguação da qualidade do solo é o Soil Management Assessment Framework - SMAF que foi descrito por Andrews *et al.* (2004) sendo caracterizada como uma ferramenta sensível e precisa para avaliar as mudanças do uso do solo e seus manejos (CHERUBIN *et al.* 2017). O SMAF foi desenvolvido para ser aplicado em solos norte-americanos e atualmente vem sendo usado no Brasil após sua adaptação para solos brasileiros por Cherubin *et al.* (2016).

Outros protocolos definidos para avaliação isolada da qualidade estrutural do solo são propostos e amplamente utilizados, denominados de VSA- avaliação visual do solo (SHEPHERD, 2009) e VESS – avaliação visual da estrutura do solo (BALL *et al.* 2007), que tem como objetivo analisar as primeiras camadas do solo (0-25cm), sendo descritos como eficientes para avaliar a

mudança estrutural do solo (CHERUBIN *et al.* 2017). Com a obtenção do índice de qualidade do solo (IQS) é possível verificar os efeitos do manejo do solo em diferentes cenários, podendo realizar análises individualmente e respostas relativas à química, física e biologia do solo para melhor esclarecer a tomada de decisão para elevar o IQS.

Devido aos avanços no conhecimento da microbiologia do solo, diversos atributos têm sido propostos para compor os índices de qualidade. No entanto, alguns ainda continuam pouco explorados, por exemplo, a abundância de genes funcionais dos principais ciclos biogeoquímicos e a emissão de gases de efeito estufa.

2.2. Abundância dos genes funcionais *amoA*, *amoB*, *phoD* e *nifH* do solo e sua importância agrícola

Os microrganismos são peças essenciais para a disponibilização de nutrientes para as plantas pela solubilização e mineralização de nutrientes do solo (SHARMA *et al.* 2017; NANNIPIERI *et al.* 2011). Entre os nutrientes de importância agrícola que são disponibilizados pelas comunidades microbianas do solo, destaca -se por exemplo, o fósforo (P) e o nitrogênio (N) (LIKENS *et al.* 2006; SANTOS-BENEIT, 2015).

O P é um nutriente de grande importância para a agricultura e um dos principais obstáculos encontrado no manejo deste nutriente é sua baixa disponibilidade nos solos e a baixa labilidade para as plantas (SANTOS *et al.* 2008). Diante disso, os microrganismos, assim como as plantas, desenvolveram mecanismos para acessar o P no solo e transformar formas não lábeis em formas assimiláveis (SANTOS-BENEIT, 2015). O regulon de fosfato (*pho regulon*) é um desses mecanismos relacionados no gerenciamento de Pi (fosforo inorgânico) bacteriano (WANNER & CHANG, 1987). O *pho regulon* compreende uma série de genes que codificam distintos mecanismos de resposta (ativação, desativação ou repressão). A ativação de enzimas extracelulares é uma das mais estudadas, como por exemplo as fosfomonoesterase (grupo das fosfatases) e fosfodiesterases, as quais conseguem obter Pi a partir de fosfatos orgânicos, fazendo parte da mineralização do P (SANTOS-BENEIT, 2015). Nos casos das fosfatases, estas podem ser divididas em ácidas e alcalinas a depender do pH ótimo de atuação. Portanto, solos alcalinos podem apresentar maior atividade da enzima fosfatase alcalina (pH ótimo de 11) e abundância de genes que a codificam (por exemplo o gene *phoD*), enquanto solos ácidos podem apresentar maiores atividades de fosfatases ácidas (pH ótimo de 6,5) e abundância do gene *phoC* (SAKURAI *et al.* 2008). De modo geral, a atividade do grupo de enzimas fosfatases, sejam aquelas ótimas em pH ácido ou alcalino, ocorre conjuntamente nos solos devido a grande disponibilidade de diferentes nichos ecológicos nesse ambiente, em espaços milimétricos, podem coexistir características distintas, favorecendo ou não determinados grupos microbianos e conseqüentemente a atividade de diferentes enzimas no solo (TIBATABAI, 1994).

Existe uma relação entre a composição de comunidades microbianas e o pH do solo, assim como existe a relação de disponibilidade de nutrientes com variação de pH. Por exemplo, Ragot *et al.* (2015) observaram que variação de pH de 4 a 6,8 e diferenças na vegetação de cobertura afetaram significativamente a comunidade microbiana do solo. Da mesma forma, Jorquera *et al.* (2014) observaram que a fertilização simultânea de N e P foram capazes de alterar a comunidade bacteriana bem como a abundância do gene *phoD*. O estudo da representação de microrganismos capazes de sinalizar a expressão do gene *phoD* pode ser usado como ferramenta para respostas da atividade biológica e na maior eficiência de adubação fosfatada nos solos.

Do mesmo modo como o fósforo, o nitrogênio atua em importantes processos fisiológicos das plantas. O N é um macronutriente para os vegetais e sua disponibilização ocorre de diferentes maneiras. Uma das formas que o N pode ser absorvido pelas plantas é por meio da fixação biológica associativa, que realiza a conversão do N₂ atmosférico para NH₄⁺, através da associação simbiótica de microrganismos fixadores de nitrogênio com as raízes das plantas (GERAHTY *et al.* 1992; TAIZ & ZIEGER, 2004).

A fixação biológica de nitrogênio é realizada por grupos filogenéticos diferentes, os quais são procariontes pertencentes aos domínios Bactéria e Archaea e todos os fixadores de N₂ carregam o gene *nifH* (EADY R., 1991; YOUNG J., 1992). O gene *nifH* é um codificador da subunidade da proteína ferro dinitrogenase. Em microrganismos diazotróficos este gene se associa diretamente com o funcionamento do ecossistema do solo, principalmente em áreas agrícolas, tendo como principal função a fixação biológica do solo (KASCHUK & HUNGRIA, 2017). Há relatos que a mudança da comunidade bacterianas moduladoras de *nifH* seja mais influenciada pelas diferentes espécies vegetais que são cultivadas (BARDGETT *et al.* 1999). No entanto, outros resultados sugerem que as espécies vegetais não são o fator de maior influência para o pool de *nifH*, mas sim, a qualidade e quantidade de matéria orgânica aportada e o manejo do solo (POLY *et al.* 2001).

Ainda em referência ao nitrogênio, devido à ação antrópica na intensificação agrícola aumentou-se a concentração de amônia nas áreas ocorrendo a nitrificação, transformação de NH₄⁺ em NO₃⁻ através do NO₂⁻ por organismos oxidantes de amônia. A primeira etapa da nitrificação é determinante do equilíbrio entre as formas oxidadas e reduzidas de nitrogênio e ocorre por microrganismos quimiolitotróficos obrigatórios, os quais adquirem energia e poder redutor da oxidação de amônia por meio da conversão da amônia em hidroxilamina (BOCK *et al.* 1987; HOOPER, 1989). Esta etapa é catalizada pela enzima amônia monooxigenase (AMO), específica dos microrganismos oxidantes de amônia (HYMAN & ARP, 1992). A enzima AMO é composta por três subunidades, entre elas, duas são: *amoA* (monooxigenase de amônia putativa) sendo relatadas para archaea oxidantes de amônia e *amoB* para bactérias oxidantes de amônia. Geralmente, estas duas subunidades mencionadas são relativamente bem concentradas em diferentes perfis de solo e manejos agrícolas (LEHNINGER *et al.* 2006). A estrutura da comunidade desses organismos se diferencia em resposta ao tipo de solo, fertilidade e temperatura, encontrando-se em solos agrícolas quando em adubação orgânica, maiores taxas de organismos com subunidades *amoB* (HE *et al.* 2007). Para os grupos contendo subunidade A (*amoA*) é relatado que

há certa predominância desta em comparação com as subunidades B (*amoB*) na oxidação de amônia quando em baixo teor de nutrientes, pH e sulfetos, ou seja, tanto esses fatores químicos como também fatores físicos apresentam interferência na comunidade microbiana de microrganismos quimiolitotróficos (ERGUDER *et al.* 2009).

Ambos microrganismos e subunidades mencionadas auxiliam em estudos para conhecer a biologia das comunidades dos microrganismos do solo pois, muito desses microrganismos estão relacionados com a liberação de importantes gases de efeito estufa, como por exemplo os microrganismos desnitrificadores e nitrificadores em que sua presença está relacionada com a produção de N₂O através da renovação microbiana do N inorgânico (WRAGE *et al.* 2001).

2.3. Influência de gases de efeito estufa na agricultura

De acordo com o último levantamento do ministério da ciência, tecnologia e inovação (MCTI), 60% dos principais gases emitidos (dióxido de carbono, óxido nitroso e gás metano), relacionados com o aquecimento global, é decorrente da mudança do uso da terra, atividades florestais e o setor agropecuário (BRASIL, 2023).

A agricultura figura como a responsável por cerca de ¼ das emissões antropogênicas de CO₂ do mundo (JOSEP *et al.* 2021). Esses gases retêm e redirecionam a radiação infravermelha, fazendo com que haja superaquecimento da temperatura média da terra e conseqüentemente o aquecimento global e mudanças climáticas que afetam diretamente a agricultura (PRIMAVESI *et al.* 2007). Entre as causas da emissão de CO₂, uma delas é devida ao próprio solo, e, diante disto, tem-se buscado utilizar práticas agrícolas que aumentem os estoques de C no solo de modo a aumentar o sequestro de carbono da atmosfera, à exemplo do plantio direto, culturas de cobertura, resíduos de culturas, redução de cultivo e manejos associados (DE LEÓN GONZÁLEZ *et al.* 2018; LI *et al.* 2022). Além disso, aumentou a importância em identificar o potencial de aquecimento global (PAG) das emissões combinadas dos gases de efeito estufa nas práticas agrícolas em torno dos principais fatores que intensificam as maiores emissões.

O manejo do solo é altamente responsivo às taxas de emissão de gases de efeito estufa (GEE), sendo essa emissão diretamente relacionada com a atividade microbiana do solo (LOUCA *et al.* 2018). Diferentes manejos do solo têm influência na taxa de mineralização de N, teores de C e N no sistema solo-planta, aporte de matéria orgânica e demais fatores que alteram as emissões de GEE. De maneira geral, todo processo biogeoquímico tem início através de microrganismos do solo (ORWIN *et al.*, 2010; GRIGULIS *et al.*, 2013; POEPLAU e DON, 2015; GILES *et al.* 2023).

A emissão dos GEE, sobretudo do CO₂ e CH₄, está relacionada com a respiração microbiana e das raízes, decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e da oxidação da MOS, favorecendo a oxidação de C de compostos orgânicos para CO₂ (GLASTEL & STAHR, 2001; SIQUEIRA NETO *et al.* 2011). Segundo esses processos de menor oxidação de C em situações de

aerobiose ou anaerobiose perante os processos microbianos, inicia-se o fluxo de CH₄, o qual é dependente dessas condições, em que a limitação da oxigenação reduz os compostos orgânicos tornando o C fonte de aceptores de elétrons (WUEBBLES & HAYHOE, 2002).

A concentração e o fluxo de CH₄ no solo e na atmosfera, é influenciado pelo regime hídrico, o pH no solo, temperatura, densidade aparente e o aporte de fertilizantes nitrogenados em altas dosagens de N pois, de acordo com a literatura, solos com fertilizantes nitrogenados que têm menor consumo de metano devido à menor oxidação de CH₄ por microrganismos que realizam a metanogênese, aumentando assim a emissão de CH₄ (MITRA *et al.* 2002; OSMONDE *et al.* 2007; UPRETY, *et al.* 2011).

A utilização de fontes nitrogenadas para adubação tem relação direta com o aumento das taxas de óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂) liberado para a atmosfera. A emissão de N₂O ocorre devido à incompleta desnitrificação do N-NO durante o processo de mineralização das formas orgânicas do N do solo (BOUWMAN, 1998). Existem fatores determinantes para a quantidade de N₂O produzida em sistemas agrícolas, além das condições limitantes de difusão de O₂ (MOSIER *et al.*, 1991). Por exemplo, os processos de nitrificação e desnitrificação causados por microrganismos têm suas taxas de respostas de acordo com a umidade (ABAO *et al.* 2000). Este fator do ciclo do N está relacionado com a maior atividade de microrganismos nitrificantes do solo decorrente do uso de adubos orgânicos, como esterco de animais, os quais têm alta concentração de umidade e amônia e por muitas vezes melhoram muitas propriedades do solo e sua qualidade, em geral alavancando a produtividade (CHATAUT *et al.* 2023). O N₂O é considerado um dos gases mais prejudiciais à camada de ozônio e perdura na atmosfera para além de 121 anos (MYHRE *et al.* 2013). Vários manejos agrícolas vêm sendo selecionados com propostas de mitigar a emissão deste gás, por exemplo, a adoção de manejos ecologicamente amigáveis que serão comentados a seguir.

Deste modo, estudos voltados para esta temática de mitigação de GEE através de atividades agropecuárias, com premissas na agricultura conservacionista, vem sendo investigados. Uma das práticas que auxiliam na redução da taxa de emissão de CO₂ é através de práticas conservacionistas como o plantio direto e o uso de plantas de cobertura. Tais manejos contribuem na diminuição de emissão de GEE, melhorando a porosidade do solo, sua densidade, na dinâmica da matéria orgânica e atividade microbiana (ZHANG *et al.*, 2018). Além disso, manejos como o uso de plantas de cobertura com leguminosas pode diminuir a emissão de N₂O nos sistemas agrícolas devido à sua associação simbiótica com as plantas no processo de fixação biológica de nitrogênio, reduzindo assim a quantidade de fertilizantes nitrogenados aportado no sistema. O uso do sistema de plantio direto (SPD) reduz a emissão de CO₂ para a atmosfera pelo maior sequestro de C no solo e menor perturbação do sistema em razão ao revolvimento mínimo, comparado ao manejo convencional (BHATTACHARYYA *et al.* 2022; LI *et al.* 2022). Dessa forma, o SPD proporciona aumento da produtividade das culturas e maior estabilidade da temperatura do solo em relação ao preparo convencional. Este fato é crucial pois sabe-se que em maiores temperaturas há maiores emissões de CO₂, devido ao aumento da oxidação de CH₄ (SIQUEIRA NETO *et al.* 2009; GARCIA *et al.* 2016; DONG *et al.* 2017).

Um dos resultados da eficiência da adoção do SPD pode ser notado na produtividade da cultura do milho (LI *et al.* 2023), o qual pode ainda ter seu efeito benéfico aumentado quando aliado com a fertilização orgânica à base de dejetos animais. Embora alguns resultados apontem para uma maior quantidade de emissão de GEE em um menor intervalo de tempo nestes sistemas, há uma menor emissão cumulativa de gases de efeito estufa (DOYENI *et al.* 2021).

2.4. Sistemas de manejo na cultura do milho

No presente são totalizados cerca de 351 milhões de hectares de área agricultável no Brasil. Contudo, a maior parte dessa área é de agricultura convencional intensiva, levando à dependência de muitos insumos, fazendo do Brasil o 4º país mais dependente de fertilizantes do mundo, sobretudo do nitrogênio. Essa informação nos leva a evidenciar a importância de procurar alternativas ao cultivo convencional, como por exemplo, a agricultura orgânica, que conta com apenas 1,2 milhões de hectares do total de área cultivada no Brasil (EMBRAPA, 2021).

Sistemas de manejo mais sustentáveis que reduzam o impacto ambiental têm sido implantados e explorados no âmbito produtivo, entre eles cita-se a agricultura orgânica. Os manejos orgânicos são manejos alternativos que não permitem o uso de produtos sintéticos artificiais como pesticidas, hormônios de crescimento e fertilizantes. A premissa é depender menos de insumos externos e favorecer os métodos biológicos, culturais e mecânicos (Lei nº10.831 de 31/12/2003).

Embora não seja ainda predominante no Brasil, cuja aceitação representa cerca de 1% da área agrícola mundial (GIAMPIERI *et al.* 2022), a nova consciência do consumidor com a preferência de sistemas que agridam menos o meio ambiente vem abrindo novos espaços para a agricultura orgânica. Dentre as áreas de cultivo orgânico do Brasil, 865 municípios possuem liberação para produção de milho orgânico, com mais de 30% dos produtores totais de produção orgânica voltados para a produção de milho (CNPO, 2021).

Em revisões de literatura anteriores manejos orgânicos indicaram que tal sistema aumenta a qualidade do solo, melhorando atributos químicos, físicos e biológicos, encontrando em maiores quantidades menções aos resíduos orgânicos de compostos, esterco animal e resíduos vegetais (BRICHI *et al.*, 2023). Durrer *et al.* (2021) encontraram resultados promissores em sistemas de manejos orgânicos com aplicação de cama de frango e resíduos vegetais na cultura do milho em comparação ao manejo convencional sob plantio direto, sendo esclarecido pela mudança da comunidade biológica do solo que alterou as funcionalidades do solo. De acordo com Pimentel *et al.* (2015) sistemas de manejo orgânico com aplicação tanto de resíduos animais ou vegetais, se bem manejados, resultam em maiores produtividade após estabelecidos, pois a longo prazo aumentam a fertilidade do solo.

Em manejos orgânicos, com o aporte de material vegetal, um dos principais benefícios que resultam em maiores produtividades de grãos e o aumento da biomassa de plantas de milho é a

retenção do material vegetal no solo a longo prazo que, conseqüentemente, causa o aumento da MOS. Com isso, há o aumento do sequestro de carbono do solo (XU *et al.* 2019).

A recomendação da associação de adubação orgânica e não orgânica também é tida como um bom sistema de manejo sustentável para os solos e a produtividade. No entanto, quando adubações são combinadas, levantam-se indagações de qual a relação de concentração ideal a ser aplicada de cada fertilizante. Por exemplo, alguns estudos realizados mostraram que para a cultura do milho, essa quantidade pode ser de 75% de fertilizantes orgânicos e os outros 25% com fertilizantes não-inorgânicos (HU, Y. *et al.* 2023).

Outra variação de compostos utilizados em manejos orgânicos é o uso de Bokashi que, decorrente de sua aplicação, favorece a melhoria das propriedades físico-químicas e aumenta a garantia da eficiência de microrganismos responsáveis pela ciclagem de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo (MAYER *et al.* 2010). Além do mais, a aplicação de Bokashi enriquecido com outras fontes de substratos orgânicos foi promissora no rendimento de gramíneas como a cevada, trigo e milho (MAYER *et al.* 2010; RICHARDSON e SIMPSON, 2011).

Além dos benefícios nas propriedades do solo que tais manejos orgânicos propiciam, estes ainda podem auxiliar na maior supressão de certos patógenos quando comparados aos manejos convencionais em sistema de plantio direto (ATTANDI *et al.* 2017). Todavia, algumas barreiras na fortificação do uso desses sistemas de manejo devem ser quebradas, como suporte científico e avanço tecnológico nos aportes orgânicos do solo para manter a eficiência da produção brasileira.

2.5. Cultura do milho; produtividade no Brasil

O agronegócio é um dos principais setores produtivos para a economia do Brasil, com a cultura do Milho (*Zea mays L.*) estabelecida entre as “commodities” de maior valor agregado nacionalmente, perdendo apenas para a soja. O milho é uma gramínea, pertencente à família Poaceae, sendo produzida em todos os continentes, com relatos desde a pré-história, tendo como centro de origem mais aceitável o México (COLLINS, 1912). A origem do milho moderno começou com o cruzamento do Teosinto com um milho primitivo, sendo essas duas espécies, descendentes de um ancestral comum, pertencente à tribo *Andropogon* (MANGELSDORF, 1986).

Além da importância na segurança alimentar e nos aspectos sociais ligados à cultura do milho, devido à sua composição de carboidratos, este cereal tem seu uso diversificado, sendo consumido *in natura* ou derivado da transformação industrial em diversos setores produtivos, como o setor agroquímico na produção de herbicidas, indústria de cosméticos e cervejas, produção de etanol, além de ser o principal cereal adicionado nas rações animais. (Embrapa, 2006, RANUM *et al.* 2014).

De acordo com a CONAB (2023) as exportações de milho ultrapassaram a média dos últimos 5 anos, passando de 3.000.000 toneladas para 6.000.000 toneladas. Esses números fazem

do Brasil o terceiro maior produtor de milho do mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos e da China, com o ranking de exportação em quarto lugar (CONAB, 2023). O Brasil ainda tem potencial de aumentar a cada ano a produção e exportação, podendo tornar-se o principal país na produção mundial. A nível de Brasil, o centro oeste se destaca como maior produtor de milho, sendo os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul os principais exportadores do cereal, seguidos por Paraná, Goiás e Minas Gerais, totalizando mais de 88 mil/toneladas de produção de milho na soma destes estados (CONAB, 2023). Todos esses dados confirmam a importância agrícola da cultura do milho para a economia do Brasil, que aumenta a exportação e produção do cereal a cada ano e torna evidente a necessidade de estudos que auxiliem na melhor eficácia dos sistemas de produção agrícola na cultura do milho.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Obtenção dos dados e sistemas de manejos estudados

Parte dos dados utilizados neste estudo são provenientes da experimentação de campo conduzidas por Araújo, VLVP (2024), os quais foram cedidos com o objetivo de integrá-los de forma a criar um índice de qualidade para fins de comparação dos manejos adotados. As coletas do presente estudo foram realizadas no município de Ipeúna, São Paulo, Brasil (22°26'09"S e 47°43'08"W) no Centro de Pesquisa da Fundação Mokiti Okada (CPMO). O clima da região de pesquisa é classificado como Cwa (KÖPPEN; GEIGER, 1928) com precipitação anual média de 1336 mm e temperatura média anual de 20,2 °C. O solo em que o experimento foi instalado é o Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (EMBRAPA, 2013). O experimento de produção de milho iniciou-se em 2014 indo até a colheita da safra 2019/2020, sendo as coletas do experimento realizadas nesta última safra e envolve o perímetro de 4,5 ha, composto por 3 manejos com 1,5 ha cada. Os manejos implementados foram: manejo natural (I -MN), manejo orgânico (II - MO) e manejo convencional em plantio direto (III-MCPD). Um resumo das operações empregadas no MN, MO e MCPD está detalhado na Tabela 1.

Tabela 1. Operações de manejo realizadas em preparo orgânico, natural e convencional do solo.

Manejos	Preparo do Solo/Adub. Plantio	Controle plantas daninhas pré / pós plantio	Plantio / espaçamento	Controle Pragas e doenças	Adubação Cobertura
MN	Aplicados 200 kg. de bokashi + 1t.ha ⁻¹ de mamona gradagem aradora (20-30 cm); gradagem niveladora (15– 20 cm)	Pré não há; Pós plantio na fase V 3-5 => passado o cultivador articulado	Variedade BM3063 (60 a 65 mil plantashas-1); espaçamento de 0,8 m entre plantas	Idem MN e MO. Pulverizações na fase V 3-4 com a mistura, Tracer (100 mL/ha-1) + Boveril (0,7 Kg/ha-1) + Thuricide (0,7 Kg/ ha-1) + Fertbokashi (0,3 ml/ha-1) + Metarril 0,2 Kg/ha-1) + Puma (0,3 mL/ha-1)	Não há
MO	Aplicadas 4 t.ha ⁻¹ de cama de frango compostada; gradagem aradora (20 - 30 cm); gradagem niveladora (15– 20 cm)	Idem MN	Idem MN		Não há
MCPD	Utilizados 300 kg.ha ⁻¹ de 08 – 24 – 12	Pré plantio, RoundUp (3,3 L/ha ⁻¹); Atrazina (1 L/ha ⁻¹). Adjuvante (100 mL/ha ⁻¹). Pós-plantio na fase V 3-5=> Soberan (240 ml/ha ⁻¹) + Atrazina (5 L/ha ⁻¹)	Idem MN	Pulverizações na fase V 3-5 com a mistura Connect (750 ml/ha ⁻¹) + Ampligo (150 mL/ha-1)	Na fase V 3-5 => 450 kg/ha-1 de 20-05-19

Todos os insumos de adubação e controle dos tratamentos orgânicos (tratamento I e II) obedecem às normas da agricultura orgânica (Lei Federal n.10.831 de 2003 e Instrução normativa n.46 de 2011), além das restrições indicadas acima para o manejo natural. É válido ressaltar que o manejo convencional é devido aos manejos convencionais de tratos culturais de pragas e doenças com defensivos agrícolas, porém foi feito em sistema plantio direto sem o revolvimento do solo.

3.2. Amostragem do solo e indicadores analisados

As amostras de solo foram coletadas quando as plantas de milho apresentavam a sétima folha totalmente desenvolvida, ou seja, no estágio fenológico V7, que antecede o início da fase reprodutiva da cultura do milho. A escolha de tal estágio fenológico para a coleta de solo se deu devido à exsudação radicular ser considerada maior no período vegetativo comparado ao período reprodutivo que se dá a partir do estágio V8. Portanto, o motivo da escolha do estágio V7 foi a maior

atividade biológica dos solos (WAREMBOURG & ESTELRICH, 2001). Sabendo que atributos biológicos são mais sensíveis no solo quando comparados aos indicadores químicos e físicos, priorizamos a época de colheita que favorecesse a resposta dos indicadores biológicos.

Visto isso, foi realizada uma coleta de solo na camada 0-10 cm na linha de plantio em três locais replicados de 0,5 ha para cada sistema de manejo resultando em 9 amostras de solo (Figura 2). Após a obtenção das amostras, foram avaliados atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Para o critério de escolha dos parâmetros a serem avaliados, levamos em consideração propriedades do solo que refletissem as principais funções do solo com base em conceitos empíricos e em estudos teóricos da literatura que são destrinchados posteriormente.

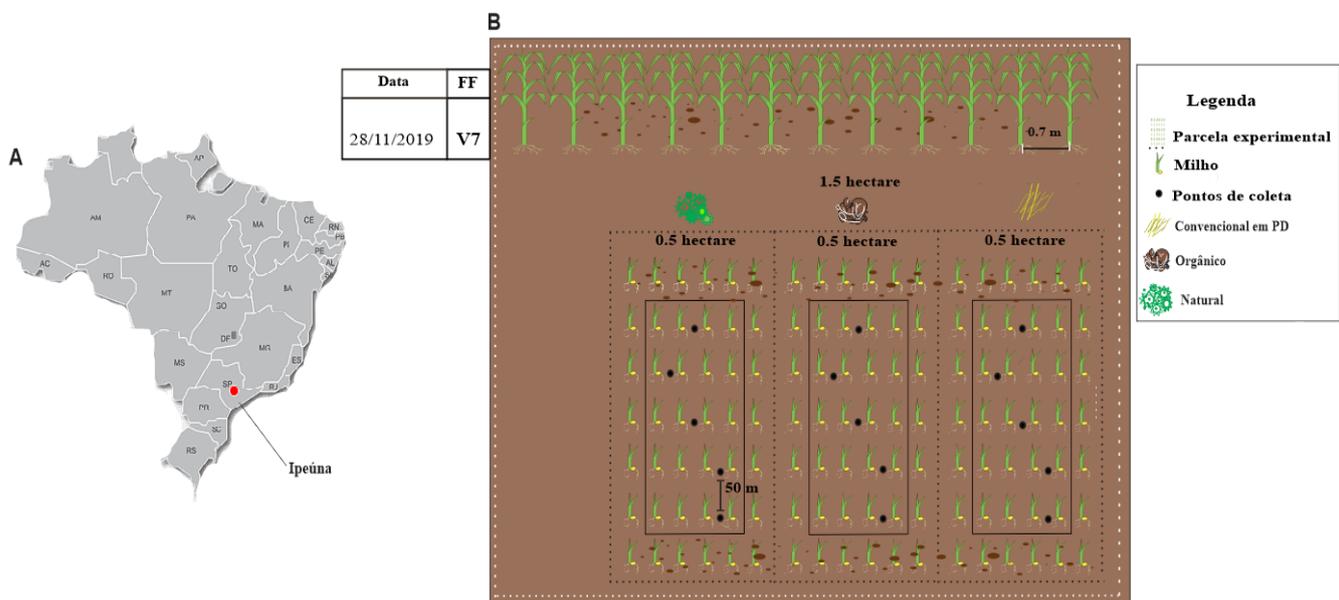


Figura 2. A: Mapa do Brasil indicando o município de Ipeúna – SP onde foi conduzido o experimento e B: esquema de delineamento experimental com cada tratamento com indicação do local da coleta das amostras de solo na profundidade 0-10 cm quando as plantas se encontravam no estágio fenológico V7 (FF) em cada sistema de manejo: orgânico. Natural e convencional sob plantio direto (PD).

Para os dados de emissão de gases de efeito estufa (GEE) trabalhou-se com os principais gases biogênicos relacionados à mudança do clima, sendo eles dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). Os dados de emissão acumulada foram cedidos por Araújo (2024) onde a coleta foi realizada na linha de plantio em três pontos amostrais equidistantes de 50 metros, durante 30 dias em dias intercalados, com intervalos de dois ou três dias. Amostras compostas de solo foram obtidas para cada ponto amostral a partir de cinco subamostras simples, totalizando três amostras compostas por tratamento.

As amostras de gases foram coletadas utilizando o método de câmara estática (STEUDLER *et al.* 1996). Os gases foram analisados no mesmo dia da amostragem, por um cromatógrafo a gás Shimadzu GC-2014 (Kyoto, Japão). As emissões acumuladas até o final do experimento foram determinadas pelo somatório das emissões diárias, tais quais foram os dados utilizados nesta presente pesquisa.

Para os dados de produtividade, todas as parcelas amostrais de cada manejo foram colhidas separadamente, obtendo-se assim a produção de grãos de milho pela medida em toneladas /ha⁻¹.

3.3. Atividade dos genes funcionais *amoA*, *amoB*, *nifH* e *phoD* no solo

Reações de qPCR (Real Time Quantitative PCR) foram realizadas para quantificar os genes funcionais relacionados ao ciclo do fósforo e nitrogênio como *phoD*, *nifH*, *amoA* e *amoB* nas amostras de solos, respectivamente. Para tal, foi extraído o DNA total a partir de 400 mg de solo usando o PowerSoil DNA Isolation Kit (MoBio Laboratories, Carlsbad, CA, USA) de acordo com o protocolo fornecido pelo fabricante. A qualidade e quantidade (concentração) do DNA extraído foram avaliados utilizando o kit de ensaio Qubit dsDNA (Thermo Fisher Scientific®) e, posteriormente, as amostras de DNA foram armazenadas a -20°C para serem levadas a análises moleculares. Para as análises de qPCR as reações continham no total 10 µL, sendo: 5 µL de SYBR Green PCR Master Mix (Applied Biosystems), 1 µL do Primer F (5 µM), 1 µL do Primer R (5 µM), 2 µL de DNe, 1,9 µL de água, sendo realizadas utilizando o equipamento Step One Plus Real Time PCR System (Applied Biosystems). As reações de qPCR para quantificação dos genes funcionais foram realizadas em triplicata e a ciclagem e informações para cada alvo encontram-se na Tabela 2 de acordo com a empresa.

Tabela 2. Especificações para alvos usados nas análises por qPCR quantitativo e condições térmicas.

Alvo	Primers	Sequência (5'-3')	Condições térmicas	Referências
<i>nifH</i>	FGPH19	5` ACGGCAARGGTGGNATHG 3`	94°C - 5 min	Poly et al., 2001
	PoIR	5` ATSGCCATCATYTCRCCGGA 3`	40 ciclos: 94°C - 1 min; 56°C - 1 min; 72°C - 2 min. *	
<i>amoA</i>	amo23F	5` ATGGTCTGGCTWAGACG 3`	95°C - 10 min	Nicol et al., 2008; Tourna et al., 2008
	crenamoA616r	5` GCCATCCABCKRTANGTCCA 3`	40 ciclos: 94°C - 45 s; 50°C - 45 s; 72°C - 45 s. *	
<i>amoB</i>	<i>amoA1F</i>	5'-GGGGTTTCTACTGGTGGT-3'	95°C-10 min;	Rotthauwe <i>et al.</i> (1997)
	<i>amoA2R</i>	5'-CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC-3'	40 ciclos: 95°C-40 s.; 56°C-30 s.; 72°C-1 min.*	
<i>phoD</i>	ALPS-F730	5` CAGTGGGACGACCACGAGGT 3`	95°C - 10 min	Sakurai et al., 2008
	ALPS-R1101	5` GAGGCCGATCGGCATGTCTG 3`	40 ciclos: 95°C - 30 s 57°C - 1 min; 72°C - 30 s. *	

3.4. Escolha dos indicadores do solo para integração no índice de qualidade do solo

O primeiro passo foi enquadrar os atributos químicos, físicos e biológicos do solo em três grupos de funções principais, de acordo com seus serviços ecossistêmicos no solo (Figura 3).

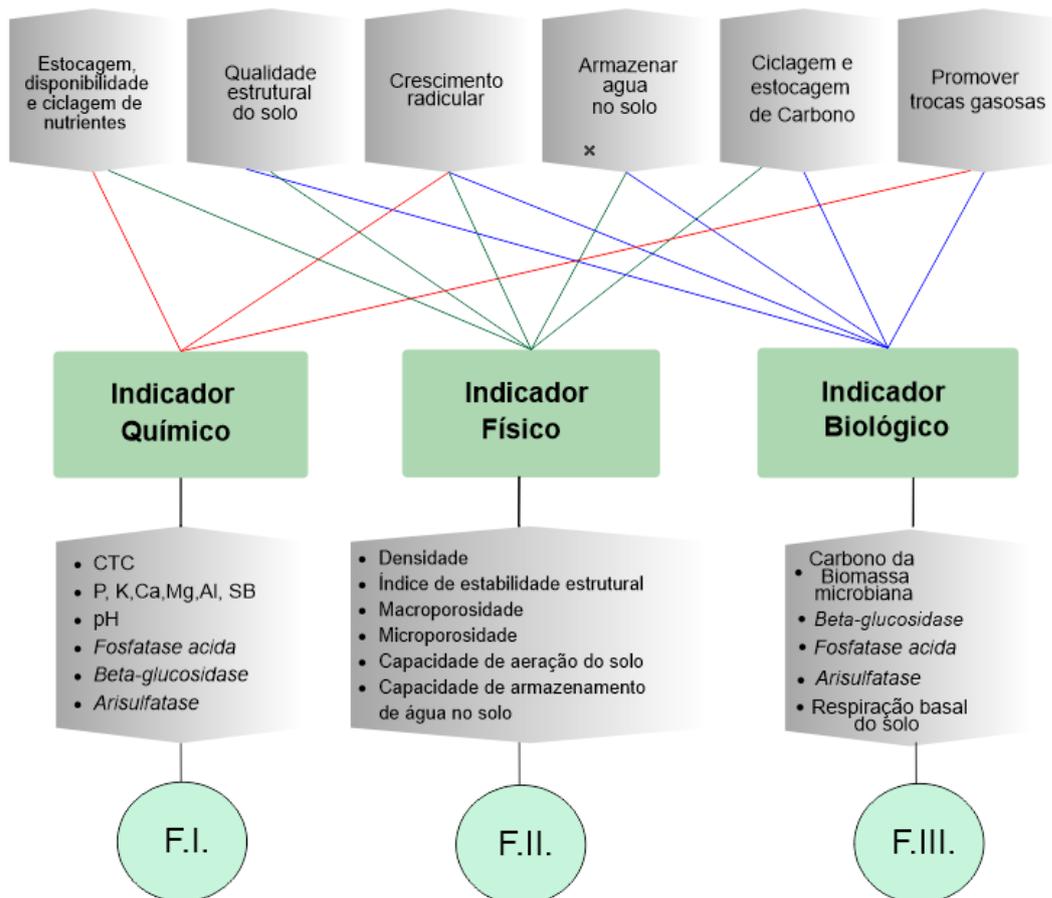


Figura 3. Funções do solo e indicadores para a inferência de qualidade do solo.

Entre as funções do solo definidas para serem abordadas, seguiu-se o critério para a seleção dos atributos químicos, físicos e biológicos a serem avaliados. Assim, definimos as seguintes: F.I. – Estocagem, disponibilidade e ciclagem de nutrientes; F.II. – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; F.III. – Ciclagem de carbono (C).

Para a F.I. de disponibilidade, a ciclagem e o estoque de nutrientes foram avaliados capacidade de troca catiônica (CTC), C, pH, P, K, Ca, Mg, S, soma de bases (SB), Al através de métodos descritos por RAIJ *et al.* (2001) e ensaios de enzimas selecionadas na participação do ciclo do carbono (β -glucosidase), mineralização do fósforo (*Fosfatase ácida*) e ciclo do Enxofre (*Arisulfatase*) (TABATABAI,1994) as quais além de ser bioindicadores da comunidade microbiana, são componentes que auxiliam a interpretação da fertilidade do solo (MENDES *et al.* 2018; MENDES *et al.* 2019;)

Na F.II. – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal selecionamos os indicadores densidade total, macro e microporosidade e coletamos solo para avaliar a granulometria e capacidade de campo para a determinação de três índices sugeridos por Reynolds *et al.* (2009). i)

Capacidade de armazenamento de água no solo (SWSC) definida como a razão entre o teor de água na capacidade de campo (FC, -10 kPa potencial hídrico do solo) e porosidade total (TP) ($SWSC = FC/TP$); ii) Capacidade de aeração do solo (CAS) calculada como a razão entre os poros drenados no potencial hídrico do solo de -10 kPa (ACt) e TP ($SAC = ACt/TP$); iii) Índice de estabilidade estrutural (SSI) calculado de acordo com Reynolds et al.(2002) $SSI = ((SOC \times 1,724) / (\text{silte} + \text{argila}) \times 100$.

Para a F.III. - Ciclagem de carbono (C), selecionamos os atributos carbono da biomassa microbiana que foi estimado de acordo com o método de fumigação-extração (VANCE *et al.* 1987) , respiração basal do solo descrito por Jenkinson & Powlson (1976), e ensaios de enzimas selecionadas na participação do ciclo do carbono (β -glucosidase), mineralização do fósforo (Fosfatase ácida) e ciclo do Enxofre (Arilsulfatase) (TABATABAI,1994).

3.5. Transformação, integração e interpretação dos indicadores

Após a escolha das funções ecossistêmicas que representasse o adequado funcionamento do solo e a ordenação de cada indicador dentro destas funções partimos para a transformação dos valores amostrais a serem incluídos dentro de cada subíndice de qualidade do solo. Um stepwise de como proceder na realização do índice de qualidade do solo foi elaborado e pode ser visualizado na Figura 4.

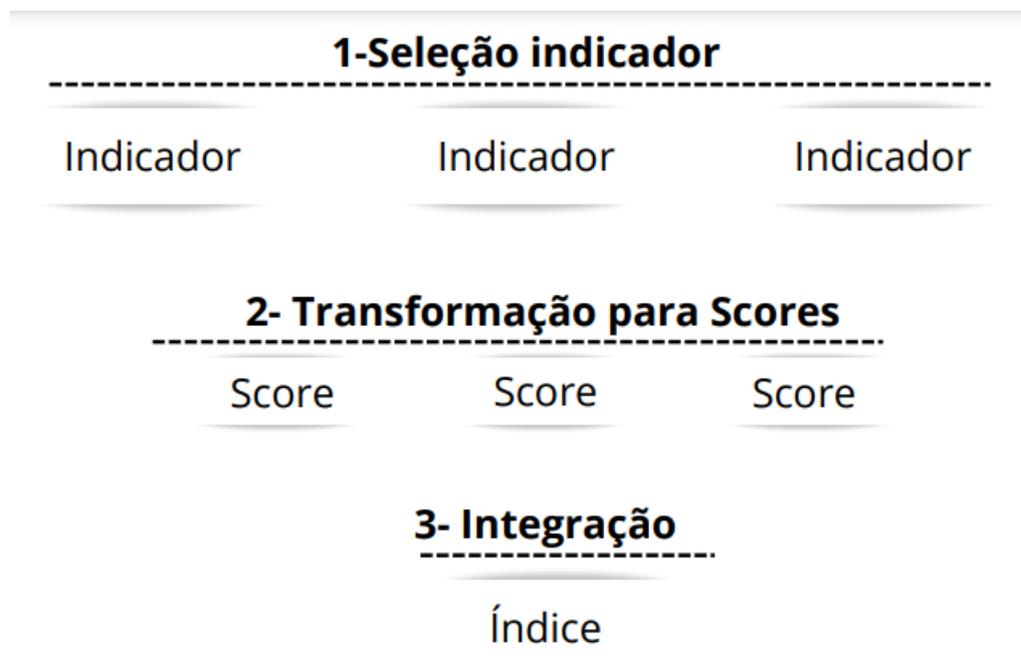


Figura 4. Step-wise (passo a passo) para a realização do índice de qualidade do solo

Os valores amostrais foram normalizados para uma pontuação ordinal de 0 a 1 usando funções de pontuações não lineares com base nas funções agronômicas e ambientais do solo de maior ou menor relevância para o estudo, a critério do autor. De modo que cada indicador foi então pontuado, usando uma curva sigmoide de assíntota superior quando maiores valores do indicador são melhores para o desempenho das funções do solo. Ou uma curva sigmoide de assíntota inferior, quando menores valores do indicador são recomendados para o desempenho da função do solo. E por fim, uma curva gaussiana, quando existe um ponto médio que seja ótimo para o desempenho da função do solo (ANDREWS *et al.* 2004; KARLEN e DITZLER, 2003; CHERUBIN *et al.* 2016).

Para cada curva responsiva, existem equações a serem utilizadas na normalização e padronização dos dados. Para a curva sigmoide de assíntotas superiores e inferiores utilizamos as equações não lineares 1 e 2 respectivamente. Para as curvas gaussianas utilizamos a equação 3 quando os dados amostrais apresentavam valores de ponto ótimo positivo à direita da equação, quando o dado amostral apresentava valores abaixo do ponto ótimo à esquerda. As equações definidas a serem utilizadas na normalização e padronização dos dados são respectivamente:

$$\text{Score} = \frac{a}{\left[1 + \left(\frac{LB-UT}{x-UT}\right)^S\right]} \quad (1)$$

$$\text{Score} = \frac{a}{\left[1 + \left(\frac{LB-LT}{x-LT}\right)^S\right]} \quad (2)$$

$$\text{Score} = \frac{a}{\left[1 + \left(\frac{LB-O}{x-O}\right)^S\right]} \quad (3)$$

$$\text{Score} = \frac{a}{\left[1 + \left(\frac{UB-O}{x-O}\right)^S\right]} \quad (4)$$

onde a pontuação é o valor sem unidade do indicador de solo o qual oscila de 0 a 1; sendo a maior pontuação dada a um indicador, a qual neste estudo é considerada como 1; LB (linha de base inferior) é o valor de linha de base inferior (lado esquerdo da curva) do indicador de solo onde a consideramos a pontuação de 0,5; UB (linha de base superior é o valor de linha de base superior (lado direito da curva) do indicador de solo com a pontuação considerada igual a 0,5 ; LT é o limite inferior dado na curva; UT é o limite superior resultante também na curva; x é o valor do indicador de solo analisado e medido e S é a inclinação da equação que foi estabelecida como -2,5. Os cálculos de pontuação do indicador foram realizados usando uma planilha do Microsoft Excel®. Os valores de limiar e de linha de base para cada indicador de solo bem como para os valores críticos recomendados foram obtidos através de revisões da literatura, tais valores e suas referências podem ser visualizados na Tabela 3 abaixo.

Tabela 3. Limiares críticos para cada indicador usado

Indicador	Unidade	Limiar inferior	Linha de base inferior	Limiar superior	Linha de base superior	Ponto ótimo	Pontuação da curva	Referência
pH	Sem unidade	4,5	5,1	6	7,5	5,5	Ótimo	(Raij et al.,1997)
SB	%	35	50	85			Mais é melhor	(Raij et al.,1997)
S	mg kg ⁻¹	0	5	2	–	–	Mais é melhor	(Raij et al.,1997)
Al	mmol kg ⁻¹	0	10	20			Menos é melhor	(Raij et al.,1997)
P	mg kg ⁻¹	10	30	40			Mais é melhor	(Raij et al.,1997)
Ca	mmol kg ⁻¹	0	20	40			Mais é melhor	(Raij et al.,1997)
K	mmol kg ⁻¹	1	2	4			Mais é melhor	(Raij et al.,1997)
CTCpH7	mmol kg ⁻¹	50	75,0	150,0			Mais é melhor	(SBCS, 2016)
Mg	mmol kg ⁻¹	1	4	7			Mais é melhor	(Raij et al.,1997)
Fosfatase ácida	mg kg ⁻¹ h ⁻¹	75	100	150			Mais é melhor	(Lopes et al., 2013)
Arilsufatase	mg kg ⁻¹ h ⁻¹	35	50	90			Mais é melhor	(Lopes et al., 2013)
RBS	mg C kg ⁻¹ soil	40	60	100			Mais é melhor	(Lopes et al., 2013)
β-glucosidase	mg kg ⁻¹ h ⁻¹	60	90	120			Mais é melhor	(Lopes et al., 2013)
COS	g kg ⁻¹	2	17	30			Mais é melhor	(Lopes et al., 2013)
BMS-C	mg kg ⁻¹	50	1100	550		–	Mais é melhor	(Lopes et al., 2013)
DT	g cm ⁻³	1	1,2	1,7			Menos é melhor	(Reichert et al., 2003)
MiP	cm ⁻³ cm ⁻³	0	0,3	0,6			Mais é melhor	(Cherubin et al., 2016)
MaP	cm ⁻³ cm ⁻³	0	0,13	0,06			Mais é melhor	(Reynolds et al., 2002)
SAC	Sem	0,15	0,25	0,55	0,45	0,34	Ótimo	(Reynolds et al.,

	unidade							2002)
SSI	%	5	7	9			Mais é melhor	(Reynolds et al., 2009)
SWSC	Sem unidade	0,3	0,45	0,9	0,8	0,6	Ótimo	(Reynolds et al., 2002)

§pH: potencial de hidrogênio em solução de CaCl₂ 0.01 mol L⁻¹, BS: soma de bases, S: enxofre, Al: Alumínio, P: fósforo, Ca: cálcio, K: potássio, CECpH7: potencial de trocas de cátions, Mg: magnésio, SOC: carbono orgânico do solo, BMS-C: carbono da biomassa microbiana, BD: densidade aparente, MiP: microporosidade do solo, MaP: macroporosidade do solo, SAC: capacidade de aeração do solo, SSI: índice de estabilidade estrutural do solo, SWSC: capacidade de armazenamento de água no solo.

Assim que transformados os valores, seguimos para a próxima etapa da realização do IQS em que foi realizada a integração dos valores das funções e subfunções em um único índice geral de qualidade do solo. Para esta etapa, os valores dos escores transformados foram multiplicados pelo seu peso e esses resultados somados dentro de cada subfunção (quando houver), ou, diretamente dentro de cada função, gerando assim um valor de escores ponderado. Em seguida, os valores de escores foram multiplicados pelo peso da função e subfunção, quando existente. E, por fim, todos valores foram somados para o valor do índice de qualidade do solo para cada manejo. Na tabela 4 pode ser visualizado passo a passo do desenvolvimento do índice de qualidade do solo.

Tabela 4. Exemplo de integração e ponderação dos indicadores do solo para geração do índice de qualidade do solo para o manejo natural.

	Função	Peso (A)	Subfunções	Psubfunção (B)	Indicadores	Peso (C)	Scores (D)	Integração D (C x D)	$\sum(CxD)$ (E)	Score função (E x A x B)	SQI $\sum(DxAxB)$
M a n e j o	F.I.	0,33	Estocagem	0,20	C	0,50	0,54	0,27	0,71	0,05	0,62
					CTC	0,50	0,87	0,44			
					pH	0,13	0,99	0,12			
					P	0,13	1,00	0,13			
			Disponibilida de de nutrientes	0,40	K	0,13	1,00	0,13			
					Ca	0,13	1,00	0,13			
					Mg	0,13	1,00	0,13			
					S	0,13	0,22	0,03			
					SB	0,13	0,98	0,12			
					Al	0,13	1,00	0,13			
Ciclagem de nutrientes	0,40	B-gluc	0,33	0,94	0,31						
		F acida	0,33	1,00	0,33						
		Arils	0,33	0,14	0,05						
N a t u r a l	F.II.	0,33	Cresciment o radicular	0,33	Ds	0,50	0,77	0,39	0,69	0,08	
					SSI	0,50	0,60	0,30			
			Dinâmica Ar	0,33	MaP	0,50	0,05	0,03			
					SAC	0,50	0,20	0,10			
			Dinâmica água	0,33	MiP	0,50	0,47	0,24			
					SWSC	0,50	0,58	0,29			
			F.III.	0,33	-			Cbm	0,20	1,00	0,20
RBS	0,20	0,15						0,03			
B-gluc	0,20	0,94						0,19			
F acida	0,20	1,00						0,20			
Arils	0,20	0,14						0,03			

3.6. Análises estatísticas

Os dados foram testados quanto à normalidade usando o teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$). Para dados que não obedeceram ao pressuposto da análise de variância foi realizada a transformação por Box-Cox. Dados que não seguiram a distribuição normal, suas diferenças significativas foram estabelecidas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a 10%. Análises de variância foram usadas para testar os efeitos dos diferentes manejos do solo nas funções ecossistêmicas do solo. Quando os resultados da ANOVA foram significativos, os valores médios das propriedades do solo foram comparados pelo teste de Duncan ($p < 0,1$) bem como os scores calculados para cada função do solo e o índice de qualidade do solo.

Correlações de Pearson foram realizadas para as três funções do solo abordada neste trabalho medindo assim a correlação entre estas variáveis com a emissão de gases de efeito estufa, atividade de genes funcionais e produtividade. Para resultados positivos e negativos que foram significativos, realizou-se a análise de regressão simples para observar a tendência das variáveis em relação a variável independente de função ecossistêmicas do solo.

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada para abordar as relações entre as matrizes de produtividade, emissão de gases de efeito estufa e abundância de genes funcionais do solo com as funções ecossistêmicas do solo. Com objetivo de determinar os principais componentes que explicam a variação dos dados. Sendo importante ressaltar que, correlação não é casualidade em determinar a causa e efeito das variáveis (NESS *et al.* 2016).

A análise foi realizada usando os pacotes estatísticos Facto Mine R e facto extra no programa R® (R Core Team, 2020). Na ACP, para atender a premissa de normalidade multivariada, os dados foram transformados em $\log(x + 1)$ e para os atributos sujeitos a colinearidade como os índices gerais de qualidade do solo foram removidos (Ramette, 2007).

Além disso, usando o algoritmo de agrupamento k-means, um método de aprendizado de máquina não supervisionado para identificar e agrupar pontos de dados semelhantes, classificamos nossas variáveis em grupos (JANSSON *et al.*, 2022). Todas as análises foram realizadas pelo software R versão 4.0.3 (R Core Team, 2020), utilizando o ambiente de desenvolvimento integrado RStudio versão 1.3.1. (Equipe RStudio, 2021).

4. RESULTADOS

4.1. Contribuição dos scores ponderados para o índice de qualidade do solo para manejo orgânico, natural e convencional sob plantio direto em cultivo de milho

Os valores amostrais coletados no campo podem ser visualizados nas Tabelas 5, 6 e 7 juntamente com os valores normalizados dos dados que foram posteriormente integrados em um único índice para aferir a qualidade do solo. Os escores transformados que se encontram com valor igual a 1 foram assumidos que já se encontravam no teor ideal de concentração/exigência para o funcionamento ecossistêmico do solo. Análises estatísticas foram realizadas para configurar a diferença entre os tratamentos para os valores amostrais e podem ser visualizados nos apêndices.

Tabela 5. Valores amostrais e valores normalizados para indicadores de solo em sistema de manejo convencional, orgânico e natural para a função ecossistêmica I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes

Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes													
Valor amostral													
Unidade	mmol kg ⁻¹	g/kg solo	Sem un	mg kg ⁻¹	mmol kg ⁻¹	mmol kg ⁻¹	mmol kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	%	mmol kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
Manejo	CTC	C	pH	P	K	Ca	Mg	S	SB	Al	B-glucosidase	Arilsulfatase	F-ácida
MN	103,20	17,72	5,63	60,00	4,49	50,50	23,00	7,00	78,00	0,00	109,98	6,85	398,38
	102,30	18,78	5,70	55,20	4,33	50,20	24,20	7,00	ca78,70	0,00	113,59	5,88	438,00
	103,10	17,29	5,57	36,30	3,09	50,90	22,50	8,40	76,50	0,00	88,70	12,00	440,83
MO	96,10	20,82	5,90	38,20	4,65	54,50	16,50	7,00	75,70	0,00	69,44	4,82	413,22
	94,90	16,32	6,12	49,20	4,24	57,80	16,00	9,20	78,00	0,00	105,56	5,69	413,22
	92,90	16,10	6,09	47,10	4,18	54,60	15,30	9,00	74,10	0,00	71,85	6,08	479,73
MCPD	111,30	19,40	4,82	21,10	10,11	38,00	17,30	12,20	65,40	3,00	111,98	0,54	488,60
	117,20	20,86	4,60	58,10	11,81	34,00	17,00	18,90	62,80	5,30	91,91	0,78	572,09
	124,50	19,55	4,56	42,80	9,70	39,80	19,50	20,10	69,00	4,80	83,49	1,03	514,07
Valor escore transformado													
MN	0,87	0,54	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,22	0,98	1,00	0,94	1,00	0,14
	0,86	0,59	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,22	0,99	1,00	0,98	1,00	0,13
	0,87	0,51	1,00	0,92	0,88	1,00	1,00	0,13	0,97	1,00	0,47	1,00	0,16

MO	0,82	0,70	0,98	0,99	1,00	1,00	1,00	0,22	0,96	1,00	0,21	1,00	0,13
	0,82	0,47	0,95	1,00	1,00	1,00	1,00	0,10	0,98	1,00	0,86	1,00	0,13
	0,80	0,46	0,95	1,00	1,00	1,00	1,00	0,11	0,95	1,00	0,23	1,00	0,14
MCPD	0,91	0,62	0,21	0,17	1,00	1,00	1,00	0,04	0,81	1,00	0,96	1,00	0,12
	0,94	0,71	0,12	1,00	1,00	0,95	1,00	0,01	0,76	1,00	0,54	1,00	0,12
	0,97	0,63	0,11	1,00	1,00	1,00	1,00	0,01	0,88	1,00	0,38	1,00	0,12

Nota: CTC: capacidade de troca de cátions, C: carbono orgânico do solo, pH: acidez ativa, K: potássio, Ca: Cálcio, Mg: magnésio, S: enxofre, SB: soma de bases, Al: alumínio, MN: manejo natural, MO: manejo orgânico, MCPD: manejo convencional sob plantio direto.

Tabela 6. Valores amostrais e valores normalizados para indicadores de solo em sistema de manejo convencional, orgânico e natural para a função ecossistêmica II – Crescimento vegetal e Dinâmica Ar e água no solo.

Função II - Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal						
Valor amostral						
Unidade	g cm ⁻³	%	cm ⁻³ cm ⁻³	Sem un	cm ⁻³ cm ⁻³	Sem un
Manejo	Ds	SSI	MaP	SAC	MiP	SWSC
MN	1,12	7,29	0,29	0,53	0,28	0,47
	1,19	8,23	0,25	0,47	0,31	0,53
	1,32	7,60	0,17	0,37	0,33	0,63
MO	1,10	13,35	0,29	0,53	0,30	0,47
	1,29	8,22	0,21	0,46	0,31	0,54
	1,29	6,27	0,22	0,47	0,30	0,53
MCPD	1,38	9,72	0,11	0,24	0,37	0,76
	1,62	6,49	0,03	0,11	0,36	0,89
	1,45	6,14	0,06	0,18	0,40	0,82
Valor escore transformado						
MN	0,77	0,60	0,05	0,20	0,47	0,59
	0,52	0,92	0,08	0,42	0,52	0,89
	0,24	0,71	0,24	0,96	0,57	0,99
MO	0,85	1,00	0,05	0,21	0,50	0,60
	0,28	0,91	0,14	0,45	0,51	0,91
	0,28	0,31	0,11	0,40	0,49	0,87
MCPD	0,17	1,00	0,74	0,41	0,67	0,62
	0,06	0,36	1,00	0,08	0,63	0,28
	0,12	0,29	1,00	0,20	0,73	0,45

Nota: Ds: densidade do solo, SSI: índice estrutural do solo, MaP: macroporosidade, SAC: capacidade de aeração do solo, MiP: microporosidade, SWSC: capacidade de armazenamento de água, MN: manejo natural, MO: manejo orgânico, MCPD: manejo convencional sob plantio direto.

Tabela 7. Valores amostrais e valores normalizados para indicadores de solo em sistema de manejo convencional, orgânico e natural para a função ecossistêmica III – Ciclagem de carbono no solo.

Função III - Ciclagem de carbono no solo		
Valor amostral		
Unidade	mg kg ⁻¹	mg C kg/solo
Manejo	BMS-C	RBS
MN	564,43	19,66
	671,94	20,47
	622,92	17,07
MO	548,62	21,57
	578,66	24,41
	520,16	20,97
MCPD	580,24	12,95
	569,17	16,71
	638,74	14,44
Valor escore transformado		
MN	1,00	0,15
	0,98	0,15
	0,99	0,14
MO	1,00	0,16
	1,00	0,17
	1,00	0,15
MCPD	1,00	0,13
	1,00	0,14
	0,99	0,13

Nota: BMS-C: carbono da biomassa microbiana do solo, RBS: respiração basal do solo, MN: manejo natural, MO: manejo orgânico, MCPD: manejo convencional sob plantio direto.

Os impactos dos diferentes sistemas de manejo na qualidade do solo foram avaliados para cada manejo (Figura 5), porém, para essa safra avaliada não foram detectadas diferenças significativas. Nota-se que, somando os índices das funções ecossistêmicas do solo, o IQS variou de

0.57 a 0.63 com o solo coletado quando as plantas de milho se encontravam em estágio vegetativo V7. A média geral do IQS para todos os sistemas foi de 0.59 e mesmo não demonstrando diferença significativa entre os manejos de modo geral, foi verificado que o manejo orgânico obteve o menor índice de qualidade do solo (0,57), seguido do manejo convencional sob plantio direto (0,58) e manejo natural (0,63). No entanto, os valores de IQS para o manejo convencional em sistema de plantio direto e o manejo orgânico com cama de frango, não indicam degradação do solo, porém a mudança de sistema de manejo do solo não promoveu o aumento da qualidade do solo também.

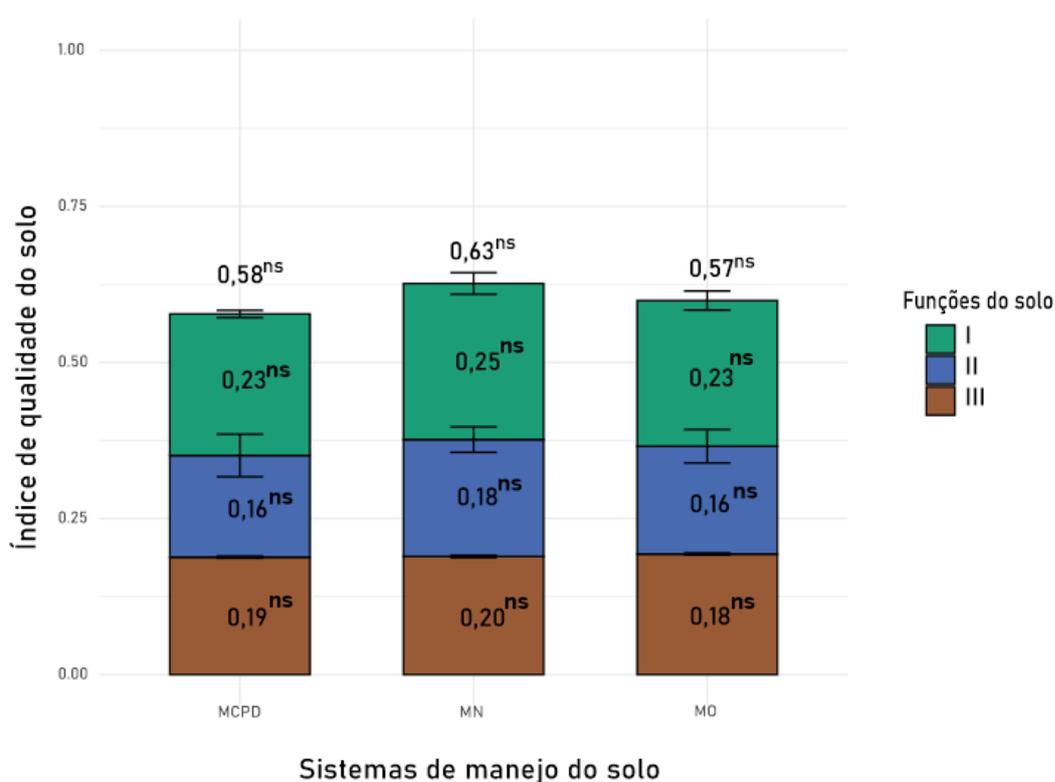


Figura 5. Índice de qualidade do solo e contribuição das médias ponderadas para cada função ecossistêmica do solo para a camada 0-10 cm em Manejo convencional sob plantio direto (MCPD), natural (MN) e orgânico (MO) sob cultivo de milho no Município de Ipeúna-SP. Nota: Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes; Função II – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; Função III – Ciclagem de carbono no solo. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si dentro de cada função ecossistêmica em cada manejo do solo pelo teste de Duncan (>0.1). ^{ns} não significativo.

A figura 5 também demonstra a contribuição ponderada de cada função ecossistêmica do solo avaliada no IQS para cada sistema de manejo. A F.I. – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes no solo foi a função com maior contribuição para o IQS em todos os sistemas de manejo,

tendo em média 0,23% de contribuição para o IQS variando de 0,22 a 0,25. Seguindo para as contribuições de cada função do solo, a F.III. - Ciclagem de carbono no solo foi a segunda em maior contribuição para o resultado do índice de qualidade do solo, variando entre 0,18 á 0,20% com a média de 0,18 e a F.II. apresentando média de 0,17. De modo geral, para as funções ecossistêmicas do solo, não foi detectada diferença significativa entre a funções ecossistêmicas do solo F.I. – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes, F.II. – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal e a F.III. dado como ciclagem de carbono do solo, entre todos os sistemas de manejo avaliados.

4.2. Análise de componentes principais (ACP)

4.2.1. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas do solo e produtividade

Inicialmente foi gerado a ACP para visualizar a dinâmica da produtividade dentro de cada manejo e sua correlação com as funções ecossistêmicas do solo. Os sistemas de manejo influenciam a dinâmica da produtividade, sendo explicado cerca de explica 46,9% da variância no primeiro componente e 32,8% no segundo componente. O atributo produtividade contribuiu positivamente para o componente 1 e negativamente para o componente 2, sendo agrupado com o sistema de manejo orgânico (Figura 6).

Enquanto para as funções ecossistêmicas do solo, a função que mais se correlacionou positivamente com a produtividade, foi a F.III. que é referente a ciclagem de carbono no solo.

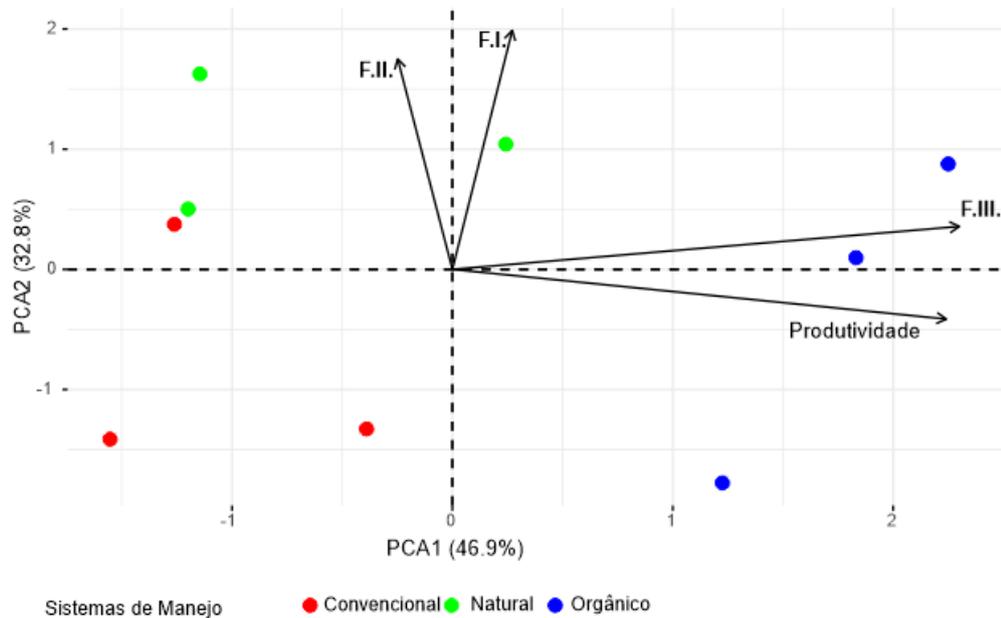


Figura 6. Análise de componentes principais (ACP) para as funções ecossistêmicas do solo e a relação com a produtividade. Nota: Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes; Função II – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; Função III – Ciclagem de carbono no solo, produtividade em toneladas/ha.

4.2.2. Correlação entre as funções ecossistêmicas do solo e emissão de gases de efeito estufa

A contribuição das dimensões plotadas na análise multivariada soma-se 64,3%, referente à soma da dimensão 1 (ACP1 = 33,6%) e dimensão 2 (ACP= 30,7%) (Figura 6).

Os gases metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) foram mais correlacionados com a F.III. – Ciclagem de carbono no solo, sendo estes mais agrupados entre o manejo orgânico do solo e natural. A emissão de óxido nitroso (N₂O) apresentou menor correlação entre a F.III. em relação aos demais gases, porém houve participação na variância explicada (Figura 7).

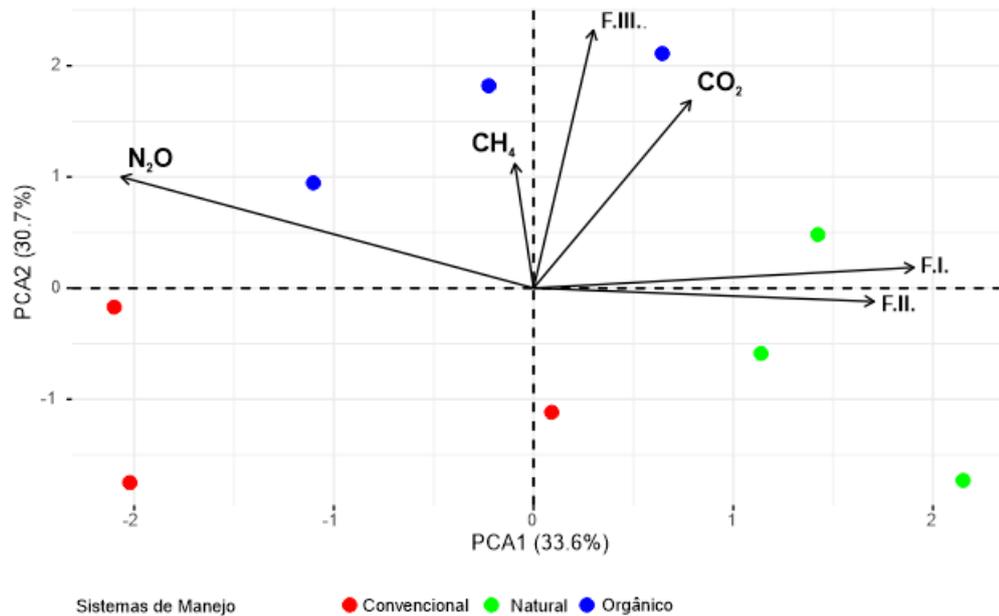


Figura 7. Análise de componentes principais (ACP) para as funções ecossistêmicas do solo e a relação com a emissão de gases de efeito estufa. Nota: Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes; Função II – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; Função III – Ciclagem de C; N₂O – Óxido Nitroso, CH₄- Metano, CO₂- Dióxido de carbono.

4.2.3. Correlação entre as funções ecossistêmicas do solo e abundância de genes funcionais do solo

Para os atributos de abundância de genes funcionais *amoB*, *amoA*, *phoD* e *nifH* em relação às funções ecossistêmicas do solo, a PCA1 explicou 51,3% da variância e a PCA2 18,9%, somando-se 70,2 de contribuição plotada nas dimensões.

A abundância dos genes *amoB* e *phoD* apresentaram correlação positiva com a F.I. relacionada à parâmetros químicos do solo e F.II. Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal. Havendo maior agrupamento destes atributos com o manejo orgânico e natural. Para a abundância dos genes *amoA* e *nifH* a correlação foi positiva com a F.II. do solo, havendo maior agrupamento com o manejo natural (Figura 8).

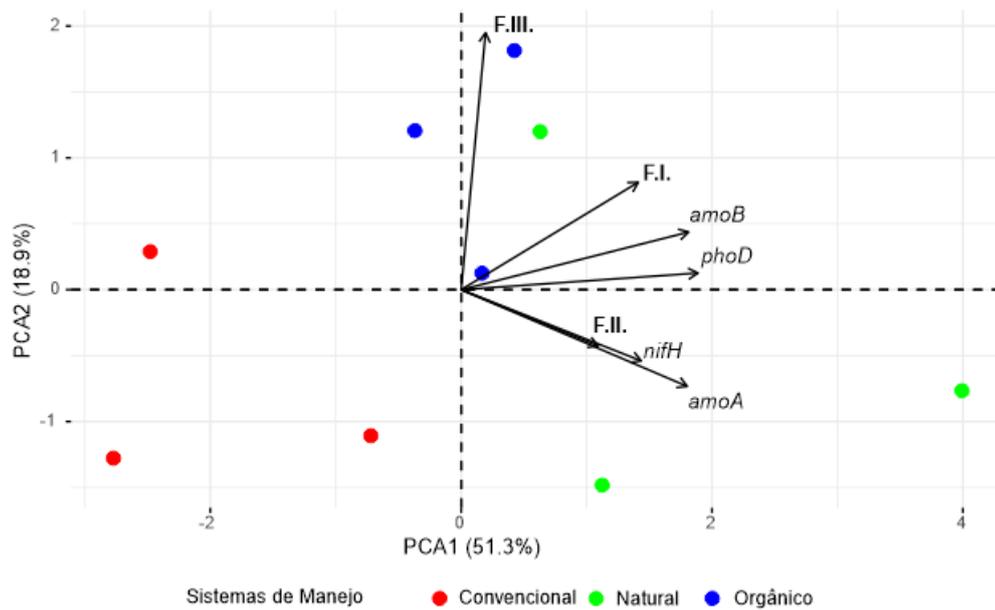


Figura 8. Análise de componentes principais (ACP) para as funções ecossistêmicas do solo e a relação com a abundância de genes funcionais do solo *phoD*, *amoA*, *amoB* e *nifH*. Nota: Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes; Função II – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; Função III – Ciclagem de carbono no solo.

4.2.4. Correlação entre as funções ecossistêmicas do solo e atributos microbiológicos, ambientais e produtivos do solo

As relações entre sistemas de manejo relacionados a funções ecossistêmicas do solo, produtividade, emissão de gases de efeito estufa e abundância de genes funcionais foi investigada por meio de uma ACP (Figura 8). Os dois primeiros componentes principais explicaram 72% da variância com o qual 45,3% pela CP1 e 26,7% pela CP2.

De acordo com os resultados do algoritmo de agrupamento *k-means*, três agrupamentos foram identificados, sendo o primeiro grupo representado pelos GEE N_2O e CH_4 . O segundo grupo produtividade, F.III. e CO_2 e o terceiro grupo a abundância de genes *amoA*, *amoB*, *phoD*, *nifH* e a F.I. e F.II. que foi mais correlacionado positivamente com o sistema natural. Os dados indicaram maior correlação positiva entre o sistema de manejo orgânico (em azul) e a F.III. – Ciclagem de carbono, emissão de dióxido de carbono e produtividade indicando alta influência das variáveis. O manejo natural (em verde) demonstrou maior sinergia entre as F.I. – Disponibilidade, ciclagem e estoque e II - Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal e altamente correlacionado com a abundância dos genes funcionais *amoA*. Enquanto o sistema de manejo convencional apresentou maior dispersão entre os demais dados analisados, sendo relacionados negativamente com a emissão de gases de

efeito estufa N_2O e CH_4 . O manejo convencional apresentou um menor agrupamento quando comparado com o manejo natural e orgânico.

Avaliamos as variáveis mais importantes para explicar a variabilidade em nosso conjunto de dados de acordo com o nível de contribuição. As variáveis que mais contribuíram para a definição do componente principal 1 foram *phoD* (17,78%), *amoA* (17,62%), *amoB* (15,57%), N_2O (13,15%) e *nifH* (12,45%) (Fig. 9C). Enquanto para o componente principal 2, as variáveis mais representativas foram produtividade (32,08%), F.III. (29,18%) e CO_2 (14,11%) (Fig. 9D) ficando altamente relacionados entre si as duas últimas variáveis do PC2.

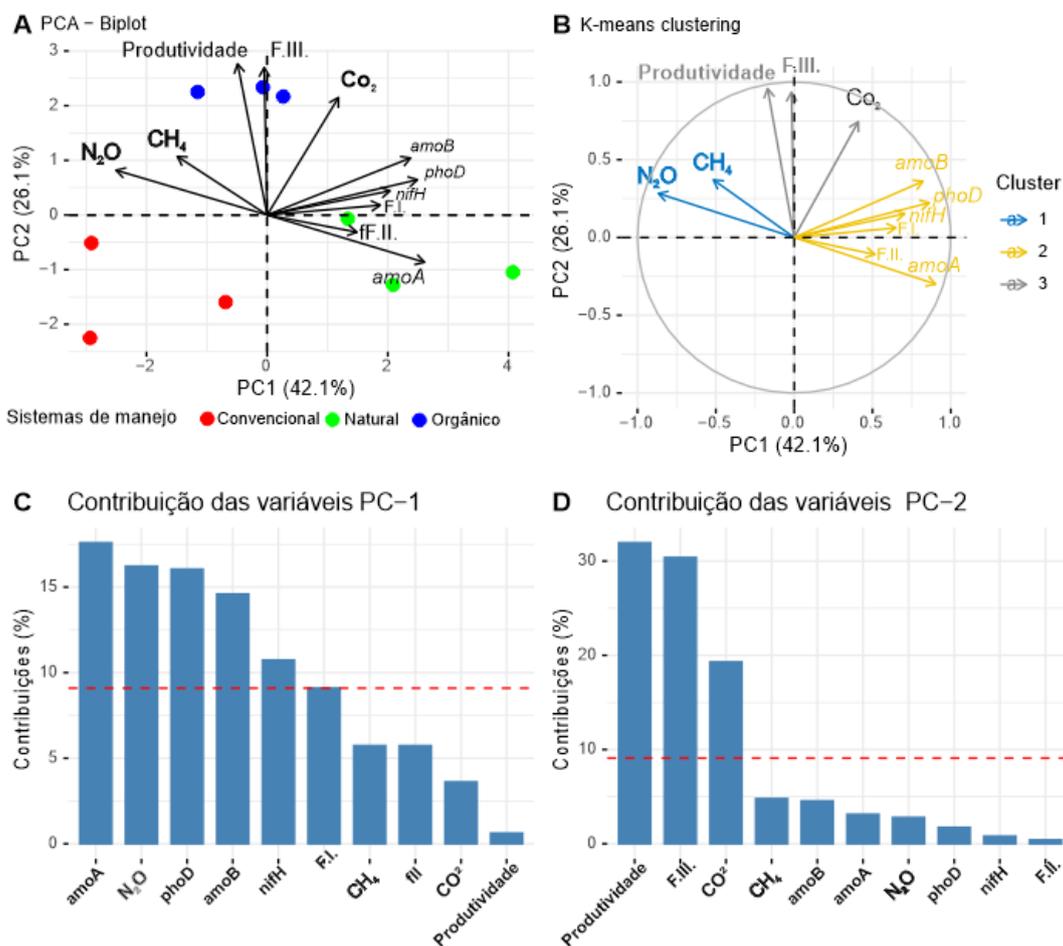


Figura 9. Análise de componentes principais (ACP) para as funções ecossistêmicas do solo e a relação com atividade de genes funcionais do solo *phoD*, *amoA*, *amoB* e *nifH*, produtividade e emissão de gases de efeito estufa. Nota: Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes; Função II – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; Função III – Ciclagem de carbono no solo, Produtividade em toneladas/ha, N_2O – Óxido Nitroso, CH_4 - Gás Metano, CO_2 - Dióxido de carbono (A). ordenação do algoritmo de agrupamento de k-means, agrupando variáveis semelhantes com base em um método de aprendizado de máquina não supervisionado (B). Contribuição específica das variáveis para os principais componentes principais (ou seja, PC-1 e PC-2) do ACP (C e D). A linha tracejada vermelha no gráfico acima indica a contribuição média esperada.

Os parâmetros de abundância de genes funcionais foram mais correlacionados positivamente a ambos sistemas de manejo orgânico. Sendo esta, correlacionada positivamente com a F.II., que é dada por atributos de estruturação do solo e crescimento vegetal. O manejo orgânico ficou mais correlacionado positivamente com os atributos de produtividade e a F.III. (Ciclagem de C) e apesar da dispersão entre as repetições, uma sutil diferença ficou evidente entre os manejos quando comparados ao manejo convencional em sistema plantio direto, o qual ficou menos agrupado com todas as variáveis testadas pelas ACP. Mostrou-se pela ACP a visível separação dos manejos, que houve diferenças nas distribuições da abundância de genes funcionais do solo e emissão dos principais GEE sendo estas sensíveis para o manejo do solo e o aporte de material orgânico no solo em cada área. Dessa forma, o uso destes indicadores, apresentam potencial para ser utilizados como indicadores de distúrbios do solo. Uma figura foi elaborada para esquematizar melhor as correlações entre os manejos e as funções ecossistêmicas do solo, as emissões de gases de efeito estufa, produtividade e a abundância de genes funcionais do solo (Figura 10).

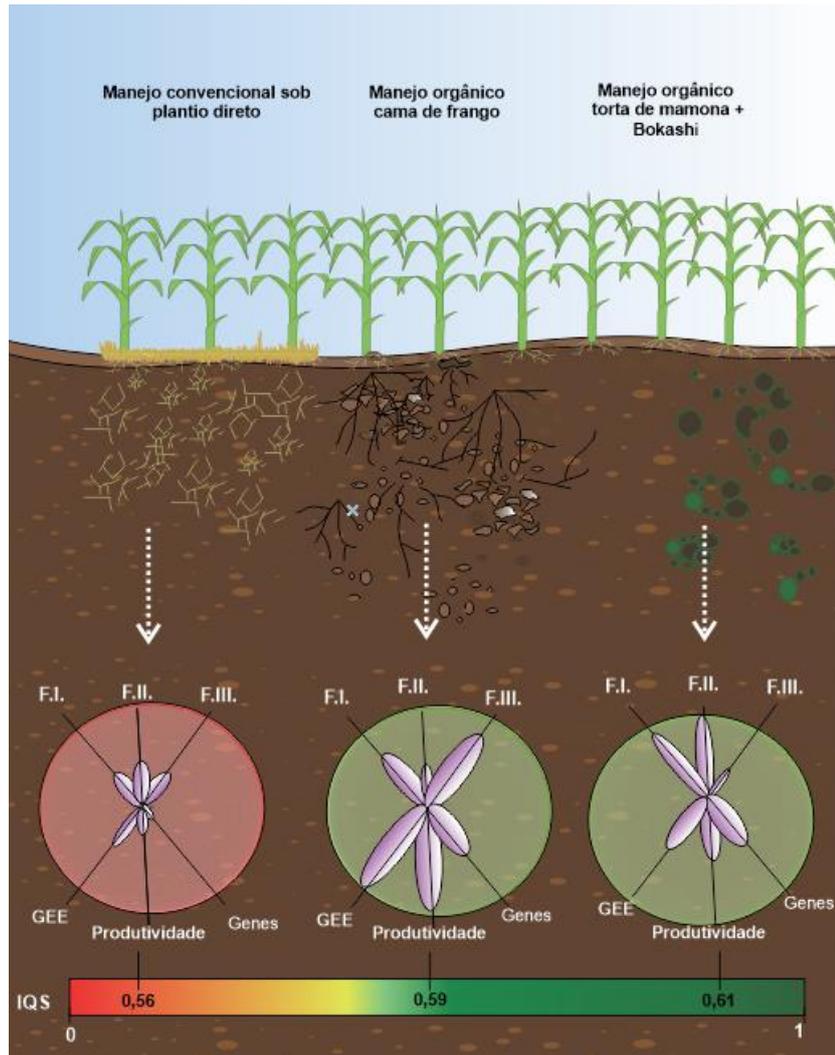


Figura 10. Respostas da qualidade do solo (IQS) à diferentes sistemas de manejo do solo. O tamanho de cada pétala e cor do círculo representa a magnitude das funções do solo e IQS respectivamente. Segundo as hipóteses e o que demonstrou nossos resultados, manejos mais conservacionistas, como manejos orgânicos aumentam a qualidade do solo, aumentando a abundância de genes funcionais (Genes) importantes para o ciclo do P e N, auxiliam na mitigação de emissão de gases de efeito estufa (GEE) e conseqüentemente a produtividade de lavouras de milho. As cores vermelha e verde representam IQS ruim e bom, respectivamente.

Para melhor visualização das variáveis que se correlacionam de maneira mais significativa entre as funções ecossistêmicas do solo, foi realizado uma correlação de Pearson (Figura 11). Para a função ecossistêmica I (F.I.) tivemos a correlação significativa negativa com N_2O (-0,5) e significativa positiva entre a abundância de genes *amoA* (0,57), *amoB* (0,55) e *phoD* (0,61). Para a função ecossistêmica II (F.II.) do solo, pudemos observar a correlação negativa significativa entre a emissão de óxido nitroso (-0,61) e a correlação significativa positiva entre a abundância de genes *amoA* (0,49) e *amoB* (0,46).

Na função ecossistêmica III (F.III.) do solo, tivemos a correlação negativa significativa entre emissão de gás metano (-0,3) e abundância de genes *amoA* (-0,31). Com correlação significativa positiva tivemos a variável produtividade e emissão de óxido nitroso (0,27).

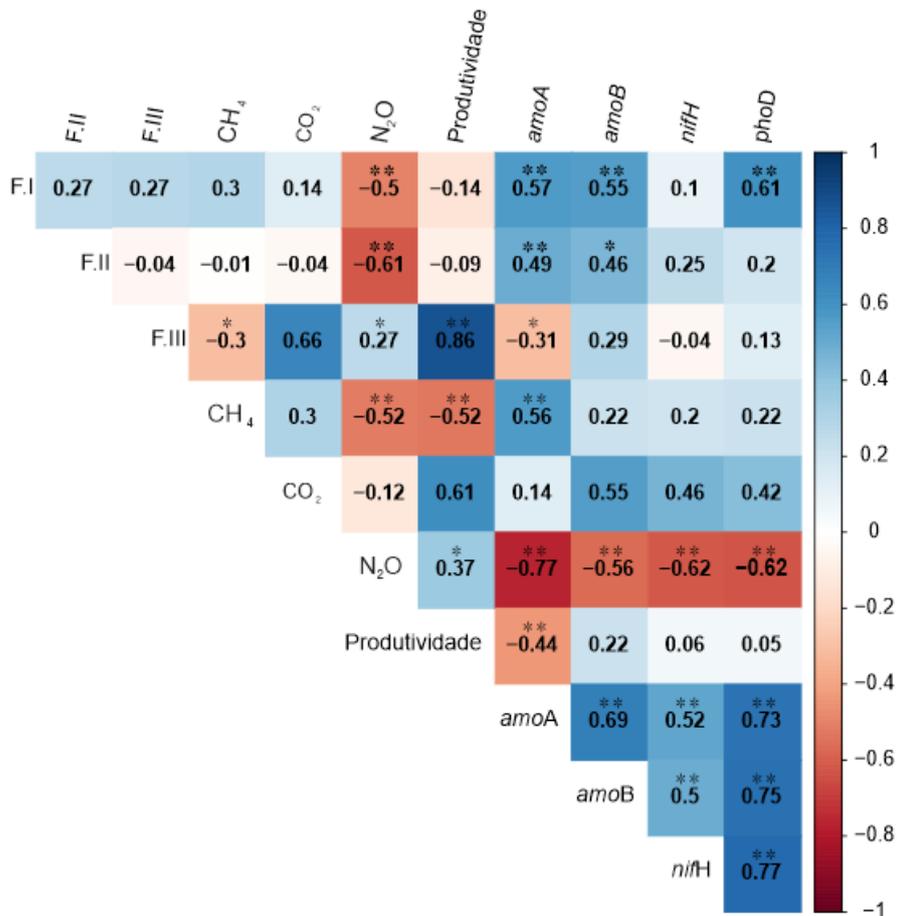


Figura 11. Coeficientes de correlação de Pearson $p < 0,01^{**}$ e $p < 0,05^{*}$ entre as funções ecossistêmicas do solo: Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes; Função II – Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal; Função III – Ciclagem de carbono no solo, Produtividade em toneladas/há, N₂O – Óxido Nitroso, CH₄- Metano, CO₂- Dióxido de carbono e abundância de genes funcionais do solo *amoA*, *amoB*, *nifH* e *phoD*.

Diante da correlação das variáveis que foram significativas estatisticamente foi realizada uma análise de regressão simples para conferir a tendência na relação entre as funções ecossistêmicas do solo e a projeção das variáveis. Como alguns dos valores de R² deram baixo, estes foram colocados como apêndice apenas para visualização (Apêndices em figura 10, 11 e 12). Os valores de R² mais representativos foram para a emissão de oxido nitroso e a função ecossistêmica I do solo (R²=0.38) e a produtividade com a função ecossistêmica III do solo (R²=0.74) podendo ser visualizados nas figuras

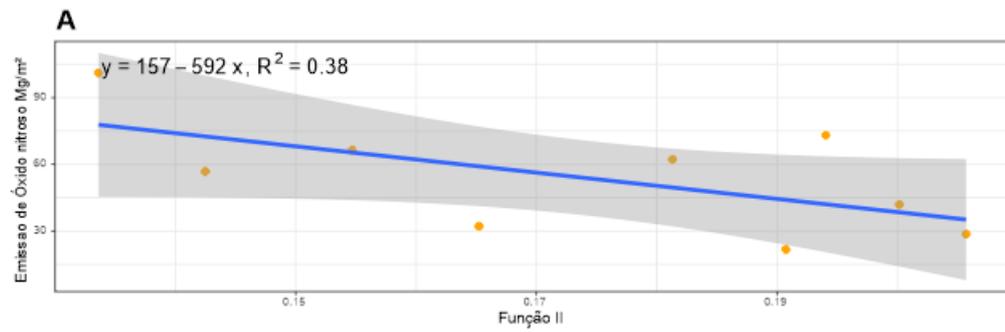


Figura 12. Regressão linear entre a relação da emissão de Óxido nítrico Mg/m² em função da função ecossistêmica II.

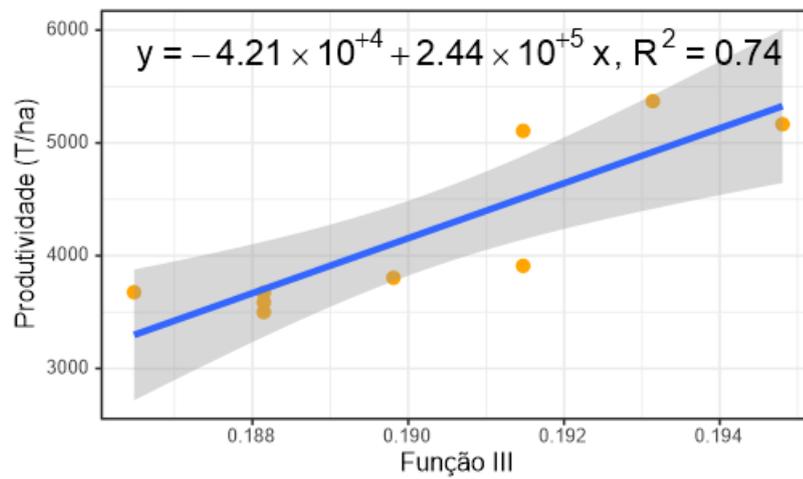


Figura 13. Regressão linear entre a relação da produtividade (T/há) em função da função ecossistêmica III.

5. DISCUSSÃO

A discussão aqui apresentada foi abordada em tópicos de acordo com os resultados obtidos. Em primeiro momento foi tratada a contribuição das funções ecossistêmicas para o índice de qualidade geral do solo em cada sistema de manejo. Após isso, foi discorrido sobre as correlações entre as funções ecossistêmicas do solo, emissão de gases de efeito estufa e a abundância de genes funcionais do solo ligados à ciclagem de N e P.

5.1. Contribuição dos escores ponderados para o índice de qualidade do solo para manejo orgânico, natural e plantio direto sob cultivo de milho

Acredita-se que a ausência de diferenças significativas na qualidade do solo entre os sistemas de manejo seja em razão do tempo de estabelecimento dos sistemas orgânicos de compostos animal e vegetal, cujos inícios são recentes para demonstrar um resultado efetivo comparados ao MCPD. Mesmo com esta hipótese, já é possível notar que a adoção de sistemas de manejos mais conservacionistas oferece benefícios e aumentam os escores de QS para este presente estudo, assim como foi possível notar a maior tendência de qualidade do solo para o manejo natural.

O centro de pesquisa Mokiti Okada apresenta uma política interna a qual sugere que a adoção do manejo orgânico requer cinco anos no mínimo para recuperar a fertilidade natural dos solos. Estudos semelhantes (Pimentel *et al.* 2005) demonstraram que nos primeiros anos de implantação dos sistemas orgânicos não foi possível observar diferenças significativas quando comparados ao convencional na maioria dos indicadores de qualidade do solo e verificou-se que as diferenças são superiores após 5 anos de estabelecimento dos sistemas de manejo orgânico. Ou seja, é um sistema a ser implantado com pensamentos de benefícios futuros.

A adição de compostos orgânicos ocasiona melhorias nas propriedades físico-químicas do solo (Zhang *et al.* 2022), as quais estão relacionadas com as mudanças nas propriedades químicas do solo como pH, Ca, P e a atividade de enzimas como β -glicosidase e fosfatase alcalina (DURRER *et al.* 2021). Outro ponto que deve ser levado em consideração a longo prazo é a qualidade do solo com a adição de resíduos vegetais em que, neste trabalho mesmo sem diferenças estatísticas significativas entre os sistemas de manejos, em nossos achados o sistema de manejo natural com adição de Bokashi + torta de mamona apresentou o maior escore na qualidade geral do solo. Conforme relatado na literatura, a adição de resíduo vegetal no solo auxilia no aumento da qualidade do solo e um dos mecanismos em potencial que contribuiu para isso é a maior retenção de umidade no solo (Song *et al.* 2023). Neste presente trabalho o aumento do teor de água no solo (SWSC) foi avaliado integrado à função ecossistêmica II do solo (F.II.) tida como qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal, corroborando com achados anteriores que são condizentes com a adição de material vegetal e a maior capacidade em reter água no solo (KOPITTKKE *et al.* 2022).

A adição de compostos orgânicos no manejo do solo traz inúmeros benefícios para a qualidade do solo, no entanto, solos manejados com cama de frango, por apresentarem alta matéria orgânica, tendem a ter maiores relações de biomassa e atividade microbiana (URRA *et al.* 2019) ocasionando uma maior mineralização de carbono orgânico do solo, podendo induzir um balanço negativo de C no solo (FONTAINE *et al.* 2004; HEITKAMP *et al.* 2014; ABDELHAFEZ *et al.* 2018).

A capacidade de um solo em suprir o bom desenvolvimento de plantas está intimamente relacionada com a atividade biológica do solo (BMS-C; RBS) que pode ser alterada por meio de diferentes manejos. Através das funcionalidades dos atributos biológicos do solo, as concentrações de carbono orgânico do solo (SOC) podem ser ampliadas, e isso possui influência em outras propriedades do solo, como estabilidade e agregação do solo (BENBI *et al.* 2015). Sabendo-se que o estoque de carbono do solo é um indicador tanto da degradação quanto da qualidade dos solos (LORENZ, *et al.*, 2019) e suas alterações podem gerar efeitos em cascata nos parâmetros da QS, nosso estudo nos dá *insights* sobre a importância do manejo orgânico na maior ciclagem de carbono do solo.

É válido ressaltar que o manejo convencional que aqui mencionamos é referente ao uso de produtos químicos, seguindo normativas distintas ao orgânico, porém, sendo sob plantio direto. Os inúmeros benefícios do plantio direto para os solos e meio ambiente já são conhecidos entre o meio científico e entre os produtores. Sendo necessário maiores conclusões quanto a eficácia de manejos orgânicos para a qualidade dos solos a longo prazo, quando há revolvimento do solo, presente em ambos os manejos orgânicos aqui estudados, visto que uma das premissas do plantio direto é a ausência de revolvimento, que garante ainda mais vantagens econômicas e ambientalmente.

5.2. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas do solo e produtividade

Foi observada correlação positiva entre o manejo orgânico e a produtividade com a função ecossistêmica III do solo (figura 5). Distintas fontes de adubação orgânica são utilizadas para substituir ou serem aliadas a adubação mineral na produção de grãos. As principais fontes utilizadas são resíduos vegetais e animais que fornecem os principais nutrientes para o desenvolvimento vegetal (BRICHI *et al.* 2023).

Resíduos de cama de frango tem como principal nutriente disponibilizado o N, sendo esse limitante para a produção de grãos e biomassa das plantas. Há relatos que a cama de frango forneça cerca de 30 a 60% de N para as plantas (EVANYLO & MULLINS, 2000; TEWOLDE, SISTANI e ADELI, 2013). Os benefícios desse manejo são comprovados na maior produção, rendimento de grãos e qualidade do solo quando comparada ao manejo de adubação convencional (WANG *et al.* 2019; DURRER *et al.* 2021) tornando esse recurso uma alternativa rentável econômica e ambientalmente para a produção agrícola.

Os resíduos de cama de frango possuem altos teores de matéria orgânica, a qual, por sua vez, além de aumentar os reservatórios de água no solo e apoiar o desenvolvimento de grãos (DURRER *et al.* 2021) detém os maiores reservatórios de carbono no solo (FOLLETT, 2001). Correlações positivas entre o carbono orgânico do solo e produtividade foram observadas e são amplamente aceitas, visto que elevados teores de carbono orgânico no solo é um indicador da fertilidade do solo (MENG *et al.* 2022).

Tendo em vista que maiores produtividades é uma construção de fatores e não apenas resultante de um fator isolado, a correlação entre a produtividade e a ciclagem de carbono, nesse estudo, pode ser explicada pela maior disponibilidade de C na forma lábil e expressa a interdependência destes parâmetros, efetivando o fundamento de que manejos distintos do solo atuam de formas igualmente distintas nas funções ecossistêmicas do solo.

Práticas de manejo orgânico melhoram funções primordiais de funcionamento do solo como estrutura dos agregados do solo (YANG & LU, 2021), armazenamento e ciclagem de nutrientes, armazenamento de água (CHEN *et al.* 2021; KOPITKE *et al.* 2022) sendo essas, algumas das funções que promovem desenvolvimento vegetal, resultando em maiores produtividades na lavoura. No entanto é preciso olhar de forma ampla para estes manejos quando ocorrem revolvimento do solo pois nesses preparos quando ocorrem de forma sequencial podem ocorrer compactação superficial do solo de modo a diminuir propriedades físicas do solo, impedindo assim o crescimento de raízes e o bom desenvolvimento de plantas, sendo o não revolvimento do solo um dos pilares do plantio direto, o qual revolucionou a agricultura no Brasil.

O manejo convencional sob plantio direto para este estudo foi um dos menos agrupados com a produtividade e muitas propriedades do solo favorecidas pelos manejos orgânicos já mencionados acima podem explicar tal resultados porém, em alguns estudos, a associação de manejos orgânicos sob plantio direto melhoram propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, aumentando a rentabilidade das lavouras em escalas maiores do que quando tais manejos são realizados isolados (WANG *et al.* 2017; VERMA *et al.* 2024; SANT'ANNA *et al.* 2024) sendo uma associação vantajosa e sustentável para a maior produtividade das lavouras, necessitando de maiores estudos.

5.3. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas do solo e gases de efeito estufa

A adição de fertilizantes orgânicos tem grande impacto na qualidade do solo por afetar as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, a exemplo da matéria orgânica do solo, a decomposição de carbono do solo e a atividade e abundância de microrganismos, os quais podem afetar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) (XING *et al.* 2016; HE *et al.* 2018). Para a correlação positiva do manejo orgânico e a emissão de CH₄ em nossos resultados, aceitamos hipóteses anteriores de que manejos orgânicos com a incorporação da palhada aumentam a emissão

de CH₄ a curto prazo e a redução acumulada a longo prazo (WANG e LI, 2002; JIANG *et al.* 2019). Essa alteração na maior emissão de metano é estimulada em certo período pela quantidade de matéria orgânica (M.O.) aportada no sistema, consumindo assim mais oxigênio para sua degradação e estimulando os microrganismos metanogênicos, logo, a adição de esterco de frango promove a atividade metabólica de microrganismos e fortalece a degradação de matéria orgânica, e em um dado período de tempo, aumentam as emissões de CO₂ e CH₄ (HONGYU CHEN *et al.* 2020).

O manejo orgânico (cama de frango) apresentou correlações positivas com a emissão dos gases CO₂, CH₄ e N₂O, o que é esperado devido à decomposição do conteúdo de carbono (C). O cultivo de milho no sistema de manejo orgânico com cama de frango obteve as maiores emissões de CO₂ e N₂O quando comparados com outros tratamentos inorgânicos de adubação (WILSON & AL-KAISI, 2008; HELLER *et al.* 2010; WEI YANG *et al.* 2019). A emissão de CO₂ se dá principalmente em virtude das atividades metabólicas de microrganismos na degradação de matéria orgânica (FRANZ LUEBBERS *et al.* 2001; HE *et al.* 2018). Da mesma forma a aplicação de esterco aumentou a emissão de N₂O porém, essa maior emissão foi compensada pelo estoque de carbono orgânico do solo (SOC) aumentando assim os sumidouros de carbono neste manejo (ZHOU *et al.* 2017). Outro fator que contribui para as taxas de emissão de GEE, principalmente do CO₂ e N₂O é a temperatura. Estudos comprovaram que a aplicação de adubos orgânicos a longo prazo promove o aumento da temperatura do solo devido à maior respiração das raízes e multiplicação microbiana (DING *et al.* 2007). Ozlu & Kumar (2018) observaram correlações positivas entre o aumento de temperatura e a maior emissão de GEE, em razão da maior respiração microbiana pelo alto consumo da matéria orgânica aportada no solo, o que levou as perdas de C para a atmosfera.

Contudo, existem controvérsias, nas quais a incorporação de fertilizantes a longo prazo com maiores quantidades de C e N, aumentam de forma mais eficiente o teor de C e N orgânico do solo. Fato importante visto que além da emissão de GEE, o teor de C e N é intimamente relacionado com diferentes propriedades do solo (HAYNES *et al.* 1991). É importante conhecer a quantidade de adubo orgânico a ser aplicado no solo, bem como o equilíbrio desse aporte para gerir os sumidouros de C no solo para provar que aportes de adubos orgânicos melhoram a qualidade do solo e mitigam as emissões de GEE (MENG *et al.* 2005).

Diante ao exposto, a aplicação de compostos orgânicos do solo e a correlação positiva com a emissão de GEE para esse trabalho está de acordo com a encontrada na literatura. Se faz importante a realização de avaliações em safras sucessivas para parametrizar o aporte a longo prazo de carbono no solo para se ter uma base concreta da eficácia dos sistemas de manejos orgânicos na redução de emissão de GEE, visto que a aplicação de adubos orgânicos para a safrinha de milho, contribuem com o aumento da concentração de C no solo a longo prazo devido a maior deposição de matéria orgânica no solo e isso traria benefícios para a QS (HELLER *et al.* 2010; WEI YANG *et al.* 2019). E apesar dos dados serem referentes à emissão acumulada dos gases, os valores não são suficientes para prever que manejos orgânicos contribuem significativamente para a redução da emissão de GEE, indicando a necessidade de repetição do estudo para um período maior.

5.4. Análise de componentes principais para dados de funções ecossistêmicas e abundância de genes funcionais do solo

Diferentes manejos podem alterar a comunidade microbiana (DURRER *et al.* 2021) e isso altera as funcionalidades dos solos visto que a microbiota do solo é essencial nas funções ecossistêmicas do solo (MENDES *et al.* 2017). Neste estudo avaliamos as correlações da abundância de genes funcionais do solo ligados a oxidação de amônia, fixação biológica de nitrogênio e mineralização de fosfato com algumas das principais funções ecossistêmicas do solo para abordar a hipótese de que diferentes sistemas de manejo alteram a relação da microbiota e as funcionalidades do solo.

Muitos dos principais processos do ecossistema são impulsionados pela microbiota do solo e entre esses processos em destaque está a ciclagem de nutrientes (TESTE *et al.*, 2017). Neste presente estudo encontramos correlações positivas entre a abundância de genes *phoD* e *amoB* com as funções ecossistêmicas I e III (I- ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes e III – Ciclagem de C). Tais correlações são definidas pela correlação do gene *phoD* com o pH do solo, N total, a atividade da enzima fosfomonoesterase alcalina e o carbono da biomassa microbiana do solo (CHEN *et al.* 2019; LUO *et al.* 2019). Estudos anteriores encontrarão o pH do solo como o principal fator determinante da estrutura de comunidades *phoD* em solos com milho (HU *et al.* 2018). Embora importante para o solo e as plantas, a disponibilidade de nutrientes é dependente da MOS, assim, sistemas de manejo do solo agem diretamente na dinâmica de nutrientes bem como na comunidade microbiana (DURRER *et al.* 2021; MENG *et al.* 2022).

A disponibilidade de P para as plantas é um fator importante na influência da abundância das comunidades funcionais do ciclo do N, estando as relações N:P conectadas com a disponibilidade necessária de carbono no solo que atenda a atividade microbiana na realização das funções ecossistêmicas do solo (SUN *et al.* 2015; MENG *et al.* 2022). Durrer *et al.* (2021) encontraram relações positivas em sistemas de manejo orgânico e a ciclagem de nutrientes, principalmente para P e C.

Outro ponto chave para a maior correlação da abundância dos genes *amoB* com o manejo orgânico com cama de frango é pela presença de alto teor de N neste composto, porque este grupo de microrganismos se adaptou a insumos com elevado teor de N, fazendo com que adubações orgânicas moldem esse nicho de microrganismos (GANNES *et al.* 2014). A correlação positiva com a função de ciclagem de carbono é sugerida em estudos recentes que encontraram fortes relações desse grupo de microrganismos (*amoB*) com o carbono orgânico do solo (WÉSSSEN *et al.* 2011). O carbono orgânico do solo é um indicador da fertilidade do solo e sistemas de manejo orgânicos que permitam a maior entrada de N no sistema, aumentam o SOC e conseqüentemente a qualidade do solo (DU e VRIES, 2018).

As archaeae oxidantes de amônia (AOA) trabalham de forma especializada no processo de nitrificação do solo. Neste presente trabalho a AOA teve maior agrupamento com o sistema de

manejo natural, e isso sugere dois possíveis motivos, sendo; 1) a concentração de N no sistema natural é menor que no manejo orgânico e convencional, visto que, de acordo com estudos anteriores a taxa de N no sistema aumenta a concentração de fungos e bactérias, porém diminui a abundância de archaeae (MOMESSO *et al.* 2023) e 2) a abundância de AOA é responsiva à baixa relação C/N da matéria orgânica depositada no solo (TANG *et al.* 2023), dado que esses microrganismos são limitados em carbono, facilitando-os a sobreviver em ambientes com baixo carbono (XIAO *et al.* 2021).

Para a correlação da abundância de genes AOA com a função ecossistêmica do solo II (qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal) temos como hipótese argumentada por achados anteriores a maior abundância desses genes com a maior retenção de água no solo e tamanho dos agregados que é intimamente relacionada com a porosidade do solo (YADONG *et al.* 2017; YONGXIN- Lin *et al.* 2021). Em nosso estudo temos esses indicadores integrados na função II, tida como a capacidade de armazenamento de água (SAC) e porosidade do solo, à medida que temos a maior presença desses indicadores no solo, há o crescimento da abundância desse grupo de microrganismos, favorecendo a QS e o crescimento vegetal.

A abundância de genes *nifH* parece estar relacionada com a qualidade física do solo bem como a variação de fertilização, tendo a fertilização orgânica como precursora da expressão gênica e diversidade desses genes (PEREZ *et al.* 2014). Encontramos dados semelhantes conduzidos com adubação com resíduos vegetais que demonstraram maior diversificação da comunidade diazotrófica nestes sistemas de manejo quanto a outros sistemas (WANG *et al.* 2017; CHEN *et al.* 2021a; CHEN *et al.* 2022).

Resultados positivos para a abundância de genes *nifH* foram encontrados para parâmetros físicos do solo, como a compactação do solo, diferindo significativamente a abundância desses genes quando a compactação aumenta (WANG *et al.* 2022). Outro indicador físico que influencia a abundância de genes *nifH* é o teor de argila, sendo descrito como um fator expressivo na maior abundância desses genes quando em maiores porcentagens (BLAUD *et al.* 2018; LIU *et al.* 2019). Neste presente estudo o teor de argila ficou integrado na função ecossistêmica II do solo, dentro do cálculo do índice estrutural do solo (SSI) o qual inclui a concentração de argila e silte na sua equação.

Nossos estudos permitem evidenciar que a entrada de diferentes fontes de adubação em forma de sistemas de manejo exerce alterações na comunidade microbiana do solo e que isso ocasiona mudanças nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo que modificam a qualidade do solo.

5.5. Correlações globais

Os microrganismos desempenham um papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos da Terra (PALOMO *et al.* 2016) e são essenciais em funções ecossistêmicas do solo que garantem maiores rendimentos para as lavouras (MENDES *et al.* 2017; DURRER *et al.* 2021).

Nossos estudos demonstraram correlação positiva entre a emissão de CO₂, a produtividade e a abundância de genes funcionais *amoB* e *phoD* para sistemas de manejo orgânico com cama de frango. O CO₂ atmosférico molda a capacidade funcional dos microrganismos e quando em níveis elevados tem maior correlação com os genes funcionais *amoB* e o carbono total do solo (BUTTERLY *et al.* 2016). Maiores atividade microbianas sob alto CO₂ é consistente com a maior mineralização de C e essa maior atividade microbiana pode ser favorecida por maiores teores de N no sistema (CARNEY *et al.* 2007; HE *et al.* 2014) equivalendo para este presente estudo em que tais indicadores ficaram em maior agrupamento com o manejo orgânico (cama de frango) o qual possui alto teor de N em sua composição.

Junto a isso, achados anteriores sugerem que a abundância de genes *phoD* também é moldada pelo conteúdo da matéria orgânica do solo, quando sua maior concentração está mais presente na adubação orgânica que em fertilizantes sintéticos (SAKURAI *et al.* 2008).

Os níveis de carbono orgânico no solo dependem da deposição e da composição da matéria orgânica aportada, sendo o carbono orgânico considerado um indicador de saúde do solo (PARK *et al.* 2012) e a depender do conteúdo de M.O. altera a ciclagem de C e acarreta em maiores emissões de CO₂. Além do mais, taxas adequadas de CO₂ no solo contribuem com a melhora das propriedades químicas e físicas do solo e de maneira reversa os ganhos tornam-se cíclicos e por esta melhoria nas funcionalidades do solo, tem -se maiores ganhos de produção em lavouras de milho (QI ZHANQ *et al.* 2022; DURRER *et al.* 2021).

A correlação dos manejos orgânicos com a emissão de N₂O é relativa à concentração de carbono no solo, o qual controla as taxas de desnitrificação. Isso por que maiores concentrações de C no solo estimulam o metabolismo microbiano, aumentando a respiração do solo e consequentemente aumentam o consumo de O₂, criando condições favoráveis para os microrganismos desnitrificantes (BEAUCHAMP *et al.* 1989). Neste segmento, é correto afirmar que a atividade de microrganismos e os indicadores biológicos (biomassa microbiana e respiração basal do solo aqui categorizados como ciclagem de carbono) têm forte relação com a emissão de gases de efeito estufa e de acordo com os resíduos aplicados no solo possuem distintas taxas de emissões de GEE (MILLER *et al.* 2008; CHARLES *et al.* 2017; HOFFMAN *et al.* 2018).

Sistemas de manejos orgânicos em comparação ao sistema convencional de plantio direto, tendem a fornecer elevado aporte de M.O. no solo, ocasionando benefícios ao sequestro de C no solo e diminuindo as emissões de GEE para a atmosfera a longo prazo, beneficiando a comunidade biológica do solo e aumentando a produtividade (PIMENTEL *et al.* 2015; DURRER *et al.* 2021; BRICHI *et al.* 2023), o que explicaria a menor correlação e agrupamento das funções ecossistêmicas

do solo com o sistema de manejo convencional sob plantio direto. Porém o revolvimento do solo, presente em ambos manejos orgânicos neste presente, tende a fornecer maiores emissões de gases de efeito estufa, sendo necessário entender o equilíbrio da contribuição do maior aporte de M.O. no solo por manejos orgânicos e tal revolvimento no solo, quando comparados ao plantio direto. De modo a unir os benefícios de ambos os manejos (plantio direto e orgânico) alguns estudos trazem consigo a implementação de manejos orgânicos sob plantio direto, e quando associados, foram encontrados resultados com maiores benefícios a qualquer outra prática de manejo do solo, tanto para a atividade microbiana dos solos, fertilidade do solo, para a produtividade das lavouras e maiores retenções de carbono no sistema, melhorando de forma geral a saúde do solo (WANG *et al.* 2017; HUANG *et al.* 2023 ; VERMA *et al.* 2024; SANT'ANNA *et al.* 2024).

É importante investigar os resultados do uso do solo visando optar por aquele que forneça todas ou a maior quantidade de serviços ecossistêmicos, sabendo que tais benefícios vão além da produtividade das lavouras, mas também auxiliam na regulação de serviços provisórios para o bem-estar humano (ADHIKARI e HARTERMINK, 2016).

6. CONCLUSÕES

- i. Não foi possível identificar diferenças na qualidade do solo entre os sistemas de manejo orgânico, natural e convencional em plantio direto sob cultivo do milho, mas mesmo assim, é observada tendência de aumento na IQS para o manejo natural.
- ii. A produtividade foi mais correlacionada com a função ecossistêmica III – Ciclagem de C do solo e mais agrupada com o manejo orgânico do solo.
- iii. A emissão de gases de efeito estufa foi mais correlacionada com a função ecossistêmica III – A ciclagem de C do solo e mais agrupada com o sistema de manejo orgânico.
- iv. A abundância dos genes funcionais do solo *nifH* e *amoA* se correlacionou com a função ecossistêmica II– Crescimento vegetal e dinâmica ar e água no solo e teve maior agrupamento com o sistema de manejo natural; a abundância dos genes *phoD* e *amoB* foi mais correlacionada com a função I e III, tidas como Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes e Ciclagem de C no solo.
- v. Sugere – se que o índice de qualidade do solo com os sistemas de manejo seja monitorado em próximas safras para evidenciar eventuais benefícios.

REFERÊNCIAS

- ABAO, J.B.; BRONSON, K.F.; WASSMANN, R.; SINGH, U. Simultaneous records of methane and nitrous oxide emissions in rice-based cropping systems under rainfed conditions. **Nutrient Cycl. Agroecosyst.**, v,58 (1–3) pp. 131-139, 2000.
- ABDELHAFEZ, A. A.; ABBAS, M.H.H. ; ATTIA, T. M.S. ; EL BABLY, W.; MAHROUS, S. E. Mineralization of organic carbon and nitrogen in semi-arid soils under organic and inorganic fertilization. **Environmental Technology & Innovation**. v. 9, p. 243-253, 2018.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A.E.; Linking soils to ecosystem services — A global review, **Geoderma**, v. 262, p. 101-111, 2016.
- ANDREWS S.S.; KARLEN D.L.; CAMBARDELLA C.A. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. **Soil Sci Soc Am J.**v. 68, p.1945–1962, 2004.
- ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; MITCHELL, J.P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems & Environment**.V.90. p25-45, 2002.
- ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; Cambardella, C.A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 68, pp. 1945-1962, 2004.
- Aspectos Físicos, Químicos e Tecnológicos do Grão de Milho. Circular técnica 75. EMBRAPA milho e sorgo.1ª Edição, Sete Lagos-MG. ISSN 1679-1150. Disponível online: (Acesso em 01 de maio de 2023). https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMS/19619/1/Circ_75.pdf BALL, B.C.; BATEY, T. ; MUNKHOLM, L.J. Field assessment of soil structural quality – a development of the Peerlkamp test. **Soil Use Manage.**, 23, pp. 329-337,2007.
- BARDGETT R.D.; MAWDSLEY J.L.; EDWARDS S.; HOBBS P.J.; RODWELL J.S.; DAVIES W. J. Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. **Functional Ecology**. v. 13, p.650–660, 1999.
- BEAUCHAMP, E.G.; TREVORS, J.T.; PAUL, J.W. Carbon sources for bacterial denitrification. **Advances in Soil Science**, v.10, p. 113-142, 1989.
- BENBI, D. K.; BRAR, K.; TOOR, A. S.; SHARMA, S. Sensitivity of Labile Soil Organic Carbon Pools to Long-Term Fertilizer, Straw and Manure Management in Rice-Wheat System. **Pedosphere**. v. 25, p. 534-545,2015.
- BHATTACHARYYA, S. S. Soil carbon sequestration, greenhouse gas emissions, and water pollution under different tillage practices. **Sci. Total Environ.**, v. 826, 2022.

- BLAUD, A.; VAN DER ZAAAN, B.; MENON, M.; LAIR, G. J.; ZHANG, D.; HUBER, P.; SCHIEFER, J.; BLUM, W. E.H.; KITZLER, B.; HUANG WEI, E.; VAN GAANS, P.; BANWART, S. The abundance of nitrogen cycle genes and potential greenhouse gas fluxes depends on land use type and little on soil aggregate size. **Applied Soil Ecology**. v. 125, p. 1-11, 2018.
- BOCK E.; KOOPS H.P.; HARMS H. Cell biology of nitrifying bacteria. **In Nitrification**. Ed. J I Prosser. pp 17–38, 1987. IRL Press, Oxford, UK.
- BOUWMAN, A.F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, v.392, p.866-867, 1998.
- BRASIL. Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações. 2023. Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa.
- BRICHI,L.; FERNANDES, J. V. M.; SILVA, B. M.; VIZÚ, J. DE F.; JUNIOR, J. N. G.; M. R. CHERUBIN. Organic residues and their impact on soil health, crop production and sustainable agriculture: A review including bibliographic analysis. **Soil use and management**, v.39, p. 686-706, 2023.
- BÜNEMANN, E.K.; BONGIORNO, G.;BAI, Z.;CREAMER, R.E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T.W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKELE, W.; VAN GROENIGEN J.W.; BRUSSAARD, L.. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry** v.120, p.105–125, 2018.
- BUTTERLY, C.R.; PHILLIPS, L. A.; WILTSHIRE, J. L.; FRANKS, A.E.; ARMSTRONG, R. D.; CHEN, D. ; MELE, P. M.; TANG, C. Long-term effects of elevated CO₂ on carbon and nitrogen functional capacity of microbial communities in three contrasting soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 97, p. 157-167, 2016.
- 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. 2013. 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, p.274-289, 2013.
- CHARLES, A.; ROCHETTE, P.; WHALEN, J. K.; ANGERS, D. A; CHANTIGNY, M. H.; BERTRAND, N. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. V. 236, p.88-98, 2017.
- CHATAUT, G.; BHATTA, B.; JOSHI, D.; SUBEDI, K.; KAFLE, K. Greenhouse gases emission from agricultural soil: A review. **Journal of Agriculture and Food Research**, v.11,2023.
- CHEN, H.; AWASTHI, S. K.; LIU; DUAN, Y.; REN, X.; ZHANG, Z.; PANDEY, A.; AWASTHI, M. K. Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. **Journal of Hazardous Materials**. v.389, 2020.

- CHEN, H.; ZHENG, C.; QIAO, Y.; DU, S.; LI, W.; ZHANG, X.; ZHAO, Z.; CAO, ZHANG, W. Long-term organic and inorganic fertilization alters the diazotrophic abundance, community structure, and co-occurrence patterns in a vertisol. **Science of The Total Environment**, p. 766, 2021a.
- CHEN, K.; LI, M.; GAO, M.; WANG, Y.; LUO, P.; YANG, J.; LI, N.; HAN, X. Effects of applying maize stover on soil diazotroph community diminish with depth. **Applied Soil Ecology**, v. 179, p.104573, 2022.
- CHEN, Q.; LIU, Z.; ZHOU, J.; XU, X.; ZHU, Y. Long-term straw mulching with nitrogen fertilization increases nutrient and microbial determinants of soil quality in a maize–wheat rotation on China's Loess Plateau. **Sci. Total Environ.**, v.775, 2021.
- CHEN, X.; JIANG, N.; CONDRON, L. M.; DUNFIELD, K. E.; CHEN, Z.; WANG, J.; CHEN, L. Impact of long-term phosphorus fertilizer inputs on bacterial *phoD* gene community in a maize field, Northeast China. **Science of The Total Environment**, v. 669, p.1011-1018, ,2019.
- CHERUBIN MR; KARLEN D.L.; CERRI C.E.P.; FRANCO A.L.C.; TORMENA C.A.; DAVIES C.A.; CARLOS, C.C. Soil Quality Indexing Strategies for Evaluating Sugarcane Expansion in Brazil. **PLOS ONE** v.11(3), 2016.
- CHERUBIN, M.R.; BORDONAL, R. O.; CASTIONI, G.A.; GUIMARÃES, E. M.; LISBOA, I. P.; MORAES, L. A.A.; MENANDRO, L.M.S.; TENELLI, S.; CERRI, C. E.P.; KARLEN, D. L.; CARVALHO, J. L.N. Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. **Industrial Crops and Products**. V.163, SP - 113315, 2021.
- CHERUBIN, M.R.; FRANCO, A. L.C.; GUIMARÃES, R. M.L.; TORMENA, C. A.; CERRI, C. E.P.; KARLEN, D. L.; CERRI, C. C. Assessing soil structural quality under Brazilian sugarcane expansion areas using Visual Evaluation of Soil Structure (VESS). **Soil and Tillage Research**, v.173,p. 64-74, 2017.
- CHERUBIN, M.R.; TORMENA, C.A.; KARLEN, D.L. Soil quality evaluation using the soil management assessment framework (SMAF) in brazilian oxisols with contrasting texture. **Rev. Bras. Ciência Solo.**, 41, 2017.
- CHERUBIN,M.R. ; KARLEN, D.L.; FRANCO, A.L.C.; CERRI, C.E.P.; TORMENA, C.A.; CERRI, C.C. A Soil Management Assessment Framework (SMAF) evaluation of Brazilian sugarcane
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. AgroConab, Brasília, DF, v. 3, n. 3, 2023.Disponível online: (Acesso em 01 de maio de 2023).
- CONAB - Companhia Nacional De Abastecimento. Análise mensal. Milho. Brasília, DF. Jul./2019. Disponível online: (Acesso em 01 de maio de 2023).
- CONAB - Companhia Nacional De Abastecimento. Boletim Logístico, 2023. Disponível online: (Acesso em 01 de maio de 2023).

- DAILY, G.C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, Island Press, 412p.
- DING, W.; MENG, L.; YIN, Y.; CAI, Z.; ZHENG, X. CO₂ emission in an intensively cultivated loam as affected by long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer. **Soil Biology and Biochemistry**. v.39, pp. 669-679, 2007.
- DONG, W.; LIU, E.; WANG, J.; YAN, C.; LI, J.; ZHANG, Y. Impact of tillage management on the short-and long-term soil carbon dioxide emissions in the dryland of Loess Plateau in China. **Geoderma**, v.307, pp. 38-44, 2017.
- DORAN, J.W.; SAFLEY, M. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, C.E.; Doube, B.M.; Gupta, V.V.S.R., eds. **Biological indicators of soil health**. CAB International, Wallingford, UK, p. 1-28, 1997
- DOYENI, M.; STULPINAITE, U.; BAKSINSKAITE, A.; SUPRONIENE, S.; TILVIKIENE, V. Greenhouse gas emissions in agricultural cultivated soils using animal waste-based digestates for crop fertilization. **The Journal of Agricultural Science**. v.159(1-2), p. 23-30, 2021.
- DU, E.; DE VRIES, W. Nitrogen-induced new net primary production and carbon sequestration in global forests. **Environ. Pollut**, 242, p.1476–1487, 2018.
- DURRER A.; GUMIERE T.; RUMENOS GUIDETTI ZAGATTO M.; PETRY FEILER H.; MIRANDA SILVA A.M.; HENRIQUES LONGARES R.; HOMMA SK.; CARDOSO E.J.B.N. Organic farming practices change the soil bacteria community, improving soil quality and maize crop yields. **PeerJ** 9:11985. 2021.
- EADY R. R. The dinitrogen-fixing bacteria. In: Balows A, Trüper H G, Dworkin M, Harder W, Schleifer K-H, editors. **The prokaryotes**. New York, N.Y: Springer Verlag; pp. 534–553, 1991.
- ECKERT C.T.; FRIGO E.P.; ALBRECHT L.P.; ALBRECHT A.J.P.; CHRIST D.; SANTOS W.G.; BERKEMBROCK E.; EGEWARTH V.A. Maize ethanol production in Brazil: characteristics and perspectives. **Renew. Sustain Energy Rev.**, e.82, p. 3907-3912, 2018.
- ERGUDER T. H.; NICO BOON; WITTEBOLLE L.; MARZORATI M.; VERSTRAETE W.; Environmental factors shaping the ecological niches of ammonia-oxidizing archaea, **FEMS Microbiology Reviews**, V.33, P. 855–869, 2009.
- EVANYLO, G.K.; G.L. MULLINS. Utilization of organic wastes as nutrient sources and soil amendments. p. 99– 109. In **Agronomy handbook**. Publ. 424-100. Virginia Coop. Ext., Blacksburg
- FAO, *FAO statistical yearbook 2013 world food and agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. p. 307, 2013.

- FAO, statistical. World food and agriculture, Brazil. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020.
- FOLLETT, R.F. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. **Soil & Tillage Research**, v.61, p. 77-92, 2001.
- FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; ABBADIE, L.; MARIOTTI, A. Carbon input to soil may decrease soil organic carbon content. **Ecology Letters**, v.7, p. 314-320, 2004.
- GANNES D.V.; EUDOXIE G.; HICKEY W.J. Impacts of Edaphic Factors on Communities of Ammonia-Oxidizing Archaea, Ammonia-Oxidizing Bacteria and Nitrification in Tropical Soils. **PLoS ONE** v.9(2), 2014.
- GARCÍA M., S.; ABALOS D.; ESPEJO R.; VALLEJO A.; MARISCAL-SANCHO, I. No tillage and liming reduce greenhouse gas emissions from poorly drained agricultural soils in Mediterranean regions. **Science of The Total Environment**. V.566–567, p.512-520, 2016.
- GERAHTY N.; CAETANO-ANOLLÉS G.; JOSHI P. A.; GRESSHOFF P. M. Anatomical analysis of nodule development in soybean reveals an additional autoregulatory control point. **Plant Science**, v.58, p.1-7, 1992.
- GIAMPIERI F.; MAZZONI L.; CIANCIOSI D.; ALVAREZ-SUAREZ J.M.; REGOLO L.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ C.; CAPOCASA F.; XIAO J.; MEZZETTI B.; BATTINO M. Organic vs conventional plant-based foods: A review. **Food Chemistry** v.383, p.0308-8146. 2022.
- GILES, M.E.; CAUL, S.; KING, D.; MITCHELL, S.; SIM, A.; NEILSON, R.; PATERSON, E. Grass variety selection of microbial community composition is associated with differences in soil CO₂ emissions. **Applied Soil Ecology**. v. 190, 2023.
- GOROOEI, A.; AMIR, A.; AFRASYAB, R.; THOMAS, G.; BAHAREH, A. K. Cropping systems and agricultural management strategies affect soil organic carbon dynamics in semi-arid regions. **Frontiers in Sustainable Food Systems**. v.6, p. 2571-581, 2023.
- GRIGULIS, K.; LAVOREL, S.; KRAINER, U.; LEGAY, N.; BAXENDALE, C.; DUMONT, M.; KASTL, E.; ARNOLDI, C.; BARDGETT, R.D.; POLY, F.; POMMIER, T.; SCHLOTTER, M.; TAPPEINER, U.; BAHN, M.; CLÉMENT, J.-C. Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. **J. Ecol.**, v.101, p. 47-57, 2013.
- HAYNES, R.J.; SWIFT, R.S.; STEPHEN, R.C. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. **Soil and Tillage Research**, 19, pp. 77-87, 1991.

- HE, J.; SHEN, J.; ZHANG, L.; ZHU, Y.G.; ZHENG, Y.; XU, M.; DI, H.J. Quantitative analyses of the abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea of a Chinese upland red soil under long-term fertilization practices. **Environmental Microbiology**. v.9, p.2364–2374, 2007.
- HE, X.; YIN, H.; SUN, X.; HAN, L.; HUANG, G. Effect of different particle-size biochar on methane emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into pore characterization and microbial mechanisms. **Bioresource Technology**,. v. 268, p. 633-637, 2018.
- HEITKAMP, F.; WENDLAND, M.; OFFENBERGER, K.; GEROLD, G. Implications of input estimation, residue quality and carbon saturation on the predictive power of the Rothamsted Carbon Model. **Geoderma**, v.170, p. 168-1705, 2012.
- HELLER, H.; BAR-TAL, A.; TAMIR, G.; BLOOM, P.; VENTEREA, R. T.; CHEN, D.; ZHANG, Y.; CLAPP, C. E.; FINE, P. Effects of Manure and Cultivation on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions from a Corn Field under Mediterranean Conditions. **Journal of Environmental Quality**. v.39, p. 437-448, 2010.
- HOFFMAN, E.; CAVIGELLI, M. A.; CAMARGO, G.; RYAN, M.; ACKROYD, V. J.; RICHARD, T. L.; MIRSKY, S. Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional grain crop production: Accounting for nutrient inflows. **Agricultural Systems**, v.162, p.89-96, 2018.
- HOOPER, A.B. Biochemistry of the Nitrifying Lithoautotrophic Bacteria, *Autotrophic Bacteria Science Technology Publishers*. Madison, Wisconsin. pp. 239-265, 1989.
- HU, Y.; XIA, Y.; SUN, Q.; LIU, K.; CHEN, X.; GE, T.; ZHU, B.; ZHU, Z.; ZHANG, Z.; SU, Y. Effects of long-term fertilization on *phoD*-harboring bacterial community in Karst soils. **Sci. Total Environ.**, 628, pp. 53-63, 2018.
- HUANG, Q.; GONG, Y.; DEWI, R.K.; LI, P.; WANG, X.; HASHIMI, R.; KOMATSUZAKI, M. Enhancing energy efficiency and reducing carbon footprint in organic soybean production through no-tillage and rye cover crop integration, **Journal of Cleaner Production**, V. 419, 2023.
- HYMAN, M.R.; ARP, D.J. $^{14}\text{C}_2\text{H}_2$ - and $^{14}\text{CO}_2$ -labeling studies of the de novo synthesis of polypeptides by *Nitrosomonas europaea* during recovery from acetylene and light inactivation of ammonia monooxygenase. **Journal Biology Chemistry**. v.267, pp. 1534-1545, 1992.
- IBGE, 2021. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. PAM, Produção Agrícola Municipal. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=series-historicas>>
- IBGE, 2023. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. LSPA - Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-producao-agricola.html?=&t=destaques>>

- JANSSON N.F.; ALLEN R.L; SKOGSMO G.; TAVAKOLI S. Principal component analysis and k-means clustering as tools during exploration for Zn skarn deposits and industrial carbonates, Sala area, Sweden J. **Geochem. Explor.**, 233, 2022.
- JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.
- JIANG, Y.; QIAN,H.; HUANG, S.; ZHANG, X.; WANG, L.; ZHANG, L. Acclimation of methane emissions from rice paddy fields to straw addition. **Sci. Adv.**, v.5, 2019.
- JORQUERA MA, MARTÍNEZ OA, MARILEO LG, ACUÑA JJ, SAGGAR S, MORA ML. Effect of nitrogen and phosphorus fertilization on the composition of rhizobacterial communities of two Chilean Andisol pastures. **World Journal Microbiol Biotechnology** ,30:99–107, 2014.
- JOSEP, G.; CANADELL, M.S.; MONTEIRO, P.M.H.; COSTA, L.; COTRIM DA CUNHA, P.M.; Cox, A.V. Global carbon and other biogeochemical cycles and feedbacks Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel On climate Change, **Cambridge University Press**, Cambridge, 2021.
- KARLEN D.L.; DITZLER C.A.; ANDREWS S.S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, v.114, p.145–156, 2003.
- KARLEN D.L.; MAUSBACH M.J.; DORAN J.W.; CLINE R.G.; HARRIS R.F.; SCHUMAN G.E. Soil quality: A concept, definition and framework for assessment. **Soil Science Society of America**. v. 61.p.4–10, 1997.
- KARLEN D.L.; STOTT D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.), Defining soil quality for a sustainable environment. **Soil Science Society of America**. p. 53– 72, 1994.
- KARLEN, D.L.; VEUM, K.S.; SUDDUTH, K.A.; OBRYCKI, J.F.; NUNES, M. R. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. **Soil Till Res**, 195: 2019
- KASCHUK, G., HUNGRIA, M. Diversity and Importance of Diazotrophic Bacteria to Agricultural Sustainability in the Tropics. In: de Azevedo, J., Quecine, M. (eds) Diversity and Benefits of Microorganisms from the Tropics. **Springer**, p 269–292, 2017.

- KOPITTKE, P.M.; BERHE, A.A.; CARRILLO, Y.; CAVAGNARO, T.R.; CHEN, D.; CHEN, Q.-L.; ROMÁN DOBARCO, M.; IJKSTRA, F.A.; IELD, D.J.; GRUNDY, M.J.; HE, J.-Z.; HOYLE, F.C.; KÖGEL-KNABNER, I.; LAM, S.K.; MARSCHNER, P.; MARTINEZ, C.; MCBRATNEY, A.B.; MCDONALD-MADDEN, E.; MENZIES, N.W.; MOSLEY, L.M.; MUELLER, C.W.; MURPHY, D.V.; NIELSEN, U.N.; O'DONNELL, A.G.; PENDALL, E.; PETT-RIDGE, J.; RUMPEL, C.; YOUNG, I.M.; MINASNY, B. Ensuring planetary survival: the centrality of organic carbon in balancing the multifunctional nature of soils. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, v.52, p. 4308-4324, 2022.
- LEHMANN, J.; BOSSIO, D.A.; KÖGEL-KNABNER, I.; RILIG, M.C. The concept and future prospects of soil health. *Nat Rev Earth Environ* 1, pp.544–553, 2020.
- LEININGER, S.; URICH, T.; SCHLOTTER, M.; SCHWARK, L.; QI, J.; NICOL, G.W.; PROSSER, J.I.; SCHUSTER, S.C.; SCHLEPER, C. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*. V.442, p.806–809, 2006.
- LEÓN GONZÁLEZ, F. DE; FUENTES-PONCE, M.H.; BAUTISTA-CRUZ, A.; LEYVA-PABLO, T.; CASTILLO-JUÁREZ, H.; RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, L.M. Cactus crop as an option to reduce soil C–CO₂ emissions in soils with declining fertility. *Agron. Sustain. De V.* v.38 (8), 2018.
- LI, Z.; ZHANG, Q.; QIAO, Y.; DU, K.; LI, Z.; TIAN, C.; ZHU, N.; LENG, P.; YUE, Z.; CHENG, H.; CHEN, G.; LI, F. Trade-offs between high yields and soil CO₂ emissions in semi-humid maize cropland in northern China. *Soil and Tillage Research*, v. 221, 2022.
- LI, Z.; ZHANG, Q.; QIAO, Y.; DU, K.; LI, Z.; TIAN, C.; ZHU, N.; LENG, P.; YUE, Z.; CHENG, H.; CHEN, G.; LI, F. Influence of straw mulch and no-tillage on soil respiration, its components and economic benefit in a Chinese wheat–maize cropping system. *Glob. Ecol. Conserv.*, v.34, 2022.
- LI, Z.; ZHANG, Q.; QIAO, Y.; DU, K.; LI, Z.; TIAN, C.; ZHU, N.; LENG, P.; YUE, Z.; CHENG, H.; CHEN, G.; LI, F.. Responses of soil CO₂ emissions to tillage practices in a wheat maize cropping system: A 4-year field study. *Field Crops Research*, v. 294, 2023.
- LIKENS G.E.; BORMANN F.H.; JOHNSON, N. M. Some Perspectives of the Major Biogeochemical Cycles: Interactions Between Major Biogeochemical Cycles in Terrestrial Ecosystems. *Environmental Science*. 2006
- LIU, T.; AWASTHI, M. K.; AWASTHI, S. K.; DUAN, Y.; CHEN, H.; ZHANG, Z. Effects of clay on nitrogen cycle related functional genes abundance during chicken manure composting. *Bioresource Technology*, v.291, 2019.
- LOPES A.A.C.; SOUZA D.M.G.; CHAER G.M.; REIS JUNIOR F.B.; GOEDERT W.J.; MENDES I.C. Interpretation of Microbial Soil Indicators as a Function of Crop Yield and Organic Carbon. *Soil Science Society of America*. v.77, p.461–472, 2013.

- LORENZ, K.; LAL, R.; EHLERS, K. Soil organic carbon stock as an indicator for monitoring land and soil degradation in relation to United Nations' Sustainable Development Goals. **Land Degrad. Dev**, v.30, pp. 824-838, 2019.
- LOUCA,S. ; POLZ, M.F.;MAZEL, F. ; ALBRIGHT, M.B.N.; HUBER, J.A.; O'CONNOR, M.I.; ACKER MANN, M.; HAHN, A.S. ; SRIVASTAVA, D.S. ; CROWE, S.A.; DOEBELI, M. ; WEGENER, L. Function and functional redundancy in microbial systems. **Nat. Ecol. Evol.**, v.2, pp. 936-943, 2018.
- LUO, G.; SUN, B.; LI,L.; LI, M.; LIU, M.; ZHU, Y.; GUO,S.; LING,N.; SHEN,Q. Understanding how long-term organic amendments increase soil phosphatase activities: Insight into *phoD*- and *phoC*-harboring functional microbial populations. **Soil Biology and Biochemistry**, V. 139, p.107632, 2019.
- MANGELSDORF, P.C. The origin of corn. **Scientific American**, v.255, n.2, p 80-86, 1986.
- MARION L. F; SCHNEIDER R.; CHERUBIN M.R.; COLARES G.S.; WIESEL P.G; BEM DA COSTA A.; LOBO E.A. Development of a soil quality index to evaluate agricultural cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**,V.218,2022.
- MATTEOLI, F.P.; MIRANDA SILVA A.M.; PETRY FEILER H.; ARAÚJO, V. L.V.P. DE; CARDOSO, E. J.B.N. Predicting soil farming system and attributes based on soil bacterial community. **Applied Soil Ecology**, v. 171,2022.
- MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.;REIS JUNIOR, F. B. D.;LOPES, A. A. C.Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo. Vol. Circular Técnica 38, pp. 24p. EMBRAPA, Brasília, 2018.
- MENDES, I. D. C.; SOUZA, L. M. D.; SOUSA, D. M. G.;LOPES, A. A. D. C.;REIS JUNIOR, F. B. D.; LACERDA, M. P. C.; MALAQUIAS, J. V. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology** 139, 85-93, 2019.
- MENDES, L. W.; BRAGA, L. P. P.; NAVARRETE, A. A.; SOUZA, D. G. DE, SILVA; G. G. Z.; TSAI, S. M. Using metagenomics to connect microbial community biodiversity and functions. **Current Issues in Molecular Biology**, 24, 103–118, 2017.
- MENG, D.; CHENG, H.; SHAO, Y.;LUO, M.; XU, D.; LIU, Z.; MA, L; . Progress on the effect of nitrogen on transformation of soil organic carbon. *Em Processes* v.10, n. 11, 2022.
- MENG, L.; DING, W.X.; CAI, Z.C. Long Term Application of Organic Manure and nitrogen Fertilizer on N₂O Emissions, Soil Quality and Crop Production in a Sandy Loam Soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 37, 2037-2045, 2005.

- MILLER, M.N.; ZEBARTH, B.J.; DANDIE, C.E.; BURTON, D.L. ; GOYER, C.; TREVORS, J.T. Crop residue influence on denitrification, N₂O emissions and denitrifier community abundance in soil, **Soil Biology and Biochemistry**, V. 40,p. 2553-2562, 2008.
- Ministério da Agricultura e Abastecimento – MAPA. Orgânicos. Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos. 2021.Disponível em:< <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/organicos/cadastro-nacional-produtores-organicos>>
- MITRA, S.; WASSMANN, R. ; JAIN, M.C. ; PATHAK, H. Properties of rice soils affecting methane production potentials: 2. Differences in topsoil and subsoil. **Nutrient Cycl. Agroecosyst.**, v,64 (1–2), pp.183-191,2002.
- MOMESSO, L.; CRUSCIOL, C. A.C.; LEITE, M. F.A. .; BOSSOLANI, J. W. ; KURAMAE, E. E. Forage Grasses Steer Soil Nitrogen Processes, Microbial Populations, and Microbiome Composition in A Long-term Tropical Agriculture System. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 323, 2022.
- MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K. & PATRON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivate grassland. **Nature**, v.350, p.330-332, 1991.
- MUKHERJEE A.; LAL R. Comparison of soil quality index using three methods. **PLOS ONE**, v. 9(8). E.105981. 2014.
- MUNOZ A.; LOPEZ-PINEIRO A.; RAMIREZ M. Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. **Soil Tillage E.95**. p.255–265, 2007.
- MYHRE, G.; SHINDELL, D. ; BRÉON, F.M. ; COLLINS, W. ; FUGLESTVEDT, J. ; HUANG, J.; KOCH, D. ; LAMARQUE, J.F. ; LEE, D. ; MENDOZA, B. ; NAKAJIMA, T. ; ROBOCK, A. ; STEPHENS, G. ; TAKEMURA, T. ; ZHANG, H. Anthropogenic and Natural Radioactive Forcing, in: Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2013 -**The Physical Science Basis**, Cambridge University Press, Cambridge pp. 659-740,2013.
- NANNIPIERI, P.; GIAGNONI, L.; LANDI, L.; RENELLA, G. Role of Phosphatase Enzymes in Soil. In: Bünemann, E., Oberson, A., Frossard, E. (eds) Phosphorus in Action. **Soil Biology**, v. 26, 2011.
- NAYLOR, D.; MCCLURE, R.; JANSSON, J. Trends in Microbial Community Composition and Function by Soil Depth. **Em Microorganisms**. Vol. 10, n. 3, 2022.
- NESS R.O.; SACHS, K.; VITEK, O. From correlation to causality: statistical approaches to learning regulatory relationships in large-scale biomolecular investigations. **J Proteome Res.**;15(3),p.683-90, 2016.
- NICOL G.W.; LEININGER S.; SCHLEPER C.; PROSSER, J.I. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria. **Environmental Microbiology**. v.10, p.2966–2978. 2008.

- ONU, United nations, department of economic and social affairs The United Nations, Population Division, Population Estimates and Projections Section, 2012.
- ORWIN, K.H.; BUCKLAND, S.M.; JOHNSON, D.; TURNER, B.L.; SMART, S.; OAKLEY, S.; BARDGETT, R.D. Linkages of plant traits to soil properties and the functioning of temperate grassland. **J. Ecol.**, v. 98, pp. 1074-1083, 2010.
- OZLU, E.; KUMAR, S. Response of surface GHG fluxes to long-term manure and inorganic fertilizer application in corn and soybean rotation. **Sci. Total Environ.**, 626, pp. 817-825, 2018.
- PARK, W.; KO, S.; YOON, T.Y.; HAN, S.; YI, K.; JO, W.; JIN, L.; LEE, S.J.; NOH, N.J.; CHUNG, H.; SON, Y. Differences in soil aggregate, microbial biomass carbon concentration, and soil carbon between *Pinus rigida* and *Larix kaempferi* plantations in Yangpyeong, central Korea. **For. Sci. Technol.**, 8, p. 38-46, 2008.
- PEREZ, P.G.; E, J.; WANG, S.; WANG, X.; HUANG, D. Analysis of the occurrence and activity of diazotrophic communities in organic and conventional horticultural soils. **Apl. Soil Eco.**, 79, pp. 37-48, 2014.
- PIMENTEL D.; HEPPEL P.; HANSON J.; DOUDS D.; SEIDEL R.; Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. **BioScience**, V. 55, Pages 573–582, 2005.
- POEPLAU, C.; DON, A. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops—a meta-analysis. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.200, pp. 33-41, 2015.
- POLY F.; MONROZIER L.J.; BALLY R. Improvement in the RFLP procedure for studying the diversity of nifH genes in communities of nitrogen fixers in soil. **Res Microbiol.** v.152, p.95–103, 2001.
- POLY F.; RANJARD L.; NAZARET S.; GOURBIÈRE F.; MONROZIER L.J. Comparison of nifH gene pools in soils and soil microenvironments with contrasting properties. **Applied Environmental Microbiology.** (5):2255-62, 2001.
- PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M.S. Mudanças climáticas: visão tropical integrada das causas, dos impactos e de possíveis soluções para ambientes rurais ou urbanos. **Embrapa Pecuária Sudeste.** 2007. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/48017/mudancas-climaticas-visao-tropical-integrada-das-causas-dos-impactos-e-de-possiveis-solucoes-para-ambientes-rurais-ou-urbanos>>
- R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- RAGOT S.A.; KERTESZ M.A.; BÜNEMANN E.K. *phoD* Alkaline Phosphatase Gene Diversity in Soil. **Applied Environmental Microbiology.** V.81(20):7281-9, 2015.

- RAIJ B. van; CANTARELLA H.; QUAGGIO J.A.; FURLANI A.M.C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Boletim Técnico, 100. 2º Ed. rev. Campinas, SP: IAC; 1997.
- RAIJ B. van; ANDRADE J.C.; CANTARELLA H.; QUAGGIO J. A. Análise Química Para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais. p. p.285, 2001
- RANUM, P.; PEÑA-ROSAS, J. P.; GARCIA-CASAL, M. N. Global maize production, utilization, and consumption. **Annals of the New York Academy of Sciences**. v. 1312, n. 1, p. 105–112, 2014.
- REICHERT J.M.; REINERT D.J.; BRAIDA J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**; v.27, p. 29–48, 2003.
- REYNOLDS W.D.; BOWMAN B.T.; DRURY C.F.; TAN C.S.; LU X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**; v.110, p. 131–146, 2002.
- REYNOLDS W.D.; DRURY C.F.; TAN C.S.; FOX C.A.; YANG X.M. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**. v.152, p.252–263, 2009.
- RICHARDSON, A.E.; SIMPSON, R.J. Soil microorganisms mediating phosphorus availability update on microbial phosphorus. **Plant Physiol.**, v.156 (3), pp. 989-996,2011.
- ROTTTHAUWE J.; WITZEL K. The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker Molecular fine-scale analysis of natural ammonia oxidizing populations. **Applied Environmental Microbiology**. v.63, p.4704–4712, 1997.
- RStudio Team, 2021. RStudio: Integrated Development Environment for R.
- SAKURAI, M.; WASAKI, J.; TOMIZAWA, Y.; SHINANO, T.; OSAKI, M. Analysis of bacterial communities on alkaline phosphatase genes in soil supplied with organic matter. **Soil Science and Plant Nutrition**, 54:1, p. 62-71, 2008.
- SANT'ANNA, G. S. L.; FRANZAN, B. C.; BIASI, D.; SANTOS, C. M.; DA SILVA, M. S. R. A.; SCHULTZ, N.; ZONTA, E.; DA SILVA COELHO, I. Short-term effect of no-tillage management on the chemical attributes and bacterial diversity in soils in an organic production system, **Soil Security**, V. 16,2024.
- SANTOS, D. R. DOS .; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, 38(2), 576–586, 2008.
- SANTOS-BENEIT F. The Pho regulon: a huge regulatory network in bacteria. **Frontiers Microbiology**. V.,p.1-13,2015.

- SBCS, 2016. Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina / Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul. [s.l]: Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016.376 p.:il.
- SCHARLEMANN, J.P., TANNER, E.V., HIEDERER, R., KAPOS, V. Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. **Carbon Management** 5, 81–91, 2014.
- SCHARLEMANN, J.P.W.; TANNER, E.V.J.; HIEDERER, R.; KAPOS, V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool, **Carbon Management**, v. 5:1, p.81-91, 2014.
- SHARMA, I.P.; CHANDRA, S.; KUMAR, N.; CHANDRA, D. PGPR: Heart of Soil and Their Role in Soil Fertility. In: Meena, V., Mishra, P., Bisht, J., Pattanayak, A. **Agriculturally Important Microbes for Sustainable Agriculture**. Springer, Singapore, 2017.
- SHEPHERD, T.G. Visual soil assessment. (2nd ed.), Field Guide for Pastoral Grazing and Cropping on Flat to Rolling Country, vol. 1, Horizons Regional Council, Palmerston North, p. 119, 2009.
- SILVA-OLAYA, A.S.; ORTÍZ-MOREA, F.A.; ESPAÑA-CETINA, G. P.; OLAYA-MONTES, A. ; GRADOS,D.; GASPARATOS,A.; CHERUBIN, M.R. Composite index for soil-related ecosystem services assessment: Insights from rainforest-pasture transitions in the Colombian Amazon. **Ecosystem Services**, v.57, 2022.
- SIQUEIRA N. M.; PICCOLO M. DE C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira De Ciência Do Solo**, v.35, 2011.
- SIQUEIRA N. M.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J.; VENZKE FILHO, S.P.V.; CERRI C.E.P.; CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II Emissões de CO₂ e N₂O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 33: 1023-1029, 2009.
- SONG, M.; LI,J.;GAO,L.; TIAN, Y. Comprehensive evaluation of effects of various carbon-rich amendments on overall soil quality and crop productivity in degraded soils.**Geoderma**.v.436, 2023.
- STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin, **Journal Geophysical. Research**. 101(D13), p.18547– 18554.1996.
- SUN, R.; GUO,X.; WANG, D.; CHU, H. Effects of long-term application of chemical and organic fertilizers on the abundance of microbial communities involved in the nitrogen cycle. **Applied Soil Ecology**, v. 95, p. 171-178, 2015.

- TABATABAI, M.A. Soil enzymes. In: Weaver, RW *et al.* (ed.). Soil analysis methods. Part 2. Microbiological and biochemical properties. **Soil Science Society of America Book Ser. 5.** SSA, Madison. p.778 – 833, 1994.
- TAÍZ, L.; ZIEGER, E. Fisiologia vegetal. Trad. SANTARÉM, E.R. et al., 3º ed., Porto Alegre: **Artemed**, 2004, p.719.
- TESTE, F. P.; KARDOL, P.; TURNER, B. L.; WARDLE, D. A.; ZEMUNIK, G.; RENTON, M.; and Laliberté, E. Plant-soil feedback and the maintenance of diversity in Mediterranean-climate shrublands. **Science** 13; 355 (6321):173-176, 2017.
- TEWOLDE, H.; SISTANI, K. R.; ADELI, A. Fall- and Spring-Applied Poultry Litter Effectiveness as Corn Fertilizer in the Mid-Southern United States. **Agronomy journal**. v.105, p. 1743-1748, 2013.
- TOURNA, M.; FREITAG, T.E.; NICOL, G.W.; PROSSER, J.I. Growth, activity and temperature responses of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in soil microcosms. **Environmental Microbiology**. v.10, p.1357– 1364, 2008.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. Soil health: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, 2021.
- UPRETY, D.C.; BARUAH, K.K.; BORAH, K.K.L. Methane in rice agriculture: A review. **Journal of Scientific & Industrial Research**. 70: 401–41, 2011.
- URRA, J.; ALKORTA, I.; LANZÉN, A.; MIJANGOS, I.; GARBISU,C. The application of fresh and composted horse and chicken manure affects soil quality, microbial composition and antibiotic resistance. **Applied Soil Ecology**. v. 135, pp. 73-84, 2019.
- USDA-NRCS. Soil Quality Institute, Ames, IA. Disponível em: <http://soils.usda.gov/sqi/> Acesso em: 15 de abr. 2023.
- 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, 1 jan. 1987.
- VERMA,G.; DHAKA, A.K.; SINGH,B.;KUMAR,A.; CHOUDHARY, A. K.; KUMAR,A.; KAMBOJ, N. K.; HASANAIN,M.;SINGH,S.;BHUPENCHANDRA,J.;SANWAL,P.; KUMAR,S. Productivity, soil health, and carbon management index of soybean-wheat cropping system under double zero-tillage and natural-farming based organic nutrient management in north-Indian plains, **Science of The Total Environment**, V. 917, 2024.
- WALLENSTEIN, M. D.; VILGALYS, R. J. Quantitative analyses of nitrogen cycling genes in soils. **Pedobiologia**, 49(6), 665–672, 2005.

- WANG, C.; ZHENG, M.; SONG, W.; WEN, S.; WANG, B.; ZHU, C.; SHEN, R. Impact of 25 years of inorganic fertilization on diazotrophic abundance and community structure in an acidic soil in southern China. **Soil Biol. Biochem.**, v.113, p. 240-249, 2017.
- WANG, H.; XU, J.; LIU, X.; ZHANG, D.; LI, L.; LI, W.; SHENG, L. Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China. **Soil and Tillage Research**.v.195, 2019.
- WANG, K.; FEI, H.; TONG, Q.; WAN, C.; PAN, R.; HAN, F. Changes in soil free-living diazotrophic community and co-occurrence patterns along desert wetland degradation sequence in the Mu Us Desert, Northern China, **Pedosphere**, 2022.
- WANG, M.; LI, J. CH₄ emission and oxidation in Chinese rice paddies. **Nutr. Cycling Agroecosyst.**, 64, pp. 43-55, 2002.
- WANG, Y.; LI, C.; TU, C.; HOYT, G. D.; DEFOREST, J. L.; HU, S. Long-term no-tillage and organic input management enhanced the diversity and stability of soil microbial community, **Science of The Total Environment**, V. 609, P. 341-347, 2017.
- WANNER B. L.; CHANG B. D. The pho BR operon in Escherichia coli K-12. **J. Bacteriology**. 169 5569–5574, 1987.
- WAREMBOURG F.R.; ESTELRICH H.D. Plant phenology and soil fertility effects on below-ground carbon allocation for an annual (*Bromus madritensis*) and a perennial (*Bromus erectus*) grass species. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, p.1291–1303, 2001.
- WESSÉN, E.; SÖDERSTRÖM, M.; STENBERG, M.; BRU, D.; HELLMAN, M.; WELSH, A.; THOMSEN, F.; KLEMEDTSON, L.; PHILIPPOT, L.; HALLIN, S. Spatial distribution of ammonia-oxidizing bacteria and archaea across a 44-hectare farm related to ecosystem functioning. **ISME J**5, 1213–1225, 2011.
- WRAGE, N.; VELTHOF, G.; VAN BEUSICHEM, M.; OENEMA, O. The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 123, p.A3-A16, 2018.
- WUEBBLES, D.J.; HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. **Earth-Science Reviews**, v.57, p.177-210, 2002.
- XIAO, R.; RAN, W.; HU, S.; GUO, H. The response of ammonia oxidizing archaea and bacteria in relation to heterotrophs under different carbon and nitrogen amendments in two agricultural soils. **Appl. Soil Ecol.**, v.158, 2021.
- XING, B.F.; GAO, S.C.; MA, M.C.; ZHOU, X.L. ZHAO, T.K.; SUN, D.J.; SHEN, D.L. Impact of organic manure supplement chemical fertilizer partially on soil nutrition, enzyme activity and crop yield in North China Plain. **Soil Fertil. Sci. China** (3), pp. 98-104, 2016.

- XU, J.; HAN, H.; NING, T.; LI, Z.; LAL, R. Long-term effects of tillage and straw management on soil organic carbon, crop yield, and yield stability in a wheat-maize system. **Field Crops Research**. pp. 33-40, 2019.
- YANG, W.; FENG, G.; TEWOLDE, H.; LI, PIN-FANG. CO₂ emission and soil carbon sequestration from spring- and fall-applied poultry litter in corn production as simulated with RZWQM2. **Journal of Cleaner Production**. v. 209, p. 1285-1293, 2019.
- YANG, Y.; WANG, Z.; HU, Y.; ZENG, Z. Irrigation frequency alters the abundance and community structure of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in a northern Chinese upland soil. **European Journal of Soil Biology**. v. 83, p. 34-42, 2017.
- YANG, C.D.; LU, S.G. Effects of five different biochars on aggregation, water retention and mechanical properties of paddy soil: A field experiment of three-season crops. **Soil Till. Res.**, v. 205, p. 104798, 2021.
- YOUNG J. P. W. Phylogenetic classification of nitrogen-fixing organisms. In: Stacey G, Burris R H, Evans H J, editors. **Biological nitrogen fixation**. New York, N.Y: Chapman and Hall. p. 43–86, 1992.
- ZHANG, W; XIONG, Y.; LI, Y.; QIU, Y.; HUANG, G. Effects of organic amendment incorporation on maize (*Zea mays L.*) growth, yield and water-fertilizer productivity under arid conditions. **Agricultural Water Management**. v. 269, 2022.
- ZHANG, Y.; WANG, S.; WANG, H.; WANG, R.; WANG, X.; LI, J. Crop yield and soil properties of dryland winter wheat-spring maize rotation in response to 10-year fertilization and conservation tillage practices on the Loess Plateau. **Field Crop. Res.**, v. 225, p. 170-179, 2018.
- ZHENG, M. M.; WANG, C.; LI, W. X.; GUO, L.; CAI, Z. J.; WANG, B. R.; CHEN, J.; SHEN, R. F. Changes of acid and alkaline phosphatase activities in long-term chemical fertilization are driven by the similar soil properties and associated microbial community composition in acidic soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 104(March), 103312, 2021.
- ZHOU, M.H. ; ZHU, B. ; WANG, S.J.; ZHU, X.Y.; VEREECKEN, H.; BRÜGGEMANN, N. Stimulation of N₂O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: a global meta-analysis. **Glob. Chang. Biol.**, 23 (10), pp. 4068-4083, 2017.
- ZORNOZA R.; ACOSTA J.A.; BASTIDA F.; DOMÍNGUEZ S.G.; TOLEDO D.M.; FAZ A. Identification of sensitive indicators to assess the interrelation between soil quality, management practices and human health. **Soil**. v. 1, p. 173–185, 2015.

APÊNDICES

Diante da correlação das variáveis que foram significativas estatisticamente foi realizado uma análise de regressão simples para conferir a tendência na relação entre as funções ecossistêmicas do solo e a projeção das variáveis. Podemos observar que, independentemente de a correlação ter dado significativa para algumas variáveis, estas não são responsivas para a equação da relação estatística entre a variável preditora e a variável resposta, ou seja, a função de uma não interfere no aumento ou diminuição da função de outra.

Para as variáveis que atenderam significância na correlação de Pearson e foram testadas para a casualidade em análise de regressão simples na função I – que está interligada com as funções químicas do solo, temos: Emissão de óxido nitroso, abundância de genes *amoA*, *amoB* e *phoD* (Figura 12).

Os dados por si só, não são conclusivos, dado que o valor de R^2 obtido foi consideravelmente baixo, sendo assim, não atendendo ao modelo, porém, é de se visualizar certa tendência entre as variáveis.

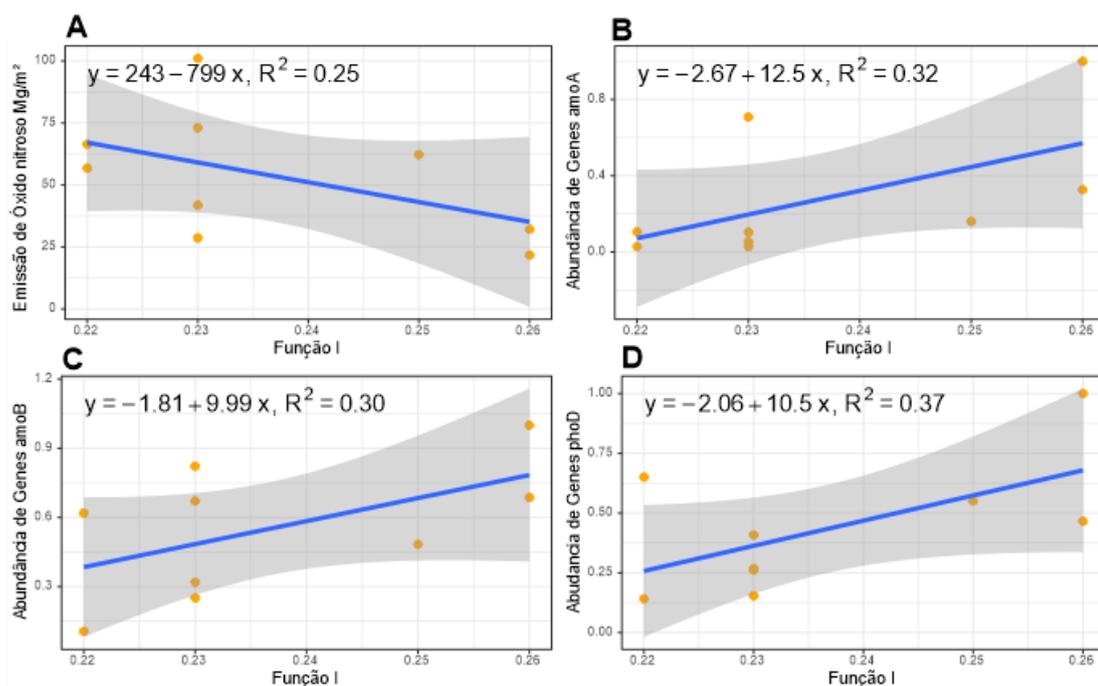


Figura 14. A: Regressão linear entre a relação da emissão de Dióxido de Carbono g/m em função da função ecossistêmica I do solo. B: Abundância de genes funcionais *amoA* em função da função ecossistêmica I do solo. C: Abundância de Genes *amoB* em função da função ecossistêmica I do solo e D: Abundância de Genes *phoD* em função da função ecossistêmica I do solo.

Para a função II a qual está relacionada com estrutura do solo e crescimento radicular tivemos as variáveis com relação negativa a emissão de óxido nitroso e como relação positiva a abundância do gene *amoA* e *amoB* (Figura 13).

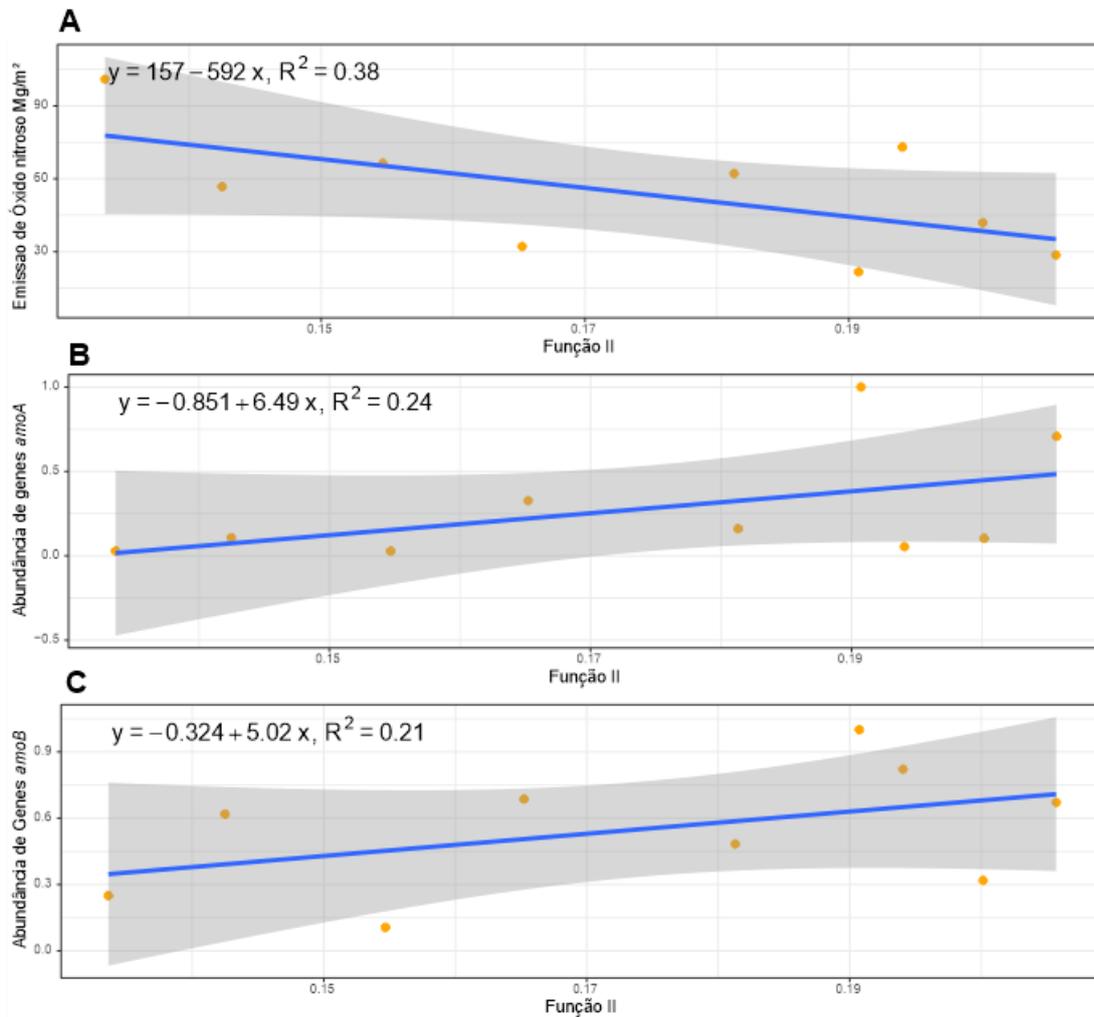


Figura 15. A: Regressão linear entre A: relação da emissão de Óxido nitroso Mg/m² em função da função ecossistêmica II do solo. B: Relação da abundância do gene *amoA* no solo em função da função ecossistêmica II do solo. C: Relação da abundância do gene *amoB* no solo em função da função ecossistêmica II do solo.

Para a análise dos dados relacionados a função III – que está ligada a ciclagem de carbono, tivemos relações significativas na correlação de Pearson e as quais foram testadas, a emissão de óxido nitroso e gás metano, abundância de genes *amoA* e produtividade, sendo essa última, a única entre as análises com um valor de R² responsivo aos modelos (Figura 14), mostrando que, de acordo com o aumento dos parâmetros de funções ecossistêmicas III do solo, a produtividade pode aumentar.

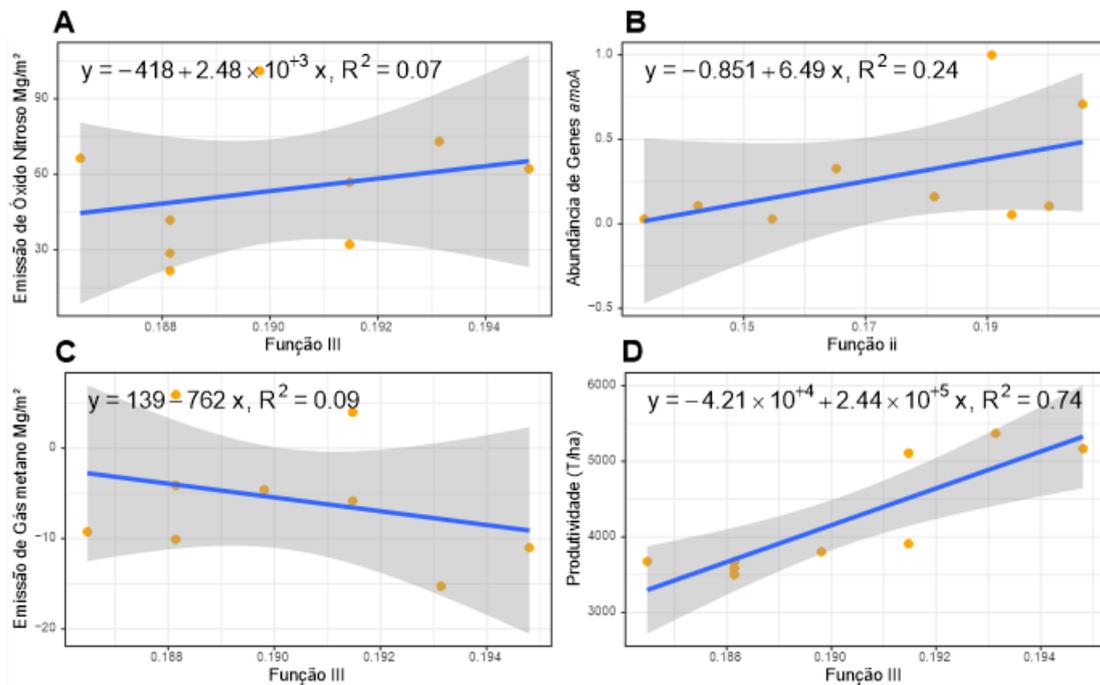


Figura 16. A: Regressão linear entre a relação da emissão de Óxido nitroso Mg/m² em função da função ecossistêmica III do solo. B: Relação da abundância do gene *amoA* no solo em função da função ecossistêmica III do solo: Relação entre a emissão de Gás metano Mg/m² em função da função ecossistêmica do solo III. D: Relação entre a produtividade (T/ha) em função da função ecossistêmica do solo III.

Os valores amostrais para os dados de gases de efeito estufa, produtividade e abundância de genes funcionais do solo são apresentados a seguir nas Tabelas 7, 8 e 9 respectivamente. Tais dados foram utilizados nas análises de componentes principais para correlação com as funções ecossistêmicas do solo em diferentes manejos sob plantio de milho.

Manejos	CH ₄ (mg m ²)	CO ₂ (g m ²)	N ₂ O (mg m ²)
MN	-0,21207405	12,17848585	0,989321178
MN	-0,06825865	13,58857312	0,393131208
MN	1,144513022	14,08526784	0,901958687
MO	-0,88724716	12,12896493	0,961793108
MO	-0,13706142	6,896108572	0,218589343
MO	-0,24748395	18,70309258	2,332407365
MCPD	-0,09375417	13,84945193	5,099438864
MCPD	0,141460944	26,33624824	17,12247828
MCPD	0,209494946	19,39249634	7,758676447

Tabela 8. Valores amostrais acumulados em 30 dias para emissão dos gases de efeito estufa CH₄, CO₂ e N₂O em diferentes manejos; manejo natural (MN), manejo orgânico (MO), manejo convencional sob plantio direto (MCPD).

Manejos	Produtividade (Kg/ha)
MN	3910,13
MN	3500,53
MN	3671,82
MO	5369,79
MO	5165,75
MO	5106,77
MCPD	3587,68
MCPD	3804,07
MCPD	3675,56

Tabela 9. Produtividade de milho em kg/ há em diferentes manejos; manejo natural (MN), manejo orgânico (MO), manejo convencional sob plantio direto (MCPD).

Manejos	<i>amoA</i>	<i>amoB</i>	<i>nifH</i>	<i>phoD</i>
Nº de copias/g solo				
MN	3,5E+07	4,8E+05	7,2E+06	3,6E+07
MN	1,1E+08	7,0E+05	1,5E+07	7,7E+07
MN	7,6E+07	4,7E+05	1,2E+07	3,2E+07
MO	5,7E+06	5,7E+05	6,0E+06	2,1E+07
MO	1,7E+07	3,4E+05	9,5E+06	4,3E+07
MO	1,1E+07	4,3E+05	1,6E+07	5,0E+07
MCPD	1,1E+07	2,2E+05	1,1E+07	2,0E+07
MCPD	3,1E+06	1,7E+05	4,4E+06	1,2E+07
MCPD	3,0E+06	7,4E+04	4,9E+06	1,1E+07

Tabela 10. Abundancia de genes funcionais do solo para dados de gene *amoA*, *amoB*, *nifH* e *phoD* em diferentes manejos; manejo natural (MN), manejo orgânico (MO), manejo convencional sob plantio direto (MCPD).

As medias dos valores amostrais foram comparadas pelo teste Duncan a 10% significância e podem ser observadas nas tabelas a seguir.

Função I – Ciclagem, disponibilidade e estoque de nutrientes													
Manejo	CTC	C	pH	P	K	Ca	Mg	S	SB	Al	B-glucosidase	Arilsulfatase	F-ácida
	mmol kg ⁻¹	g/kg solo	-	mg kg ⁻¹	mmol kg ⁻¹	mmol kg ⁻¹	mmol kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	%	mmol kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
MN	102.867 b	17.931 a	5.633 b	50.500 a	3.970 b	50.533 b	23.233 a	7.467 b	77.733 a	0.000 b	104.090 a	8.246 a	411.840 ab
MO	94.633 c	17.745 a	6.037 a	44.833 a	4.357 b	55.633 a	15.933 c	8.400 b	75.933 a	0.000 b	82.282 a	5.528 a	364.198 b
MCPD	117.667 a	19.938 a	4.660 c	40.667 a	10.540 a	37.267 c	17.933 b	17.067 a	65.733 b	4.367 a	95.795 a	0.784 b	443.915 a

Tabela 11. Valores médios dos dados amostrais para a função ecossistêmica I do solo. MN: manejo natural, MO: manejo orgânico, MCPD: manejo convencional sob plantio direto. Médias seguidas de letras semelhantes na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Duncan ($p \leq 0,1$)

Função II - Qualidade estrutural do solo e crescimento vegetal

Manejo	Ds	SSI	MaP	SAC	MiP	SWSC
	g cm ⁻³	%	cm ⁻³ cm ⁻³	-	cm ⁻³ cm ⁻³	-
MN	1.211 b	7.708 a	0.238 a	0.456 a	0.308 b	0.544 b
MO	1.229 b	9.279 a	0.238 a	0.485 a	0.301 b	0.515 b
MCPD	1.481 a	7.450 a	0.065 b	0.175 b	0.378 a	0.825 a

Tabela 12. Valores médios dos dados amostrais para a função ecossistêmica II do solo. Ds: densidade do solo, SSI: índice estrutural do solo, MaP: macroporosidade, SAC: capacidade de aeração do solo, MiP: microporosidade, SWSC: capacidade de armazenamento de água. MN: manejo natural, MO: manejo orgânico, MCPD: manejo convencional sob plantio direto. Médias seguidas de letras semelhantes na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Duncan ($p \leq 0,1$).

Função III - Ciclagem de carbono no solo

Manejo	BMS-C	RBS
	mg kg ⁻¹	mg C kg/solo
MN	619.763 a	19.067 b
MO	549.144 b	22.319 a
MCPD	596.047 ab	14.702 c

Tabela 13. Valores médios dos dados amostrais para a função ecossistêmica II do solo. MN: manejo natural, MO: manejo orgânico, MCPD: manejo convencional sob plantio direto. Médias seguidas de letras semelhantes na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Duncan ($p \leq 0,1$).