

**MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS NO CICLO DO
FÓSFORO NO SOLO E ESTRATÉGIAS DE AQUISIÇÃO EM
SOLOS DE DIFERENTES PEDOGÊNESES**

ERIKA CAITANO DA SILVA

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO**

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

ABRIL – 2021

MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS NO CICLO DO
FÓSFORO NO SOLO E ESTRATÉGIAS DE AQUISIÇÃO EM
SOLOS DE DIFERENTES PEDOGÊNESES

ERIKA CAITANO DA SILVA

“Tese apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção de título de Doutora em Produção Vegetal”.

Orientador: Prof. Antônio Carlos Gama-Rodrigues

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

ABRIL - 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

S586 Silva, Erika Caitano da.

MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS NO CICLO DO FÓSFORO NO SOLO E ESTRATÉGIAS DE AQUISIÇÃO EM SOLOS DE DIFERENTES PEDOGÊNESES / Erika Caitano da Silva. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

134 f.: il.

Bibliografia: 128 - 134.

Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, 2021. Orientador: Antonio Carlos da Gama-Rodrigues.

1. Modelos de equações estruturais. 2. Ciclo do fósforo no solo. 3. Disponibilidade de fósforo. 4. Fósforo orgânico do solo. 5. Estratégias de absorção. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 630

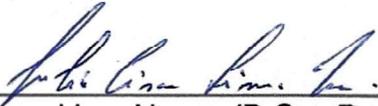
MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS NO CICLO
DO FÓSFORO NO SOLO E ESTRATÉGIAS DE AQUISIÇÃO
EM SOLOS DE DIFERENTES PEDOGÊNESES

ERIKA CAITANO DA SILVA

"Tese apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção de título de Doutor em Produção Vegetal".

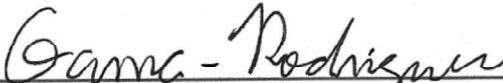
Aprovada em 08 de abril de 2021

Comissão Examinadora


Prof. Júlio César Lima Neves (D.Sc., Produção Vegetal) – UFV


Seldon Aleixo (D.Sc., Produção Vegetal) - UENF


Prof. Marcus Vinicius da Silva Sales (D.Sc., Produção Vegetal) –
UFF


Prof. Antonio Carlos Gama-Rodrigues (D.Sc., Solos e Nutrição
de Plantas) –UENF
Orientador

“O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.”

José de Alencar

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma me ajudaram no desenvolvimento desse trabalho:

A Deus, pela orientação nas decisões, pelo conforto nas dificuldades e por atender minhas preces nos momentos de aflição e angústia;

À Universidade Estadual do Norte Fluminense pela formação e capacitação, e pela concessão da bolsa de estudos e financiamento do projeto;

Ao orientador Antonio Carlos, pela oportunidade de desenvolver esse trabalho;

A todos do grupo do laboratório de solos, pela amizade, assistência e profissionalismo;

A todos os professores da Universidade por ajudarem na minha formação e servirem de exemplo para a minha vida profissional;

Aos meus pais, Sebastião e Maria Aparecida, pelo amor e carinho que tanto me dedicam, amo muito vocês;

Aos familiares, em especial, meu irmão Edmilson e tia Lúcia, por todo amor, carinho e apoio em tudo o que faço;

Aos amigos Marcus, Joviana, Ednaldo e Vivian, pela amizade e companheirismo que me proporcionaram momentos felizes e divertidos.

SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT	vii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. Disponibilidade e formas de fósforo no solo	4
2.2. Consequências do manejo e das condições do solo na ciclagem do fósforo.....	8
2.3. Modelagem de equações estruturais e suas aplicações	10
3 TRABALHOS	15
3.1. Modelagem de equações estruturais com espécies de fósforo do solo por espectroscopia de ³¹ P-RMN	15
3.2. Pedogênese e o ciclo do fósforo de solos temperados: uma relação através de modelos estruturais.....	53
3.3. Compreensão integrada das estratégias das plantas para a aquisição de fósforo em solos da floresta amazônica através de redes causais.....	81
4 RESUMO E CONCLUSÕES	125
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	128

RESUMO

SILVA, Erika Caitano; D.Sc.; Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Abril, 2021; MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS NO CICLO DO FÓSFORO NO SOLO E ESTRATÉGIAS DE AQUISIÇÃO EM SOLOS DE DIFERENTES PEDOGÊNESES; Orientador: Antônio Carlos Gama Rodrigues. Co-orientador: Marcus Vinícius da Silva Sales.

O objetivo do estudo foi desenvolver modelos hipotéticos, através da modelagem de equações estruturais (MEE) com variáveis latentes, que expliquem o ciclo do P no solo e auxiliem nas investigações sobre o elemento. O trabalho foi dividido em três artigos, cada um com um foco em diferentes fatores que influenciam o ciclo do P no solo. No primeiro artigo foram demonstradas a determinação e a natureza química das diferentes espécies de P em ambientes tropicais e temperados com diferentes manejos, obtidas por ^{31}P RMN. Os modelos de caminhos direcionados demonstraram que no solo, a acumulação, a distribuição e a interconexão entre as variáveis *ortho*-P, pirofosfato, DNA e P-monoéster, em climas tropicais, e as variáveis P-Olsen, *ortho*-P, P-monoéster e P-biomassa microbiana, em climas temperados, são as responsáveis pela disponibilidade de P. As principais relações dos modelos estruturais revelaram que a função fonte ou dreno das espécies de P sobre o *pool* de P disponível possui influência em diferentes condições ambientais. A caracterização do *pool* propriedade do solo é feita pelos atributos P total, N total, C orgânico, Al_{ox} , Fe_{ox} , Argila e pH. Com os dados do segundo artigo foi possível analisar a influência dos fatores edafoclimáticos na caracterização das espécies de P (^{31}P -RMN) no solo. O modelo

estrutural revelou que durante a pedogênese, o *pool* propriedade do solo atua para o aumento da disponibilidade de P no solo. O *pool* clima contribui para a redução da disponibilidade de P no solo. O *pool* intemperismo (Modelo A) e o *pool* material de origem (Modelo B) auxiliam no aumento do P disponível no sistema. A fraca dependência da relação entre os *pools* P_o e P_i demonstrou a assimilação de possíveis variáveis que podem estar influenciando nessa relação como, por exemplo, a microbiota do solo. A MEE conseguiu demonstrar o complexo ciclo biogeoquímico do P, e que as relações dos fatores edafoclimáticos possuem forte influência na disponibilidade das espécies de P ao longo da pedogênese. Através dos dados do 3º artigo foi possível a visualização holística das estratégias das plantas para a absorção do P em solos da Floresta Amazônica, que são caracterizados com déficit do elemento. Os modelos revelaram que as estratégias para a absorção de P nesses solos são voltadas para a absorção do P_o , sendo a principal fonte de P no ecossistema florestal. O *pool* Absorção Biótica (MA) e o *pool* Absorção Fisiológica (APase) estão interligados pelo *pool* Morfologia da Raiz e possuem correlação inversa, ou seja, a planta não investe em todas as estratégias simultaneamente. Houve uma forte influência do *pool* P_o sobre as variáveis MA e APase, assim, é importante mais investigações para entender como funcionam as estratégias de absorção de P_o no ecossistema solo-rizosfera da Floresta Amazônica, como a construção de novos modelos com adição de novas variáveis, como a atividade microbiana. O trabalho demonstrou que a MEE pode ser uma importante ferramenta para a compreensão de ciclos biogeoquímicos complexos, melhorando o entendimento de ecossistemas naturais e o desenvolvimento de técnicas de manejo mais sustentáveis.

Palavras chave: modelos estruturais, ciclo do P no solo, disponibilidade de P.

ABSTRACT

SILVA, Erika Caitano; D.Sc.; Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; April, 2021; STRUCTURAL EQUATIONS MODELING IN THE SOIL PHOSPHORUS CYCLE AND ACQUISITION STRATEGIES IN SOILS OF DIFFERENT PEDOGENESIS; Advisor: Antônio Carlos Gama Rodrigues. Co-advisor: Marcus Vinícius da Silva Sales.

The objective of the study was to develop hypothetical models, through the modeling of structural equations (SEM) with latent variables, which explain the P cycle in the soil and assist in investigations about the element. The work was divided into three articles, each with a focus on different factors that influence the soil P cycle. In the first article, the determination and the chemical nature of the different species of P in tropical and temperate environments with different managements, obtained by ^{31}P NMR, were demonstrated. The directed path models demonstrated that in the soil, the accumulation, distribution and interconnection between the variables ortho-P, pyrophosphate, DNA and P-monoester, in tropical climates, and the variables P-Olsen, ortho-P, P- monoester and microbial P-biomass, in temperate climates, are responsible for the availability of P. The main relationships of the structural models revealed that the source or drain function of the P species over the available P pool has influence in different environmental conditions. The characterization of the soil property pool is made by the attributes P total, N total, organic C, Alox, Feox, Clay and pH. With data from the second article, it was possible to analyze the influence of edaphoclimatic factors on the characterization of P species (^{31}P -NMR) in the soil. The structural model revealed that during

pedogenesis, the soil property pool acts to increase the availability of P in the soil. The climate pool contributes to the reduction of P availability in the soil. The weathering pool (Model A) and the source material pool (Model B) help to increase the available P in the system. The weak dependence on the relationship between the P_o and P_i pools demonstrated the assimilation of possible variables that may be influencing this relationship, such as, for example, the soil microbiota. SEM was able to demonstrate the complex biogeochemical cycle of P, and that the relationships of edaphoclimatic factors have a strong influence on the availability of P species throughout pedogenesis. Through data from the 3rd article, it was possible to view the holistic strategies of plants for the absorption of P in soils in the Amazon Forest, which are characterized by deficit of the element. The models revealed that the strategies for the absorption of P in these soils are focused on the absorption of P_o , being the main source of P in the forest ecosystem. The Biotic Absorption pool (MA) and the Physiological Absorption pool (APase) are interconnected by the Root Morphology pool and have an inverse correlation, that is, the plant does not invest in all strategies simultaneously. There was a strong influence of the P_o pool on the MA and APase variables, so further investigations are important to understand how P_o absorption strategies work in the Amazon rainforest's soil-rhizosphere ecosystem, such as the construction of new models with the addition of new variables, such as microbial activity. The work demonstrated that SEM can be an important tool for the understanding of complex biogeochemical cycles, improving the understanding of natural ecosystems and the development of more sustainable management techniques.

Keywords: structural models, soil P cycle, availability of P.

1 INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um dos elementos essenciais para a sobrevivência das plantas, dessa forma, é insubstituível para a produção alimentar. Constituem alguns componentes estruturais das células, como os fosfolipídios e os lipoteicóicos nas membranas e os grupamentos fosfóricos (fosfatos) presentes nos ácidos nucleicos que atuam na reprodução celular (DNA) e na expressão gênica (RNA). O elemento também participa de vários processos metabólicos, como na transferência de energia na forma de adenosina trifosfato (ATP), na síntese de elétrons (e^-), na fotossíntese e na respiração simbiótica (Mulen, 2005; Cade-Menun, 2017).

Seu suprimento para os vegetais ocorre basicamente através da absorção das raízes, causando uma dependência do fornecimento desse substrato na solução do solo. Na natureza, o fósforo é encontrado nas rochas da crosta terrestre, tendo em média um teor de 1000 mg. kg^{-1} e nos solos um teor médio de 800 mg. kg^{-1} (Essington, 2004; Gatiboni et al., 2013). O P do solo prontamente disponível para os vegetais (P lábil) está presente em baixas concentrações, com níveis abaixo de $1 \mu\text{M}$. Isso se deve ao fato desse macronutriente possuir habilidades em formar compostos de alta energia de ligação com os coloides (Al, Fe e Ca), o que o confere a alta estabilidade na fase sólida. Além disso, o P se difunde lentamente na solução (Costa et al., 2009), principalmente em solos que sofrem com o intemperismo, como por exemplo, os tropicais, sendo o principal fator que limita o seu rendimento (Turner e Engelbrecht, 2011).

Para o P de fato contribuir em uma produção agrícola, são necessárias altas aplicações do elemento na forma de adubos nos solos, pois apenas uma pequena

quantidade é efetivamente disponibilizada para a absorção dos vegetais. A fabricação de fertilizantes fosfatados utiliza-se de matérias primas não renováveis, e seu uso não consciente resultaria no seu esgotamento, não sendo, portanto, sustentável para a agricultura. Alternativamente à adubação química, a preservação e manutenção das frações de P orgânico (P_o) e o P da biomassa microbiana no solo ajudaria na sua disponibilidade para os vegetais, armazenando e liberando o elemento quando os níveis de P mineral (P_i) diminuíssem ao ponto de limitar a produtividade (Zaia et al., 2008).

O gerenciamento do P através de práticas mais sustentáveis ajudaria a mitigar sua crise mundial (Sattari et al., 2012), beneficiando também o ecossistema natural. Em um ambiente onde não possui fertilização, o P_o irá constituir a principal fonte de P lábil para os vegetais (Gama-Rodrigues et al., 2014). Dessa forma, estratégias de manejo para a redução da dependência de fertilizantes fosfatados inorgânicos aumentará a relevância do P_o do solo na nutrição vegetal (George et al., 2017).

Assim, estudos da ciclagem desse nutriente são de extrema importância para se alcançar não apenas o aumento de produtividade das culturas através do melhor aproveitamento do elemento aplicado no solo, mas também a sua sustentabilidade no meio ambiente. Para o melhor entendimento de mecanismos que as plantas possam utilizar para a aquisição de P no solo e o aperfeiçoamento de manejos mais eficientes na utilização do elemento na agricultura, é preciso o uso de técnicas mais avançadas que possibilitem compreender os complexos ciclos biogeoquímicos. A Modelagem de Equações Estruturais (MEE) com variáveis latentes pode fornecer modelos capazes de demonstrar todas as causas e efeitos das diversas relações que ocorrem em um determinado ecossistema, tornando uma ferramenta promissora para as investigações de maior complexidade. O uso da MEE visa o estabelecimento de uma conexão consistente e explícita entre dados empíricos e conceitos teóricos através da utilização de variáveis latentes, que podem ser definidas como variáveis conceituais que se formam e explicam um conjunto de variáveis observadas, mediante conceitos teóricos, tornando o modelo consistente e possibilitando o teste de hipóteses de múltiplas variáveis que operam no sistema (Grace et al., 2010).

Várias pesquisas (Gama-Rodrigues et al., 2014; Sales et al., 2017; Viana et al., 2018; Oliveira et al., 2018) utilizaram essa metodologia como ferramenta para

a compreensão da ciclagem dos elementos no solo, provando ser um método adequado para estudar esses fenômenos naturais. Neste contexto, o objetivo geral deste trabalho foi propor a representação de modelos dos diferentes ciclos do P através da MEE, para a observação das transformações do P no solo e a descoberta de possíveis mecanismos utilizados pelos vegetais em ambientes naturais, como também manejos que sejam adequados para uma melhor eficiência no uso do nutriente, e assim, aprimorar cada vez mais essa técnica nas pesquisas da Ciência do Solo. Para isso o estudo foi dividido em três artigos representando diferentes transformações do P em diferentes ecossistemas, com objetivos distintos: (1) demonstrar a determinação e a natureza química das diferentes espécies de P no solo obtidas através da análise de Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (^{31}P RMN); (2) analisar a influência dos fatores da pedogênese na caracterização das espécies de P (^{31}P -RMN) no solo; (3) fornecer uma visão holística das estratégias das plantas para a absorção do P em solos da Floresta Amazônica.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Disponibilidade e formas de fósforo no solo

Aproximadamente 0,12% da crosta terrestre é constituída por P, e a maior parte dessa porcentagem está distribuída entre sedimentos marinhos, solos terrestres, fosfato inorgânico dissolvido no oceano, e rochas com minerais, como por exemplo, as apatitas que possuem maior proporção (Stevenson e Cole, 1999). Na solução do solo, o P é adquirido principalmente através de suas formas inorgânicas e pelas moléculas de ortofosfato HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- (Pierzynski et al., 2005), porém, por meio da quantificação do P total do sistema, estima-se que mais da metade pode ser encontrado em forma orgânica e por isso são importantes compostos que influenciam direta e indiretamente na biodisponibilidade do elemento para os vegetais (Condrón et al., 2005).

O ortofosfato que foi liberado pelas apatitas com a força das intempéries climáticas, pode ser absorvido pelos vegetais e microrganismos e ocorrer a conversão em formas orgânicas de P através de sua ciclagem (imobilização). O elemento também pode ser incorporado na matéria orgânica dos solos ou até mesmo pode ser precipitado como minerais secundários, em geral com associação ao alumínio (Al), ferro (Fe), magnésio (Mg) e cálcio (Ca) com pouca solubilidade (Stevenson e Cole, 1999).

No entanto, os fosfatos geralmente sofrem uma interação com os constituintes do solo, possuindo uma ligação com alta energia que disponibiliza

uma pequena porção de P total na forma prontamente disponível (P lábil), diminuindo assim, a concentração de P no solo que pode realmente ser utilizado pelos vegetais (Novais e Smyth, 1999).

O P do solo é encontrado em formas inorgânicas (íon fosfato em solução), fosfatos minerais, em formas adsorvidas ou precipitadas com compostos inorgânicos, e também em formas orgânicas, como em compostos orgânicos de P na biomassa microbiana ou o P adsorvido aos resíduos orgânicos e matéria orgânica do solo (ésteres do ácido fosfórico, fosfonatos e anidridos do ácido fosfórico), ilustrado na Figura 1 (Gatiboni et al., 2013).

O elemento pode ser dividido em ciclos biológicos e geoquímicos (Smeck, 1985; Frossard, 2000), e sua disponibilidade no solo é regulada por esses ciclos (Cross e Schlesinger, 1995). Em ecossistemas naturais a disponibilidade de P é crítica, geralmente limitando o desenvolvimento das espécies. Suas formas solúveis são as únicas prontamente disponíveis, porém, são facilmente adsorvidos sobre compostos de Al, Fe e Ca, aumentando suas perdas na solução do solo através de erosão ou escoamento superficial (Araújo e Machado, 2006).

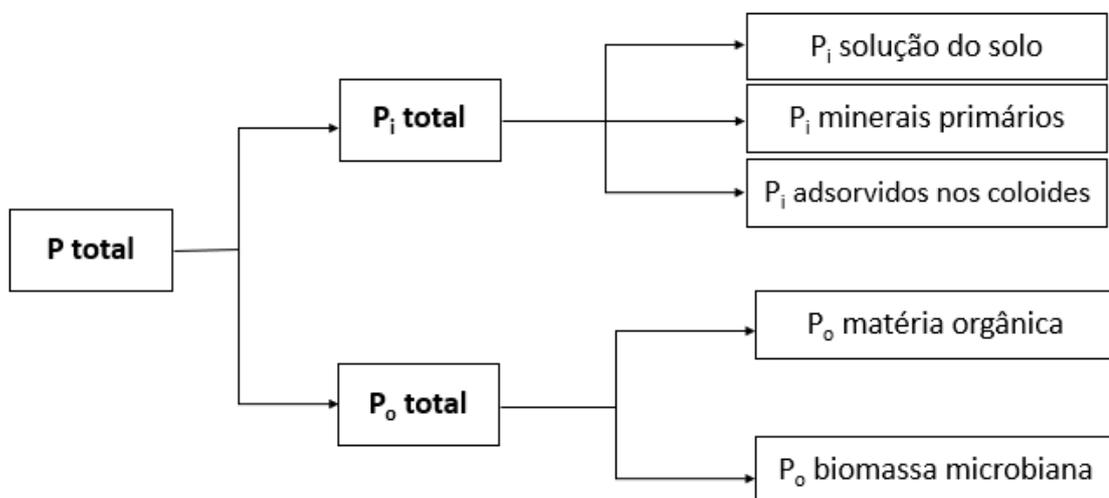


Figura 1. Fracionamento do P total do solo segundo composto que contém fosfato. P: fósforo, P_i : fósforo inorgânico, P_o : fósforo orgânico (Gatiboni et al., 2013).

A utilização de fertilizantes minerais em sistemas agrícolas foi uma saída para a dificuldade da disponibilidade desse nutriente nos solos (McDonald et al., 2011), porém, para que não haja déficit de P no solo, muitas vezes é preciso o uso de fertilizantes em quantidades que ultrapassam a capacidade de consumo, causando assim acúmulos do elemento no solo (Neset et al., 2008; Sattari et al., 2012). Em diferentes solos, o nutriente adicionado como fertilizante se “fixa” através de sorção nas fases minerais e se converte em compostos menos disponíveis,

sendo portanto, necessária a aplicação constante desse insumo para que se consiga garantir que uma pequena porção continue livre para o consumo e desenvolvimento dos vegetais (Fageria et al., 2008; Ramaekers et al., 2010; Richardson et al., 2011). No entanto, o recurso utilizado para a produção de fertilizantes fosfatados químicos, proveniente das rochas, é finito e assim seu uso precisa ser controlado (Stutter et al., 2015).

Além dos altos custos de produção, o uso descontrolado de nutrientes sintéticos no solo pode causar desequilíbrio ambiental. O P acumulado no solo pode ser transferido através do processo de erosão e escoamento para os corpos d'água, diminuindo sua qualidade e aumentando a eutrofização (Withers et al., 2014; Dodd e Sharpley, 2015). Portanto, é fundamental o conhecimento das diferentes formas de P no solo para que um melhor manejo seja implementado na agricultura e, assim, melhorar a eficiência no aproveitamento desse elemento, conservando o ambiente (preservando a qualidade da água e do solo) e obtendo ganhos na produção através de melhorias na eficiência de aquisição de P pelas plantas (Stutter et al., 2015; Fageria et al., 2008; Ramaekers et al., 2010; Richardson et al., 2011).

A quantificação de P no solo depende de métodos que influenciam diretamente nas estimativas de sua disponibilidade. Um dos principais métodos é o método de Hedley de extração sequencial ou fracionamento de P, que permite a caracterização de P_i e P_o obtidas através da solubilidade desses diferentes tipos de P em soluções de extração sequenciais considerando as mudanças de pH e força de extração diferentes (Hedley et al., 1982). Através desse método várias formas de P no solo são extraídas, como o fosfato inorgânico de resina (P_i), que representa um índice de P com maior labilidade, sendo portanto de mais fácil acesso para a absorção das plantas na solução do solo. Também se obtém o bicarbonato P_i e o índice de frações de fosfatos orgânicos de bicarbonato P_o que pode ser liberado através de trocas de ligantes com o íon bicarbonato (Sato e Comerford, 2006). Além da estimativa do hidróxido P_i e P_o , o P_i sônico, o cloridrato (HCl) P_i , e as frações residuais de P, que são formas de índices de P de difícil acesso, pela dificuldade de penetração na solução do solo (Cross e Schlesinger, 1995).

O equilíbrio de um sistema natural está entre as transformações que ocorrem com o P na solução do solo, que são provenientes de reações químicas, como a sorção e dessorção de compostos fosfatados e constantes atuações de organismos

como as plantas, que retiram o P do solo através da absorção, a reposição ocorre através da decomposição e mineralização dos resíduos vegetais que são realizados pela biomassa microbiana, que também participa do processo de imobilização desses compostos (Dalal, 1977; Condrón et al., 2005). Dessa forma, a exploração dos conceitos referentes à essas dinâmicas é a chave para o entendimento dos sistemas naturais e a busca para o melhor manejo.

A biodisponibilidade e o transporte, tanto de frações de P_o como de P_i nos solos, estão relacionados aos seus gradientes (Frossard et al., 2000). Para um equilíbrio da ciclagem do P no solo, é necessário o desenvolvimento de economia desse nutriente, assim, possivelmente haverá aumentos na quantidade de frações de P_o que se reciclam, alterando as formas de P_i e P_o do solo (George et al., 2017). Os compostos de P_o são reconhecidos como importantes componentes da manutenção do suprimento de elemento para dinâmica solo-planta, porém, é preciso um entendimento maior para que esse composto seja melhor aproveitado (Stutter et al., 2012). Existem alguns solos onde, em diferentes espécies, o P_o é a fração dominante, portanto, o conhecimento desse composto é muito importante, uma vez que a adição de uma grande quantidade de fertilizantes de P_i pode se transformar em P_o , podendo possuir uma porcentagem de 30% a 65% do P total do solo (Condrón et al., 2005).

É muito importante a caracterização de espécies de P_o nos solos, pois assim, é possível um melhor entendimento da contribuição dessas formas de P para a aquisição dos vegetais, microrganismos e componentes orgânicos, e todas as transformações envolvidas em sua ciclagem e biodisponibilidade no solo (Cade-Menum, 2017). A ferramenta mais utilizada para a caracterização das espécies de P no solo é a espectroscopia de ressonância magnética nuclear da solução ^{31}P (P-RMN). O agrupamento dessas espécies ocorre através das formas de P_i , classificados como pirofosfato, ortofosfatos e polifosfatos; e das formas de P_o , que são classificadas conforme o número de ligação éster por fosfato. Os monoésteres de ortofosfato possuem apenas uma ligação éster por fosfato, representados pelos fosfatos de açúcar (6-fosfato de glucose), os mononucleotídeos (monofosfato de adenosina), e os fosfatos de inositol, que incluem os fitatos (hexafosfato e mio-inositol e myo-IHP) e seus diversos estereoisômeros (scilo-, d-chiro e neo-IHP) (Turner et al., 2002; Giles e Cade-Menum, 2014). Já os diésteres de ortofosfato, com duas ligações éster por fosfato, são constituídos pelos fosfolipídios, os

lipoteicóicos, o DNA e o RNA. Também existem os anidridos de ortofosfato (ex. ATP) (Condrón et al., 2005).

A importância do P_o no solo ainda precisa ser melhor explorada, principalmente quando se pensa em um sistema com um contínuo de entrada de P no solo e concentrações de carbono (C) (Stutter et al., 2015). Diversos estudos (Gressel et al., 1996; Bradford et al., 2008; Spohn e Kuzyakov, 2013; Kirkby et al., 2013) relacionam a ciclagem de P e C nos solos, pois é a biodisponibilidade de C que lidera os processos do ecossistema, conseqüentemente afetando no sequestro e disponibilidade de P no solo, dependendo de cada espécie de P presente.

2.2. Conseqüências do manejo e das condições do solo na ciclagem do fósforo

As superfícies terrestres globais, destinadas às práticas agrícolas, correspondem cerca de 40% (FAO, 2020). As formas de manejo podem influenciar na dinâmica e conseqüentemente na disponibilidade de nutrientes no solo. O P, por exemplo, pode ser influenciado pelo sistema de cultivo empregado, como o sistema convencional ou de plantio direto, e a maneira como a adubação fosfatada é utilizada, sendo portanto, fatores importantes que influenciará na absorção do elemento pelos vegetais e em seus rendimentos de produção (Nunes et al., 2011).

Em um experimento com 14 anos de cultivo alternado de soja, milho e milheto, observou-se que houve influência da fonte, do modo de aplicação do fertilizante fosfatado, e do sistema de cultivo na distribuição de P extraído do solo. Após esse período, o plantio direto apresentou uma quantidade maior de P extraído através de aplicações de superfosfato triplo a lanço na superfície, em comparação com o sistema convencional, resultando em um aumento de aproximadamente 16% no rendimento de grãos (Nunes et al., 2011). Porém, é extremamente importante se observar a forma de aplicação de fertilizantes fosfatados em solos com sistema de plantio direto, pois se ocorrer de maneira inadequada podem haver aumentos excessivos de P na camada superficial, não corrigindo assim a deficiência de elementos nas camadas mais profundas do solo (Rheinheimer et al., 2008). Nota-se que os valores dos atributos de solo na camada de 0 a 10 cm no sistema de plantio direto são proporcionais aos de 0 a 20 cm nos sistemas convencionais (CQFS-RS/SC, 2004), sendo que abaixo de 10 cm de solo não há predomínio do

sistema radicular das plantas e, portanto, não apresentam restrições químicas para seu desenvolvimento (Rheinheimer et al., 2008).

A eficiência média das culturas no uso do P através da aplicação de insumos fosfatados agrícolas é abaixo de 25% (MacDonald et al., 2011). A maioria desses fertilizantes, sendo o P_2O_5 o mais utilizado, possuem alta solubilidade em água, sendo rapidamente adsorvidos na solução, principalmente de solos tropicais altamente intemperizados, tornando-se indisponíveis para os vegetais (Prochnow et al., 2004). Uma alternativa que pode ser usada são as fontes naturais reativas, que conseguem promover uma solubilização gradual do P na solução do solo (Novais et al., 2007), aumentando a eficiência do produto (Sousa et al., 2008). Com baixas concentrações de fósforo na solução do solo, é possível observar que o coeficiente de difusão desse composto está diretamente relacionado com a umidade do solo, portanto, em solos com estresse hídrico seu movimento se torna ainda mais difícil (Araújo e Machado, 2006).

Dessa forma, os vegetais e outros organismos desenvolveram diversos mecanismos de adaptação para uma melhor eficiência na absorção de P no solo. Esses mecanismos podem ser de caráter morfológico, como maior crescimento de raízes em relação a parte aérea, maior produção de pelos radiculares, além de associação com fungos micorrízicos. Mas também podem haver mecanismos de caráter bioquímico ou fisiológico, como por exemplo a redução do efluxo de P, secreção de ácidos orgânicos ou o aumento da produção de fosfatases e RNases (Rhaghothama, 1999). Os fungos micorrízicos, especialmente os arbusculares, possuem uma eficiente habilidade em estimular o crescimento das plantas, principalmente por estimular a absorção de nutrientes através do aumento da área radicular, sendo portanto, muito bem aproveitados para a absorção de P (Gamper et al., 2004). Em ambientes com maior disponibilidade de frações orgânicas de P, tanto os vegetais quanto os microrganismos, utilizam as enzimas fosfatases para conseguir fazer sua degradação (Kitayama, 2013).

O manejo do solo, bem como as condições ambientais, as suas características mineralógicas e a fertilização adotada, também podem influenciar nas frações orgânicas e inorgânicas de P modificando a atuação de fonte e dreno das frações (Novais e Smith, 1999). A dinâmica do P no solo também pode atuar em fatores ambientais que regulam a atividade de microrganismos, que podem

imobilizar (drenos) ou liberar (fontes) os íons ortofosfatos, além das propriedades fisicoquímicas e mineralógicas do solo (Rheinheimer et al., 2008).

As condições do solo influenciam diretamente na eficiência agrônômica dos fosfatos naturais, pois eles possuem maior substituição isomórfica em sua estrutura sendo mais frágeis e reativos no solo. As plantas absorvem o fosfato através de sua dissolução, portanto, essa eficiência de absorção pode diminuir em solos com altos teores de Ca e pH básico (acima de 5,5), uma vez que a dissolução dos fosfatos não é favorável nessas condições, mesmo motivo ocorre em solo com alta adição de calcário em superfície (Rheinheimer et al., 2008).

Gatiboni et al. (2007) concluíram que mesmo se todas as formas de P atuarem na sua biodisponibilidade para a absorção dos vegetais, a velocidade e a quantidade com que ocorrem, podem ser insuficientes se pensarmos num período mais longo. Assim também, tanto a forma P_i como P_o tem capacidade similar de fornecimento de P para as plantas quando se é aplicado fertilizantes ao solo, já em solos naturais a principal fonte passa a ser o P_o . A maioria do P_i adquirido em solos de pastagens pode ser reciclado na forma de P_o , como por exemplo, através do esterco, armazenando consideráveis formas de P_o (Nash et al., 2014). A substituição parcial de fertilizante mineral por adubo de esterco, pode aumentar a disponibilidade de P em solos cultiváveis, e a longo prazo, pode aumentar as concentrações de P_o (Liu et al., 2020). Porém, essa aplicação de esterco precisa ser controlada para não ocorrer acúmulos excessivos de P no solo, proporcionando possíveis danos ambientais (Liu et al., 2020).

Diversas formas de P no solo pode incrementar a quantidade de P disponível para as plantas, e diferentes manejos e condições do solo influenciam diretamente nessa dinâmica do elemento. Os solos tropicais, que são muito intemperizados, dificultam a disponibilidade de P e, por isso, diversos experimentos que estimam o fracionamento desse nutriente no solo apontam uma quantidade diferente da absorvida pelas plantas, sendo assim um tema complexo que precisa ser mais explorado (Gatiboni, 2013).

2.3. Modelagem de equações estruturais e suas aplicações

Conhecida por outros nomes, como: modelagem de caminhos, análise de caminhos, ou análise de variáveis latentes de equações estruturais, a

modelagem de equações estruturais (MEE) pode ser definida como método estatístico para modelar as relações entre variáveis (Hoyle, 2012). As maiores motivações para utilização da MEE são a possibilidade de representação de conceitos teóricos por meio de variáveis latentes e as investigações de redes complexas de ligações, por meio de interconexões simultâneas das relações que regem os sistemas ecológicos (Grace, 2006; Grace et al., 2010; Grace et al., 2012b).

Essa ferramenta tem como base o controle de sistemas através de redes causais, que podem ter suas hipóteses caracterizadas por meio de diagramas causais e avaliadas de forma empírica (Grace et al., 2014). O teste dessas hipóteses traz uma abordagem mais confirmatória sobre uma determinada teoria estrutural, sendo que muitas vezes essa teoria representa processos “causais” que dão origem às observações com muitas variáveis (Bentler, 1988). Dessa forma, o conhecimento aprofundado sobre o tema a ser estudado é um dos pontos mais importantes para se ter sucesso com a MEE (Kline, 2011). Essa teoria pode ser representada pela Figura 2:

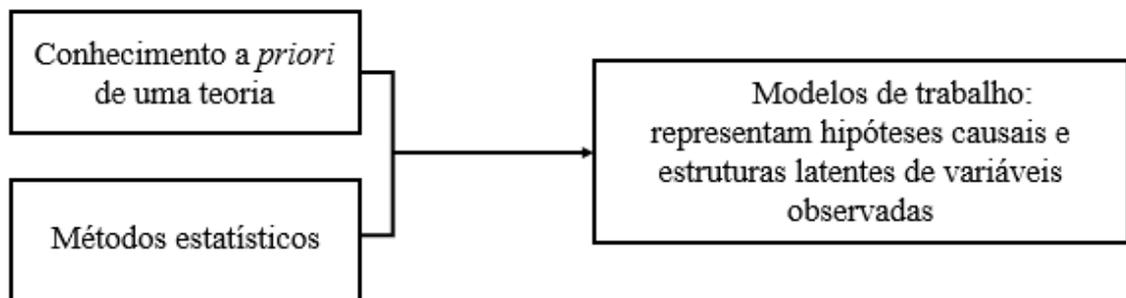


Figura 2: Filosofia da modelagem com equações estruturais (Amorim et al., 2012).

Existem dois aspectos cruciais para o procedimento dessa técnica. O primeiro é se fazer uma análise de regressão para os dados que serão pesquisados, já que os processos causais são representados por uma série de equações estruturais. O segundo é que esses dados matemáticos podem ser representados por figuras ilustrativas, sendo assim mais fácil o entendimento da teoria (Byrne, 2010). Após essas observações pode-se fazer o teste estatístico com o modelo da hipótese através de análise com todas as variáveis simultaneamente, dessa forma, será possível a determinação do ponto de consistência dos dados, em que se o ajuste for adequado significa que as relações entre as variáveis do modelo são plausíveis, porém, se for um ajuste inadequado essas relações são rejeitadas (Byrne, 2010).

É possível a representação das relações entre as variáveis observáveis (mensuráveis) e as não observáveis (latentes), através das equações estruturais lineares ou com transformações (Bollen, 1989). A formação da MEE ocorre por meio de um sistema dessas equações, que pode ser dividido em um modelo estrutural que representa as variáveis latentes, e o modelo de mensuração que representa a análise das relações entre as variáveis latentes e variáveis mensuráveis (Grace, 2006). Cada variável mensurável é conhecida como um indicador de efeito na MEE, pois contribui na formação do construto para a qual possui uma relação (Grace et al., 2012). Para um melhor ajuste dos modelos, esses indicadores recebem variáveis de erro, que podem ocorrer no processo de coleta de dados, diferenciando-a das demais técnicas de modelagens (Hair et al., 2009). Dessa forma, a MEE pode ser entendida como uma série de relações de causa e efeito entre essas variáveis, compondo assim uma hipótese com seus respectivos padrões de dependência estatística, sendo esses relacionamentos descritos através de seus efeitos diretos e indiretos que resultam na construção do modelo (Sales, 2015).

Para alguns autores a MEE é uma extensão da análise de regressão múltipla, pois se na regressão é considerada apenas uma variável dependente, por exemplo X influencia Y, na MEE é possível se ter mais variáveis dependentes, preocupando-se com a ordem dessas variáveis, por exemplo X influencia Y, e Y influencia Z, sendo possível o teste de uma teoria de ordem causal entre um conjunto de variáveis (Klem, 1995). Assim, essa técnica multivariada consegue desenvolver modelos através de teorias pré-determinadas que criam um quadro inicial e, dessa forma, a MEE considera os efeitos diretos, indiretos, e os erros de medição das amostras (Arhonditsis et al., 2006).

Existem alguns programas que realizam a MEE, sendo os mais conhecidos o LISREL (Jöreskog e Sörbom, 1993), o EQS (Bentler, 1989) e o AMOS (Arbuckle, 1997), que possuem em comum a utilização de regressão linear em suas análises, com a finalidade de verificar as relações hipotéticas entre as variáveis. O programa AMOS em especial, cujo a sigla provém do nome em inglês *analysis of moment structures*, ou análise de estruturas de momentos, também conhecida por análise de estruturas de covariância e média, foi desenvolvido na interface do *Microsoft Windows*, como uma extensão do *software* SPSS. Esse programa permite a escolha entre três modos diferentes de especificação do modelo, podendo usar a

abordagem, AMOS Gráficos, que permite trabalhar diretamente a partir de um diagrama de caminho, ou usar as outras abordagens como, AMOS VB.NET e AMOS C#, que permite trabalhos diretamente com afirmações de equações (Byrne, 2010). Com os avanços dessa metodologia foi possível o desenvolvimento de *softwares* estatísticos especializados, além de novos modelos analíticos e tecnologias inovadoras para coletar dados ao longo do tempo (Skrondal e Rabe-Hesketh, 2004).

A MEE é empregada em diversas áreas do conhecimento, porém, nem todos os trabalhos incluem as variáveis latentes que são o diferencial do método. Na área da psicologia, a MEE com variáveis latentes foi utilizada para ilustrar melhor o fenômeno da satisfação de consumidores de uma determinada faixa etária com serviços de hotelaria (Farias e Santos, 2000). Experimentos nas áreas da ecologia e biologia exploraram a dinâmica de espécies como o fitoplâncton e suas relações com os fatores abióticos, as interações biológicas e suas influências na coloração da água de um lago (Arhonditsis et al., 2006), ou um trabalho que fez uma descrição quantitativa entre a dinâmica do fitoplâncton e as variáveis de um ambiente costeiro (Xiao-fu et al., 2016). Também podem ser encontradas pesquisas voltadas para investigações de métodos de MEE para a aplicação em problemas de qualidade da água e testes de hipóteses causais que podem se relacionar com as conduções de cargas totais de P durante um certo período (Ryberg, 2017). Além de demonstrações de teorias da biodiversidade de pastagens utilizando essa técnica (Grace et al., 2010).

Em agroecossistemas, mais especificamente na Ciência do solo, existem estudos que, por exemplo, utilizam a MEE com variáveis latentes, para explorar a influência de distúrbios do solo ou os impactos dos fatores bióticos e abióticos nos mecanismos de agregação de solo (Barto et al., 2010). Moreira (2017) destacou a MEE para modelos ajustados sobre a conversão de uma área florestal em pastagem, concluindo a ocorrência de uma redução de C nos macros e microagregados do solo, entre outras conclusões sobre o assunto. Em estudos de fertilidade do solo, foi utilizado a MEE a nível exploratório, a fim de testar hipóteses de modelos do ciclo do P com dados de fracionamento do P em solos tropicais, segundo o método desenvolvido por Hedley (1982) (Gama-Rodrigues et al., 2014). Seguindo essa linha de pesquisa, Sales et al. (2015) resolveram trabalhar com reespecificações de dois modelos estruturais apresentados por Gama-Rodrigues et

al. (2014), assim, foi possível a análise das relações diretas e indiretas dos *pools* de P no solo e suas influências no *pool* de P disponível em um solo tropical sem fertilização. Também nessa área, a MEE demonstrou os impactos das mudanças de uso da terra nas transformações de P no solo (Viana et al., 2018) e ajudou na compreensão das relações entre os grupos de fauna em um sistema de solo de serrapilheira (Oliveira et al., 2018).

Com a MEE e a elaboração detalhada de um determinado tema, é possível a descoberta de hipóteses que antes não eram compreendidas, tornando-se uma alternativa transformadora para conduzir a ciência (Eisenhauer et al., 2015).

3 TRABALHOS

3.1. MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS COM ESPÉCIES DE FÓSFORO DO SOLO POR ESPECTROSCOPIA DE ^{31}P -RMN

RESUMO

A abordagem de complexos sistemas naturais, possibilitando novas descobertas e discussões sobre um determinado assunto, faz da Modelagem de Equações Estruturais (MEE) uma das técnicas multivariadas dominantes nos trabalhos científicos, estando em constante desenvolvimento. Para se investigar o ciclo do fósforo (P) no solo e descobrir quais variáveis possuem maiores influências em sua disponibilidade, o objetivo do trabalho foi desenvolver um modelo estrutural, utilizando a MEE, para a representação, a determinação e a natureza química das diferentes espécies de P no solo, obtidas através da análise de Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (^{31}P RMN). Foram utilizados dados da literatura de quatro experimentos, sendo dois realizados no Brasil, um experimento realizado no Panamá e um experimento realizado no Reino Unido, obtendo assim, quatro modelos em áreas de diferentes tipos de solo e diferentes condições climáticas. Todos os modelos foram ajustados satisfatoriamente, assim a MEE com variáveis

latentes permitiu validar os conceitos teóricos do *pool* de P e testar os modelos hipotéticos da interdependência entre as espécies de P obtidas por espectroscopia ^{31}P RMN em solução do solo, tanto para ambientes tropicais quanto para temperados com diferentes sistemas de manejos. Os modelos de caminhos direcionados demonstraram que no solo, a acumulação, a distribuição e a interconexão entre as variáveis *ortho*-P, pirofosfato, DNA e Monoéster-P, em climas tropicais, e as variáveis P-Olsen, *ortho*-P, Monoéster-P e P-biomassa microbiana, em climas temperados, são as responsáveis pela disponibilidade de P. Através dos modelos estruturais, foi observado que a função fonte ou dreno de P dos *pools* de P_o e P_i sobre o *pool* de P disponível possui influência em diferentes condições ambientais. A caracterização do *pool* propriedade do solo é feita pelos atributos P total, N total, C orgânico, Al_{ox} , Fe_{ox} , Argila e pH. Esses modelos servirão como base para futuros estudos na área.

Palavras Chave: espécies de P no solo, modelagem de equações estruturais, espectroscopia de ressonância magnética nuclear.

ABSTRACT

MODELING OF STRUCTURAL EQUATIONS WITH SOIL PHOSPHORUS SPECIES BY ^{31}P -NMR SPECTROSCOPY

The approach of complex natural systems, enabling new discoveries and executing on a given subject, makes Structural Equation Modeling (SEM) one of the dominant multivariate techniques in scientific work, carried out in constant development. In order to investigate the phosphorus cycle (P) in the soil and discover which variables have the greatest influence on its availability, the objective of the work was to develop a structural model, using an SEM, for a representation, a determination and the chemical nature of the different species of P in the soil, through the analysis of Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy (^{31}P NMR). Literature data from 4 experiments were used, 2 of which were carried out in Brazil,

1 was carried out in Panama and 1 was carried out in the United Kingdom, thus obtaining 4 models in areas of different types of soil and different climatic conditions. All models were adjusted satisfactorily, so the SEM with latent variables, validate the theoretical concepts of the P pool and test the hypothetical models of interdependence between the appropriate P species by ^{31}P NMR spectroscopy in soil solution, both for tropical and temperate environments with different management systems. The directed path models demonstrated that in the soil, the accumulation, distribution and interconnection between the variables ortho-P, pyrophosphate, DNA and Monoester-P, in tropical climates, and as variables P-Olsen, ortho- P, Monoester-P and P-microbial biomass, in temperate climates are responsible for the availability of P. Through the available models, it was observed that the source or drain function of P from the pools of P_o and P_i over the pool of P available has influence on different environmental conditions. The characterization of the soil property pool is made by the attributes P total, N total, organic C, Alox, Feox, Clay and pH. These models will serve as a basis for future studies in the area.

Key words: P species in the soil, structural equation modeling, nuclear magnetic resonance spectroscopy.

INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um elemento essencial para a manutenção de ecossistemas e sistemas gerenciados (Haygarth et al., 2013). Os estudos sobre a dinâmica do P no solo são prioritários devido às suas reservas limitadas (Elser e Bennett, 2011). Embora a maior labilidade do P na solução do solo seja através do ortofosfato inorgânico (P_i) (Pierzynski et al., 2005), estima-se que 35% a 65% de todo o P presente está na forma orgânica (Condrón et al., 2005), o que demonstra sua importância para a manutenção das transformações e disponibilidade do elemento.

Desenvolver técnicas de manejo que auxiliem as plantas na absorção e utilização de compostos orgânicos e, assim, melhorarem a eficiência no uso do nutriente do solo é fundamental para a sustentabilidade do sistema de produção

(Stutter et al., 2012). Nesse sentido, é necessário estabelecer uma conexão entre a ciclagem de P no solo e a sustentabilidade do manejo na natureza / sistemas manejados por meio do uso combinado de técnicas analíticas e modelagem. Desde 1980, a solução ^{31}P de espectroscopia de ressonância magnética nuclear (^{31}P RMN) tem proporcionado avanços importantes nos estudos sobre a natureza química de compostos de P no solo, especialmente P orgânico (P_o) (McLaren et al., 2019). Os ortofosfatos monoéster (Monoéster-P) e Diéster (Diéster-P) constituem os principais grupos P_o quimicamente funcionais, enquanto o grupo P_i consiste em ortofosfato (orto-P) e pirofosfato (Cade-Menun et al., 2017). Outras formas de P (fosfonatos, polifosfatos inorgânicos e / ou orgânicos) podem ser determinadas por ^{31}P RMN, mas depende das condições ambientais e geralmente é baixo no solo.

Associar as relações entre as variáveis ambientais, a ciclagem do P e suas influências na disponibilidade de P no solo é a chave para o desenvolvimento de estudos que visem descobrir mecanismos mais eficientes de absorção de P pela planta. A utilização de ferramentas estatísticas avançadas que promovam um maior entendimento sobre o funcionamento de sistemas de interações ecológicas complexas é essencial, do ponto de vista da relação solo-planta (Eisenhauer et al., 2015), para que diferentes interconexões possam ser estabelecidas. Nesse sentido, a Modelagem de Equações Estruturais (MEE) desempenha esse papel de forma promissora, sendo cada vez mais utilizada em testes multivariados confirmatórios ou na exploração de possíveis hipóteses alternativas em sistemas naturais (Grace et al., 2010). A possibilidade de execução de testes confirmatórios e de hipóteses multivariadas permite a MEE ir além da natureza descritiva de uma abordagem de primeira geração para uma abordagem inferencial mais avançada (Grace, 2006). A partição dos efeitos diretos e indiretos, diferenciando os múltiplos caminhos pelos quais uma variável pode induzir a outra, permite-nos destacar novos meios que não eram conhecidos, e pode instigar pesquisas futuras (Eisenhauer et al., 2015).

A possibilidade de execução de testes confirmatórios e testes de hipóteses multivariadas, permite a MEE ultrapassar a natureza descritiva de uma abordagem de primeira geração (Grace, 2006) para uma abordagem inferencial mais avançada. As demonstrações das fragmentações dos efeitos diretos e indiretos, diferenciando os múltiplos caminhos pelos quais um indivíduo pode induzir outro, nos permite evidenciar novos meios que antes não eram conhecidos, podendo instigar futuras pesquisas (Eisenhauer et al., 2015). Esse grau de conhecimento não é possível

executando apenas a análise estatística clássica, o que a difere de outras técnicas de análise de mesma categoria como regressão múltipla e análise fatorial. A avaliação simultânea de relações de dependências múltiplas e inter-relacionadas em um único modelo é permitida por meio do uso de testes de teorias com múltiplas equações incluindo variáveis conceituais (latentes) em sua análise (Hair et al., 2009). Dessa forma, um dos pontos mais importantes para o sucesso da MEE é ter um profundo conhecimento sobre o tema a ser estudado (Kline, 2011), pois deste modo, é possível modelar e explicar as relações entre as diferentes variáveis disponíveis nas análises, sejam elas com variáveis medidas ou variáveis latentes (Matsueda, 2012).

É importante destacar que as variáveis latentes ou construtos são variáveis não observáveis construídas por meio de conceitos e, portanto, são medidas indiretamente por meio das relações que ocorrem entre elas e suas respectivas variáveis mensuráveis. Os principais benefícios de adicionar as variáveis latentes ao modelo são: melhorar a representação dos conceitos teóricos e melhorar a estimativa estatística de seus parâmetros corrigindo erros de medição durante o processo de estimação do modelo. Por outro lado, a maioria dos estudos com ^{31}P RMN (ou seja, Zhang et al., 2012; Giles et al., 2014; Jarosch et al., 2015) apresentou seus resultados estatísticos como limitados apenas ao uso de estatísticas descritivas com base em teorias, e muitas vezes apenas com base no coeficiente de correlação de Pearson (por exemplo) que mede o grau de associação entre duas variáveis lineares e indica a intensidade dessa relação; no entanto, esta ferramenta estatística não permite concluir sobre uma relação de causa e efeito entre as variáveis envolvidas.

Estudos anteriores realizados por nosso grupo de pesquisa usaram a MEE para melhorar a compreensão sobre as transformações do ciclo P por meio de dados obtidos dos métodos de extração sequencial de Hedley (Gama-Rodrigues et al., 2014; Sales et al., 2015) e Bowman (Sales et al., 2017) para estabelecer relações de causa e efeito em solos tropicais altamente intemperizados com entrada ou ausência completa de fertilização com fósforo inorgânico. Os estudos mostraram o potencial do MEE com variáveis latentes na compreensão da ciclagem de P, analisando simultaneamente as relações diretas e indiretas dos *pools* de P (orgânico, inorgânico e ocluído) e suas influências no *pool* de P disponível em solos tropicais de diferentes pedogênese. No mesmo sentido de trabalhos anteriores,

Deiss et al. (2018) desenvolveram um estudo usando a MEE com dados de compostos de P do solo determinados por ^{31}P RMN; entretanto, apesar do trabalho ter demonstrado a influência dos fatores edáficos e climáticos na regulação dos principais processos ecológicos que determinam a composição do P no solo, eles não demonstraram as relações entre P_o e P_i , uma vez que tais relações ocorrem naturalmente. Além disso, destaca-se que Deiss et al. (2018) trabalharam com uma única variável latente e categórica, o que não simplificou a representação de conceitos teóricos ou o acréscimo de possíveis relações no sistema.

Portanto, o desenvolvimento de modelos estruturais pode auxiliar no entendimento de quais *pools* envolvidos nas transformações de P em um determinado sistema, têm maior influência na manutenção do *pool* de P prontamente disponível para absorção pela planta. Essas observações possibilitarão o uso de um manejo mais direcionado, o que poderá fornecer fontes mais eficientes de P para a manutenção da produção, além de permitir a descoberta de fontes do elemento que auxiliam na sobrevivência dos sistemas naturais, o que seria improvável com o uso apenas de uma estatística convencional. Assim, nosso estudo teve como objetivo utilizar o método da MEE com variáveis latentes para testar modelos hipotéticos do ciclo P em quatro diferentes estudos de caso. Os objetivos específicos foram: (i) validar o conceito teórico de P *pools* (variáveis latentes) usando os indicadores dos compostos P determinados por ^{31}P RMN como variáveis mensuráveis; (ii) estimar os processos de transformação entre os compostos P; e (iii) testar a hipótese de dependência entre os reservatórios de P e os reservatórios de atributos químicos e físicos do solo. Para isso, um modelo de caminhos direcionados das inter-relações entre os compostos P foi formulado para estimar a dependência do orto-P em relação ao pirofosfato, P-Monoéster e DNA (Figura 1) e, assim, testar as transformações do P no solo. Um modelo estrutural foi posteriormente desenvolvido com quatro variáveis latentes (por exemplo, três *pools* de P e um *pool* de atributos do solo), em que o conceito teórico proposto foi de que o *pool* de P disponível é controlado pelos *pools* P_o e P_i , e o ciclo P e a estabilidade dos compostos de P no solo são reguladas pelo conjunto de atributos do solo (Figura 2).

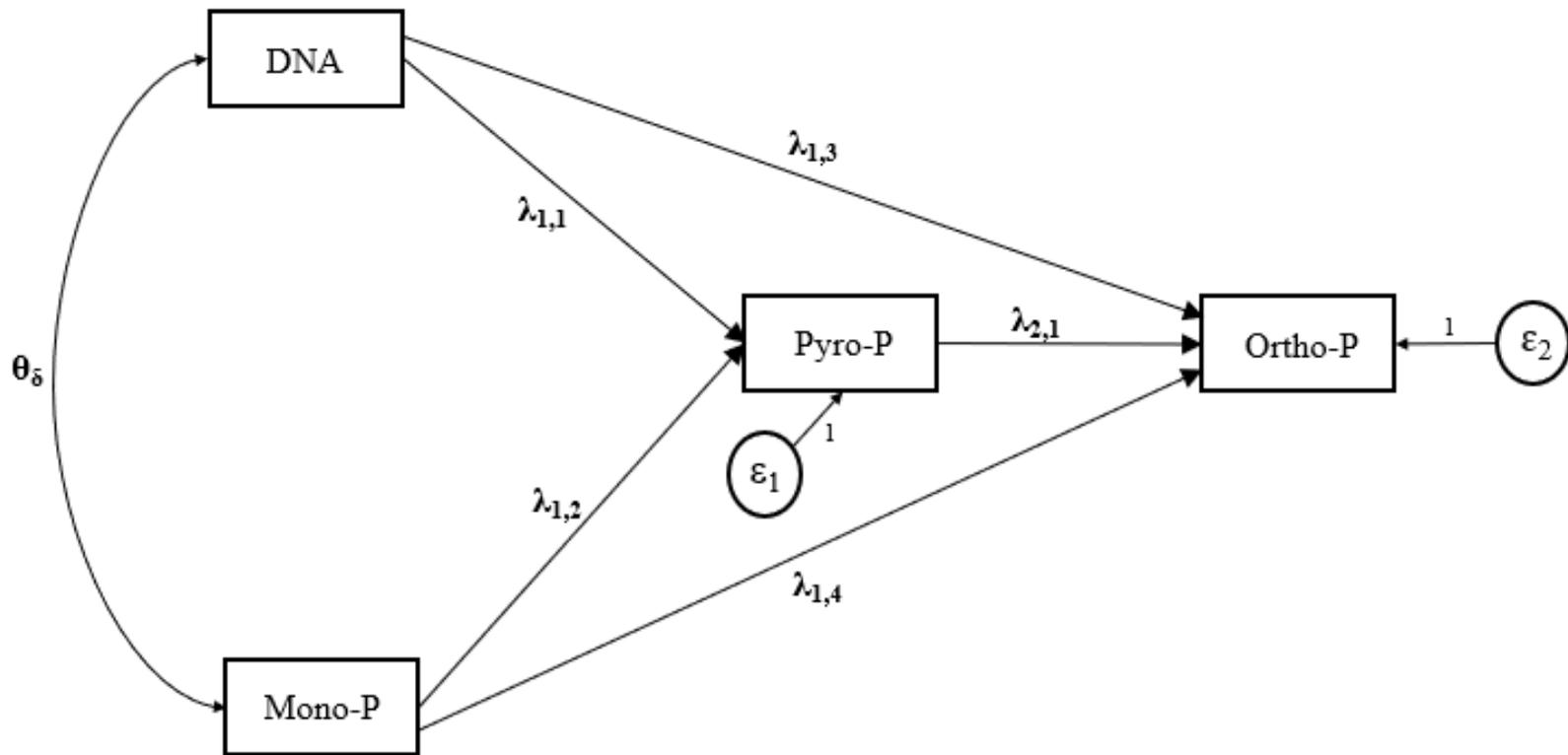


Figura 1. Modelo 1: Modelo teórico de mensuração, diagrama de caminhos para espécies de P do solo. Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de causas e efeitos. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (λ) e covariação (θ). Os valores das variáveis de erro (ε_1 - ε_2) são padronizados.

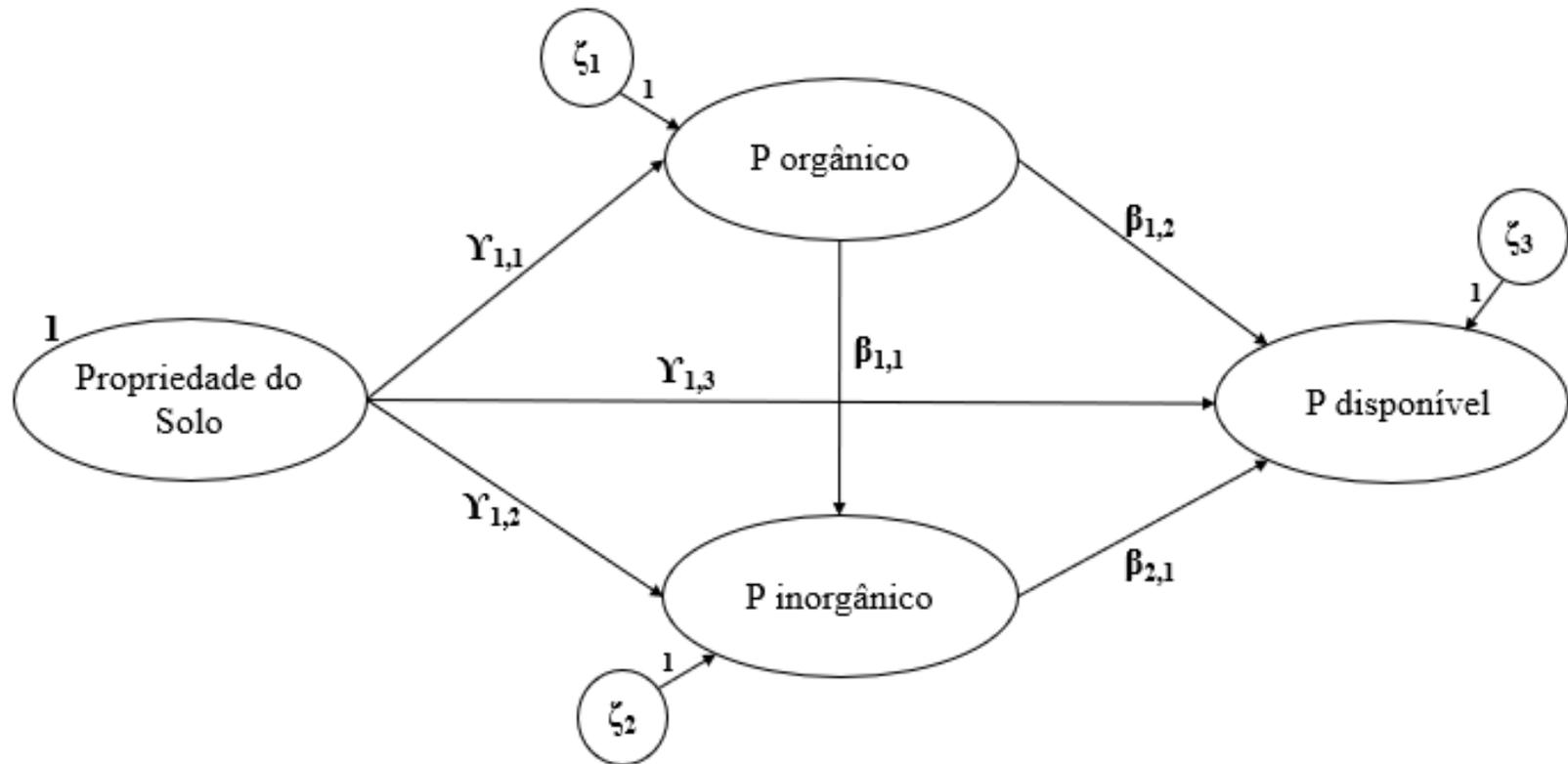


Figura 2. Modelo 2: Modelo teórico estrutural das relações entre as espécies de P, sua disponibilidade e propriedades do solo, com as variáveis das espécies de P do solo extraídas por Ressonância Magnética Nuclear ^{31}P (RMN ^{31}P) em extratos NaOH- Na_2EDTA . Variáveis latentes são representadas em círculos ou elipses. Os valores referem-se aos parâmetros estimados padronizados ($P < 0,001$), sendo as cargas fatoriais γ e β entre exógenas e endógenas; ζ são as variações de erro das variáveis latentes endógenas.

MATERIAL E MÉTODOS

Banco de dados

Os dados de P do solo foram coletados de quatro estudos de caso (locais), escolhidos por usar o método de espectroscopia de ressonância magnética nuclear ^{31}P (^{31}P RMN) e fornecer alguns atributos do solo (Tabela 1). Os compostos de P usados foram ortofosfato (orto-P), pirofosfato, Diéster-P (isto é, DNA) e a região do espectro do Monoéster-P. Dados da Resina- P_i (P disponível na solução do solo) em solos tropicais, e P-Olsen e P da biomassa microbiana de solos temperados foram usados para compor o ciclo do P. Os atributos do solo usados com o ciclo de P foram pH, teor de argila, P total, N (N) total, C orgânico (C), óxidos de Fe (Fe_{ox}) e óxidos de Al (Al_{ox}). As variáveis encontradas em cada local (1-4) são mostradas na Tabela 2.

Modelagem de Equações Estruturais

No modelo estrutural hipotético, assumimos que os *pools* funcionais de P (variáveis latentes) derivados dos compostos de P (^{31}P RMN) são categorizados em função do seu grau de disponibilidade para as plantas: P-monoéster e DNA foram as variáveis indicadoras do *pool* de P orgânico (P_o lábil, moderadamente lábil e estável), *ortho*-P e pirofosfato foram as variáveis indicadoras do *pool* de P inorgânico (P_i lábil, moderadamente lábil e estável). Além de P-Resina/P-Olsen como a variável indicadora do *pool* de P disponível, e P da biomassa microbiana como a variável indicadora do *pool* ativo de P_o . O *pool* de propriedades dos solos teve como variáveis indicadoras argila, pH, C, N, P total, Fe_{ox} e Al_{ox} .

Para a confirmação dos construtos (latentes) foi calculada a Variância Extraída (VE) e a Confiabilidade de Construto (CR), que indica o quanto de uma variância do indicador pode ser explicado pelos respectivos construtos. Assim, a convergência de um construto indica quão bem ele foi desenvolvido (Sales et al., 2017). VE e CR podem ser calculados por meio das seguintes expressões (1) e (2) (Hair et al., 2009):

$$VE = \frac{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2}{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2 + \sum_{i=1}^n \varepsilon_i} \quad (1)$$

$$CR = \frac{(\sum_{i=1}^n \lambda_i)^2}{(\sum_{i=1}^n \lambda_i)^2 + (\sum_{i=1}^n \varepsilon_i)} \quad (2)$$

onde, λ = carga fatorial padronizada; i = número do item; ε = variância de erro aleatório de cada indicador do construto. Para VE valores $\geq 0,5$ indicam uma convergência adequada; e para CR valores $\geq 0,7$ sugerem um bom valor e valores entre 0,6 e 0,7 são aceitáveis.

As análises de MEE foram realizadas por meio do *software* AMOS, versão 22 (IBM — SPSS Inc., Chicago, IL, EUA). O método de Mínimos Quadrados Generalizados (*GLS*, em inglês) foi usado para estimar os parâmetros dos modelos. Para o ajuste geral, o Qui-quadrado (X^2), os graus de liberdade (*df*) e o nível de probabilidade (P) associados ao modelo foram usados. Devido à sensibilidade do teste de X^2 ao tamanho da amostra, também foram considerados o Índice de Qualidade do Ajuste (*GFI*), Raiz do Erro Quadrático Médio de Aproximação (*RMSEA*) e a razão X^2/df . No teste de X^2 , se a hipótese nula não é rejeitada ($P > 0,05$), há evidências de que o modelo tem um bom ajuste (Sales et al., 2017). Os valores de $GFI \geq 0,95$, $RMSEA \leq 0,10$ e $X^2/df < 3$ sugerem um ajuste apropriado para o modelo (Hair et al., 2009; Byrne, 2009; Iacobucci, 2009). A Relação Crítica ($cr < 5$) foi usada para o teste de normalidade multivariada (Bentler, 2005; Byrne, 2009). Apenas no Local 4 (Solos temperados) foi preciso a transformação dos dados ($\log(x)$) para um melhor ajuste do modelo.

Tabela 1. Estudos de espécies de fósforo no solo por meio da análise de ^{31}P (^{31}P RMN) para solos tropicais e temperados sob diferentes tipos de uso da terra.

Referência	Local	Cobertura	Tipo de Solo	P Fertilização	<i>n</i>	Localização
Aleixo et al., 2019	1	Agroflorestas de cacau Pastagem Floresta nativa	Argissolos amarelos	baixa - -	11	Brasil
Aleixo et al., 2020	2	Leguminosas arbóreas	Argissolos, Latossolos	-	9	
Turner et al., 2011	3	Floresta tropical	Argissolos, Latossolos Cambissolos, Luvissolos	-	19	Panamá
Stutter et al., 2015	4	Grãos, Pinheiros Floresta, Pastagem	Cambissolos, Espodossolos, Gleissolos, Organossolos, Luvissolos	alta	32	RU

Tabela 2. Variáveis latentes e médias das variáveis mensuráveis para cada local (1-4).

Variável		Local			
Latente	Mensurável	1	2	3	4
Atributos do solo	P Total (mg kg ⁻¹)	698	538	491	1174
	pH	4,4	-	5,09	5,4
	C (%)	3,2	2,3	5,2	5,9
	N (%)	-	0,15	0,4	-
	Argila (%)	49	-	44	-
	Fe (g/kg ³)	-	-	-	6562
	Al (g/kg ³)	-	-	-	2261
P _o (mg kg ⁻¹)	P-Mono	42	123	112	248
	DNA	12,6	8,4	12,8	-
P _i (mg kg ⁻¹)	Ortho-P	324	179	86,7	495
	Pyro-P	16,7	29	7,5	-
P disponível (mg kg ⁻¹)	P-Resina	7,3	4,8	-	-
	P-Olsen	-	-	-	49
Biomassa Microbiana (mg kg ⁻¹)	P-Microb	-	-	-	6,5

RESULTADOS

Os modelos hipotéticos testados (Figuras 1 e 2) referentes ao conjunto de todos os locais avaliados não foram ajustados satisfatoriamente (Dados não publicados). Entretanto, de maneira geral, esses modelos apresentaram ajuste satisfatório para cada local avaliado tanto em solos tropicais quanto em solos temperados (Tabelas 3 e 4). Os valores de *VE* e *CR* foram adequados para todos os modelos, indicando assim consistência na representação das latentes (*pools*) através das medidas utilizadas (Hair et al., 2009).

Modelos de caminhos direcionados

Os modelos de caminhos direcionados representaram as inter-relações entre os compostos de P (uma simplificação dos modelos estruturais). A covariância entre *DNA* e P-monoéster (variáveis exógenas) possibilitou a identificação e ajuste dos modelos em todos os Locais tropicais. A variável *ortho-P* foi direta e indiretamente (via pirofosfato) dependente dos compostos de P_o e diretamente do pirofosfato, contudo, a magnitude e o sentido (positivo ou negativo) dessas interrelações variaram de acordo com a especificidade de cada local (Figuras 3-6).

No local 1 (agroflorestas de cacau), a variável *DNA* teve efeitos positivos direto e indireto sobre a variável *ortho-P* ($\beta = 0.22$), no entanto, a variável P-monoéster apresentou ambos os efeitos negativos ($\beta = -0.97$). O efeito geral dos compostos orgânicos (*DNA* + P-monoéster) foi negativo ($\beta = -0.75$). O modelo de direção de caminhos explicou 99% da variância (R^2) do *ortho-P* (Figura 3). Para encontrar uma solução única para o modelo, a relação direta entre a variável pirofosfato e *ortho-P* foi fixada em 1, e o erro ε_2 associado a variável *ortho-P* foi fixado em 10%.

Para o local 2 (leguminosas arbóreas), as variáveis *DNA* e P-monoéster tiveram efeitos positivos direto sobre a variável *ortho-P* e negativos indiretos devido ao efeito negativo do pirofosfato. Mas o efeito geral desses compostos orgânicos foi positivo ($\beta = 1.01$). O modelo explicou 89% da variância (R^2) do *ortho-P* (Figura

4). A relação direta entre as variáveis *DNA* e pirofosfato foi fixada em 1 para se obter uma solução única no modelo e assim ser ajustável.

No local 3 (floresta tropical), a variável *DNA* teve efeitos negativo direto e positivo indireto praticamente nulos sobre a variável *ortho-P* ($\beta = -0.01$), ao contrário da variável P-monoéster que teve ambos os efeitos positivos ($\beta = 1.01$). O efeito geral foi positivo ($\beta = 1.00$), e o modelo explicou 99% da variância (R^2) do *ortho-P* (Figura 5). Para obter o ajuste dos parâmetros foi necessário fixar em 10% a variável de erro ε_1 associada à variável mensurável *ortho-P*.

Para o local 4 (solos temperados), assim como entre P-monoéster e *DNA* para todos os locais tropicais, a covariância entre as variáveis P-monoéster e *P-Microb* (variáveis exógenas) possibilitou a identificação e ajuste do modelo. A variável P-monoéster teve efeito negativo direto e efeito positivo indireto ($\beta = 0.20$) via *ortho-P* sobre *P-Olsen*, enquanto a variável *P-Microb* teve efeito direto praticamente nulo e efeito negativo indireto ($\beta = -0.20$). Assim, o efeito geral de P-monoéster + *P-Microb* foi aparentemente nulo ($\beta = 0.00$). Destaca-se a estreita relação positiva entre *ortho-P* e *P-Olsen*. O modelo explicou 89% da variância (R^2) do *P-Olsen* (Figura 6). Apenas a variável de erro ε_2 associada à *P-Olsen* teve que ser fixada em 0%, e assim gerar solução única e ser observado o melhor ajuste dos parâmetros.

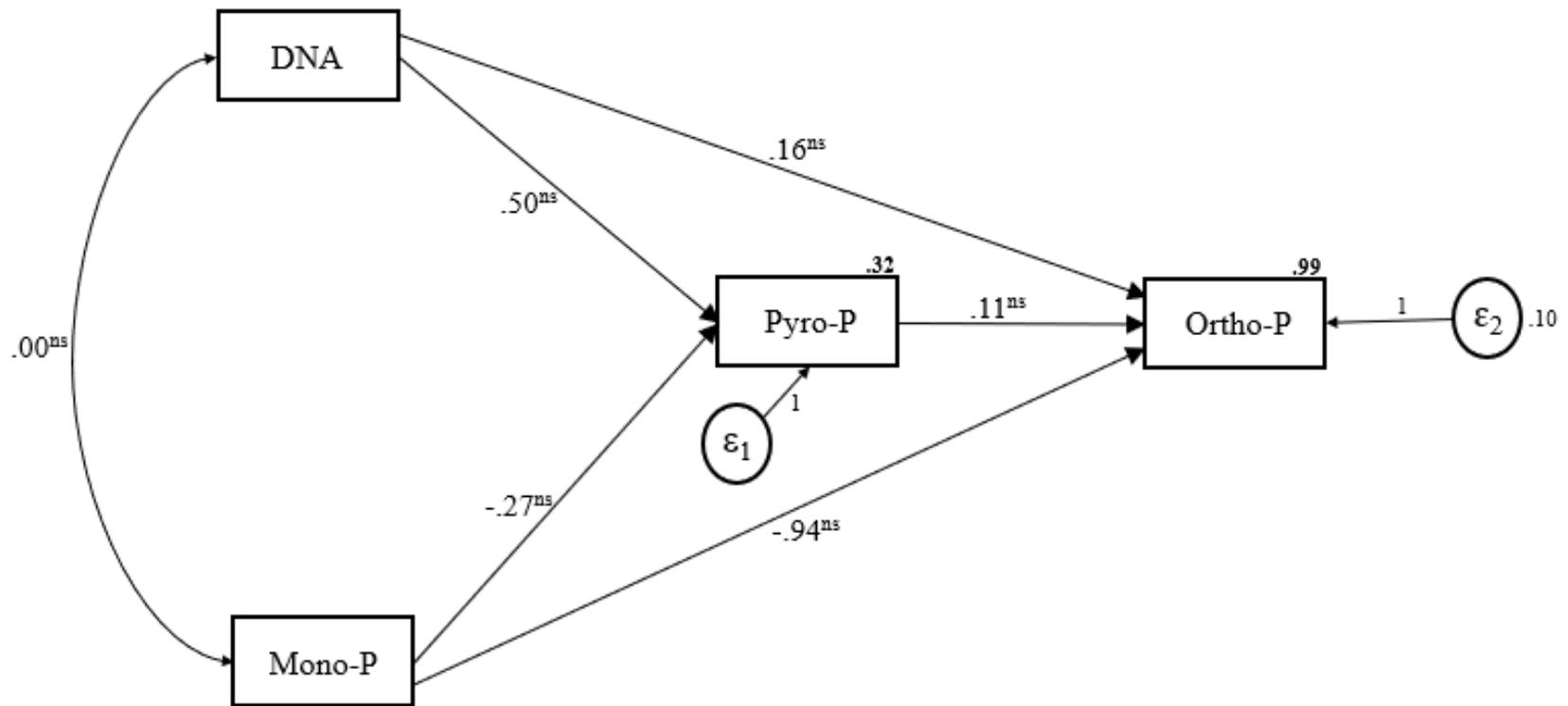


Figura 3. Modelo de mensuração do local 1, diagrama de caminho para espécies de solo P, dados de Aleixo et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de causas e efeitos. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (** $p < 0,001$; * $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (ϵ_1 - ϵ_2) são padronizados. *Modelo $X^2 = 5$, $df = 2$, $P = 0,082$; Parâmetro = 6; $n = 11$.*

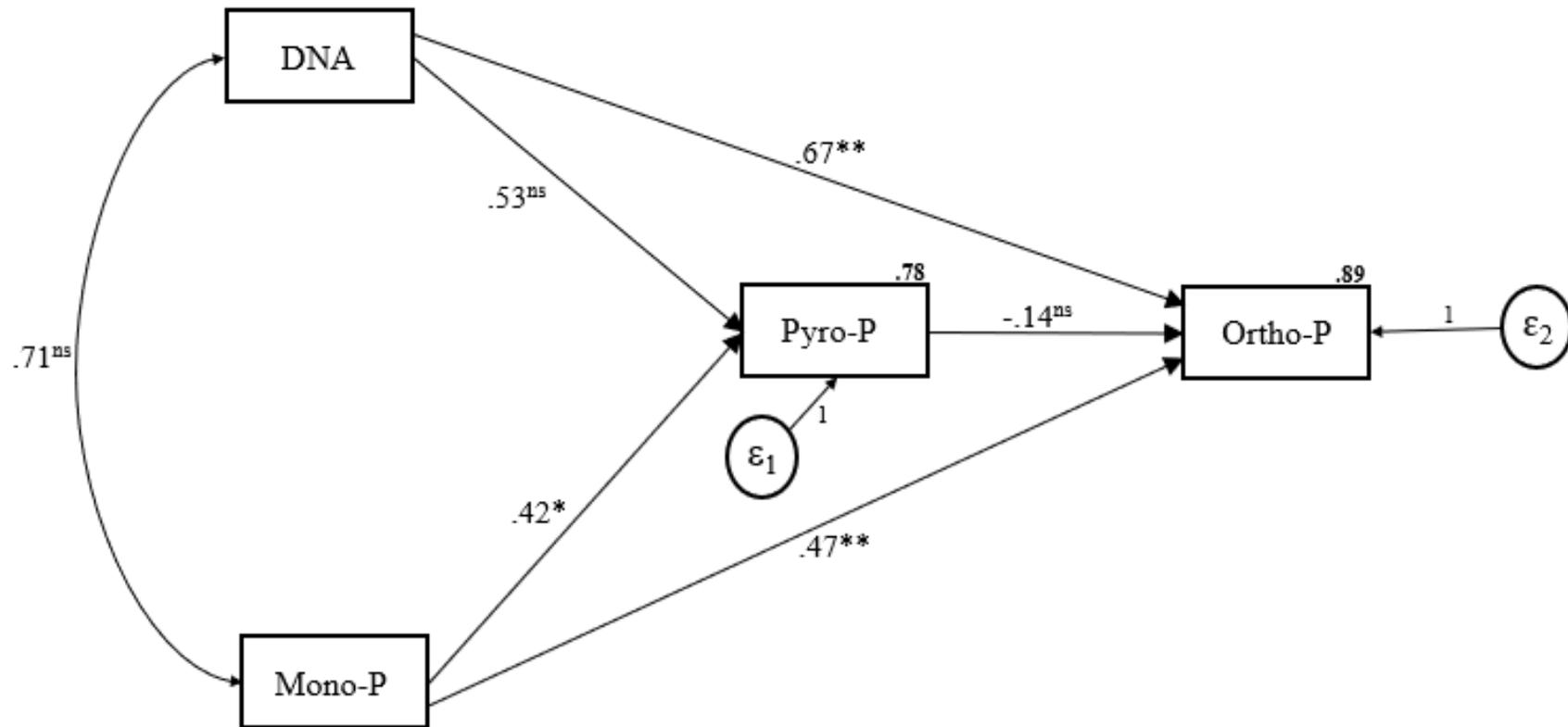


Figura 4. Modelo de mensuração do local 2, diagrama de caminho para espécies de solo P, dados de Aleixo et al. (2020). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de causas e efeitos. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (ϵ_1 - ϵ_2) são padronizados. *Modelo $X^2 = 0,420$, $df = 1$, $P = 0,517$; Parâmetro = 6; $n = 9$.*

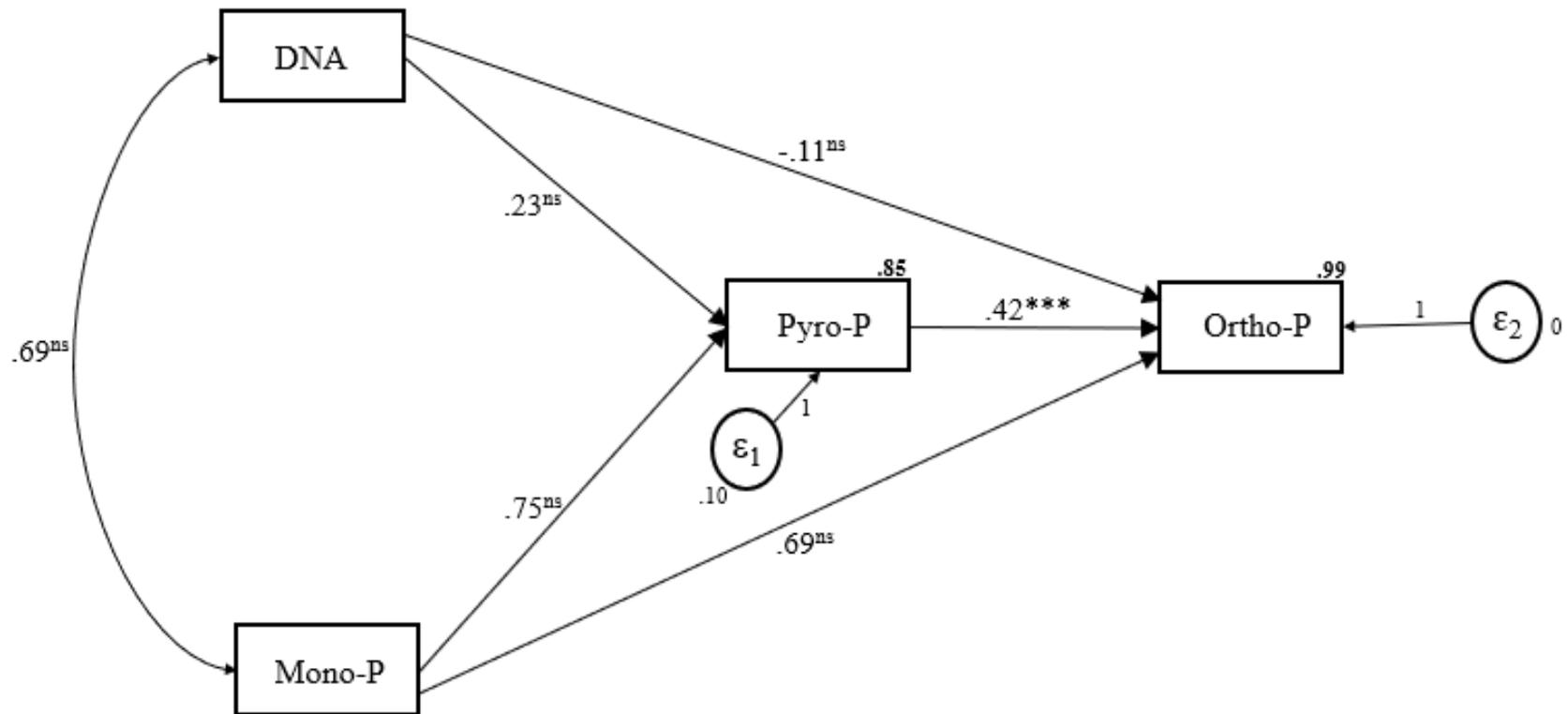


Figura 5. Modelo de mensuração do local 3, diagrama de caminho para espécies de solo P, dados de Turner et al. (2011). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de causas e efeitos. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (ϵ_1 - ϵ_2) são padronizados. *Modelo* $X^2 = 9,0$, $df = 2$, $P = 0,011$; *Parâmetro* = 6; $n = 19$.

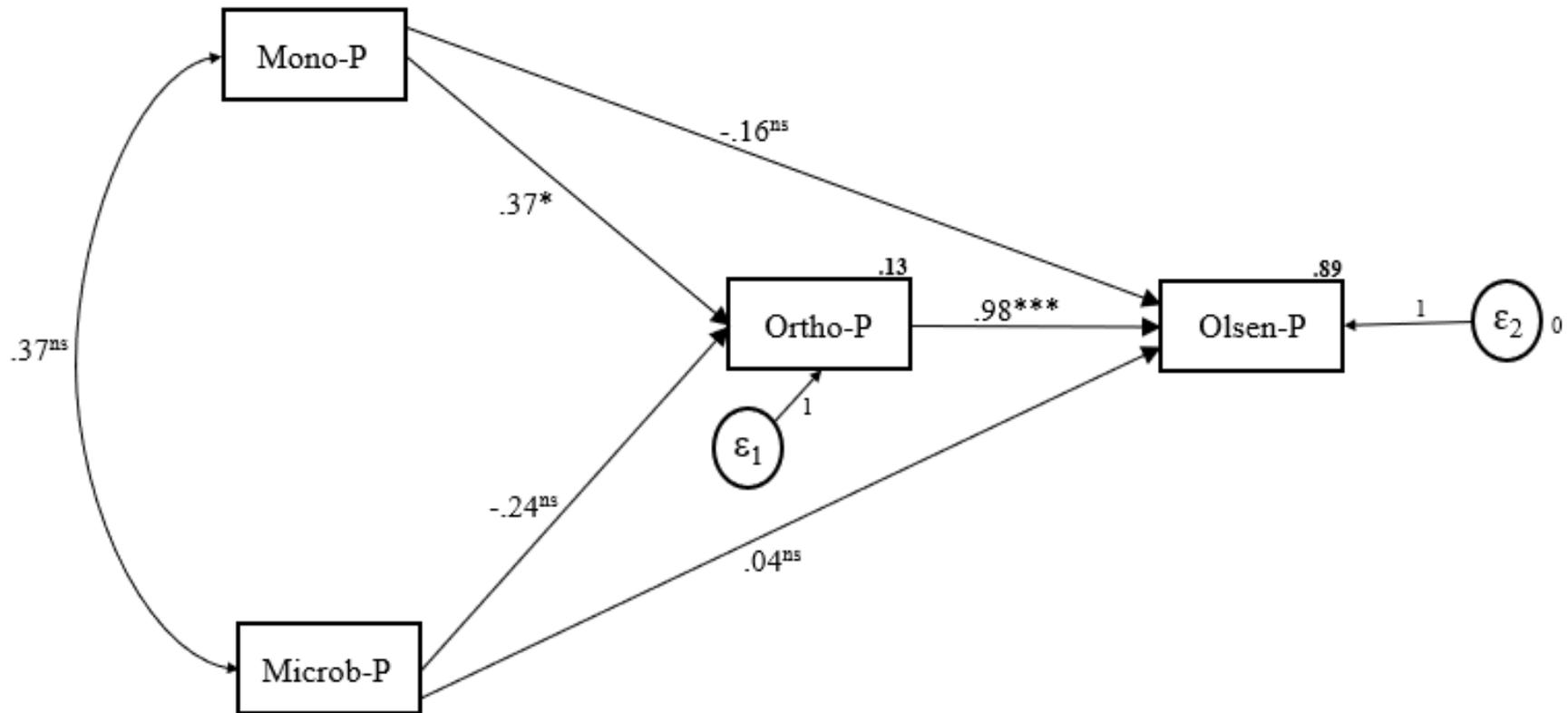


Figura 6. Modelo de mensuração do local 4, diagrama de caminho para espécies de solo P, dados de Stutter et al. (2015). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de causas e efeitos. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (ϵ_1 - ϵ_2) são padronizados. *Modelo* $X^2 = 3,34$, $df = 1$, $P = 0,067$; *Parâmetro* = 6; $n = 32$.

Tabela 3. Índices de ajuste e normalidade multivariada para comparação de modelos de mensuração do ciclo P do solo (1-4).

Modelo	Local	<i>n</i>	Índices de ajuste*					Normalidade Multivariada*	
			X^2	<i>df</i>	P	X^2/df	GFI	RMSEA	<i>cr</i>
Mensurável	1	11	5	2	0.08	2.5	0.75	0.38	0.27
	2	9	0.4	1	0.51	0.42	0.97	<0.001	-0.16
	3	19	9	2	0.01	4.5	0.75	0.44	1.72
	4	32	3.34	1	0.06	3.34	0.94	0.27	1.82

*Padrão: X^2 = menor possível; $df \geq 0$; $P > 0.05$; $X^2/df \leq 5$; $GFI \geq 0.95$; $RMSEA \leq 0.10$; $cr < 5$.

Tabela 4. Índices de ajuste, normalidade multivariada e confiabilidade do construto para comparar modelos estruturais do ciclo P do solo (1-4).

Modelo	Local	n	Índices de ajuste*							Normalidade Multivariada*	Confiabilidade de Construto (%) *					
			X ²	df	P	X ² /df	GFI	RMSEA	cr		P-orgânico		P-inorgânico		Propriedade do Solo	
											VE	CR	VE	CR	VE	CR
Estrutural	1	11	20.47	27	0.81	0.75	0.54	<0.001	0.16	99	99	100	100	76	86	
	2	9	11.42	19	0.90	0.60	0.64	<0.001	0	91	95	84	91	72	88	
	3	19	20.00	19	0.39	1.05	0.72	0.05	0.36	83	91	89	94	94	98	
	4	32	26.25	18	0.09	1.45	0.47	0.12	2.60	-	-	-	-	65	88	

*Padrão: X²= menor possível; df ≥ 0; P > 0.05; X²/df ≤ 5; GFI ≥ 0.95; RMSEA ≤ 0.10; cr < 5; VE ≥ 0.5; CR ≥ 0.7.

Modelos estruturais

Os modelos estruturais hipotéticos com variáveis latentes representando as interconexões entre o ciclo do P e as propriedades do solo em todos os locais tropicais e temperado apresentaram confiabilidade nos construtos e ajuste geral altamente satisfatório (Figuras 7-10, Tabela 4). Os resultados são consistentes com a inferência que o *pool* de P disponível (variável latente endógena) foi diretamente dependente dos *pools* de P_i e P_o (variáveis latentes endógenas) e indiretamente do *pool* de propriedades do solo (variável latente exógena), mas o tipo de relações estruturais e a composição de algumas variáveis mensuráveis, indicadores dos *pools*, foram distintas em cada local avaliado.

Para o local 1 (agroflorestas de cacau), o modelo estrutural foi composto pelos *pools* de P_o (DNA e P-monoéster como variáveis indicadoras); P_i (ortho-P e pirofosfato como variáveis indicadoras); propriedades do solo (Argila, pH, C e total P como variáveis indicadoras); e a fração de Resina-P como variável indicadora no *pool* de P disponível. Não houve relação direta entre os *pools* de P_o e P_i , mas sim através do *pool* das propriedades do solo que agiu como “fator-causa” desses *pools* de P. O *pool* de P disponível foi direta e negativamente dependente dos *pools* de P_o e P_i , assim como o *pool* das propriedades do solo teve efeitos negativos direta e indiretamente via os *pools* de P_o e P_i , causando um efeito geral $\beta = -0.68$. O modelo explicou 61% da variância (R^2) do *pool* de P disponível (Figura 7).

No local 2 (leguminosas arbóreas), houve a necessidade da covariância entre as variâncias de erro das variáveis mensuráveis P-monoéster e ortho-P, respectivamente dos *pools* de P_o e P_i , para se obter a identidade e o ajuste do modelo. O *pool* de propriedades do solo teve como variáveis indicadoras os teores de C orgânico, N total e P total, com efeitos positivos direto e indireto via *pool* de P_o , mas efeito negativo indireto praticamente nulo via *pool* de P_i sobre o *pool* de P disponível. Por sua vez, o *pool* de P_o teve efeitos positivos direto e indireto via *pool* de P_i sobre o *pool* de P disponível. Houve também efeito positivo direto do *pool* de P_i sobre o *pool* de P disponível. O *pool* de P_o afetou positivamente o *pool* de P_i . Assim, o *pool* de propriedades do solo causou um efeito geral $\beta = 0.86$ e o modelo explicou 80% da variância (R^2) do *pool* de P disponível (Figura 8).

Com o local 3 (florestas tropicais), o *pool* de P_i constituiu a variável endógena positivamente dependente dos *pools* de P_o e propriedades do solo, visto que o *pool* de P disponível não compôs a relação estrutural do modelo. Os valores da variável pH em conjunto com os teores de C orgânico, N total e P total compuseram as variáveis indicadoras do *pool* de propriedades do solo, causando um efeito geral $\beta = 0.99$. O modelo explicou 99% da variância (R^2) do *pool* de P_i (Figura 9).

No local 4 (solos temperados), o modelo diferiu dos demais modelos dos locais tropicais no número de *pools* e na sua composição de variáveis indicadoras. O *pool* de P da biomassa microbiana (PBM) compôs a relação estrutural com os demais *pools* de P; P-Olsen foi a variável indicadora do *pool* de P disponível; os de *pools* de P_o e P_i tiveram como variáveis indicadoras, respectivamente, somente P-monoéster e ortho-P; e o *pool* de Propriedade do solo teve como variáveis indicadoras os teores de C orgânico, P total, óxidos de Fe e Al. Os *pools* de P_o e PBM tiveram efeitos direto e indireto muito baixos sobre o *pool* de P disponível em relação ao efeito direto do *pool* de P_i . O *pool* de P disponível foi indiretamente dependente do *pool* de propriedades do solo, causando um efeito geral de $\beta = 0.55$. O modelo explicou 73% da variância (R^2) do *pool* de P disponível (Figura 10).

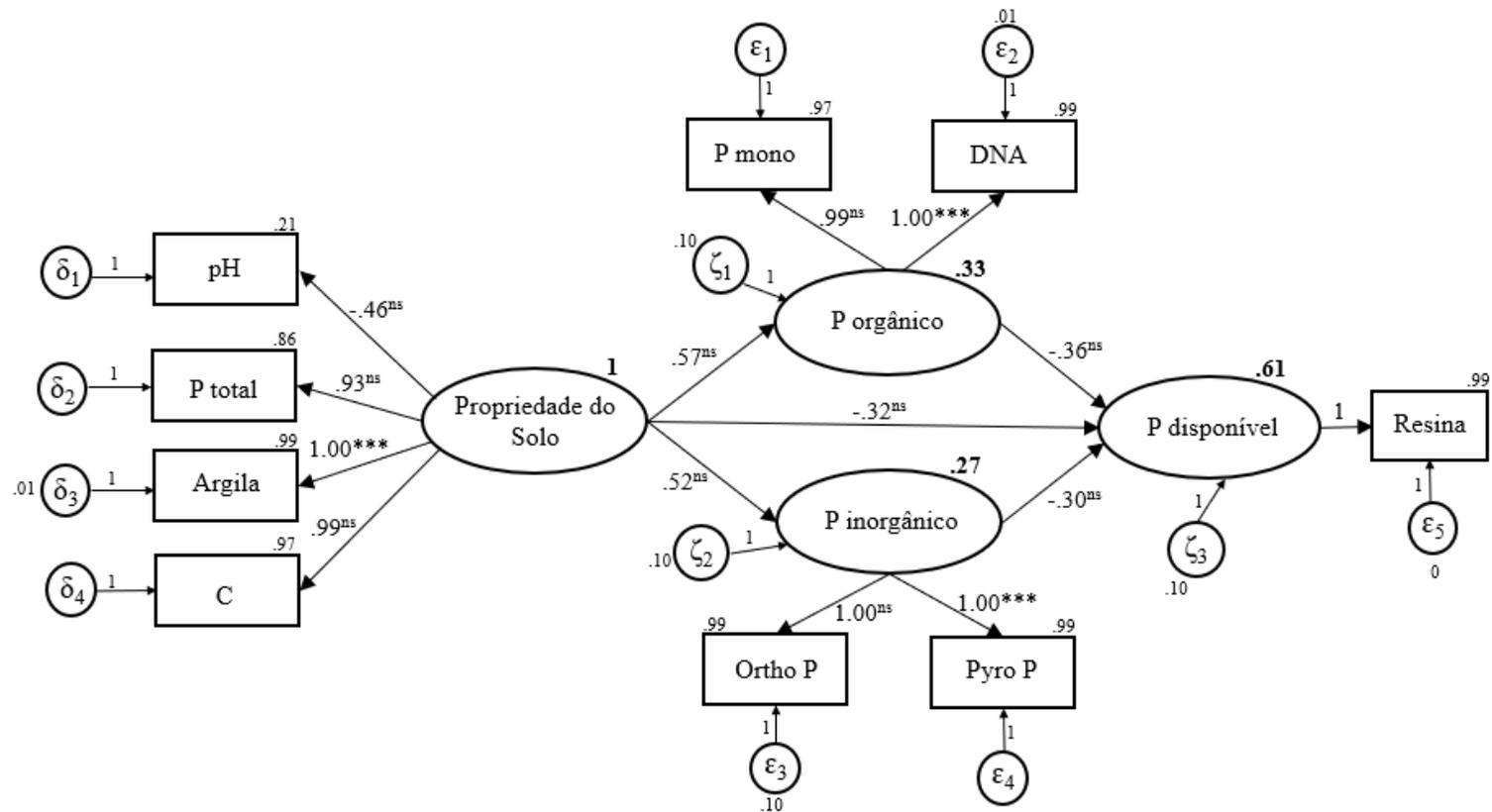


Figura 7. Modelo do local 1, modelo de equação estrutural para as relações entre P, espécies de resina P e propriedades do solo, dados de Aleixo et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns - não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_4 , ϵ_1 - ϵ_5 , ζ_1 - ζ_3) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $X^2 = 20,47$, $df = 27$, $P = 0,810$; Parâmetro = 13; $n = 11$.

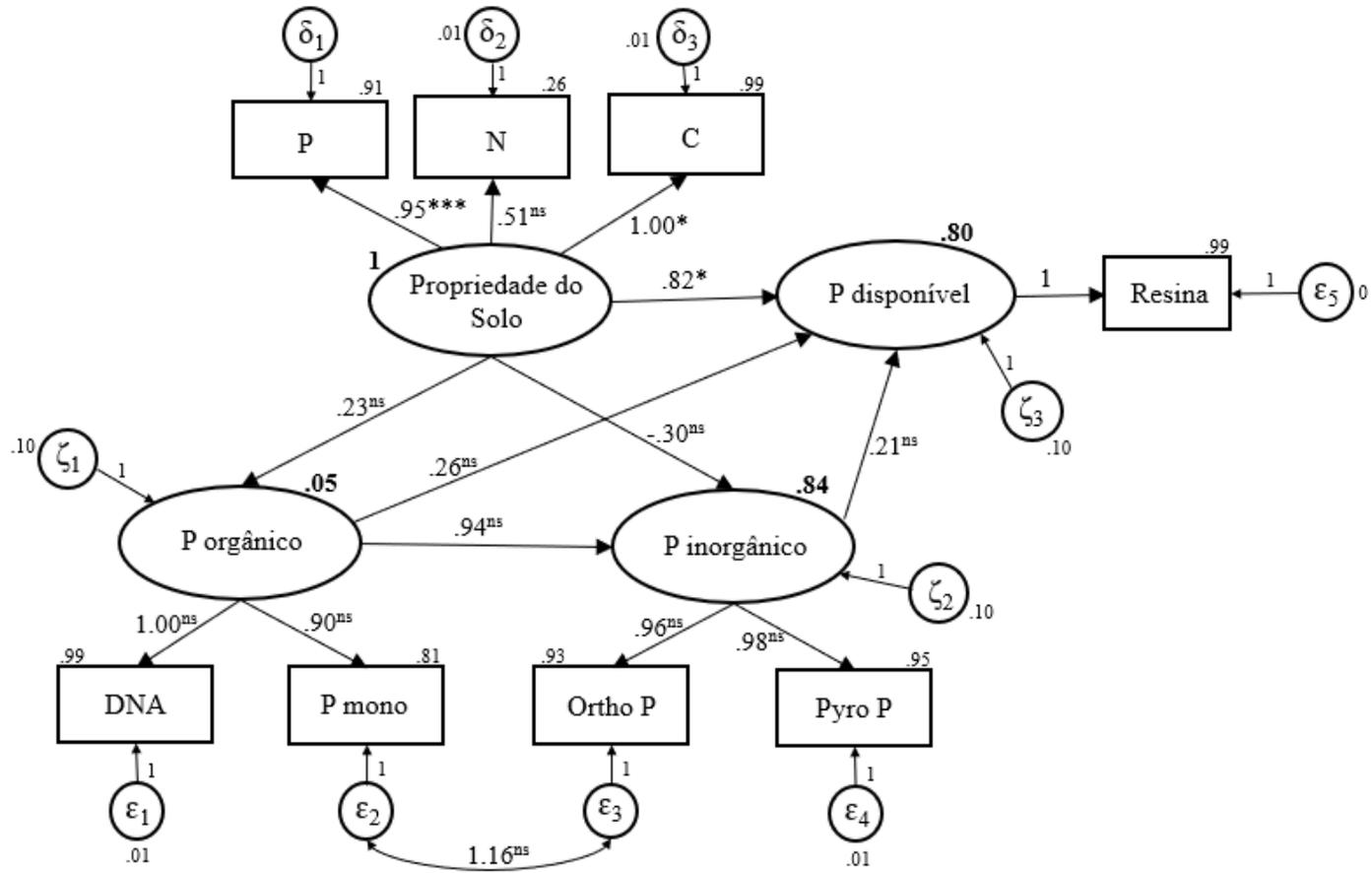


Figura 8. Modelo do local 2, modelo de equação estrutural para as relações entre espécies de P, P disponíveis e propriedades do solo, dados de Aleixo et al. (2020). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns - não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_3 , ϵ_1 - ϵ_5 , ζ_1 - ζ_3) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $\chi^2 = 11,42$, $df = 19$, $P = 0,909$; Parâmetro = 14; $n = 9$.

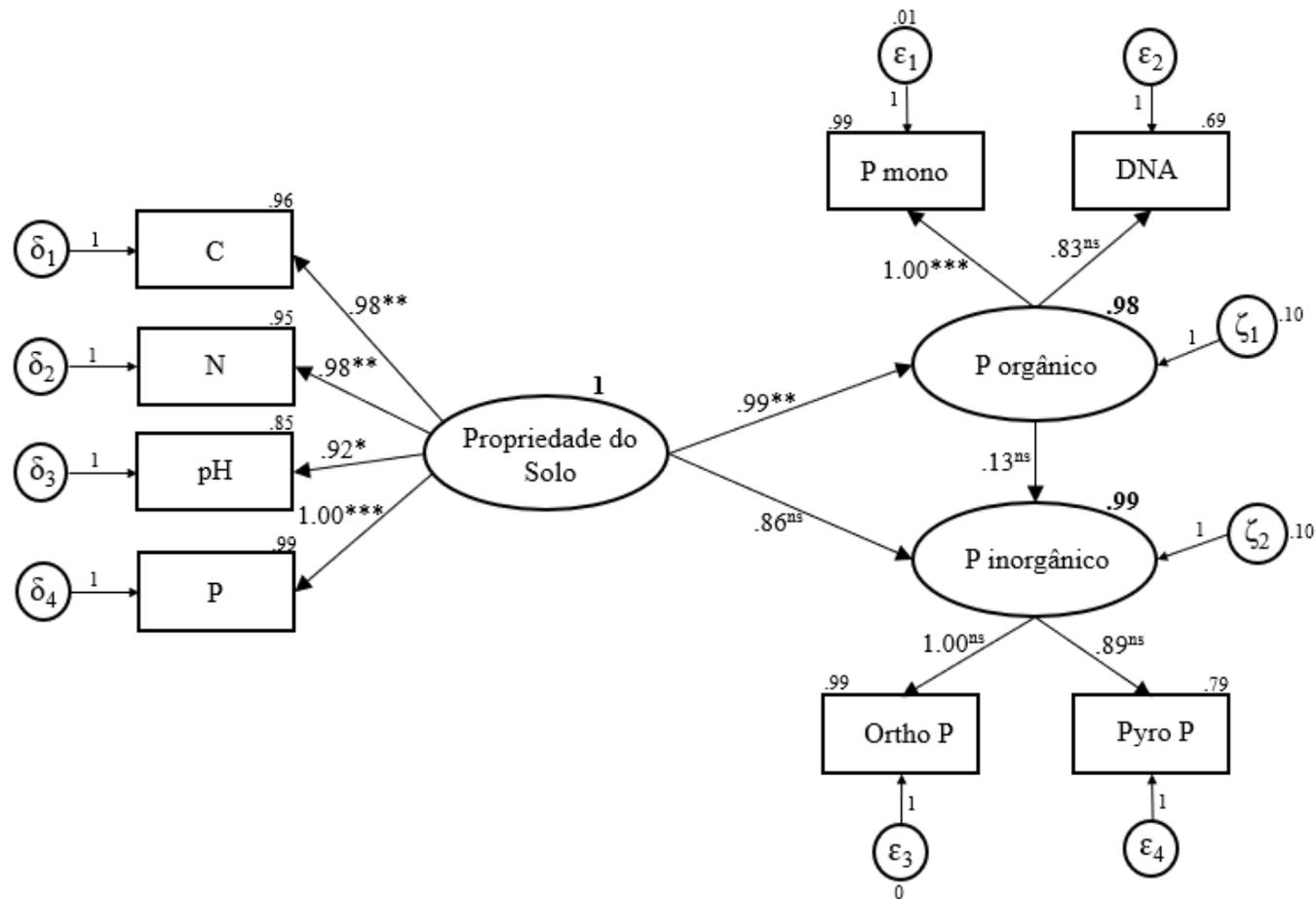


Figura 9. Modelo do local 3, modelo de equação estrutural para as relações entre espécies P e propriedades do solo, dados de Turner et al. (2011). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_4 , ϵ_1 - ϵ_4 , ζ_1 - ζ_2) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. *Modelo* $\chi^2 = 20$, *df* = 19, *P* = 0,394; *Parâmetro* = 11; *n* = 19.

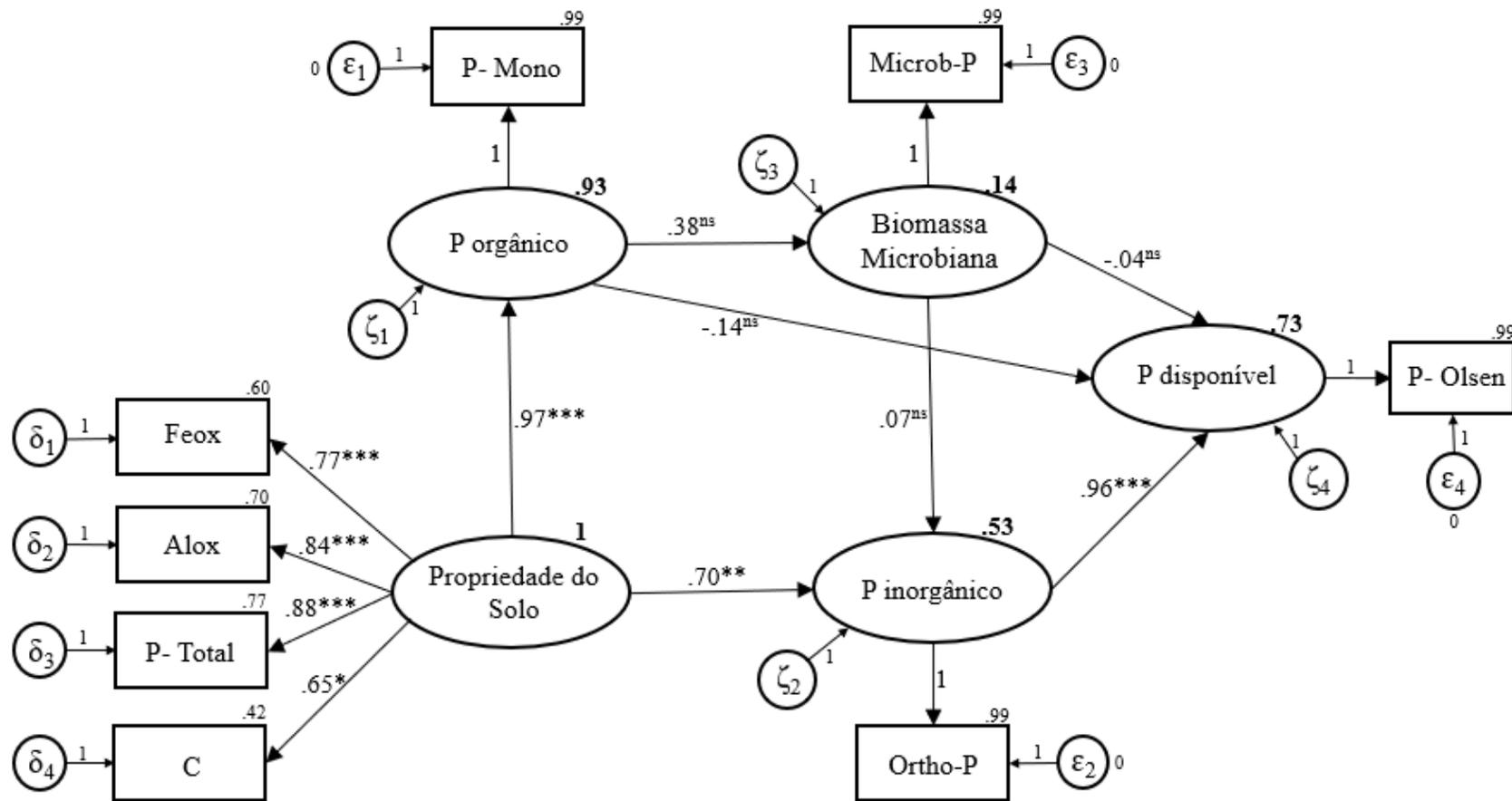


Figura 10. Modelo do local 4, modelo de equação estrutural para as relações entre espécies de P, propriedades do solo, P disponível e biomassa microbiana, dados de Stutter et al. (2015). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados com variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; ns- não significativo) e ao valor de R² (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ₁- δ₄, ε₁ - ε₄, ζ₁- ζ₄) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo X² = 26,13, df = 17, P = 0,072; Parâmetro = 11; n = 32.

DISCUSSÃO

Os modelos estruturais ajustados possibilitaram a análise da ciclagem e transformações dos compostos de P nos solos validando o conceito teórico (Figura 2) de que as variáveis latentes (*pools* de P_i e P_o) podem ter como indicadores (variáveis mensuráveis) os compostos de P determinados por espectroscopia de ^{31}P RMN. Além disso, a MEE possibilitou demonstrar a interdependência entre os *pools* de P e o *pool* de propriedades do solo, indicando como uma mudança na composição de uma variável latente afetaria outras variáveis latentes do modelo. Através dos modelos foi verificado também como a utilização das variáveis latentes possibilitou reduzir a complexidade ou dimensionalidade das variáveis mensuráveis utilizadas, além de estimar e reduzir os erros de medição. Essa variância de erro possibilitou a avaliação de possíveis influências externas, que podem afetar as variáveis latentes dos modelos em estudo, e que são facilmente verificadas quando são analisadas a variância extraída (*VE*) e a confiabilidade do construto (*CR*) de um modelo. As análises de *VE* e *CR* realizadas mostraram que cada uma das latentes (*pools*) tinha seus indicadores agrupados em conformidade. Valores de *VE* e *CR* altos indicam uma consistência interna, o que significa que todas as medições representam consistentemente a mesma variável latente (*pool*). Assim, todas as variáveis latentes ajustadas sustentam a hipótese de que as correlações / covariância entre os indicadores são consistentes com uma única causa subjacente (Oliveira et al., 2018), o que simplifica a teoria tornando-a plausível. Este caso pode ser visualizado, por exemplo, na inter-relação entre as variáveis P-monoéster e DNA que compõem o *pool* de P_o . Por outro lado, as relações estruturais e as estimações dos processos de transformações dos compostos de P variaram em função das condições ambientais da cobertura vegetal e das práticas de manejo em cada sistema em diferentes classes de solos tropicais e temperados. Isto explica, parcialmente, a ausência de ajuste satisfatório tanto para o modelo estrutural geral como para o modelo geral de caminhos direcionados referentes ao conjunto de todos os locais avaliados (Figuras 3-10). A escolha do modelo mais adequado, ao final de cada análise, que represente corretamente a dinâmica dos dados avaliados, depende da validação das variáveis latentes e de um conjunto de

índices de ajustes satisfatórios. Um único modelo não é capaz de prever toda a teoria das relações do ciclo do P, portanto, se a ideia geral do modelo hipotético não for alterada, outros modelos podem ser ajustados com valores aproximados, e escolhidos através do discernimento de cada estudo (Sales et al., 2017). Dessa forma, algumas hipóteses que por ventura forem descartadas em um modelo, podem ser recuperadas nos modelos seguintes com algumas alterações.

Deiss et al. (2018), utilizando a MEE com dados de compostos de P determinados por ^{31}P RMN em solos tropicais e temperados, não ajustaram um modelo global com variáveis latentes que identificasse o quanto as relações entre o P_o e P_i foram afetadas por fatores edafoclimáticos. Contudo, os autores conseguiram ajustar dois modelos de caminhos direcionados para cada grupo de P (P_o e P_i), mas com ausência das inter-relações entre os diferentes compostos que compuseram cada grupo de P.

Todos os modelos estruturais ajustados no presente trabalho, mostraram que o *pool* de propriedades do solo pode colaborar para a regulação do ciclo do P no solo. Nesse sentido, a estabilização dos compostos de P_o pode ocorrer pela complexação e incorporação física na estrutura da matéria orgânica do solo (MOS) (Celi e Barberis 2005), pela ligação aos ácidos húmicos (Khanna et al., 1998; Levy-Booth et al., 2007; Gardner e Gunsch 2017), aos minerais argilosos (Khanna et al., 1998; Poly et al., 2000; Yu et al., 2013; Morrissey et al., 2015; Gardner and Gunsch 2017) ou aos óxidos de Fe e óxidos de Al (Guan et al., 2006; Celi et al., 2020), o que leva à sua proteção contra ataques biológicos. A estabilização, portanto, por esse conjunto de processos abióticos é crucial no controle da disponibilidade de compostos de P_o nos solos estudados. Por outro lado, ácidos orgânicos oriundos da decomposição da MOS (Guppy et al., 2005) ou de exsudatos radiculares e de microrganismos (Richardson et al., 2011), podem aumentar a biodisponibilidade de compostos de P_i e P_o através de uma reação de troca de ligantes (Fox et al., 2011; Gerke 2015; Barrow et al., 2018), assim como pela competição com os locais de adsorção da superfície mineral dos solos por compostos de P_i e P_o (Guppy et al., 2005; Darch et al., 2016). A ação dos ácidos orgânicos sobre os compostos de P e a competição entre si destes compostos nos locais de adsorção é fortemente influenciada pelo pH do solo (Guan et al., 2005; Darch et al., 2016). O P_o do solo pode ser solubilizado e/ou hidrolisado por uma combinação de ácidos orgânicos e

enzimas (fosfomonoesterases e fosfodiesterases) em solos florestais tropicais (Darch et al., 2016).

Os modelos de caminhos direcionados mostraram a relevante intensidade da transformação dos compostos de P em todos os locais de solos tropicais avaliados (Figuras 3-6). A covariância encontrada entre o DNA e o P-monoéster indica a interdependência dessas formas de P_o , além de sugerir que alguns dos produtos de degradação do DNA enriqueceriam o *pool* de P-monoéster após transformações biológicas. DNAses bacterianas do solo podem vir a catalisar a clivagem hidrolítica das ligações fosfodiéster na estrutura química do DNA (diésteres) produzindo mononucleotídeos (monoésteres) (Levy-Booth et al., 2007). Similarmente para o local de solos temperados (Figura 6), a covariância entre o P-monoéster e o P da biomassa microbiana (PBM) sugere que duas vias de processos microbianos podem ocorrer simultaneamente, mas com distintas intensidades: 1) P-monoéster como substrato para a atividade de exoenzimas microbianas para aquisição de P_i ; 2) Produtos do *turnover* microbiano retroalimentando o *pool* de P-monoéster, uma vez que o scyllo-inositol hexakisphosphate pode ser sintetizado pelos microrganismos do solo (Turner 2007). Embora as diversas espécies de P-monoéster possam constituir a maioria do P_o do solo, como o myo-inositol hexakisphosphate (phytate ou ácido fítico), o que normalmente são de difícil acesso para os organismos por interagirem fortemente com outros componentes do solo, e observando assim, uma degradação acentuada em ambientes em que o P seja um fator limitante, o que configura um benefício aos organismos que conseguem acessá-las e utilizá-las (Turner 2006).

Nos modelos de caminhos direcionados que avaliaram os solos tropicais, foi evidenciado a relevância do pirofosfato como produto da degradação dos compostos de P_o (P-monoéster e DNA) e também como fonte de ortho-P (Figuras 3-6). As elevadas concentrações de pirofosfato podem ser atribuídas à alta atividade fúngica do solo (Makarov et al., 2005; Bünemann et al., 2008; Koukol et al., 2008). Além de poder ser encontrado fortemente adsorvido à superfície mineral do solo (Gunary 1966; Blanchar e Hossner 1969; Hashimoto et al., 1969), formando complexos de Al e Fe, que estão envolvidos na complexação e precipitação do ortofosfato, aumentando assim a biodisponibilidade de P (McBeath et al., 2008).

Turner et al. (2007) relataram que o pirofosfato pode se comportar de maneira funcionalmente semelhante ao DNA no solo devido à sua estabilização pela MOS, o que pode ser considerado funcionalmente similar ao P_o devido a ser rapidamente hidrolisado para ortho-P por enzimas da fosfatase em solos pobres de P (Dai et al., 1996; Turner e Engelbrecht, 2011; Reitzel e Turner, 2014).

Por sua vez, o DNA constitui a principal espécie de P_o lábil devido à sua alta taxa de decomposição (Morrissey et al., 2015), especialmente em ambientes que favoreçam a atividade microbiana, como níveis adequados de pH e de matéria orgânica para a disponibilidade de C e N. Nesse sentido, o enriquecimento de N do solo oriundo da fixação biológica por leguminosas florestais pode também colaborar com o incremento da concentração de compostos quimicamente funcionais de P_i e P_o em solos florestais tropicais devido à uma maior eficiência da ciclagem biogeoquímica (Aleixo et al., 2020). Assim como o P total do solo pode figurar como um dos principais mecanismos de controle primário das concentrações de MOS, N total e P_o em florestas tropicais (Turner e Engelbrecht 2011; Sales et al., 2017). Além disso, a temperatura do solo do ecossistema pode influenciar diretamente na atividade microbiana, por exemplo, solos temperados diminuem a velocidade das reações físico-químicas celulares diminuindo a degradação de compostos complexos, o que acarreta em menores taxas de degradação da MOS. Essa ação favorece o acúmulo de húmus no solo, uma vez que, o processo de mineralização é mais lento, diminuindo a disponibilidade dos elementos em um curto prazo, como o P do solo que se acumula em formas orgânicas (Zheng et al., 2009; Wang et al., 2014).

Modelos estruturais em diferentes ecossistemas

O *pool* orgânico como principal fonte de P para o *pool* de P disponível variou em função das condições ambientais de cada local avaliado. No local 1 (agroflorestas de cacau), o modelo estrutural mostra uma relação estrutural negativa entre os *pools* de P_o e P disponível (Figura 7), indicando que a transferência de P seria às expensas do *pool* de P_o . Isto sugere uma baixa taxa de reposição de compostos orgânicos no *pool* de P_o oriundo do *turnover* dos organismos do solo e do litter/raízes. Contudo, o modelo de caminhos direcionados

mostra que este aparente déficit do *pool* de P_o pode ser atribuído principalmente ao P-monoéster que teve relações negativas com pirofosfato e ortho-P (Figura 3). Em certo limite, isto também explicaria a relação estrutural negativa entre os *pools* de P_i e P disponível (Figura 7). Assim, as relações estruturais negativas sugerem que os *pools* de P_i e P_o teriam predominantemente a função dreno de P sobre o *pool* de P disponível. Esta função é reforçada pela relação negativa do *pool* de propriedades do solo com o *pool* de P disponível (Figura 7).

Por outro lado, os modelos estruturais dos locais 2 (leguminosas florestais) e 3 (florestas tropicais) mostraram que o *pool* de P_o teria predominantemente a função fonte de P sobre os *pools* de P disponível e P_i , respectivamente (Figuras 8 e 9). Porém, o papel dos compostos de P_o como fonte dos compostos de P_i foi bastante distinta entre os locais 2 e 3. O modelo de caminhos direcionados no local 2 mostrou que ambos, DNA e P-monoéster, seriam fontes relevantes na formação tanto de pirofosfato como ortho-P (Figura 4), enquanto no local 3 a formação desses compostos de P_i pode ser atribuída principalmente ao P-monoéster (Figura 5). Ambos os locais 2 e 3 foram também distintos na relação do pirofosfato com ortho-P. Enquanto no local 2 a relação entre esses dois compostos de P_i foi negativa, no local 3 ela foi positiva (Figuras 4 e 5).

O modelo estrutural dos solos temperados (Local 4) mostrou que o *pool* de P disponível foi fortemente dependente do *pool* de P_i (Figura 10), devido provavelmente ao nível médio-alto das reservas de P total, concomitante à aplicação contínua da fertilização fosfatada (Stutter et al., 2015). Por sua vez, o *pool* de P disponível seria fracamente dependente dos *pools* orgânico e microbiano de P. Estas relações estruturais foram reforçadas pelo modelo de caminhos direcionados (Figura 6). Ambos os modelos sugerem que o *turnover* microbiano pouco contribuiria para o suprimento de P disponível em solos temperados com níveis altos de P. Neste ambiente de solo, portanto, predominaria a imobilização de P pela biomassa microbiana. Assim, ambos os *pools* orgânico e microbiano de P constituiriam uma importante reserva potencial de P para as plantas a médio e longo prazo, quando a fertilização com P é suprimida. Situação análoga foi verificada em solos tropicais com altas reservas de P total e fertilizados com P mineral (Zaia et al., 2008 e 2012).

Apesar do bom ajuste geral de nossos modelos, a variação inexplicada de 20-39% no *pool* P disponível (Figuras 7, 8 e 10) e 1% no *pool* Pi (Figura 9) sugere que existam fatores adicionais não medidos, o que também pode influenciar a disponibilidade de P. Nesse sentido, novas análises exploratórias são necessárias para a construção de um modelo global do ciclo do P em solos de climas tropicais e temperados que considere todas as espécies de função química P determinadas por espectroscopia de solução ^{31}P RMN. Conforme mostrado acima, para os modelos ajustados consideramos apenas os valores totais de Monoéster-P, no entanto, os valores obtidos após a integração matemática de toda a região de monoéster dos espectros de ^{31}P RMN podem realmente ser extrapolados pela presença de mononucleotídeos, α - e β -glicerofosfato originado da clivagem hidrolítica de ligações éster em moléculas de RNA e fosfolipídios presentes em amostras de solo após extração com NaOH-Na₂EDTA (Cade-Menun, 2015). Além disso, ainda é necessário melhorar os ajustes dos coeficientes de trajetória às relações estruturais, bem como verificá-los com dados independentes de outras condições ambientais e sistemas de uso do solo para refinar hipóteses que levem ao desenvolvimento de estratégias de manejo, aumentar a sustentabilidade dos sistemas produtivos e a conservação dos ecossistemas florestais.

CONCLUSÕES

O uso da modelagem de equações estruturais com variáveis latentes permitiu validar o conceito teórico dos *pools* P e modelos hipotéticos de interdependência entre os compostos P determinados pela espectroscopia de solução ^{31}P RMN em diferentes sistemas de uso do solo e práticas de manejo presentes em solos tropicais e temperados separadamente. Os modelos estruturais mostram que a função fonte ou sumidouro dos *pools* P_o e P_i no *pool* P disponível varia em função das influências físico-químicas e biológicas do ambiente circundante, sendo assim caracterizada como uma propriedade do ecossistema. Nesse sentido, o P total e o C orgânico foram os principais atributos que compõem

o *pool* de atributos do solo mais discriminante para regular as transformações do ciclo do P nesses solos. Por sua vez, os modelos de caminhos direcionados elucidaram satisfatoriamente que a disponibilidade de P é dependente do acúmulo, distribuição e interconexão entre orto-P, pirofosfato, DNA e Monoéster-P em solos de ecossistemas tropicais, bem como entre P-Olsen, Orto-P, P-Monoéster e P da biomassa microbiana em solos presentes em ecossistemas temperados. Nesse sentido, estudos adicionais podem ser sugeridos considerando um grande número de formas quimicamente funcionais de P_i e P_o determinadas pela espectroscopia de solução ^{31}P RMN em diferentes ambientes a fim de construir um modelo global de transformações de P no solo, e que colabora para realizar manejo sustentável de ecossistemas florestais e agroflorestais com baixo consumo de fertilização inorgânica em solos de zonas tropicais e temperadas.

REFERÊNCIAS

- Aleixo, S., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Campello, E.F.C., Silva, E.C., Schripsema, J., (2020). Can soil phosphorus availability in tropical forest systems be increased by nitrogen-fixing leguminous trees? *Science of the Total Environment*, 712, 136405. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136405>.
- Barrow, N.J., Barman, P., Debnath, A., (2018). Three residual benefits of applying phosphate fertilizer. *Soil Science Society of America Journal* 82 (5). <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.03.0115>.
- Bentler, P.M., (2005). EQS 6 Structural equations program manual. Version 6. University of California, Los Angeles.
- Blanchar, R.W., Hossner, L.R., (1969). Hydrolysis and Sorption of Ortho-, Pyro-, Tripoly-, and Trimetaphosphate in 32 Midwestern Soils. *Soil Science Society of America Journal* 33 (4). <https://doi.org/10.2136/sssaj1969.03615995003300040037x>.
- Bünemann, E.K., Smernik, R.J., Marschner, P., McNeill, A.M., (2008). Microbial synthesis of organic and condensed forms of phosphorus in acid and calcareous soils. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 932 - 946. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.11.012>.
- Byrne, B.M., (2009). *Structural equation modeling with AMOS: basic concepts, applications and programming*, second ed. Routledge, New York.
- Cade-Menun, B.J., (2015). Improved peak identification in ^{31}P -NMR spectra of environmental samples with a standardized method and peak library.

- Geoderma, 257-258; 102-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.016>.
- Cade-Menun, B.J., (2017). Characterizing phosphorus forms in cropland soils with solution ^{31}P -NMR: past studies and future research needs. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 4:19. doi 10.1186/s40538-017-0098-4.
- Celi, L., Barberis, E., (2005). Abiotic stabilization of organic phosphorus in the environment. In: Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D.S., (Eds.), *Organic Phosphorus in the Environment*. CABI Publishing Wallingford, pp. 113–132.
- Celi, L., Prati, M., Magnacca, G., Santoro, V., Martin, M., (2020). Role of crystalline iron oxides on stabilization of inositol phosphates in soil. *Geoderma*, 374, 114442. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114442>.
- Condron, L.M., Turner, B.L., Cade-Menun, B., (2005). Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. In: Sharpley, A.N., Sims, J.T. (Eds.), *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. American Society of Agronomy, MadisonWI, pp. 87–121. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>.
- Dai, K.H., David, M.B., Vance, G.F., Krzyszowska, A.J., (1996). Characterization of phosphorus in a spruce-fir Spodosol by phosphorus- ^{31}P nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, v. 60(6) p. 1943-1950. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000060046x>.
- Darch, T., Blackwell, M.S., Chadwick, D., Haygarth, P.M., Hawkins, J.M., Turner, B.L., (2016). Assessment of bioavailable organic phosphorus in tropical forest soils by organic acid extraction and phosphatase hydrolysis. *Geoderma* 284, 93–102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.018>.
- Deiss, L., Moraes, A., Maire, V., (2018). Environmental drivers of soil phosphorus composition in natural ecosystems. *Biogeosciences*, 15, 4575–4592. <https://doi.org/10.5194/bg-15-4575-2018>.
- Eisenhauer, N., Bowker, M.A., Powell, J.R., (2015). From patterns to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*, PEDOB1 50427 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.03.002>.
- Elser, J., Bennett, E., (2011). Phosphorus cycle: a broken biogeochemical cycle. *Nature*, 478, 29–31. <https://doi.org/10.1038/478029a>.
- Fox, T.R., Miller, B.W., Rafael, R., Stape, J.L., Albaugh, T.J., (2011). Phosphorous Nutrition of Forest Plantations: The role of Inorganic and Organic Phosphorous, in: *Phosphorous in Action*, edited by: Bünemann, E. K., Oberson, A., and Frossard, E. *Soil Biology* 26, doi 10.1007/978-3-642-15271-9_13. Springer Berlin/Heidelberg, 317–338.
- Gama-Rodrigues, A.C., Sales, M.V.S., Silva, P.S.D., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., (2014). An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. *Biogeochemistry*, 118:453-469. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9946-x>.
- Gardner, C.M., Gunsch, C.K., (2017). *Adsorption capacity of multiple DNA sources to clay minerals and environmental soil matrices less than previously estimated*. *Chemosphere*, v. 175, pp 45-51. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.030>.
- Gerke, J.P., Edwards, J.W., Guill, K.E., Ross-Ibarra, J., McMullen, M.D., (2015). The Genomic Impacts of Drift and Selection for Hybrid Performance in Maize.

- GENETICS, November 1, vol. 201 no. 3 1201-1211. <https://doi.org/10.1534/genetics.115.182410>.
- Giles, C.D., Cade-Menun, B.J., Liu, C.W., Hill, J.E., (2014). The short-term transport and transformation of phosphorus species in a saturated soil following poultry manure amendment and leaching. *Geoderma*, GEODER-11775, No of Pages 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.007>.
- Grace, J.B., (2006). *Structural Equation Modeling and Natural Systems*. Cambridge University Press, Cambridge. doi.org/10.1017/CBO9780511617799.
- Grace, J.B., Anderson, T.M., Olf, H., Scheiner, S.M., (2010). On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecological Monographs*, v. 80, Issue 1, pp. 67–87. <https://doi.org/10.1890/09-0464.1>.
- Guan, X.H., Liu, Q., Chen, G.H., Shang, C., (2005). Surface complexation of condensed phosphate to aluminum hydroxide: an ATR-FTIR spectroscopic investigation. *Journal of Colloid and Interface Science*, 289, 319–327. doi: 10.1016/j.jcis.2004.08.041.
- Guan, X.H., Shang, C., Chen, G.H., (2006). *ATR-FTIR investigation of the role of phenolic groups in the interaction of some NOM model compounds with aluminum hydroxide*. *Chemosphere*, 65, 2074-2081. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.048>.
- Gunary, D., (1966). Pyrophosphate in Soil; some Physico-chemical Aspects. *Nature* 210, 1297–1298. <https://doi.org/10.1038/2101297a0>.
- Guppy, C., Menzies, N., Moody, P., Blamey, F., (2005). Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 43:189–202. doi: 10.1071/SR04049.
- Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, E., Tathan, R.L., (2009). *Multivariate data analysis*. Translation: Adonai Schlup Sant'Anna, 6. ed., Bookman, Porto Alegre.
- Hashimoto, I., Hughes, J.D., Philen Jr, O.D., (1969). Reactions of Triammonium Pyrophosphate with Soils and Soil Minerals. *Soil Science Society of America Journal*. <https://doi.org/10.2136/sssaj1969.03615995003300030020x>.
- Haygarth, P.M., Bardgett, R.D., Condon, L.M., (2013). Nitrogen and phosphorus cycles and their management. In: *Soil Conditions and Plant Growth* (eds P.J. Gregory e S. Nortcliff), pp. 132–159. Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- Iacobucci, D., (2009). Everything you always wanted to know about SEM (structural equations modeling) but were afraid to ask. *Journal of Consumer Psychology*, 19, 673-680. doi: 10.1016/j.jcps.2009.09.002.
- Jarosch, K.A., Doolette, A.L., Smernik, R.J., Tamburini, F., Frossard, E., Bünemann, E.K., (2015). Characterisation of soil organic phosphorus in NaOH-EDTA extracts: A comparison of ³¹P NMR spectroscopy and enzyme addition assays. *Soil Biology e Biochemistry*, xxx, 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.010>.
- Khanna, M., Yoder, M., Calamai, L., Stotzky, G., (1998). X-ray diffractometry and electron microscopy of DNA from *Bacillus subtilis* bound in clay minerals. *Science of Soils*, 3, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10112-998-0001-3>.
- Kline, R. B., (2011). *Principles and Practice of Structural Equation Modeling*. Third edition. The Guilford Press, New York.
- Koukol, O., Novák, F., Hrabal, R., (2008). Composition of the organic phosphorus fraction in basidiocarps of saprotrophic and mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (9), 2464-2467. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.021>.

- Levy-Booth, D.J., Campbell, R.G., Gulden, R.H., Hart, M.M., Powell, J.R., Klirimos, J.N., Pauls, K.P., Swantson, C.J., Trevors, J.T., Dunfield, K.E., (2007). Cycling of extracellular DNA in the soil environment. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (12), 2977-2991. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.06.020.
- Makarov, M.I., Haumaier, L., Zech, W., Marfenina, O.E., Lysak, L.V., (2005). Can ³¹P NMR spectroscopy be used to indicate the origins of soil organic phosphates? *Soil Biology and Biochemistry*, 37 (1), 15-25. Doi: 10.1016/j.soilbio.2004.07.022.
- Matsueda, R. L., (2012). Key Advances in the History of Structural Equation Modeling. In: Hoyle, R. H. (Ed.), *Handbook of Structural Equation Modeling*. The Guilford Press. New York, pp. 17-42.
- McBeath, T.M., Lombi, E., McLaughlin, M.J., Bünemann, E.K., (2008). Isotopic exchangeability, hydrolysis and mobilization reactions of pyrophosphate in soil. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1337-1343. doi:10.2136/sssaj2007.0395.
- McLaren, M.R., Willis, A.D., Callahan, B.J., (2019). Consistent and correctable bias in metagenomic sequencing experiments. *eLife* 8: e46923. <https://doi.org/10.7554/eLife.46923.001>.
- Morrissey, E.M., Mchugh, T.A., Preteska, L., Hayer, M., Dijkstra, P., Hungate, B.A., Schwartz, E., (2015). Dynamics of extracellular DNA decomposition and bacterial community composition in soil. *Soil Bio. Biochem.* 86, 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.020>.
- Oliveira, P.H.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., (2018). Litter and soil-related variation in functional group abundances in cacao agroforests using structural equation modeling. *Ecological Indicators*, 84, 254–262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.030>.
- Pierzynski, G.M., McDowell, R.W., Sims, J.T., (2005). Chemistry, cycling and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In: Westermann, D. T. (Ed.), *Phosphorus Reactions and Cycling in Soils. Phosphorus, agriculture and the environment*. Monograph no 46. Madison: Soil Science Society of America. p. 53–86. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c3>.
- Poly, F., Chenu, C., Simonet, P., Rouiller, J., Monrozier, L.J., (2000). Differences between linear chromosomal and supercoiled plasmid DNA in their mechanisms and extent of adsorption on clay minerals. *Langmuir* 16, 3, 1233-1238. <https://doi.org/10.1021/la990506z>.
- Reitzel, K., Turner, B.L., (2014). Quantification of pyrophosphate in soil solution by pyrophosphatase hydrolysis. *Soil Biol. Biochem.* 74, 95–97. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.001>.
- Richardson, A.E., Lynch, J.P., Ryan, P.R., Delhaize, E., Smith, F.A., Smith, S.E., Harvey, P.R., Ryan, M.H., Veneklaas, E.J., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R.A., Simpson, R.J., (2011). Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant Soil*, v. 349, Issue 1-2, pp. 121–156. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-011-0950-4>.
- Rinaldi, L.C.B., Aleixo, S., Silva, E.C., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Gonçalves, J.L.M., Rocha, J.H.T., Schripsema, J., (2021). ³¹P NMR Spectroscopy and structural models of soil organic phosphorus under Eucalyptus. (in press)
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., Oliveira, P.H.G., (2015). Respecification of structural

- equation models for the P cycle in tropical soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* 102:1–16. doi:10.1007/s10705-015-9706-5.
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., (2017). Structural equation modeling for the estimation of interconnections between the P cycle and soil properties. *Nutr Cycl Agroecosyst*. DOI 10.1007/s10705-017-9879-1.
- Stutter, M., Richards, S., (2012). Relationships between soil physico-chemical, microbiological properties, and nutrient release in buffer soils compared to field soils. *Journal of Environmental Quality*, 41, 400–409. doi:10.2134/jeq2010.0456.
- Stutter, M.I., Shand, C.A., George, T.S., Blackwell, M.S.A., Dixon, L., Bol, R., Mackay, R.L., Richardson, A.E., Condon, L.M., Haygarth, P.M., (2015). Land use and soil factors affecting accumulation of phosphorus species in temperate soils, *Geoderma*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.020>.
- Turner, B.L., (2006). Inositol Phosphates in Soil: Amounts, Forms and Significance of the Phosphorylated Inositol Stereoisomers. *Inositol phosphates: Linking agriculture and the environment*, v. 4.
- Turner, B.L., (2007). Inositol phosphates in soil: amounts, forms and significance of the phosphorylated inositol stereoisomers. In: Turner, B.L., Richardson, A.E., Mullaney, E.J. (Eds.), *Inositol phosphates: linking agriculture and the environment*. CABI Publishing, Wallingford, UK, pp. 186-206.
- Turner, B.L., Condon, L.M., Richardson, S.J., Peltzer, D.A., Allison, V.J., (2007). Soil organic phosphorus transformations during pedogenesis. *Ecosystems*, 10, 1166–1181. doi: 10.1007/s10021-007-9086-z.
- Turner, B.L., Engelbrecht, B.M.J., (2011). Soil organic phosphorus in lowland tropical rain forests. *Biogeochemistry*, 103, 297-315. doi: 10.1007/s10533-010-9466-x.
- Wang, C., Wang, X., Liu, D., Wu, H., Lü, X., Fang, Y., Cheng, W., Luo, W., Jiang, P., Shi, J., Yin, H., Zhou, J., Han, X., Bai, E., (2014). Aridity threshold in controlling ecosystem nitrogen cycling in arid and semi-arid grasslands. *Nat. commun.*, 5. doi:10.1038/ncomms5799.
- Yu, Y., Liu, Y., Wu, L., (2013). Sorption and degradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in soils. *Environ Sci Pollut Res* 20, 4261–4267. doi:10.1007/s11356-012-1442-7.
- Zaia, F.C., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., (2008). Formas de fósforo no solo sob leguminosas florestais, floresta secundária e pastagem no Norte Fluminense. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:1191-1197.
- Zaia, F.C., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Moço, M.K.S., Fontes, A.G., Machado, R.C.R., Baligar, V.C., (2012). Carbon, nitrogen, organic phosphorus, microbial biomass and N mineralization in soils under cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Agroforest Syst.*, 86:197-212. Doi: 10.1007/s10457-012-9550-4.
- Zhang, A., Chen, Z., Zhang, G., Chen, L., Wu, Z., (2012). Soil phosphorus composition determined by ³¹P NMR spectroscopy and relative phosphatase activities influenced by land use. *European Journal of Soil Biology*, 52, 73-77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.07.001>.
- Zheng, Z.M., Yu, G.R., Fu, Y.L., Wang, Y.S., Sun, X.M., Wang, Y.H., (2009). Temperature sensitivity of soil respiration is affected by prevailing climatic conditions and soil organic carbon content: A trans-China based case study.

Soil Biology and Biochemistry, 41(7), 1531-1540. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.013>.

3.2. PEDOGÊNESE E O CICLO DO FÓSFORO DE SOLOS TEMPERADOS: UMA RELAÇÃO ATRAVÉS DE MODELOS ESTRUTURAIS

RESUMO

Os fatores que participam do processo de pedogênese também atuam na disponibilidade de fósforo (P) no solo. Com o método da modelagem de equações estruturais (MEE), é possível representar conceitos teóricos por meio de variáveis latentes, e investigar redes complexas de relacionamentos. Assim, o objetivo do trabalho foi aplicar a MEE no desenvolvimento de um modelo hipotético capaz de analisar as influências dos fatores edafoclimáticos na caracterização das espécies de P (^{31}P -RMN) no solo. Foram utilizados dados da literatura de diferentes tipos de solo, sob vegetação nativa em ambientes temperados. O modelo estrutural foi ajustado satisfatoriamente e foi revelado que, durante a pedogênese, o *pool* propriedade do solo, caracterizado pelas variáveis mensuráveis P total, argila e C orgânico teve uma relação direta e positiva sobre os *pools* de P inorgânico (P_i), compostos pelas variáveis pirofosfato, orthofosfato e polifosfato, e de P orgânico (P_o), com as variáveis DNA, IHP e fosfonatos, indicando atuar para o aumento da disponibilidade de P no solo. O *pool* clima, caracterizado pelas variáveis mensuráveis temperatura e precipitação, obteve relações indiretas negativas com as espécies de P_i e P_o , sugerindo que com o passar do tempo ambientes úmidos e de clima temperado, contribuem para a redução da disponibilidade de P no solo. O

pool Intemperismo (Modelo A), caracterizado pela variável mensurável ITP, e o *pool* material de origem (Modelo B), caracterizado pelas latentes rocha e intemperismo, tiveram relações indiretas positivas sobre as espécies de P_o e P_i , auxiliando no aumento do P disponível no sistema. A fraca dependência da relação entre os *pools* P_o e P_i , demonstrou a assimilação de possíveis variáveis que podem estar influenciando nessa relação, como por exemplo, a microbiota do solo. A MEE conseguiu demonstrar o complexo ciclo biogeoquímico do P, e que as relações dos fatores edafoclimáticos possuem forte influência na disponibilidade das espécies de P (P_o e P_i) ao longo da pedogênese.

Palavras chave: modelos estruturais, pedogênese, espécies de P.

ABSTRACT

PEDOGENESIS AND THE PHOSPHORUS CYCLE OF TEMPERATE SOILS: A RELATIONSHIP THROUGH STRUCTURAL MODELS

The factors that participate in the process of pedogenesis also act in the availability of phosphorus (P) in the soil. With the structural equation modeling (SEM) method, it is possible to represent theoretical concepts through latent variables, and to investigate complex networks of relationships. Thus, the objective of the work was to apply the SEM in the development of a hypothetical model capable of analyzing the influences of edaphoclimatic factors in the characterization of P species (^{31}P -NMR) in the soil. Literature data from different types of soil were used, under native vegetation in temperate environments. The structural model was adjusted satisfactorily and it was revealed that, during pedogenesis, the soil property pool, characterized by the measurable variables P total, clay and organic C had a direct and positive relationship over the pools of inorganic P (P_i), composed by pyrophosphate, orthophosphate and polyphosphate, and organic P (P_o) variables, with the variables DNA, IHP and phosphonates, indicating action to increase the

availability of P in the soil. The climate pool, characterized by the measurable variables temperature and precipitation, obtained negative indirect relationships with the species of P_i and P_o , suggesting that, over time, humid environments and temperate climates contribute to the reduction of P availability in the soil. The weathering pool (Model A), characterized by the measurable variable ITP, and the source material pool (Model B), characterized by latent rock and weathering, had positive indirect relationships on the P_o and P_i species, helping to increase the available P in the system. The weak dependence on the relationship between the P_o and P_i pools, demonstrated the assimilation of possible variables that may be influencing this relationship, such as, for example, the soil microbiota. SEM was able to demonstrate the complex biogeochemical cycle of P, and that the relationships of edaphoclimatic factors have a strong influence on the availability of P species (P_o and P_i) throughout pedogenesis.

Keywords: structural models, pedogenesis, P species.

INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos, o desenvolvimento de ecossistemas pouco perturbados acarreta em baixas concentrações de fósforo (P) na solução do solo. O elemento sofre várias transformações químicas e biológicas e suas perdas por escoamento superficial são maiores do que seu reabastecimento pelo intemperismo do material original, ciclagem de nutrientes via biomassa ou deposição atmosférica (Walker e Syers, 1976; Crews et al., 1995; Parfitt et al., 2005; Hedin et al., 2003; Turner et al., 2007; 2013). Esse processo pode ser associado ao retrocesso florestal, em que, quanto mais antigo for o solo, maior será seu déficit nutricional e menores serão as taxas da biomassa da planta, causando sérios danos ecológicos como a diminuição da produtividade (Wardle et al., 2004). O P é um dos responsáveis pelo desenvolvimento das florestas em ambientes com baixas concentrações, o elemento é o principal limitador do crescimento das plantas (Schachtman et al.,

1998; Wassen et al., 2005). Assim, compreender o ciclo biogeoquímico do P ao longo da pedogênese permitirá entender sua disponibilidade no decorrer do tempo.

Ao contrário do nitrogênio (N), que é incorporado no solo por meio de fixação biológica, o P é obtido quase que exclusivamente pelo material original. O intemperismo das rochas libera P ao solo, porém, parte do elemento fica adsorvido, indisponível à absorção das plantas. Além disso, as maiores concentrações de P são encontradas em solos mais jovens e diminuem com o passar do tempo, causando alterações na comunidade florestal. Essas mudanças ajudam a compreender o processo de formação e desenvolvimento dos solos (Walker e Syers, 1976; Turner e Condron, 2013).

Há um declínio dos níveis de P disponível durante o processo de pedogênese (Wardle et al., 2004). Assim, os níveis de P dependem de fatores fundamentais para a formação do solo, como o tempo, o material de origem, o clima, a topografia e os organismos (Jenny, 1941). Compreender a função de cada fator no ciclo do P é fundamental para a quantificação e especiação dos compostos de P orgânicos (P_o) e inorgânicos (P_i) no solo (Deiss et al., 2018). As variáveis ambientais de determinada região alteram a quantidade do elemento no sistema. Assim, a disponibilidade de P no solo pode sofrer influência de forma potencial através do clima (temperatura e precipitação), que controla de maneira direta e indireta diversos processos ambientais. Enquanto a precipitação pode direcionar a lixiviação do P no solo (Sims et al., 1998), a temperatura age como catalizadora das reações no meio, podendo afetar a taxa de sorção e dessorção do elemento (Barrow, 1983). As transformações do P no solo podem ser aceleradas em ambientes com altas temperaturas e precipitação constante, através das relações diretas e indiretas nos atributos químicos e físicos, nas plantas, e nas atividades microbianas, transformando os compostos fosfatados minerais e orgânicos e sua disponibilidade no solo, ao contrário do que ocorre em solos de clima temperado, onde estes processos podem ser menos intensos (Vitousek et al., 2010; Delgado-Baquerizo et al., 2013; Dixon et al., 2016; Siebers et al., 2017; Hou et al., 2018).

Durante a pedogênese, essa redução do P total do solo ocorre em paralelo às transformações químicas do elemento, como o declínio de P mineral primário (apatitas) e reciclagens e acúmulos de P_o e formas de P (P_i e P_o) associadas aos óxidos metálicos, como o ferro (Fe) e o alumínio (Al) (Walker e Syers, 1976; Noack

et al., 2012; Turner e Condrón, 2013; Damon et al., 2014), assim, com o desenvolvimento do solo, o armazenamento de P ocorre tanto nos componentes de P_o quanto de P oclusos (Yang e Post, 2011).

As diversas formas de P no solo podem modificar sua disponibilidade para as plantas, essa fração disponível representa uma pequena porção do P total do solo, geralmente com valores abaixo de 5% (Condrón e Newman, 2011; Yang e Post, 2011; Hou et al., 2016). O P_i (HPO_4^{2-} e $H_2PO_4^-$) é a única forma de absorção direta do elemento através das raízes (Richardson, 2005), mas o P_o no solo está armazenado em maiores quantidades, que podem servir como uma importante fonte de P para as plantas em ambientes pouco perturbados (Turner e Engelbrecht, 2011). Assim, o investimento das plantas no acúmulo das formas orgânicas de P é uma das soluções para as plantas em decorrência das mudanças pedogênicas que podem ocorrer com o P no solo (Turner et al., 2007). As investigações da disponibilidade dos diferentes compostos de espécies de P (P_i e P_o) no solo, podem ser analisadas através do método da Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear de ^{31}P (^{31}P RMN). Essa poderosa técnica consegue estimar qualitativa e quantitativamente os compostos de P no solo (Cade-Menun e Preston, 1996), auxiliando em estudos do grau de labilidade e recalcitrância dos diferentes compostos em ecossistemas (Turner et al., 2003b; Turner e Richardson, 2004; McDowell et al., 2007) com solos de diferentes classes e formas de manejo.

Os estudos das alterações na disponibilidade dos nutrientes durante o desenvolvimento do ecossistema, em longo prazo, têm como fundamento o modelo de Walker e Syers (1976), que interliga os ciclos biogeoquímicos com a ecologia das comunidades biológicas (Turner e Condrón, 2013). É fundamental o desenvolvimento de técnicas capazes de conectar esse modelo meramente conceitual, com demonstrações das relações que realmente estão ocorrendo no sistema e, assim, auxiliar as pesquisas e aprimorar o entendimento do ciclo do P no solo. Neste contexto, a aplicação da Modelagem de Equações Estruturais (MEE) permite a construção e demonstração de modelos que possibilitem uma visão ampla das diversas variáveis que compõem ciclos complexos, contribuindo nesse avanço científico.

A principal característica dessa ferramenta estatística é a modelagem de relações multivariadas que, através da utilização de duas ou mais equações

estruturais, apontam as relações de causa-efeito (Grace, 2006), demonstrando quais as relações positivas e negativas que podem influenciar os elementos em determinado sistema, revelando assim, possíveis relações que antes não eram conhecidas e possíveis descobertas de meios e mecanismos que podem auxiliar outras pesquisas e influenciar futuras tomadas de decisões. A MEE testa hipóteses correspondendo à uma abordagem mais confirmatória do que exploratória de uma teoria estrutural possibilitando a avaliação simultânea, em um único modelo, entre as relações de dependência múltiplas e inter-relacionadas utilizando em suas análises os testes de teorias, com múltiplas equações, que incluem variáveis conceituais denominadas de latentes (Grace e Bollen, 2008). As latentes são variáveis não observáveis, medidas através das relações que ocorrem entre si e suas respectivas variáveis mensuráveis, beneficiando o modelo com uma melhor representação e simplificação dos conceitos teóricos e melhor estimação estatística dos parâmetros através da correção do erro de mensuração no processo (Grace e Bollen, 2006; Sales et al., 2015). A inclusão de variáveis de variância de erro no modelo considera o grau de erro de medição que normalmente ocorrem nas coletas de dados, diferenciando a MEE das outras análises estatísticas (Hair et al., 2009), possibilitando também a observação de influências de variáveis externas que não foram adicionadas ao modelo, e que podem estar afetando nos ajustes gerais ou nas hipóteses da pesquisa.

Nos estudos de fracionamento de P no solo, essa ferramenta vem prestando importantes contribuições (Gama-Rodrigues et al., 2014; Sales et al., 2017; Viana et al., 2018), justamente por fornecer um arranjo multidimensional que são essenciais para se observar a complexidade das redes e relacionamentos ecológicos (Grace et al., 2014). Deiss et al. (2018) utilizaram modelos de equações estruturais para determinar caminhos causais pelos quais os fatores climáticos, o material de origem, e o tempo, podem influenciar nas propriedades químicas e físicas do solo e, conseqüentemente, nos *pools* das espécies de P (P_i e P_o), caracterizadas por ^{31}P RMN de diferentes estudos em ecossistemas naturais. O estudo concluiu que tanto os fatores edáficos quanto o climático regulam processos ecológicos importantes que determinam a composição de P desses sistemas, e que os compostos de P_i e P_o respondem de maneira diferente às combinações dos fatores ambientais, que pode indicar que cada composto possui fatores específicos

que governam sua disponibilidade nos ecossistemas naturais. Porém, é importante destacar que no trabalho de Deiss et al. (2018) foram elaborados dois modelos estruturais, separando os compostos de P_o dos P_i , fato que não ocorre naturalmente, não possibilitando uma conclusão das causas e efeitos de todas as transformações que realmente podem ocorrer com o P no sistema proposto, além de não demonstrar qual a influência que as formas orgânicas de P podem ter sobre os compostos inorgânicos do elemento.

Através das relações diretas e indiretas e as demonstrações de causa-efeito que a MEE possibilita, é possível a representação de fatores bióticos e abióticos pelas variáveis latentes, fornecendo, além de estruturas estatísticas com o teste de hipóteses que representam previsões teóricas, também a geração de novas hipóteses podem ser testadas (Eisenhauer et al., 2015), possibilitando a compreensão dos complexos ciclos de P no solo, e descobertas de possíveis mecanismos capazes de melhorar a eficiência de absorção do elemento pelas plantas. Neste contexto, o objetivo geral do presente estudo foi testar um modelo hipotético do ciclo do P utilizando o método da MEE com variáveis latentes, para demonstrar as interconexões entre os processos de pedogênese caracterizados pelo material de origem, o intemperismo, o clima, as propriedades do solo, e suas influências no ciclo de P no ecossistema. Os processos utilizados para alcançar esses objetivos foram: (i) validar o conceito teórico de *pools* de P (variáveis latentes) usando como variáveis mensuráveis os indicadores dos compostos de P determinados pela solução de espectroscopia ^{31}P RMN; (ii) testar a hipótese de dependência e estimar as transformações entre os *pools* de P e os *pools* de propriedades do solo, intemperismo, material de origem e clima. A princípio, foi elaborado um modelo hipotético estrutural (Figura 1) com seis variáveis latentes (dois *pools* de P, um *pool* de propriedades do solo, um *pool* de intemperismo, um *pool* de clima e um *pool* de material de origem) no qual o conceito teórico consistiu de que o ciclo do P e a estabilidade dos compostos de P no solo (P_i e P_o) são regulados pelo *pool* de propriedades do solo, que é regulado pelo *pool* intemperismo e esse, por sua vez, é regulado pelos *pools*, material de origem e clima.

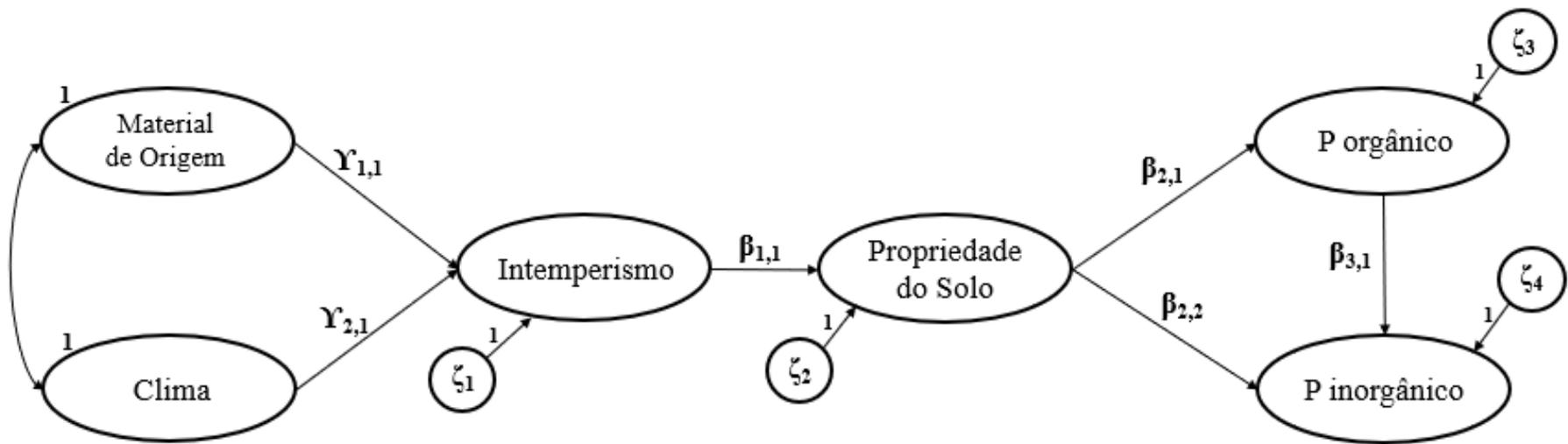


Figura 1. Modelo teórico estrutural das relações entre espécies de P no solo (^{31}P RMN) e fatores edafoclimáticos. Variáveis latentes são representadas em círculos ou elipses. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados ($P < 0,001$), com cargas fatoriais Y e β entre exógenas e endógenas; ζ são as variações de erro das variáveis latentes endógenas.

MATERIAL E MÉTODOS

Dados coletados

Para o desenvolvimento do modelo estrutural foram utilizados dados da literatura de alguns tipos de solos sob vegetação nativa na Nova Zelândia, durante a pedogênese (Tabela 1). Foram avaliadas as relações das espécies de P no solo, determinadas por espectroscopia de ressonância magnética nuclear de ^{31}P (^{31}P RMN) com solução de NaOH- Na_2 EDTA, com as propriedades químicas e físicas, o intemperismo, o material de origem e o clima da área. Os compostos de P usados foram orthofosfato (*ortho-P*), pirofosfato, polifosfato, o composto com duas ligações éster por fosfato denominado de P diéster (ex. *DNA*), o composto com uma ligação éster por fosfato denominado de P monoéster (ex. *IHP*) e os fosfonatos (grupo de compostos químicos que possuem ligação direta entre fósforo-carbono). O ciclo do P foi relacionado à algumas propriedades dos solos, como os teores de argila, P total e C orgânico (COS). Foram utilizadas variáveis categóricas tanto para o material de origem, divididas em rocha ácidas ($\text{pH} < 6$) e rochas básicas ($\text{pH} \geq 6$), quanto para o intemperismo, em que houve uma classificação em baixo, intermediário e alto intemperismo, dependendo do tipo de solo, como utilizado no trabalho de Deiss et al. (2019) demonstrado na Tabela 1. Para compor o clima da área ao longo dos anos, foram utilizados dados de temperatura (variando de 6°C a $14,4^\circ\text{C}$) e precipitação (variando de 450 mm a 6578 mm).

Tabela 1. Tipos de solo, idade e determinação da variável categórica intemperismo (ITP) sob vegetação nativa na Nova Zelândia ($n = 40$).

Tipo de Solo	Vegetação	Idade (anos)	Categórica (ITP)*	<i>n</i>	Referência
Chernossolos		Jovem	Intermediário	9	
Argissolos		Antigo	Alto	3	
Neossolos Regolíticos	Florestas ou Arbustos	50 – 500	Baixo	2	McDowell et al., 2007
Cambissolos		3 000 – 10 000	Baixo	2	
Gleissolos		14 000 – 23 000	Intermediário	4	
Espodossolos		70 000 – 130 000	Alto	2	
Neossolos	Florestas	60 – 130	Baixo	2	Turner et al., 2007
Cambissolos		280 – 500	Baixo	2	
Espodossolos		5 000 – 120 000	Alto	4	
Neossolos	Dunas	181 – 3 384	Baixo	7	Turner et al., 2014
Espodossolos		3 903 – 6 500	Alto	3	

*ITP- Intemperismo: classificação do solo por Deiss et al. (2018).

Modelos estruturais

Foi assumido que, para o modelo estrutural hipotético, os *pools* das variáveis latentes (propriedades do solo, material de origem, intemperismo e clima) envolvidas no sistema, refletem os *pools* funcionais de P (variáveis latentes) derivados dos compostos de P (^{31}P RMN). As espécies de P do solo são representadas pelo *pool* P_o através dos indicadores compostos de hexacisfosfatos de inositol (*IHP*), ácido desoxirribonucleico (*DNA*) e os fosfonatos; e o *pool* P_i é composto pelos indicadores pirofosfato, polifosfato e ortofosfato (*ortho-P*). As variáveis do *pool* propriedades do solo são representadas pelos indicadores P total, C e argila. Tanto o *pool* material de origem quanto o *pool* intemperismo, foram representados por variáveis observáveis categóricas. O *pool* material de origem foi representado pelo indicador tipo de rocha (denominado no modelo por RCH). Já o *pool* intemperismo foi representado pelo indicador classificação do solo (denominado no modelo por ITP). Por fim, o *pool* clima foi constituído pelos indicadores temperatura média anual (TMA) e precipitação média anual (PMA).

É preciso verificar os construtos (variáveis latentes), ou seja, avaliar a qualidade da latente desenvolvida. Essa avaliação é feita pelos cálculos dos indicadores associados à qualidade de um modelo estrutural, descritos por Hair et al. (2009). O primeiro indicador é da variância extraída (*VE*) obtido através da equação (1):

$$VE = \frac{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2}{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2 + \sum_{i=1}^n \varepsilon_i} \quad (1)$$

A confiabilidade de construto (*CR*) é o segundo indicador, que utiliza a equação (2) para seu resultado:

$$CR = \frac{(\sum_{i=1}^n \lambda_i)^2}{(\sum_{i=1}^n \lambda_i)^2 + (\sum_{i=1}^n \varepsilon_i)} \quad (2)$$

Os cálculos de 1 e 2 são realizados por meio dos valores de λ = carga fatorial padronizada; i = número do item; ε = erro aleatório de cada indicador do construto. Uma convergência adequada é alcançada com valores de $VE \geq 0,5$; valores de $CR \geq 0,7$ são considerados bons, e valores entre 0,6 e 0,7 são aceitáveis.

Análise estatística

O modelo estrutural hipotético e seus possíveis submodelos foram submetidos à uma análise exploratória, através da estimação dos parâmetros gerada por meio do estimador de Mínimos Quadrados Generalizados (*GLS*, em inglês). Houve transformação (\sqrt{x}) do conjunto de dados para um modelo melhor ajustado, com a utilização de um $n = 40$. Os valores de relação crítica ($cr < 5$) foram utilizados para o teste de normalidade multivariada (West et al., 1995; Bentler, 2005; Byrne, 2009). A avaliação da validade do modelo estimado foi realizada através dos índices de qualidade de ajuste, como: o teste Qui quadrado (X^2), os graus de liberdade (df), e o nível de probabilidade (P) associados ao modelo. O teste do X^2 é muito sensível ao tamanho da amostra, por isso, também foram considerados o Índice de Qualidade do Ajuste (*GFI*), a Raiz do Erro Quadrático Médio de Aproximação (*RMSEA*) e a razão X^2/df . Se a hipótese nula não é rejeitada ($P > 0,05$) no teste do X^2 , indica um bom ajuste do modelo (Sales et al., 2017). Para um ajuste apropriado para o modelo, é preciso obter valores de $GFI \geq 0,95$ e $RMSEA \leq 0,10$ e $X^2/df < 3$ (Hair et al., 2009; Byrne, 2009; Iacobucci, 2009). Todos esses testes foram realizados utilizando o *software* AMOS, versão 22 (IBM - SPSS Inc., Chicago, IL, EUA).

RESULTADOS

Modelo estrutural das relações entre o ciclo do P no solo e variáveis edafoclimáticas

Após a análise dos dados no modelo estrutural hipotético (Figura 1) verifica-se que o modelo é não identificado. Utilizando a técnica de reespecificação no modelo, são gerados os modelos das Figuras 2 e 3 que apresentaram índices de ajustes satisfatórios (Tabela 2). Assim, foi adicionado aos modelos uma variável latente (rocha) na variável latente material de origem, essa variável rocha possui como indicador os tipos de rocha (RCH). Os valores de *VE* e *CR* (Tabela 2)

revelaram que os construtos (latentes) dos modelos apresentaram consistências internas, ou seja, as representações dos construtos através das medidas utilizadas estão adequadas (Hair et al., 2009).

No modelo estrutural reespecificado A (Figura 2), houve a representação das interconexões entre os *pools* de P_o (*DNA*, *IHP* e fosfonatos como variáveis indicadoras), P_i (*ortho-P*, pirofosfato e polifosfato como variáveis indicadoras), as propriedades do solo (*P* total, *C* e argila como variáveis indicadoras), o intemperismo (*ITP* como variável indicadora), o clima (*TMA* e *PMA* como variáveis indicadoras) e o material de origem, constituído pela latente rocha (*RCH* como variável indicadora). Através das relações de causa-efeito foi observado que, o *pool* de P_i foi direta e positivamente dependente do *pool* de P_o , teve efeitos positivos direta e indiretamente (via P_o) do *pool* propriedades do solo, efeitos indiretos (via propriedade do solo) positivos dos *pools* intemperismo e material de origem e negativos do *pool* do clima, causando um efeito geral positivo $\beta = 1.5$. O modelo explicou 97% da variância (R^2) do *pool* de P_i (Figura 2). Houve uma relação de covariância entre as variáveis latentes exógenas clima e material de origem, que contribuiu para um melhor ajuste do modelo. Para encontrar uma solução única para o modelo, a variável de erro δ_1 associada à variável mensurável *RCH* foi fixada em 0%, o erro δ_3 associado à variável mensurável *PMA*, os erros ε_1 , ε_2 , ε_5 e ε_8 associados respectivamente às variáveis mensuráveis *ITP*, *P* total, *DNA* e *ortho-P* e os erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 , ζ_4 e ζ_5 associados respectivamente aos *pools* rocha, intemperismo, propriedade do solo, P_o e P_i , foram fixados em 1%.

Tabela 2. Índices de ajuste, normalidade multivariada e confiabilidade de construto dos modelos estruturais reespecificados das relações entre o ciclo P do solo e fatores edafoclimáticos em ambientes temperados.

Modelo	Índices de ajuste*				Normalidade Multivariada*			
	X^2	<i>df</i>	P	X^2/df	<i>GFI</i>	<i>RMSEA</i>	<i>cr</i>	
A (Figura 2)	78.80	65	0.117	1.21	0.68	0.074	3.02	
B (Figura 3)	77.75	65	0.133	1.19	0.69	0.071	2.20	

Modelo	Confiabilidade do Construto (%) *							
	P-orgânico		P-inorgânico		Propriedade do Solo		Clima	
	<i>VE</i>	<i>CR</i>	<i>VE</i>	<i>CR</i>	<i>VE</i>	<i>CR</i>	<i>VE</i>	<i>CR</i>
A (Figura 2)	70	87	55	72	84	94	60	72
B (Figura 3)	69	87	51	71	78	91	58	71

*Padrão: X^2 = menor possível; $df \geq 0$; $P > 0.05$; $X^2/df \leq 5$; $GFI \geq 0.95$; $RMSEA \leq 0.10$; $cr < 5$; $VE \geq 0.5$; $CR \geq 0.7$.

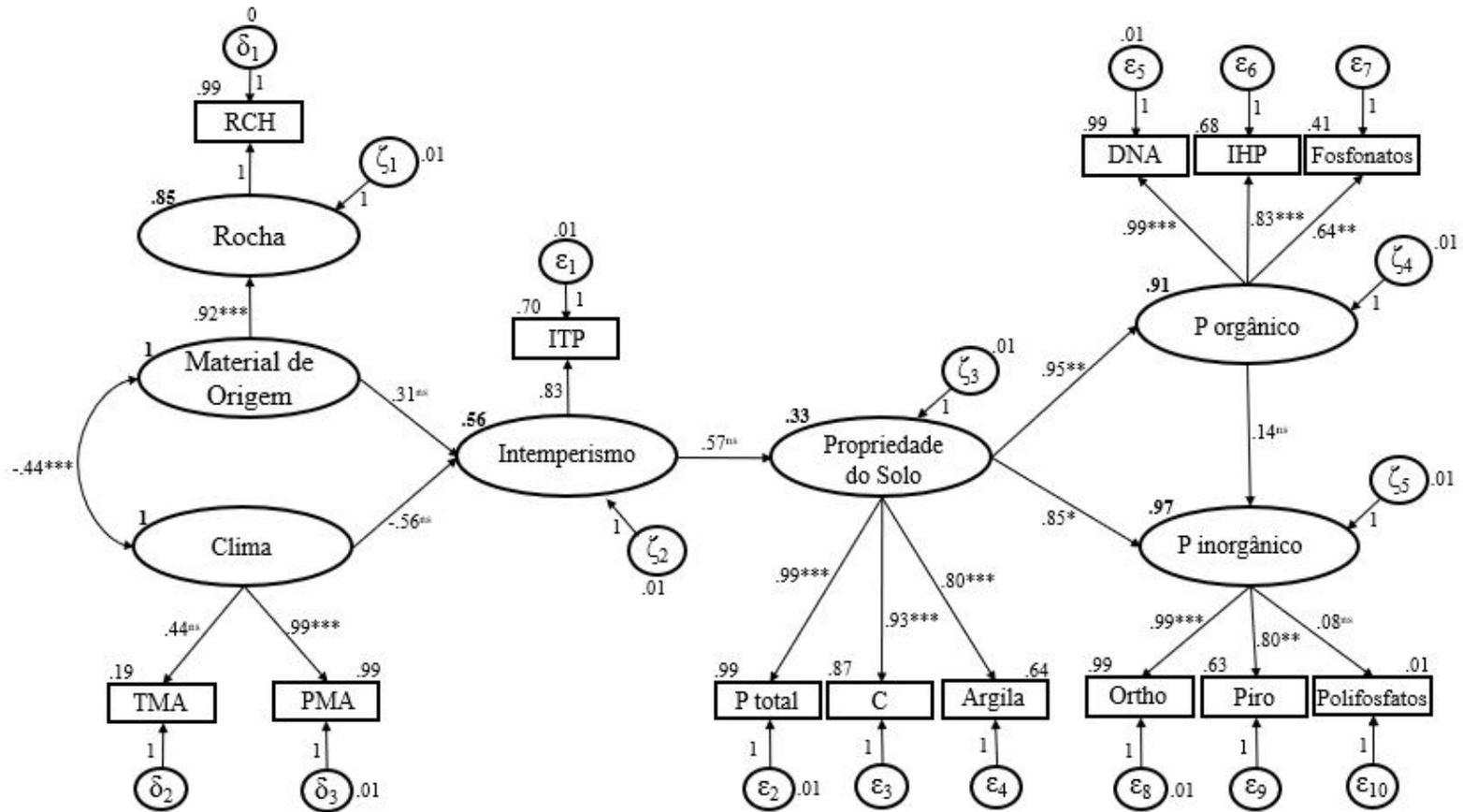


Figura 2. Modelo estrutural reespecificado A, para as relações entre espécies de P no solo (^{31}P RMN) e fatores edafoclimáticos. Variáveis latentes: Clima (TMA = temperatura média anual; PMA = precipitação média anual), Material de Origem - Rocha (RCH), Intemperismo (ITP), Propriedades do Solo (P total; C; argila), espécies de P_o (DNA; IHP = hexaquisfosfatos de inositol; Fosfonatos) e P_i (Ortho = ortofosfato; Piro = pirofosfato; Polifosfatos), dados de McDowell et al. (2007); Turner et al. (2007; 2014). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_4 , ϵ_1 - ϵ_9 , ζ_1 - ζ_3) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $\chi^2 = 78.80$; $df = 64$; $P = 0.117$; Parâmetro = 21; $n = 40$.

Para o modelo estrutural reespecificado B (Figura 3), houve uma mudança de posição do *pool* intemperismo, que passou a constituir o *pool* material de origem junto com o *pool* rocha. As relações de causa-efeito demonstraram que, o *pool* de P_i foi direta e positivamente dependente do *pool* de P_o , teve efeitos positivos direta e indiretamente (via P_o) do *pool* propriedades do solo, efeitos indiretos (via propriedade do solo) positivo do *pool* material de origem e negativo do *pool* do clima, causando um efeito geral positivo $\beta = 0.73$. O modelo explicou 97% da variância (R^2) do *pool* de P_i (Figura 3). Um melhor ajuste do modelo foi possível com a adição de uma relação de covariância entre as variáveis latentes exógenas clima e material de origem. Uma única solução para o modelo foi encontrada através da fixação em 0% da variável de erro δ_1 associada à variável mensurável RCH, e em 1% dos erros δ_2 e δ_4 associados respectivamente às variáveis mensuráveis ITP e PMA, dos erros ε_1 , ε_4 , e ε_7 associados respectivamente às variáveis mensuráveis P total, DNA e *ortho*-P e dos erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 , ζ_4 e ζ_5 associados respectivamente aos *pools* rocha, intemperismo, propriedade do solo, P_o e P_i .

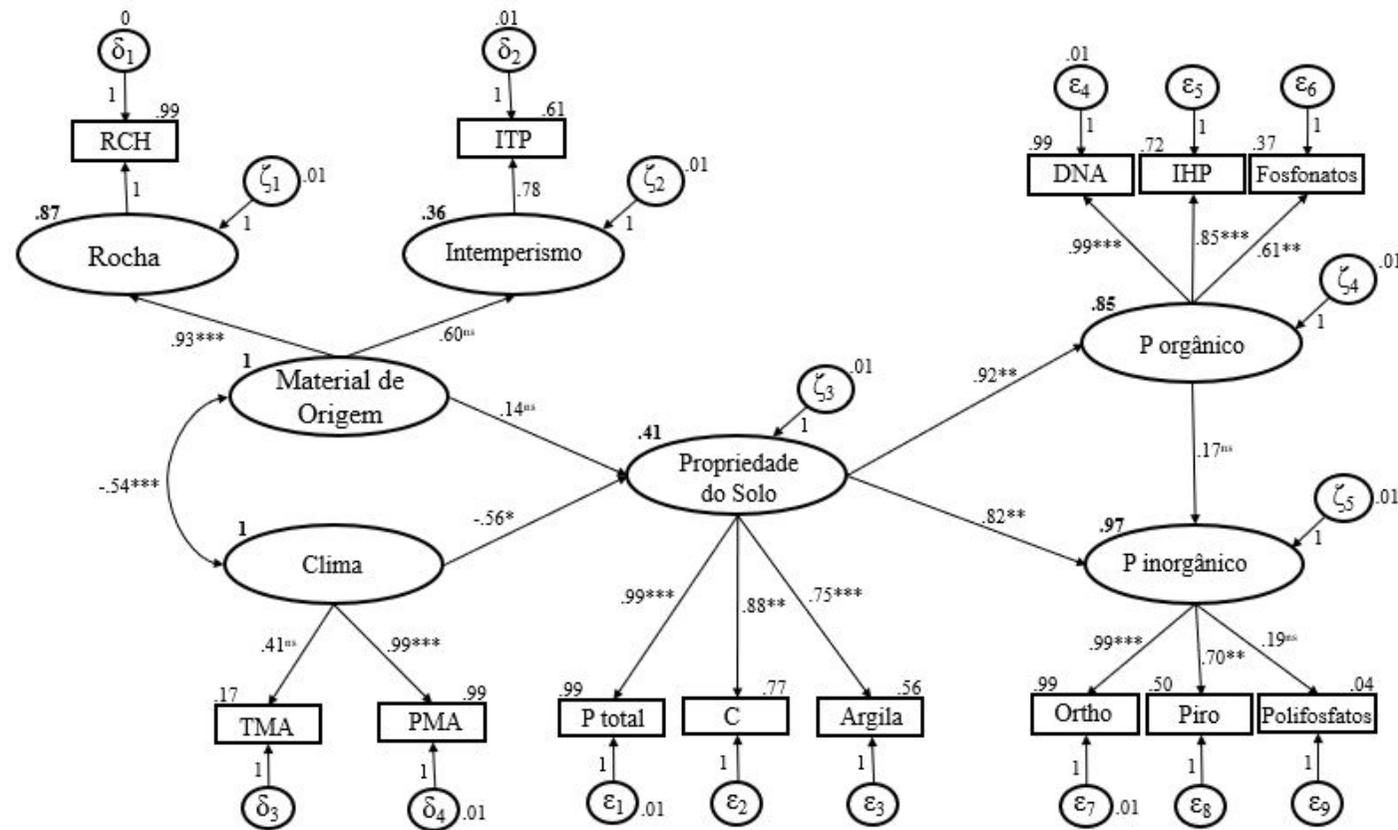


Figura 3. Modelo estrutural reespecificado B, para as relações entre espécies de P no solo (^{31}P RMN) e fatores edafoclimáticos. Variáveis latentes: Clima (TMA = temperatura média anual; PMA = precipitação média anual), Material de Origem - Rocha (RCH); - Intemperismo (ITP), Propriedades do Solo (P total; C; argila), espécies de P_o (DNA; IHP = hexaquisfosfatos de inositol; Fosfonatos) e P_i (Ortho = ortofosfato; Piro = pirofosfato; Polifosfatos), dados de McDowell et al. (2007); Turner et al. (2007; 2014). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R² (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_4 , ϵ_1 - ϵ_9 , ζ_1 - ζ_3) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $X^2 = 77.75$; $df = 65$; $P = 0.133$; Parâmetro = 19; $n = 40$.

DISCUSSÃO

Confirmação do modelo estrutural

Com a confirmação do conceito teórico, os *pools* P_i e P_o podem ser representados por suas respectivas variáveis mensuráveis determinadas por espectroscopia de ^{31}P -RMN. Os modelos reespecificados (Figuras 2 e 3) representaram bem as interconexões entre os *pools* de P e os *pools* edafoclimáticos. O uso de variáveis latentes simplificou as demonstrações das variáveis mensuráveis dos ciclos do P, o que também facilitou a estimação e redução dos erros de medição. Com valores de *VE* e *CR* elevados, é possível presumir que uma única causa subjacente é consistente entre as correlações ou covariâncias dos indicadores, ou seja, todas as variáveis observadas representam de maneira consistente a mesma latente (Oliveira et al., 2018). O conjunto de parâmetros foi satisfatório (Tabela 2), validando os modelos reespecificados (Figuras 2 e 3).

Novos modelos podem ser elaborados e validados com a adição de outras variáveis não estudadas, como por exemplo, atribuir outras formas de divisão da variável categórica material de origem, ou adicionar outras formas de fonte de P no solo, como a biomassa microbiana. A previsão do complexo ciclo biogeoquímico do P ao longo da pedogênese não pode ser realizada por um único modelo, porém a ideia geral do modelo hipotético foi estabelecida, servindo como base para estudos futuros.

Modelo das interconexões entre o ciclo do P e a pedogênese

A simplificação dos modelos estruturais reespecificados (Figuras 2 e 3), e a demonstração simultânea das influências dos fatores pedogenéticos sobre os *pools* de P_o e P_i , foram os principais ganhos deste trabalho. Através da utilização da MEE com dados de compostos de P determinados por solução de espectroscopia de ^{31}P RMN em solos temperados, foi possível encontrar o ajuste de um modelo estrutural com variáveis latentes que identificou o quanto as relações entre os *pools* de P_o e P_i foram simultaneamente afetadas pelas variáveis pedogênicas. Os modelos estruturais reespecificados (Figuras 2 e 3) mostraram de maneira similar que, com

o passar do tempo, o *pool* propriedade do solo teve relações diretas e positivas sobre as espécies de P_o e P_i , atuando no aumento de P para a manutenção do elemento no ecossistema, coberto por florestas nativas e dunas. O *pool* material de origem teve uma relação indireta (via *pool* de propriedade do solo) positiva sobre as espécies de P (P_i e P_o), sugerindo que essas relações auxiliam no aumento de P no solo. A relação do *pool* clima foi indireta (via *pool* de propriedade do solo) e negativa sobre as espécies de P (P_i e P_o), indicando que o vínculo contribui para a redução da disponibilidade do elemento no sistema. Ao longo dos anos, o conjunto de todas essas relações possui forte influência, ou seja, explicam de forma satisfatória a variabilidade do *pool* P_o com valores de $R^2 = 91\%$ para o modelo A (Figura 2) e $R^2 = 85\%$ para o modelo B (Figura 3), e a variabilidade do *pool* P_i com valores de R^2 para ambos os modelos de 97% nos solos estudados.

A relação indireta (via *pool* propriedade do solo) positiva do *pool* intemperismo (modelo estrutural reespecificado A - Figura 2) e do *pool* material de origem (modelo estrutural reespecificado B - Figura 3) sobre as espécies de P (P_o e P_i), indica que, com o tempo, esses *pools* contribuem para o aumento da disponibilidade do elemento no solo. Durante a pedogênese, as transformações de P regulam o seu grau de disponibilidade em solos recentes e há um aumento do P lábil pela ocorrência do intemperismo de minerais primários e liberação de formas prontamente disponíveis para as plantas, como os ortofosfatos. À medida que ocorre o envelhecimento desse solo, há uma diminuição da concentração do P mineral, pois a taxa de perdas do elemento através do escoamento superficial supera a taxa de reabastecimento pelo intemperismo do material de origem, o que torna necessário o acesso às formas de P menos lábeis como as orgânicas e oclusas (Walker e Syers, 1976; Turner et al., 2014).

Ambos os modelos estruturais A e B (Figuras 2 e 3) mostraram que, tanto a covariação entre os *pools* clima e material de origem, quanto a relação direta entre os *pools* clima e propriedade do solo, foram negativas e com bons ajustes, e assim é possível afirmar que o clima dos ecossistemas estudados, representado por ambientes com elevada precipitação e temperaturas baixas, possui uma forte influência indireta negativa na disponibilidade de espécies de P_i e P_o no solo, havendo portanto, uma contribuição para a redução do elemento com o passar dos anos. Ao longo de uma escala de tempo, o clima de uma região pode influenciar

na sucessão ecológica e na velocidade de desenvolvimento do solo. Um ecossistema de clima temperado e úmido, ao longo de uma pedogênese, possui a princípio um desenvolvimento rápido, o que leva a um maior declínio de P total durante os primeiros anos, deixando os solos mais antigos com cerca de um oitavo da concentração de fósforo inicial (Turner et al., 2007). Ambientes com maiores precipitações diminuem as concentrações de P ligado ao Ca e aumentam as proporções de P oclusos, indicando um efeito direto tanto na pedogênese quanto nas transformações do P no solo (Ippolito et al., 2010).

Com o passar do tempo, os solos úmidos em zonas temperadas concentram a maior parte dos compostos de P em formas orgânicas ou oclusas (Walker e Syers, 1976; Cross e Schlesinger, 1995; McGroddy et al., 2008). Esse acúmulo pode ser observado nos dois modelos (Figuras 2 e 3) através do *pool* propriedade do solo, com os indicadores P total, C e argila. Os compostos orgânicos podem se ligar aos ácidos húmicos em extratos alcalinos ou aos minerais de argila, possibilitando se complexar e incorporar na conformação da MOS, proporcionando maior estabilidade e proteção física (Celi e Barberis, 2005; Gardner e Gunsch, 2017; Kleber e Lehmann, 2019). Os compostos de fosfonatos possuem uma ligação direta C-P e podem se ligar fortemente à argila. Sua decomposição é feita apenas por microrganismos procarióticos e eucariotos inferiores (Kononova e Nesmeyanova, 2002) que, em condições frias e úmidas, diminuem suas atividades podendo favorecer a presença e concentração desses compostos (Tate e Newman, 1982).

Nos modelos estruturais A e B (Figuras 2 e 3), o bom ajuste das análises de trilha e a alta explicação da variabilidade dos *pools* P_o e P_i são atribuídas às relações indiretas entre os *pools* clima, material de origem e intemperismo (A – Figura 2) e a única relação direta feita pelo *pool* propriedade do solo. A disponibilidade de P no solo é apresentada através do *pool* P_i , com a presença dos indicadores pirofosfato, ortofosfato e polifosfato. Nos estágios iniciais da pedogênese há uma alta concentração desses compostos (ortofosfato, pirofosfato e polifosfato), que vão diminuindo em solos mais antigos (Turner et al., 2014). No entanto, em alguns ecossistemas, com o desenvolvimento do solo, o pirofosfato exocelular pode ser protegido pela sorção em argilas e associação aos materiais húmicos, por meio da ação de microrganismos (Blanchar e Hossner, 1969), portanto, com o passar do tempo sua presença e concentração podem ser

atribuídas às ciclagens feitas pela biomassa microbiana (McDowell et al., 2007). Durante o desenvolvimento do solo, o ortofosfato aumenta por meio do intemperismo do material de origem, até um certo ponto em que essa fonte se torna menos abundante, resultando em menores acúmulos com o passar do tempo (McDowell et al., 2007). A espécie de polifosfato teve pouca influência na construção desse *pool* inorgânico, sua presença é mais acentuada em solos deficientes em P, através de atividade microbiana (Turner et al., 2003c; Condon et al., 1990).

Os modelos estruturais também apontaram a fraca dependência do *pool* P_i em relação ao *pool* P_o , indicando que essa relação é fundamental para o ajuste geral do modelo, mas a ação como fonte do *pool* P_o não é determinante para as transformações em P_i no sistema. Esse resultado sugere que, em ambientes temperados onde o suprimento de P_i é constante, ocorre pouca contribuição do processo de *turnover* microbiano, fenômeno que pode levar ao acúmulo de P_o na biomassa microbiana através da ação de imobilização. Essa concentração de formas orgânicas de P (monoéster e diéster), podem ser relacionadas à microbiota do solo, uma vez que são advindas de células microbianas e detritos de plantas (Turner et al., 2003). Em curto prazo, as formas orgânicas de P podem diminuir sua biodisponibilidade no solo (Wang et al., 2014) mas, com o passar do tempo, esse estoque do elemento pode ser essencial quando o abastecimento, através de fontes de P_i , é limitado. Ao longo do desenvolvimento do solo, grande parte das formas orgânicas de P estão contidas na biomassa microbiana (Turner et al., 2013), conforme o solo envelhece, os microrganismos podem sofrer transformações, impulsionadas por ambientes com déficit de P, que podem disponibilizar algumas espécies do elemento no sistema (Jangid et al., 2013; Turner et al., 2014), essa situação também pode explicar a baixa influência de formas orgânicas de P sobre a construção do *pool* P_i apresentada pelos modelos estruturais (Figuras 2 e 3).

Durante a pedogênese, os solos sofrem alterações químicas, físicas e biológicas modificando o teor de P presente. Solos mais jovens apresentam maiores acúmulos de P em solução advinda do próprio material de origem e, ao longo do intemperismo, esses teores decrescem em função do ciclo biogeoquímico do solo (ex. imobilização). Assim, a importância da compreensão dessas espécies de P no solo se tornam essenciais visto sua especificidade, como exemplo, os

monoésteres são mais comumente encontrados no solo pois são espécies mais estáveis, recalcitrantes e menos susceptíveis à mineralização (Turner et al., 2002). Entretanto, espécies como DNA, RNA e fosfolipídios (diésteres), representam um *pool* mais lábil de P_o e potencialmente mineralizável (Makarov et al., 2002).

Novos modelos podem ser elaborados e assim melhorar a compreensão das contribuições de cada *pool* e suas efetivas participações na disponibilidade de P ao longo da formação do solo. Como exemplo, a adição ao modelo estrutural de variáveis capazes de demonstrar as relações de dreno das plantas e as relações de fonte através de *turnover* das raízes, da serrapilheira e biomassa microbiana. Essas relações poderão influenciar de maneira direta os processos de transformação e disponibilização do P, pois com o envelhecimento do solo, ocorre um aumento da relação C:P proveniente dos substratos de serrapilheira, através da formação de matéria orgânica e humos. Essa relação leva à redução do P disponível através da manutenção da comunidade microbiana fazendo com que ele seja imobilizado, prejudicando a mineralização do nutriente (Vitousek, 2004; Izquierdo et al., 2013). Assim, a microbiota se torna um importante reservatório de P, que pode impulsionar as transformações do elemento durante todo o processo de desenvolvimento do ecossistema (Turner e Condrón, 2013).

CONCLUSÃO

Dois modelos estruturais com variáveis latentes foram validados, e demonstraram, de forma simultânea, as influências do processo de pedogênese sobre a disponibilidade das espécies de P (P_i e P_o) no solo, detectadas por ^{31}P -RMN em extratos de NaOH- Na_2 EDTA. Por meio das variáveis latentes houve a redução da complexidade do ciclo biogeoquímico, e mediante a variância de erro foi possível avaliar as influências de outras variáveis externas que podem influenciar nas latentes estudadas no sistema. Assim, foi possível observar as interconexões entre os processos de desenvolvimento do solo, caracterizados pelo material de origem, o clima, o intemperismo e as propriedades do solo, e suas influências na disponibilidade de P_i e P_o no ecossistema. Os modelos ajustados

demonstraram que, durante a pedogênese, as propriedades do solo são fundamentais para a manutenção das espécies de P no solo (P_i e P_o). Tanto o material de origem quanto o intemperismo auxiliaram no aumento da disponibilidade de P no solo. O clima em ambientes úmidos e temperados possui uma forte contribuição para a redução da disponibilidade de P no sistema. Houve uma fraca dependência do *pool* P_i em relação ao *pool* P_o , demonstrando a assimilação de possíveis variáveis que podem estar influenciando nessa relação, como por exemplo, a microbiota do solo. O ajuste geral do modelo estrutural pode ser melhorado, através da adição de variáveis latentes que consideram a planta como dreno do sistema ou as entradas de P através do *turnover* de raízes, serrapilheira e biomassa microbiana, aumentando a compreensão do processo pedogenético na disponibilidade do elemento no solo.

REFERÊNCIAS

- Barrow, N., (1983). A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal of Soil Science*, 34 (4), 733-750. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01068.x>.
- Blanchar, R.W., Hossner, L.R., (1969). Hydrolysis and sorption of ortho-pyro-tripoly- and trimetphosphate in 32 Midwestern soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 33, 622–625. <https://doi.org/10.2136/sssaj1969.03615995003300040037x>.
- Bentler, P.M., (2005). EQS 6 Structural equations program manual. Version 6. University of California, Los Angeles.
- Byrne, B.M., (2009). *Structural equation modeling with AMOS: basic concepts, applications and programming*, second ed. Routledge, New York.
- Cade-Menun, B.J., Preston, C.M., (1996). A Comparison of soil extraction procedures for ^{31}P NMR spectroscopy. *Soil Sci.*, 161, 770– 785. <https://doi.org/10.1097/00010694-199611000-00006>.
- Celi, L., Barberis, E., (2005). Abiotic stabilization of organic phosphorus in the environment. In: Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D.S. (Eds.), *Organic Phosphorus in the Environment*. CABI Publishing Wallingford, pp. 113–132.
- Condon, L.M., Moir, J.O., Tiessen, H., Stewart, J.W.B., (1990). Critical evaluation of methods for determining total organic phosphorus in tropical soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1261–1266.

- Condrón, L.M., Newman, S., (2011). Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. *J Soils Sediments*, 11:830–840. DOI 10.1007/s11368-011-0363-2.
- Crews, T.E., Kitayama, K., Fownes, J.H., Riley, R.H., Herbert, D.A., Mueller-Dombois, D., Vitousek, P.M., (1995). Changes in soil phosphorus fractions and ecosystem dynamics across a long chronosequence in Hawaii. *Ecology* 76:1407–1424. <https://doi.org/10.2307/1938144>.
- Cross, A.F., Schlesinger, W.H., (1995). A literature review and evaluation of the Hedley fractionation - Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64 (3-4), 197-214. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4).
- Damon, P.M., Bowden, B., Rose, T., Rengel, Z., (2014). Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. *Soil Biol. Biochem.*, 74, 127–137, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.003>.
- Deiss, L., Moraes, A., Maire, V., (2018). Environmental drivers of soil phosphorus composition in natural ecosystems. *Biogeosciences*, 15, 4575–4592, 2018. <https://doi.org/10.5194/bg-15-4575-2018>.
- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F.T., Gallardo, A., et al., (2013). Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. *Nature*, 502, 672-676. <https://doi.org/10.1038/nature12670>.
- Dixon, J.L., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., (2016). Climate-driven thresholds for chemical weathering in postglacial soils of New Zealand. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 121 (9), 1619-1634. <https://doi.org/10.1002/2016JF003864>.
- Eisenhauer, N., Bowker, M.A., Powell, J.R., (2015). From patterns to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*, PEDOB1 50427 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.03.002>.
- Feng, J., Turner, B.L., Lü, X., Chen, Z., Wei, K., Tian, J., Wang, C., Luo, W., Chen, L., (2016). Phosphorus transformations along a large-scale climosequence in arid and semi-arid grasslands of northern China. *American Geophysical Union Journal*. doi: 10.1002/2015GB005331.
- Gardner, C. M., Gunsch, C. K., (2017). *Adsorption capacity of multiple DNA sources to clay minerals and environmental soil matrices less than previously estimated*. *Chemosphere*, v. 175, pp 45-51. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.030>.
- Gama-Rodrigues, A.C., Sales, M.V.S., Silva, P.S.D., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., (2014). An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. *Biogeochemistry*, 118:453-469. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9946-x>.
- Grace, J.B., (2006). *Structural Equation Modeling and Natural Systems*. Cambridge University Press, Cambridge. doi.org/10.1017/CBO9780511617799.
- Grace, J.B., Bollen, K.A., (2006). The interface between theory and data in structural equation models. U. S. Geological Survey Open-File Report, 1363, 33 p.
- Grace, J.B., Bollen, K.A., (2008). Representing general theoretical concepts in structural equation models: the role of composite variables. *Environ. Ecol. Stat.* 15, 191–213. <https://doi.org/10.1007/s10651-007-0047-7>.

- Grace, J.B., Adler, P.B., Harpole, W.S., Borer, E.T., Seabloom, E.W., (2014). Causal networks clarify productivity–richness interrelations, bivariate plots do not. *Functional Ecology* 2014, 28, 787–798. doi: 10.1111/1365-2435.12269.
- Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, E., Tathan, R.L., (2009). *Multivariate data analysis*. Translation: Adonai Schlup Sant’Anna, 6. ed., Bookman, Porto Alegre.
- Hedin, L.O., Vitousek, P.M., Matson, P.A., (2003). Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology* v. 84: 9 , 2231-2255. <https://doi.org/10.1890/02-4066>.
- Hou, E., Chen, C., Kuang, Y., Zhang, Y., Heenan, M., Wen, D., (2016). A structural equation model analysis of phosphorus transformations in global unfertilized and uncultivated soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 30, 1300-1309. doi: 10.1002/2016GB005371.
- Hou, E., Chen, C., Luo, Y., Zhou, G., Kuang, Y., Zhang, Y., Heenan, M., Lu, X., Wen, D., (2018). Effects of climate on soil phosphorus cycle and availability in natural terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, vol. 24, issue 8. Doi: 10.1111/gcb.14093.
- Iacobucci, D., (2009). Everything you always wanted to know about SEM (structural equations modeling) but were afraid to ask. *Journal of Consumer Psychology*, 19, 673-680. doi: 10.1016/j.jcps.2009.09.002.
- Ippolito, J., Blecker, S., Freeman, C., McCulley, R., Blair, J., Kelly, E., (2010). Phosphorus biogeochemistry across a precipitation gradient in grasslands of central North America, *J. Arid Environ.*, 74(8), 954-961. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.01.003>.
- Izquierdo, J.E., Houlton, B.Z., van Huysen, T.L., (2013). Evidence for progressive phosphorus limitation over long-term ecosystem development: Examination of a biochemical paradigm. *Plant Soil*. doi:10.1007/s11104-013-1683-3.
- Jangid, K., Whitman, W.B., Condron, L.M., Turner, B.L., Williams, M.E., (2013). Bacterial community composition during pedogenesis along a coastal dune system under lowland temperate rainforest in New Zealand. *Plant Soil* 367:235–247, doi: 10.1007/s11104-013-1720-2.
- Jenny, H., 1941. *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. Dover. New York - USA.
- Kleber, M., Lehmann, J., (2019). Humic Substances Extracted by Alkali Are Invalid Proxies for the Dynamics and Functions of Organic Matter in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Journal of Environment Quality*, 48(2), 207. doi:10.2134/jeq2019.01.0036.
- Kononova, S.V., Nesmeyanova, M.A., (2002). Phosphonates and their degradation by microorganisms. *Biochemistry (Moscow)*, 67, 184- 195. DOI:10.1023 /a:1014409929875.
- Makarov, M.I., Haumaier, L., Zech, W., (2002). Nature of soil organic phosphorus: An assessment of peak assignments in the diester region of ³¹P NMR spectra. *Soil Biol. Biochem.* 34:1467– 1477. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00091-3).
- McDowell, R.W., Cade-Menun, B., Stewart, I., (2007). Organic phosphorus speciation and pedogenesis: analysis by solution ³¹P nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Eur J Soil Sci* 58:1348–1357. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00933.x>.

- McGroddy, M.E., Silver, W.L., Oliveira, R.C., Mello, W.Z., Keller, M., (2008). Retention of phosphorus in highly weathered soils under a lowland Amazonian forest ecosystem, *J. Geophys. Res-Biogeoe.*, 113(G4), 608-615. <https://doi.org/10.1029/2008JG000756>.
- Noack, S.R., McLaughlin, M.J., Smernik, R.J., McBeath, T.M., Armstrong, R.D., (2012). Crop residue phosphorus: Speciation and potential bio-availability, *Plant Soil*, 359, 375–385, <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1216-5>.
- Oliveira, P.H.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., (2018). Litter and soil-related variation in functional group abundances in cacao agroforests using structural equation modeling. *Ecological Indicators*, 84, 254–262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.030>.
- Parfitt, R.L., Ross, D.J., Coomes, D.A., Richardson, S.J., Smale, M.C., Dahlgren, R.A., (2005). N and P in New Zealand soil chronosequences and relationships with foliar N and P. *Biogeochemistry* 75:305-328. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-7790-8>.
- Richardson, A.E., (2005). Utilization of soil organic phosphorus by higher plants. Organic phosphorus in the environment. Pages 165–184 in B. L. Turner, E. Frossard, and D. S. Baldwin, editors. *Organic phosphorus in the environment*. CABI, Wallingford, UK. DOI: 10.1079/9780851998220.0000.
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., Oliveira, P.H.G., (2015). Respecification of structural equation models for the P cycle in tropical soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* 102:1–16. doi:10.1007/s10705-015-9706-5.
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., (2017). Structural equation modeling for the estimation of interconnections between the P cycle and soil properties. *Nutr Cycl Agroecosyst*. DOI 10.1007/s10705-017-9879-1.
- Schachtman, D.P., Reid, R.J., Ayling, S.M., (1998). Phosphorus Uptake by Plants: From Soil to Cell. *Plant Physiology*, 116 (2) **447 - 453**; DOI:10.1104/pp.116.2.447.
- Siebers, N., Sumann, M., Kaiser, K., Amelung, W., (2017). Climatic effects on phosphorus fractions of native and cultivated north American grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (2), 299-309. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.06.0181>.
- Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C., (1998). Phosphorus Loss in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research. *Journal of Environmental Quality*, 27 (2), 277-293. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020006x>.
- Tate, K.R., Newman, R.H., (1982). Phosphorus fractions of a climosequence of soils in New Zealand tussock grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 191–196. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90022-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90022-0).
- Turner, B.L., Paphazy, M.J., Mckelvie, I.D., (2002). Inositol phosphates in the environment, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, 357, 449–469, doi: 10.1098/rstb.
- Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., Westermann, D.T., (2003). Organic Phosphorus Composition and Potential Bioavailability in Semi-Arid Arable Soils of the Western United States, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67, 1168-1179, doi: 10.2136/sssaj2003.1168.

- Turner, B.L., Mahieu, N., Condon, L.M., (2003b). Phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectral assignments of phosphorus compounds in soil NaOH-EDTA extracts. *Soil Sci Soc Am J*, 67 (2), 497-510.
- Turner, B.L., Mahieu, N., Condon, L.M., (2003c). Quantification of myo-inositol hexakisphosphate in alkaline soil extracts by solution ³¹P NMR spectroscopy and spectral deconvolution. *Soil Sci* 168:469-478. doi: 10.1097/01.ss.0000080332.10341.ed.
- Turner, B.L., Richardson, A.E., (2004). Identification of scyllo-inositol phosphates in soils by solution phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Soil Sci Soc Am J* 68 (3), 802-808. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.8020>.
- Turner, B.L., Condon, L.M., Richardson, S.J., Peltzer, D.A., Allison, V.J., (2007). Soil organic phosphorus transformations during pedogenesis. *Ecosystems*, 10, 1166–1181. doi: 10.1007/s10021-007-9086-z.
- Turner, B.L., Engelbrecht, B.M.J., (2011). Soil organic phosphorus in lowland tropical rain forests. *Biogeochemistry*, 103, 297-315. doi: 10.1007/s10533-010-9466-x.
- Turner, B.L., Condon, L.M., (2013). Pedogenesis, nutrient dynamics, and ecosystem development: the legacy of T.W. Walker and J.K. Syers. *Plant Soil* 367:1–10. DOI 10.1007/s11104-013-1750-9.
- Turner, B.L., Lambers, H., Condon, L.M., Cramer, M.D., Leake, J.R., Richardson, A.E., Smith, S.E., (2013). Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. *Plant Soil*. doi:10.1007/s11104-012-1493-z.
- Turner, B.L., Wells, A., Condon, L.M., (2014). Soil organic phosphorus transformations along a coastal dune chronosequence under New Zealand temperate rain forest, *Biogeochemistry*, 121, 595–611. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0025-8>.
- Viana, T.O., Gama-Rodrigues, A., Gama-Rodrigues, E.F., Aleixo, S., Moreira, R.V.S., Sales, M.V.S., Marques, J.R.B., (2018). Phosphorus transformations in alfisols and ultisols under different land uses in the atlantic forest region of Brazil. *Geoderma Regional*, 14, e00184. doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00184.
- Vitousek, P.M., (2004). *Nutrient cycling and limitation*. Princeton University Press, Princeton.
- Vitousek, P.M., Porder, S., Houlton, B.Z., Chadwick, O.A., (2010). Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 20 (1), 5-15. DOI: 10.1890/08-0127.1.
- Walker, T.W., Syers, J.K., (1976). The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15 (1), 1-19. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(76\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(76)90066-5).
- Wang, C., Wang, X., Liu, D., Wu, H., Lü, X., Fang, Y., Cheng, W., Luo, W., Jiang, P., Shi, J., Yin, H., Zhou, J., Han, X., Bai, E., (2014). Aridity threshold in controlling ecosystem nitrogen cycling in arid and semi-arid grasslands, *Nat. commun.*, 5. doi:10.1038/ncomms5799.
- Wardle, D., Walker, L., Bardgett, R., (2004). Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science*, 305(5683), 509. DOI: 10.1126/science.1098778.
- Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D., Tanneberger, F., (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550. <https://doi.org/10.1038/nature03950>.

- West, S.G., Finch, J.F., Curran, P.J., (1995). Structural equation models with nonnormal variables: Problems and remedies. In R. H. Hoyle (Ed.), *Structural equation modeling: Concepts, issues, and applications* (pp. 56–75). Thousand Oaks, CA: Sage.
- Yang, X., Post, W.M., (2011). Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. *Biogeosciences*, 8, 2907–2916, <https://doi.org/10.5194/bg-8-2907-2011>.

3.3. COMPREENSÃO INTEGRADA DAS ESTRATÉGIAS DAS PLANTAS PARA A AQUISIÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS DA FLORESTA AMAZÔNICA ATRAVÉS DE REDES CAUSAIS

RESUMO

O objetivo do trabalho foi aplicar a modelagem de equações estruturais (MEE) no desenvolvimento de modelos hipotéticos capazes de integrar as estratégias de absorção de P pelas plantas em ambientes com déficit do elemento, proporcionando uma visão holística do sistema. Foram elaborados seis modelos estruturais utilizando dados da literatura de um experimento realizado em latossolos da Floresta Amazônica, no Brasil. Os modelos estruturais foram ajustados satisfatoriamente, apesar de alguns construtos não atingirem o índice de confiabilidade. No modelo A, 20% da variabilidade da variável apenas conceitual (sem variáveis mensuráveis) estratégias de absorção de P conseguiu ser explicada pelo *pool* P do solo, composto pelos *pools* P orgânico (P_o), P inorgânico (P_i) e P ocluso. Os modelos B e C ajudaram a confirmar as relações e propostas desenvolvidas nos outros modelos e a demonstrar que influências externas estão atuando no sistema estudado. A reespecificação C1 revelou que as estratégias para a absorção de P em solos com déficit do elemento são voltadas para a absorção do P_o . Esse *pool* P_o teve como indicadores as variáveis NaOH- P_o e NaHCO₃- P_o , e foi a principal fonte de P no ecossistema florestal. O *pool* absorção

biótica, caracterizado pela variável mensurável micorrizas arbusculares (MA) e o *pool* absorção fisiológica, caracterizado pela enzima *APase*, estão interligados pelo *pool* morfologia da raiz, tendo o comprimento específico da raiz (CER), a densidade do tecido radicular (DTR) e o diâmetro médio radicular (DMR) como indicadores, e possuem correlação inversa, ou seja, a planta não investe em todas as estratégias simultaneamente. Na reespecificação C2, as variáveis respostas passaram a ser os *pools* absorção biótica e absorção fisiológica, e suas principais relações confirmaram a forte influência do *pool* P_o sobre as variáveis MA e *APase*. O modelo alternativo D mostrou que apenas as formas de P (P_o , P_i e P ocluso) possui uma alta explicação do P disponível, porém, não houve uma boa explicação das variáveis respostas (*pools* absorção biótica e fisiológica). Com os submodelos foi possível observar a evolução no processo de desenvolvimento dos modelos estruturais. É importante mais investigações para entender como funcionam as estratégias de absorção de P_o no ecossistema solo-rizosfera da Floresta Amazônica, como a construção de novos modelos com adição de novas variáveis, como por exemplo, a atividade microbiana.

Palavras chave: P orgânico, estratégias de absorção de P, modelos estruturais, Floresta Amazônica.

ABSTRACT

INTEGRATED UNDERSTANDING OF PHOSPHORUS ACQUISITION STRATEGIES IN SOILS OF THE AMAZON FOREST THROUGH CAUSAL NETWORKS

The objective of the work was to apply structural equation modeling (SEM) in the development of hypothetical models capable of integrating P absorption strategies by plants in environments with element deficit, providing a holistic view of the system. Six structural models were elaborated using data from the literature of an experiment carried out in oxisols of the Amazon rainforest, in Brazil. The structural

models were adjusted satisfactorily, although some constructs did not reach the reliability index. In model A, 20% of the variability of the only conceptual variable (without measurable variables) P absorption strategies managed to be explained by the soil P pool, composed of the organic P (P_o), inorganic P (P_i) and occlusive P pools. Models B and C helped to confirm the relationships and proposals developed in the other models and to demonstrate that external influences are acting in the studied system. The C1 re-specification revealed that the strategies for the absorption of P in soils with deficit of the element, are focused on the absorption of P_o . This P_o pool had as indicators the variables $\text{NaOH-}P_o$ and $\text{NaHCO}_3\text{-}P_o$, and was the main source of P in the forest ecosystem. The Biotic Absorption pool, characterized by the measurable arbuscular mycorrhizae (MA) variable and the Physiological Absorption pool, characterized by the APase enzyme, are interconnected by the Root Morphology pool, having the specific root length (CER), the density of the root tissue (DTR) and mean root diameter (DMR) as indicators, and have an inverse correlation, that is, the plant does not invest in all strategies simultaneously. In the C2 re-specification, the response variables became the Biotic Absorption and Physiological Absorption pools, and their main relationships confirmed the strong influence of the P_o pool on the MA and APase variables. The alternative model D showed that only the forms of P (P_o , P_i and P occluded) have a high explanation of the available P, but there was no good explanation of the response variables (Biotic and Physiological Absorption pools). With the Submodels it was possible to observe the evolution in the process of development of the structural models. Further investigation is important to understand how P_o absorption strategies work in the soil-rhizosphere ecosystem of the Amazon rainforest, such as the construction of new models with the addition of new variables, such as microbial activity.

Keywords: Organic P, P absorption strategies, structural models, Amazon rainforest.

INTRODUÇÃO

A rica biodiversidade do ecossistema florestal amazônico é fundamental para o controle de diversos ciclos biogeoquímicos terrestres. Seus solos são altamente diversos em tipos, morfologia e propriedades químicas e físicas, com cerca de 30% representados pela classe dos latossolos (Malhi e Wright, 2004; Quesada et al., 2009a; Quesada et al., 2011). Os latossolos são caracterizados por sofrerem forte intemperismo, normalmente encontrados em ambientes tropicais, profundos, com alta umidade e boa drenagem (Quesada et al., 2011). Por liberarem uma pequena fração de fósforo (P) através do intemperismo, e possuírem alta capacidade de adsorção do elemento, os latossolos da Floresta Amazônica são caracterizados como solos com alto déficit de P (Driessen et al., 2001; de Mesquita Filho e Torrent, 1993; Quesada et al., 2011).

Durante o processo de pedogênese, o P mineral (P_i) prontamente disponível no solo tende a diminuir, havendo aumentos nos acúmulos de formas residuais e orgânicas (P_o) (Walker e Syers, 1976). Assim, em florestas tropicais, com o passar do tempo, as frações de P orgânico (P_o) se tornam cada vez mais importantes para a manutenção do sistema, podendo ser as únicas fontes de P nesses solos. As entradas de P no ecossistema ocorrem através das plantas, animais e depósitos dos microrganismos (Rubaek e Sibbesen, 1993; Condrón et al., 2005; Bünemann e Condrón., 2007), assim, o teor de matéria orgânica do solo (MOS) controla a quantidade de P_o acumulado, quando há aumentos na MOS também aumenta o P_o . Fator positivo para os latossolos, que possuem a capacidade de armazenar a MOS através do predomínio de interações organominerais e ampla profundidade (Dick et al., 2005; Zinn et al., 2007).

Em ambientes com deficiência de P, as plantas precisam criar adaptações radiculares capazes de absorver os compostos de P_o , fundamentais para se alcançar a sustentabilidade do ecossistema (Guilbeault-Mayers et al., 2020). É importante compreender como as florestas tropicais conseguem se manter, mesmo com restrição na disponibilidade de P no solo, o que resolveria a problemática do elemento. Dessa forma, as plantas desenvolveram algumas estratégias capazes de obter as reservas de P no solo, tais como, as estratégias morfológicas

radiculares, como o comprimento específico da raiz, a ramificação da raiz, e o aumento do comprimento e da frequência dos pelos radiculares, resultando em aumento da área específica explorada do solo (Vance et al., 2003; Postma et al., 2014; Haling et al., 2018). Também existem as estratégias fisiológicas que alteram as atividades enzimáticas, como o aumento da fosfatase, do carboxilato, e a liberação de prótons na região da rizosfera, dessa forma há uma mobilização de P_i e P_o moderadamente lábil (Hinsinger et al., 2003; Richardson e Simpson, 2011; Pang et al., 2018). E por fim, as estratégias bióticas, que incluem as simbioses com fungos micorrízicos arbusculares (FMA), em que as hifas podem acessar o P_i lábil e explorar microporos que o sistema radicular não consegue alcançar (Clark e Zeto, 2000; Smith et al., 2011; van der Heijden et al., 2015). Como também os FMA podem usar exoenzimas para acessar fontes orgânicas de P (Turner, 2008).

Priorizar estudos que visam explorar mecanismos que possuem melhores eficiências no uso do P pelas plantas são essenciais, principalmente os meios para a aquisição do P_o no solo (Dodd e Sharpley, 2015; Cade-Menun, 2017). O estudo de Lugli et al. (2019) teve como objetivo compreender as estratégias das plantas para absorção de P em solos da Amazônia, que são conhecidos por possuírem baixa concentração do nutriente, incluindo as adaptações morfológicas, fisiológicas (atividades enzimáticas) e bióticas da rizosfera (associações micorrízicas - MA). Utilizando uma estatística bivariada, foram analisadas as relações entre as variáveis, concluindo que a morfologia da raiz e a exsudação da enzima *APase* são os principais mecanismos para melhor eficiência de absorção do P no solo, tanto a MA, quanto a hidrólise do P_o foram considerados mecanismos complementares para a aquisição do elemento. Entretanto, tomar como base apenas correlações bivariadas simples, que não são capazes de integrar todas as relações que influenciam nas características funcionais das raízes, não proporciona uma visão holística de todas as estratégias que podem ser usadas pelo sistema radicular para aumentar a obtenção do elemento no solo. Essa visão holística pode demonstrar de forma simultânea as interconexões que ocorrem nas plantas entre si e entre o ambiente subterrâneo (Wen et al., 2019).

A investigação desses complexos ciclos biogeoquímicos não é simples, e requer o uso de técnicas que possibilitem um panorama multivariado do sistema e que aponte meios para que hipóteses possam ser desenvolvidas. Nesse sentido, o

uso da Modelagem de Equações Estruturais (MEE) com variáveis latentes tem proporcionado importantes contribuições no entendimento do ciclo do P no solo através do fracionamento do elemento (Gama-Rodrigues et al., 2014; Costa et al., 2016; Sales et al., 2017; Viana et al., 2018). Contudo, nenhum desses estudos abordou as variáveis da planta, como por exemplo, a ocorrência de adaptações radiculares para melhorar a eficiência de absorção do elemento em ambientes deficientes. O uso da MEE para o aprofundamento desses estudos é uma novidade, que pode confirmar conceitos de maneira mais detalhada ou revelar hipóteses que ajudarão a compreender o funcionamento dos ecossistemas naturais e possibilitar a sustentabilidade dos sistemas produtivos.

Essa técnica estatística consegue integrar todas as variáveis que possam estar envolvidas no sistema em um modelo matemático simplificado, demonstrando todas as relações diretas e indiretas e conseqüentemente suas causas e efeitos que possam influenciar na explicação da variável resposta. A simplificação e integração dos fatores que podem influenciar as transformações de determinado ecossistema, é possível através da junção de variáveis mensuráveis com variáveis latentes (construtos) em um modelo hipotético (Grace e Bollen, 2006). As latentes são variáveis que não são medidas, portanto, conceituadas por meio da teoria sobre determinado tema, assim é possível a representação de causas subjacentes, o que pode aumentar a compreensão das interconexões relacionadas ao sistema solo-planta. Outra vantagem do uso dos construtos é a abordagem dos erros de medição, que podem acontecer durante a coleta de dados, mas que não são considerados nas análises estatísticas convencionais. Tanto o uso de variâncias de erros, quanto a adição de uma relação de covariação, viabiliza a descoberta de influências externas que não foram consideradas no modelo hipotético, mas que podem estar induzindo o modelo estrutural ajustado (Grace e Bollen, 2006; Hair et al., 2009).

A possibilidade de oferecer novas intuições sobre diversos eventos naturais, e assim testar novas hipóteses multivariadas, capturando a complexidade das redes biogeoquímicas através da apresentação de gráficos multidimensionais (Grace et al., 2014; Eisenhauer et al., 2015), faz da MEE um instrumento promissor, principalmente nos estudos do ciclo do P no solo, que necessitam de uma perspectiva holística das estratégias das raízes para melhorar a eficiência de

absorção do nutriente, sobretudo a obtenção do P_o . Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo geral testar modelos hipotéticos do ciclo do P utilizando o método da MEE com variáveis latentes para demonstrar as interconexões entre as estratégias radiculares para a absorção do P em ambientes com déficit do elemento. Dessa forma, dois processos foram utilizados para alcançar esses objetivos: (i) testar a hipótese de dependência entre os *pools* de P e o *pool* de morfologia da raiz; (ii) testar a hipótese de dependência entre o *pool* de morfologia da raiz, o *pool* absorção biótica e o *pool* absorção fisiológica.

Foram desenvolvidos quatro modelos estruturais teóricos (Figuras 1-4), com oito variáveis latentes (5 *pools* de P, um *pool* de morfologia da raiz, um *pool* de absorção biótica e um *pool* de absorção fisiológica). A integração desses fatores que são responsáveis por influenciar na dinâmica solo-planta para a aquisição de P no solo, permitirá uma compreensão holística das estratégias de absorção do elemento em ambientes da Floresta Amazônica, que possuem baixas concentrações do nutriente. Esse entendimento possibilitará maiores detalhes desse ciclo biogeoquímico, que podem resgatar hipóteses descartadas em pesquisas anteriores, sendo o principal ganho desse estudo. O primeiro modelo teórico (Figura 1) demonstra o quanto a latente (conceito teórico) de P é afetada pelo ciclo do P baseado no fracionamento de P no solo. A ideia do modelo baseou-se nos *pools* absorção biótica baseada nos FMA, absorção fisiológica baseada na atividade enzimática de raízes e morfologia da raiz baseado no comprimento, diâmetro e densidade de raízes, serem regulados pelo *pool* estratégias de absorção de P, e esse regulado pelo *pool* de frações de P no solo (P_o , P_i e P ocluso). O segundo modelo teórico (Figura 2) é uma derivação do primeiro modelo, ao qual a estratégia de absorção de P molda a morfologia da raiz e de maneira simultânea às absorções fisiológica e biótica, demonstrando a atuação em conjunto dos dois sistemas. O modelo teve como base os *pools* absorção biótica e absorção fisiológica serem regulados pelo *pool* morfologia da raiz, esse ser regulado pelo *pool* estratégias de absorção de P e esse dependente do *pool* de compostos de P no solo (P_o , P_i e P ocluso). O terceiro modelo teórico (Figura 3) apresenta o ciclo do P; a morfologia da raiz; a absorção biótica e a absorção fisiológica; a teoria do modelo consiste em que o *pool* P disponível é regulado pelos *pools* absorção biótica e absorção fisiológica, esses *pools* são regulados pelo *pool* morfologia da raiz, e

esse regulado pelas frações de P no solo (P_o , P_i e P ocluso). E por fim o quarto modelo teórico (Figura 4) é um modelo alternativo, com uma alteração na apresentação do ciclo do P; a teoria do modelo consiste em que os *pool/s* absorção biótica e absorção fisiológica são regulados pelo *pool* morfologia da raiz, esse é regulado pelo *pool* P disponível e esse é regulado pelas frações de P no solo (P_o , P_i e P ocluso).

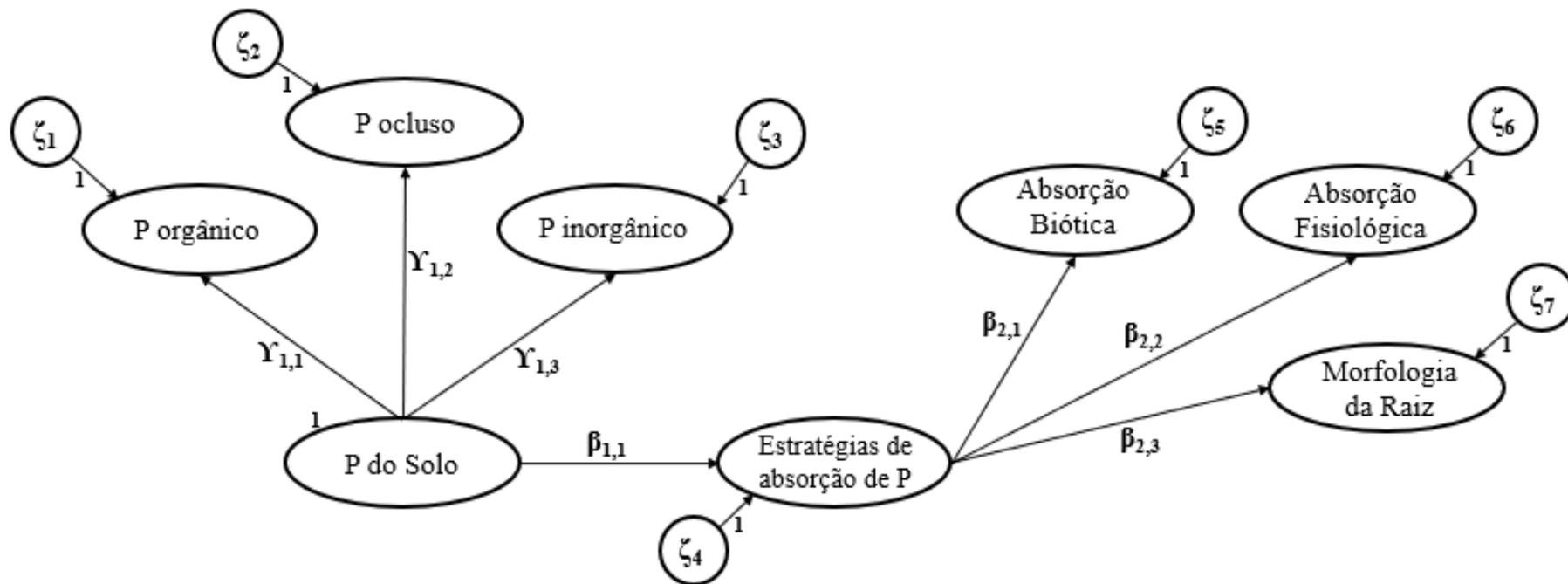


Figure 1. Modelo A: Modelo estrutural teórico da influência das frações de P no solo (fracionamento de Hedley (1982)) sobre as estratégias de absorção pelas plantas. Variáveis latentes são representadas em círculos ou elipses. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados ($P < 0,001$), com cargas fatoriais Y e β entre exógenas e endógenas; ζ são as variações de erro das variáveis latentes endógenas.

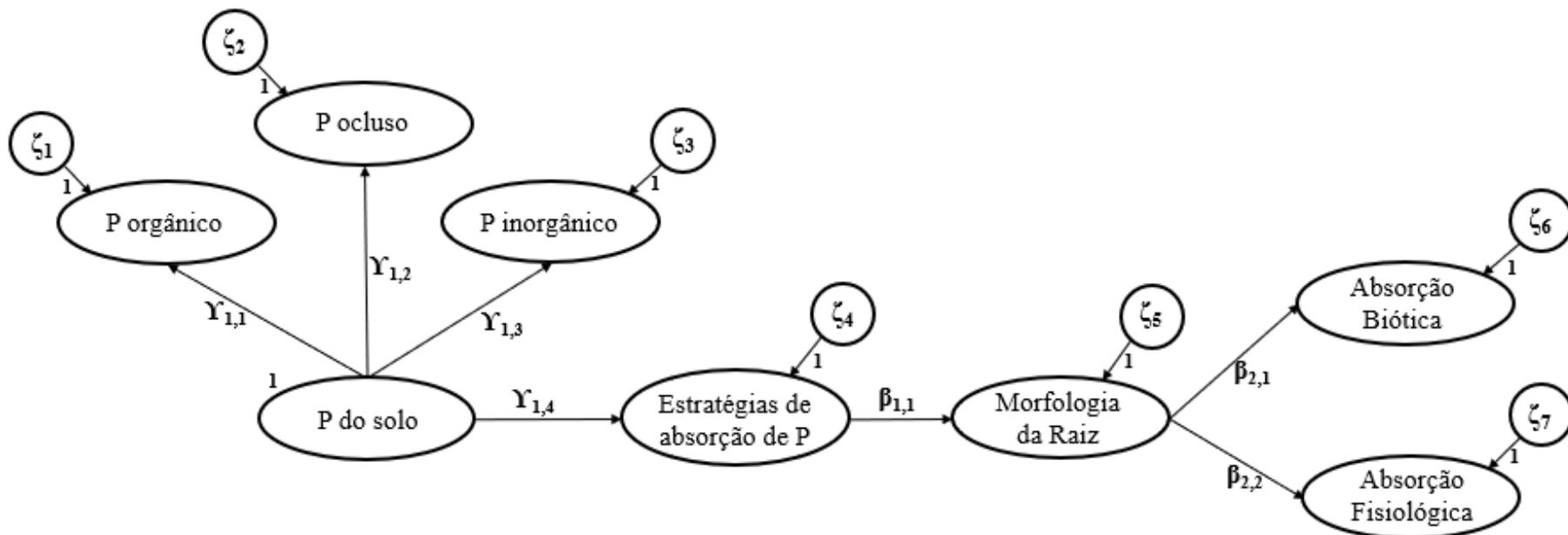


Figure 2. Modelo B: Modelo estrutural teórico da influência das frações de P no solo (fracionamento de Hedley (1982)) sobre as Estratégias de absorção de P: Morfologia da Raiz, Absorção Biótica e Fisiológica. Variáveis latentes são representadas em círculos ou elipses. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados ($P < 0,001$), com cargas fatoriais γ e β entre exógenas e endógenas; ζ são as variações de erro das variáveis latentes endógenas.

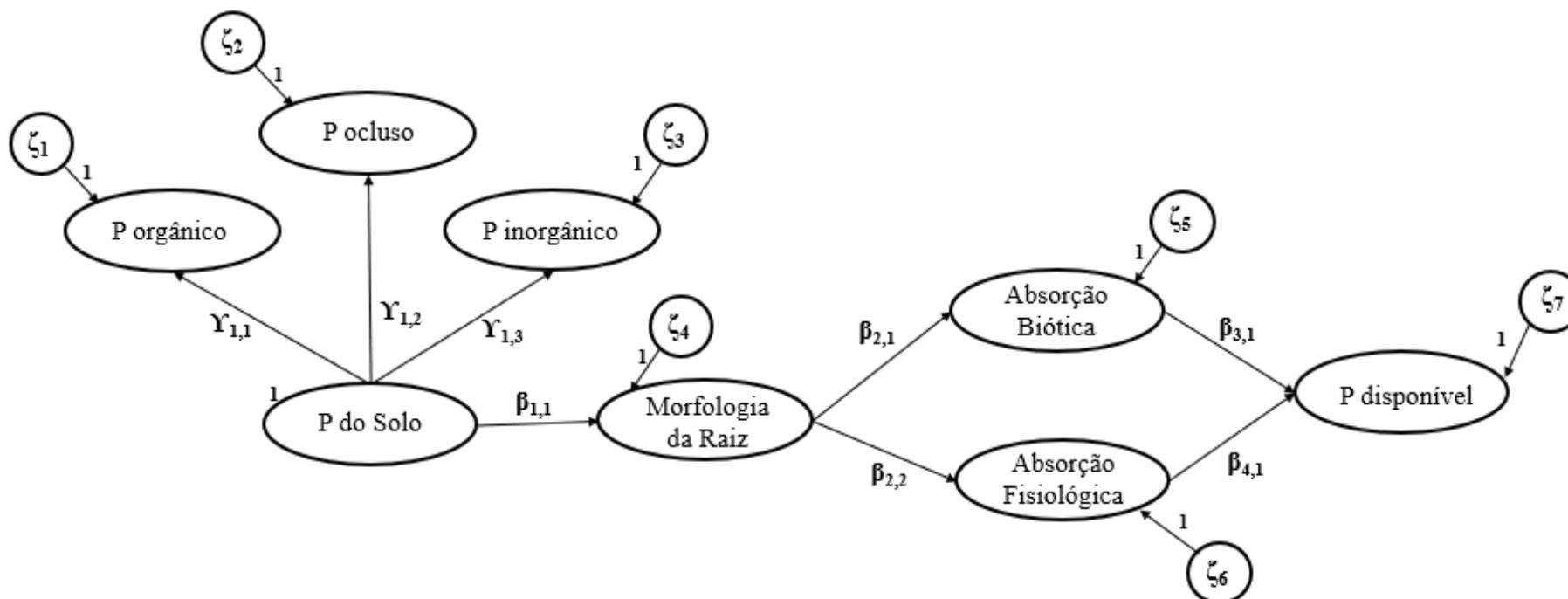


Figura 3. Modelo C: Modelo estrutural teórico da influência das frações de P no solo (fracionamento de Hedley (1982)) sobre a Morfologia da Raiz, a Absorção Biótica e Fisiológica e o P disponível. Variáveis latentes são representadas em círculos ou elipses. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados ($P < 0,001$), com cargas fatoriais γ e β entre exógenas e endógenas; ζ são as variações de erro das variáveis latentes endógenas.

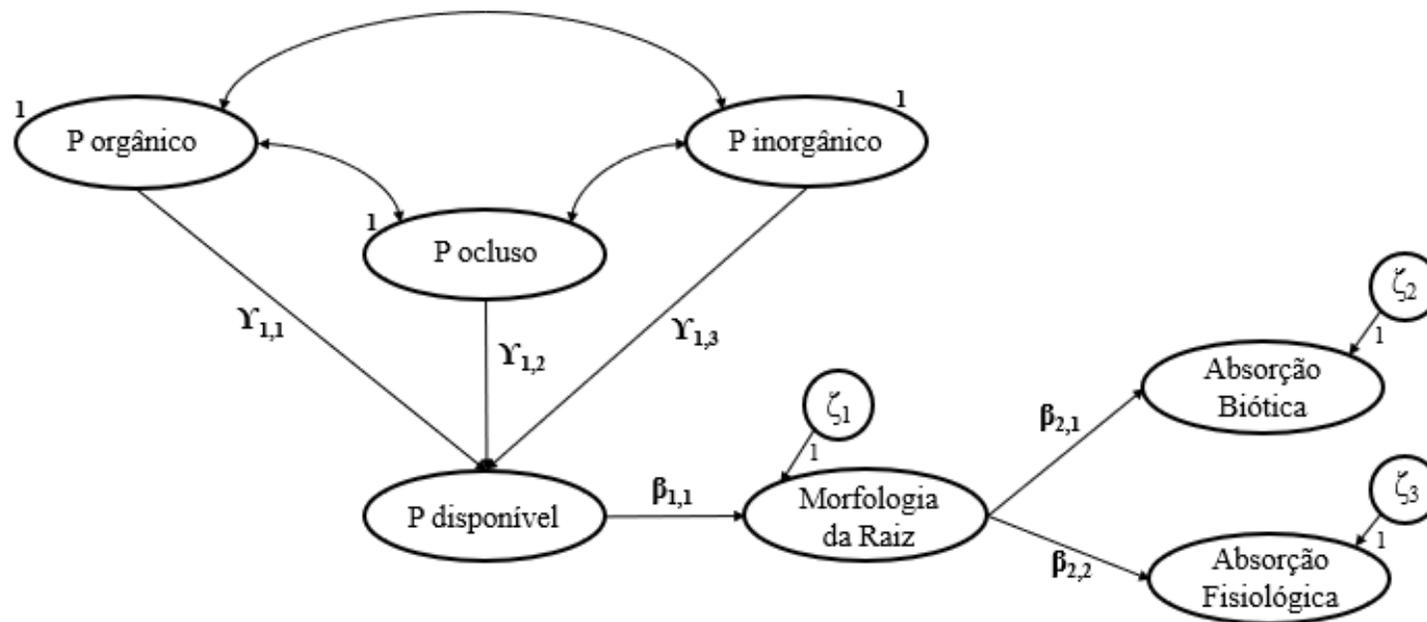


Figura 4. Modelo D: Modelo estrutural teórico alternativo da influência das frações de P no solo (fracionamento de Hedley (1982)) sobre o P disponível, e esse sobre a Morfologia da Raiz, a Absorção Biótica e Fisiológica. Variáveis latentes são representadas em círculos ou elipses. Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados ($P < 0,001$), com cargas fatoriais γ e β entre exógenas e endógenas; ζ são as variações de erro das variáveis latentes endógenas.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta dos dados

Os modelos estruturais foram construídos através dos dados de Lugli et al. (2019), coletados de latossolos sob uma floresta natural antiga de planície de terra firme, localizada no município de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil.

O estudo relacionou o fracionamento do P com algumas estratégias das plantas para a absorção em solos com baixos níveis do elemento. Foi utilizado o fracionamento de Hedley (Hedley, 1982) para a obtenção das frações (mg.kg^{-1}) de P orgânico (P_o), P inorgânico (P_i) e P ocluso. Para representar as diferentes estratégias de absorção de P no solo foram usados dados da morfologia da raiz de diferentes indivíduos da floresta Amazônica, com medições de diâmetro médio radicular (mm), comprimento específico da raiz (cm mg^{-1}), área específica da raiz ($\text{cm}^2 \text{mg}^{-1}$) e densidade do tecido radicular (mg cm^{-3}). Com base nessas informações foi realizada uma análise de correlação de Pearson, que revelou valores altos da correlação entre as variáveis, área específica da raiz e comprimento específico da raiz, esse resultado causa um efeito de alta multicolinearidade entre as variáveis, que não permite a identificação do modelo, assim, os dados da área específica da raiz foram retirados para a possibilidade de ajuste da modelagem. Também foram empregados dados da atividade da enzima fosfomonoesterase ácida da raiz ($\text{nmol mg}^{-1} \text{h}^{-1}$) e dados da colonização de fungos micorrízicos arbusculares (%).

Modelos de equações estruturais

Foram desenvolvidos quatro modelos estruturais hipotéticos denominados de modelo A (Figura 1), modelo B (Figura 2), modelo C (Figura 3) e modelo D (Figura 4). Os três primeiros modelos (A, B e C) foram constituídos pela variável latente, o *pool* P do solo, que possui influência em outros três *pool/s* do ciclo do P: (i) o *pool* P orgânico (P_o) tem como variáveis indicadoras as frações de bicarbonato ($\text{NaHCO}_3\text{-}P_o$) e de hidróxido de sódio ($\text{NaOH-}P_o$); (ii) o *pool* P inorgânico (P_i) tem como variáveis indicadoras as frações de bicarbonato ($\text{NaHCO}_3\text{-}P_i$) e de hidróxido

de sódio (NaOH-P_i); (iii) o *pool* P ocluso tem como variáveis indicadoras as frações de P Residual e de HCl-P. O *pool* morfologia da raiz tem como variáveis indicadoras o diâmetro médio da raiz (DMR), o comprimento específico da raiz (CER) e a densidade do tecido da raiz (DTR); o *pool* absorção biótica tem como variável indicadora a colonização de fungos micorrízicos arbusculares (MA); o *pool* absorção fisiológica tem como variável indicadora a atividade de fosfomonoesterase ácida da raiz (APase); e o *pool* P disponível, no modelo C (Figura 3), tem como indicadora a fração de Resina-P. No modelo D (Figura 4) os *pools* P_o, P_i e P ocluso são variáveis latentes exógenas e possuem uma influência direta sobre o *pool* P disponível, e indireta sobre os *pools* morfologia da raiz, absorção biótica e absorção fisiológica. Também foram desenvolvidos submodelos (Anexo 1) para demonstrar em partes o grau de influência entre as variáveis do ciclo do P, (Submodelo 1 - Figura A1) e entre as estratégias de absorção de P no solo (Submodelo 2 - Figura A2), e assim apresentar o desenvolvimento dos modelos estruturais.

Para indicar o quão bem uma variável latente (construtos) foi desenvolvida, houve a realização de uma análise convergente dos construtos. Essa análise consegue avaliar qual o grau de reflexão do construto latente teórico que deveriam ser medidos por essas variáveis (Hair et al., 2009). A convergência foi calculada através dos indicadores associados à qualidade de um modelo estrutural padronizado, representados pela variância extraída (VE) e pela confiabilidade de construto (CR). O cálculo de VE (1) irá indicar a validade convergente e o quanto os construtos podem explicar da variância dos indicadores, representado por:

$$VE = \frac{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2}{\sum_{i=1}^n \lambda_i^2 + \sum_{i=1}^n \varepsilon_i} \quad (1)$$

Outro indicador de validade convergente que também é utilizado é o CR e pode ser calculado por meio da equação (2).

$$CR = \frac{(\sum_{i=1}^n \lambda_i)^2}{(\sum_{i=1}^n \lambda_i)^2 + (\sum_{i=1}^n \varepsilon_i)} \quad (2)$$

Em ambos os cálculos há a representação de λ = carga fatorial padronizada; i = número do item; ε = erro aleatório de cada indicador do construto. Uma convergência adequada é alcançada com valores de $VE \geq 0,5$; os valores de $CR \geq$

0,7 são considerados bons, e valores entre 0,6 e 0,7 são aceitáveis (Hair et al., 2009).

O *software* AMOS na versão 22 (IBM - SPSS Inc., Chicago, IL, EUA), foi utilizado para a aplicação dos testes da MEE. A estimação dos parâmetros do modelo foi obtida através do método de Mínimos Quadrados Generalizados (*GLS*, em inglês). Alguns índices de qualidade de ajuste foram utilizados para validar cada modelo estimado, como o teste Qui quadrado (X^2), o grau de liberdade (*df*) e o nível de probabilidade (*P*), que segundo Sales et al. (2017), indica um bom ajuste ao aceitar a hipótese nula ($P > 0,05$). Como alternativa a esses índices, dada a alta sensibilidade do teste X^2 ao tamanho amostral, também foram utilizados para a adequação dos modelos a Raiz do Erro Quadrático Médio de Aproximação (*RMSEA*), considerando os valores $\leq 0,10$ (Byrne, 2009), a razão X^2/df , padronizando valores < 3 (Iacobucci, 2009) e dados de Índice de Qualidade do Ajuste (*GFI*), com relevância os valores $\geq 0,95$ (Hair et al., 2009). O conjunto de dados foi composto de $n = 32$, sem a necessidade de transformação, e a normalidade multivariada foi obtida através dos dados da relação crítica (*cr*), que teve como padrão valores < 5 (Byrne, 2009).

RESULTADOS

Modelos estruturais das relações entre as diferentes estratégias de absorção das plantas e o ciclo do P no solo

Os quatro modelos estruturais hipotéticos (Figuras 1-4) apresentaram índices de ajustes satisfatórios (Figuras 5 – 10 - Tabela 1), validando a modelagem. Ao analisar os valores de *VE* e *CR* (Tabela 1) de todos os modelos, é possível observar que a maioria dos construtos (latentes) apresentaram adequações apenas nos valores de *VE*. Com os resultados foi definido quais construtos possuem consistência interna entre as variáveis medidas, e assim uma representação adequada (Hair et al., 2009).

O primeiro modelo hipotético (Figura 1) foi identificado e ajustado (Figura 5), assim, houve a apresentação das interrelações entre os *pools* P do solo (P_i , P_o e P ocluso como variáveis latentes indicadoras) e estratégias de absorção de P (absorção biótica, absorção fisiológica e morfologia da raiz como variáveis latentes indicadoras). Os resultados foram consistentes com a inferência de que o *pool* estratégias de absorção de P (variável latente endógena) foi diretamente dependente do *pool* P do solo (variável latente exógena). Para encontrar uma solução única para o modelo, a relação entre a variável latente P_i e a variável mensurável $\text{NaHCO}_3 - P_i$ foi fixada em 1; os erros δ_1 e δ_5 associados respectivamente às variáveis mensuráveis $\text{NaHCO}_3 - P_o$ e $\text{NaHCO}_3 - P_i$; o erro ε_4 , associado à variável mensurável CER e os erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 , ζ_4 e ζ_7 , associados respectivamente às variáveis latentes P_o , P ocluso, P_i , estratégias de absorção de P e morfologia da raiz foram fixados a 1%; os erros ε_1 e ε_2 associados respectivamente às variáveis mensuráveis MA e APase foram fixados a 0%. Os *pools* morfologia da raiz e absorção fisiológica foram direta e positivamente dependentes do *pool* estratégias de absorção de P. Já o *pool* absorção biótica foi direta e negativamente dependente do *pool* estratégias de absorção de P. Todos os três *pools* (morfologia da raiz, absorção biótica e absorção fisiológica) foram dependentes indireta e positivamente (via estratégias de absorção de P) do *pool* P do solo, causando um efeito geral $\beta = -0,54$ para a variável latente absorção biótica, $\beta = 0,87$ para a variável latente absorção fisiológica e de $\beta = 0,91$ para a variável latente morfologia da raiz. O modelo explicou 14%, 36% e 40% das respectivas variâncias (R^2) dos *pools* absorção biótica, absorção fisiológica e morfologia da raiz (Figura 5).

Com o teste do segundo modelo hipotético (Figura 2) observou-se que não houve identificação do modelo. Assim, utilizando a técnica de reespecificação, foi gerado o modelo da Figura 6 que possibilitou um ajuste satisfatório (Tabela 1). Para esse fim, a variável latente estratégias de absorção de P foi eliminada, dessa forma, o modelo apresentou as interrelações entre os *pools* P do solo (P_i , P_o e P ocluso como variáveis latentes indicadoras) e morfologia da raiz (absorção biótica, absorção fisiológica como variáveis latentes indicadoras). Os resultados apresentados foram consistentes com a inferência de que os *pools* absorção biótica e absorção fisiológica (variáveis latentes endógenas) foram diretamente

dependentes do *pool* morfologia da raiz (variável latente endógena), e indiretamente dependentes do *pool* P do solo (variável latente exógena). Para encontrar uma solução única para o modelo, a relação entre a variável latente P_o e a variável mensurável $\text{NaHCO}_3\text{-}P_o$ e a variável latente P ocluso e a variável mensurável HCl-P foram fixadas em 1; os erros δ_1 e δ_3 e δ_6 associados respectivamente às variáveis mensuráveis $\text{NaHCO}_3\text{-}P_o$, P Residual e NaOH-P_i , os erros ε_2 , ε_4 e ε_5 , associados respectivamente às variáveis mensuráveis CER, *APase* e MA e os erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 , e ζ_4 , associados respectivamente às variáveis latentes P_o , P ocluso, P_i e morfologia da raiz, foram fixados a 1%. O *pool* absorção fisiológica foi direta e positivamente dependente do *pool* morfologia da raiz. Já o *pool* absorção biótica foi direta e negativamente dependente do *pool* morfologia da raiz. Ambos os dois *pools* (absorção biótica e absorção fisiológica) foram dependentes do *pool* P do solo de forma indireta e negativa (via morfologia da raiz), causando um efeito geral de $\beta = -0,16$ para a variável latente absorção biótica e de $\beta = 0,35$ para a variável latente absorção fisiológica. O modelo explicou 4% e 16% das respectivas variâncias (R^2) dos *pools* absorção biótica e absorção fisiológica (Figura 6).

Através dos testes do terceiro modelo hipotético (Figura 3) houve a identificação e o ajuste (Tabela 1) do modelo estrutural da Figura 7. O modelo apresentou as inter-relações entre os *pools* de P do solo (P_o , P_i e P ocluso como variáveis latentes indicadoras); morfologia da raiz (DTR, CER e DMR como variáveis indicadoras); absorção biótica (MA como variável indicadora), absorção fisiológica (*APase* como variável indicadora) e P disponível (Resina-P como variável indicadora). O resultado demonstrou a inferência de que o *pool* P disponível (variável latente endógena) foi diretamente dependente dos *pools* absorção biótica e fisiológica e indiretamente dependente do *pool* de morfologia da raiz (ambas variáveis latentes endógenas) e, por conseguinte, indiretamente dependente da variável latente exógena, o *pool* P do solo. Uma única solução para o modelo foi encontrada através da fixação a 1% dos erros δ_1 , δ_3 e δ_5 associados respectivamente às variáveis mensuráveis $\text{NaHCO}_3\text{-}P_o$, Residue-P e NaOH-P_i , os erros ε_2 , ε_4 e ε_5 , associados respectivamente às variáveis mensuráveis CER, *APase* e MA e os erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 e ζ_4 , associados respectivamente às variáveis latentes P_o , P ocluso, P_i e morfologia da raiz, e por fim, o erro ε_6 associado à variável mensurável Resina-P foram fixados a 0%. O *pool* de P disponível teve efeitos negativos diretos

dos *pools* de absorção biótica e absorção fisiológica, efeitos indiretos positivos (via absorção fisiológica) e negativos (via absorção biótica) do *pool* de morfologia da raiz e indireto negativo (via morfologia da raiz) do *pool* de P do solo, causando um efeito geral $\beta = - 0,70$. O modelo explicou apenas 21% da variância (R^2) do *pool* de P disponível (Figura 7).

Tabela 1. Índices de ajuste, normalidade multivariada e confiabilidade de construto dos modelos estruturais (A – D) das estratégias vegetais para absorção de P em solos tropicais da Floresta Amazônica.

Modelo	Índices de ajuste*				Normalidade Multivariada*			
	X^2	<i>df</i>	P	X^2/df	<i>GFI</i>	<i>RMSEA</i>	<i>cr</i>	
A (Figura 5)	37.52	46	0.809	0.81	0.78	<0.001	0.58	
B (Figura 6)	33.00	43	0.864	0.76	0.80	<0.001	0.58	
C (Figura 7)	38,47	44	0.707	0.87	0.77	<0.001	0.90	
C1 (Figura 8)	49.22	54	0.659	0.91	0.73	<0.001	0.96	
C2 (Figura 9)	38.98	43	0.646	0.90	0.77	<0.001	0.90	
D (Figura 10)	47.62	43	0.290	1.10	0.72	0.059	0.60	

	Confiabilidade do Construto (%) *							
	P-orgânico		P-inorgânico		P-ocluso		Morfologia da Raiz	
	<i>VE</i>	<i>CR</i>	<i>VE</i>	<i>CR</i>	<i>VE</i>	<i>CR</i>	<i>VE</i>	<i>CR</i>
A (Figura 5)	50	54	60	72	58	69	56	01
B (Figura 6)	50	49	58	71	10	04	57	02
C (Figura 7)	50	44	53	63	-	-	60	04
C1 (Figura 8)	50	61	55	66	45	37	82	49
C2 (Figura 9)	17	28	55	66	-	-	86	59
D (Figura 10)	47	50	60	72	-	-	57	01

*Padrão: X^2 = menor possível; $df \geq 0$; $P > 0.05$; $X^2/df \leq 5$; $GFI \geq 0.95$; $RMSEA \leq 0.10$; $cr < 5$; $VE \geq 0.5$; $CR \geq 0.7$

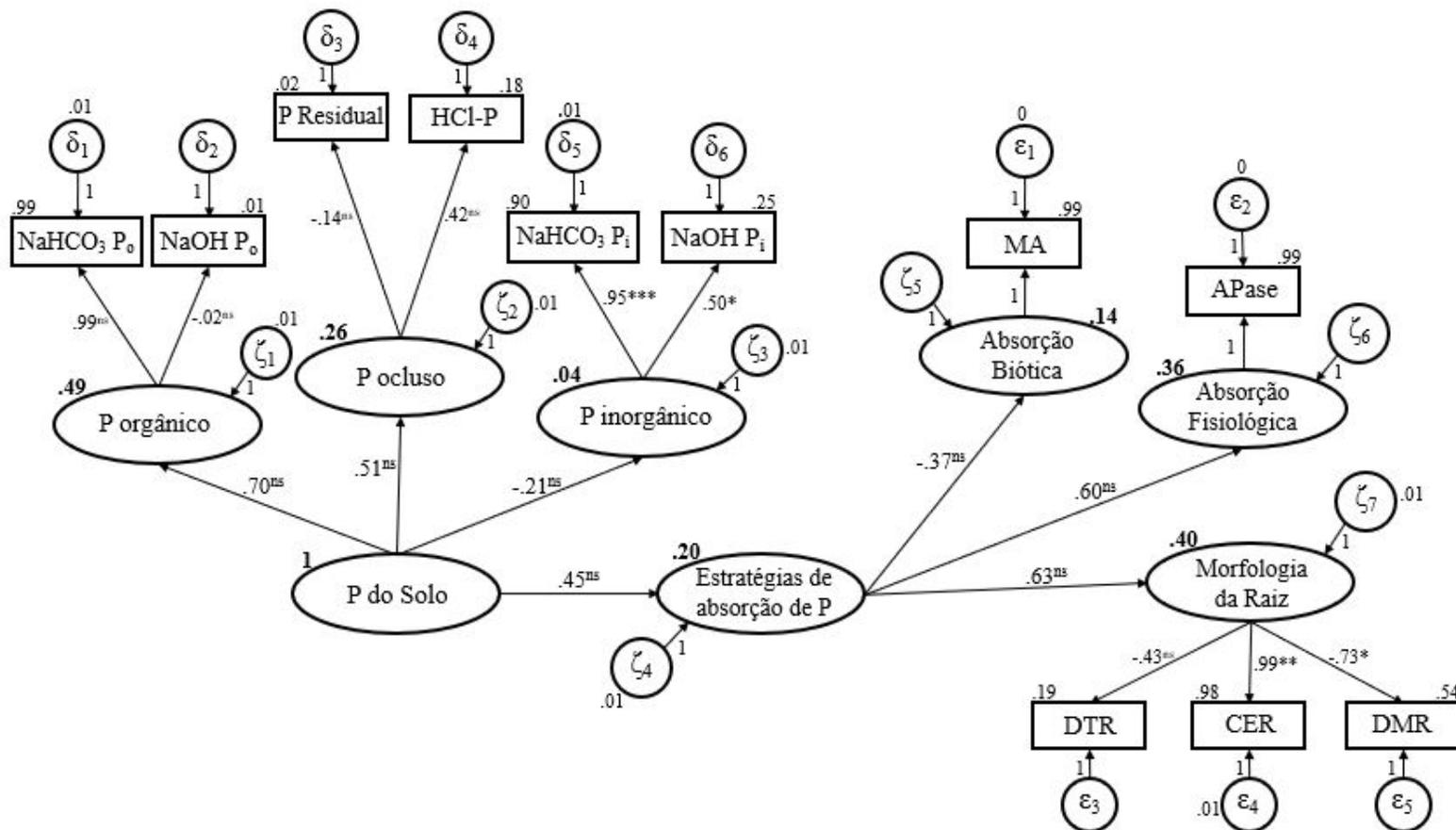


Figura 5. Modelo A: modelo estrutural para as relações entre ciclo do P no solo e as estratégias das plantas para a sua absorção. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_6 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_7) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. *Modelo* $X^2 = 37,52$; *df* = 46; *P* = 0,809; *Parâmetro* = 18; *n* = 32.

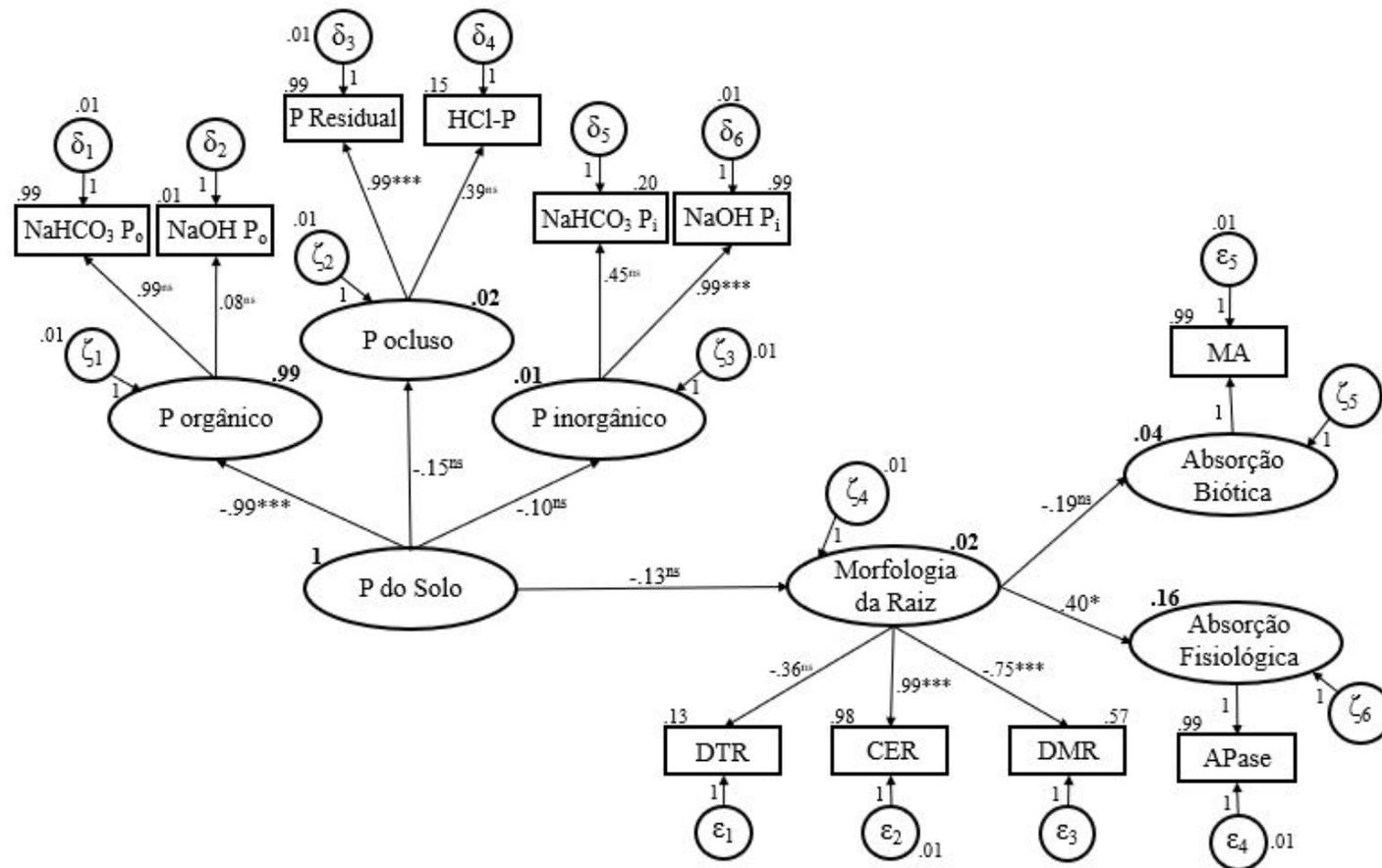


Figura 6. Modelo B: modelo estrutural reespecificado para as relações entre ciclo do P no solo e as estratégias das plantas para a sua absorção. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_6 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_7) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. *Modelo* $X^2 = 33$; *df* = 43; *P* = 0,864; *Parâmetro* = 17; *n* = 32.

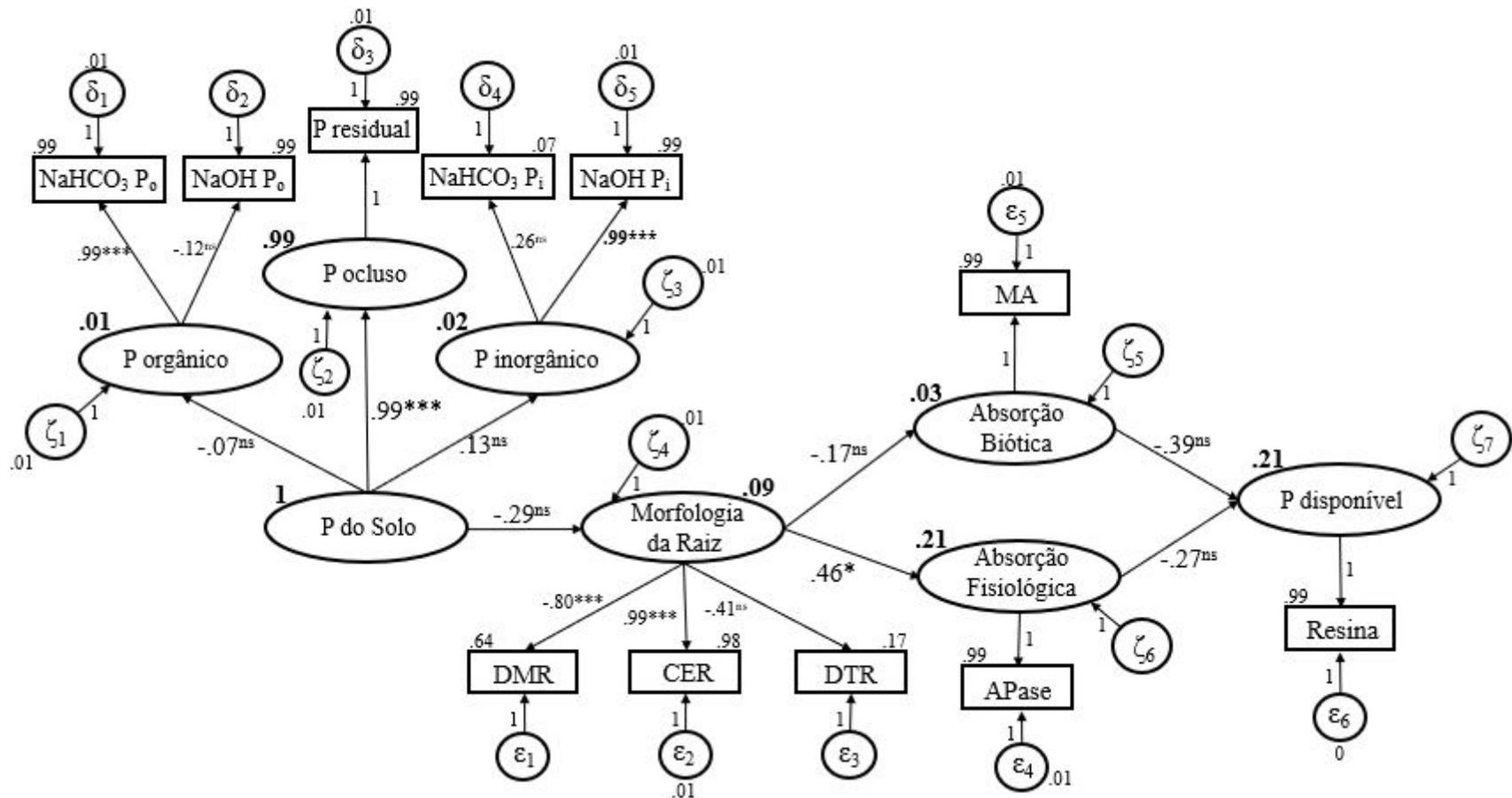


Figura 7. Modelo C: modelo estrutural para as relações entre ciclo do P no solo e as estratégias das plantas para a sua absorção. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_6 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_7) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. *Modelo* $X^2 = 38,47$; $df = 44$; $P = 0,707$; *Parâmetro* = 19; $n = 32$.

Para melhorar o ajuste do modelo hipotético (Figura 3) houve uma reespecificação do modelo (Modelo C1- Figura 8), assim, foi adicionada uma relação direta entre os *pools* de P_o e P disponível. O resultado mostrou que o *pool* de P disponível foi direta e positivamente dependente do *pool* de P_o . As relações entre o *pool* de P disponível e os demais *pools* do modelo foram semelhantes ao modelo C (Figura 7). O *pool* de P do solo como variável latente exógena causou um efeito geral $\beta = 0.80$ sobre a variável endógena *pool* de P disponível. O modelo explicou 98% da variância (R^2) do *pool* de P disponível (Figura 8). Para encontrar uma solução única para o modelo, a relação entre a variável latente P ocluso e a variável mensurável HCl-P foi fixada em 1, o erro δ_5 associado à variável mensurável NaHCO_3 - P_o foi fixado à 10%, já o erro δ_4 associado à variável mensurável NaOH - P_i , os erros ε_1 , ε_2 , ε_4 e ε_5 , associados respectivamente às variáveis mensuráveis CER, DTR, *APase* e MA e os erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 , ζ_4 e ζ_7 , associados respectivamente às variáveis latentes P ocluso, P_i , P_o , morfologia da raiz e P disponível, foram fixados a 1%, o erro ε_6 associado à variável mensurável Resina-P foi fixado a 0%.

Uma segunda reespecificação do terceiro modelo hipotético (Figura 3) foi realizada com a adição de uma relação direta entre os *pools* P_o e absorção fisiológica, a eliminação da variável mensurável HCl-P associada à variável latente P ocluso, e por fim, a inversão das relações do *pool* P disponível, com os *pools* absorção biótica e absorção fisiológica, que assim passam a ser as variáveis repostas do modelo (Modelo C2 – Figura 9). Com as modificações o modelo apresentou a inferência que o *pool* de absorção biótica (variável latente endógena) foi diretamente dependente dos *pools* morfologia da raiz e P disponível (variáveis latentes endógenas) e indiretamente dependente dos *pools* de P_o (variável latente endógena) e P do solo (variável latente exógena). Já o *pool* absorção fisiológica (variável latente endógena) foi diretamente dependente dos *pools* morfologia da raiz, P disponível e P_o (variáveis latentes endógenas) e indiretamente dependente do *pool* P do solo (variável latente exógena). O resultado mostrou que o *pool* absorção biótica foi de maneira direta e positiva dependente do *pool* morfologia da raiz, teve um efeito direto e negativo do *pool* P disponível e efeitos indiretos positivos dos *pools* P do solo (via morfologia da raiz) e P_o (via P disponível), causando um efeito geral $\beta = -0,38$. O modelo explicou 27% da variância (R^2) do *pool* absorção biótica. Para o *pool* absorção fisiológica sua dependência foi de maneira positiva direta e indireta (via P disponível) do *pool* P_o , de forma direta

negativa dos *pools* morfologia da raiz e P disponível, e efeito indireto positivo (via morfologia da raiz e P_o) do *pool* P do solo, causando um efeito geral $\beta = -0,28$. O modelo explicou 48% de sua variância (R^2). Para encontrar uma solução única para o modelo, a relação entre a variável latente P_i e a variável mensurável $\text{NaHCO}_3\text{-}P_i$ foi fixada em 1, os erros δ_1 e δ_3 associados respectivamente às variáveis mensuráveis P residual e $\text{NaOH-}P_i$, os erros ε_1 , ε_2 , ε_4 e ε_5 , associados respectivamente às variáveis mensuráveis CER, DTR, *APase* e MA e os erros ζ_1 , ζ_2 , ζ_3 , e ζ_4 , associados respectivamente às variáveis latentes P ocluso, P_i , P_o e morfologia da raiz, foram fixados a 1%, o erro ε_6 associado à variável mensurável Resina-P foi fixado a 0%.

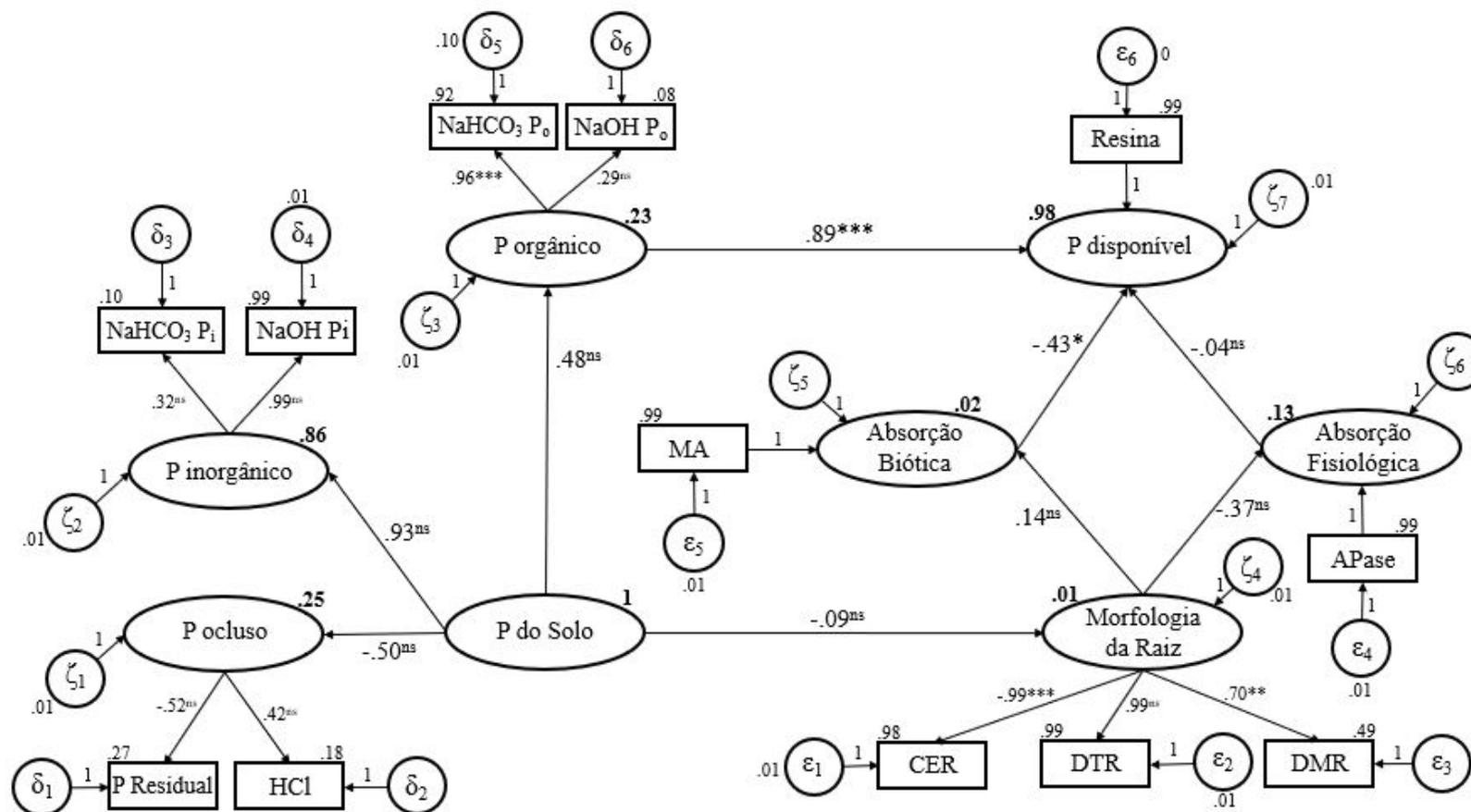


Figura 8. Modelo C1: modelo estrutural reespecificado para as relações entre ciclo do P no solo e as estratégias das plantas para a sua absorção. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_6 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_7) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $X^2 = 49.22$; $df = 54$; $P = 0.659$; Parâmetro = 21; $n = 32$.

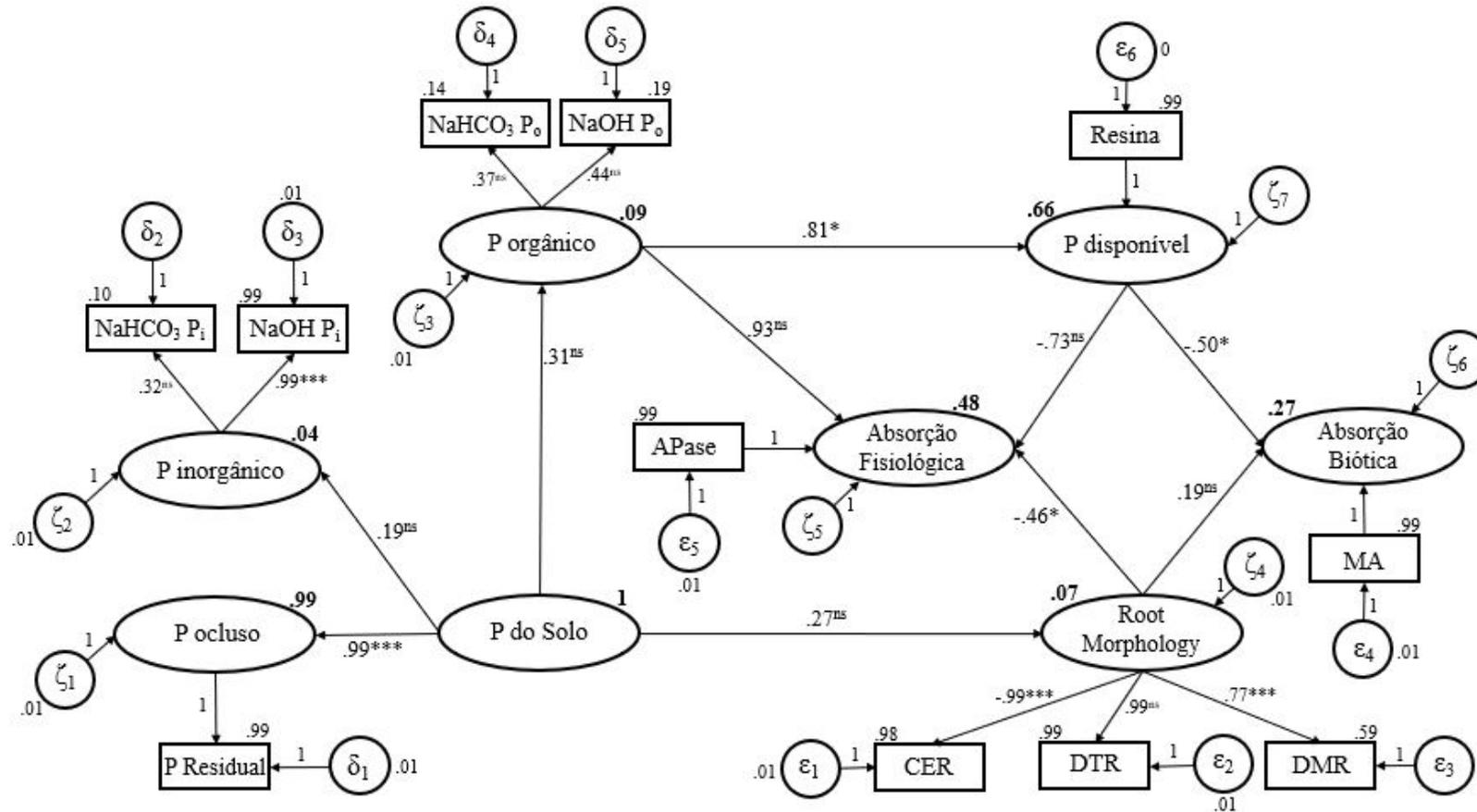


Figura 9. Modelo C2: modelo estrutural reespecificado para as relações entre ciclo do P no solo e as estratégias das plantas para a sua absorção. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_6 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_7) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $X^2 = 38.98$; $df = 43$; $P = 0.646$; Parâmetro = 21; $n = 32$.

Com os testes do quarto modelo hipotético (Figura 4) houve a identificação e o ajuste (Tabela 1) do modelo estrutural da Figura 10. O resultado demonstrou a inferência de que os *pools* absorção biótica e fisiológica foram diretamente dependentes do *pool* de morfologia da raiz (variável latente endógena), indiretamente dependente do *pool* P disponível (variável latente endógena) e indiretamente dependente das variáveis latentes exógenas, os *pools* P_o, P_i e P ocluso. Uma única solução para o modelo foi encontrada através da fixação a 1% dos erros δ_1 , δ_3 e δ_4 associados respectivamente às variáveis mensuráveis NaHCO₃-P_o, P-Residual e NaOH-P_i, os erros ϵ_3 , ϵ_5 e ϵ_6 , associados respectivamente às variáveis mensuráveis CER, APase e MA e o erro ζ_2 associado à variável latente morfologia da raiz. O erro ϵ_1 associado à variável mensurável resina foi fixado a 0%. O *pool* de absorção biótica teve efeito direto e negativo do *pool* morfologia da raiz e efeitos indiretos (via morfologia da raiz) positivos dos *pools* P disponível, P_o e P_i e negativos do *pool* P ocluso. O *pool* de absorção fisiológica teve efeito direto e positivo do *pool* morfologia da raiz e efeitos indiretos (via morfologia da raiz) positivos dos *pools* P disponível, P_o e P_i e negativos do *pool* P ocluso, causando um efeito geral $\beta = -0,70$. O modelo explicou apenas 3% e 16%, respectivamente, das variâncias (R^2) dos *pools* absorção biótica e absorção fisiológica, mas houve uma alta explicação ($R^2 = 94\%$) do *pool* P disponível, através das relações diretas das latentes exógenas P_o, P_i e P ocluso (Figura 10).

Foram desenvolvidos dois submodelos (Anexo 1: Figuras A1 e A2) com índices de ajustes satisfatórios (Tabela A1). O submodelo 1 (Figura A1) demonstrou apenas as relações entre o ciclo do P, e foi possível observar que o *pool* P disponível teve efeitos diretos e positivos dos *pools* P_o, P_i e P ocluso. Os erros δ_2 , δ_3 e δ_5 associados respectivamente às variáveis mensuráveis NaOH P_o, P residual e NaOH P_i, foram fixados a 1%, e o erro ϵ_1 associado à variável mensurável resina foi fixado a 0%, para encontrar uma única solução para o modelo. O submodelo conseguiu explicar 44% a variância da variável resposta P disponível e teve um efeito geral positivo de $\beta = 0,92$. Para o submodelo 2 (Figura A2) foram demonstradas apenas as relações entre as estratégias de absorção de P, e observado que o *pool* estratégias de absorção influenciou de forma direta e positiva os *pools* absorção fisiológica e morfologia da raiz, e negativa o *pool* absorção biótica. Para encontrar solução única para o modelo, tiveram que ser fixados a 1% os erros ϵ_2 , ϵ_4 e ϵ_5 associados respectivamente às variáveis mensuráveis CER, MA e

APase, e o erro ζ_3 associado à variável latente morfologia da raiz. O submodelo conseguiu explicar 8%, 65% e 36%, respectivamente, as variâncias das variáveis absorção biótica, absorção fisiológica e morfologia da raiz, com um efeito geral positivo de $\beta = 1,13$.

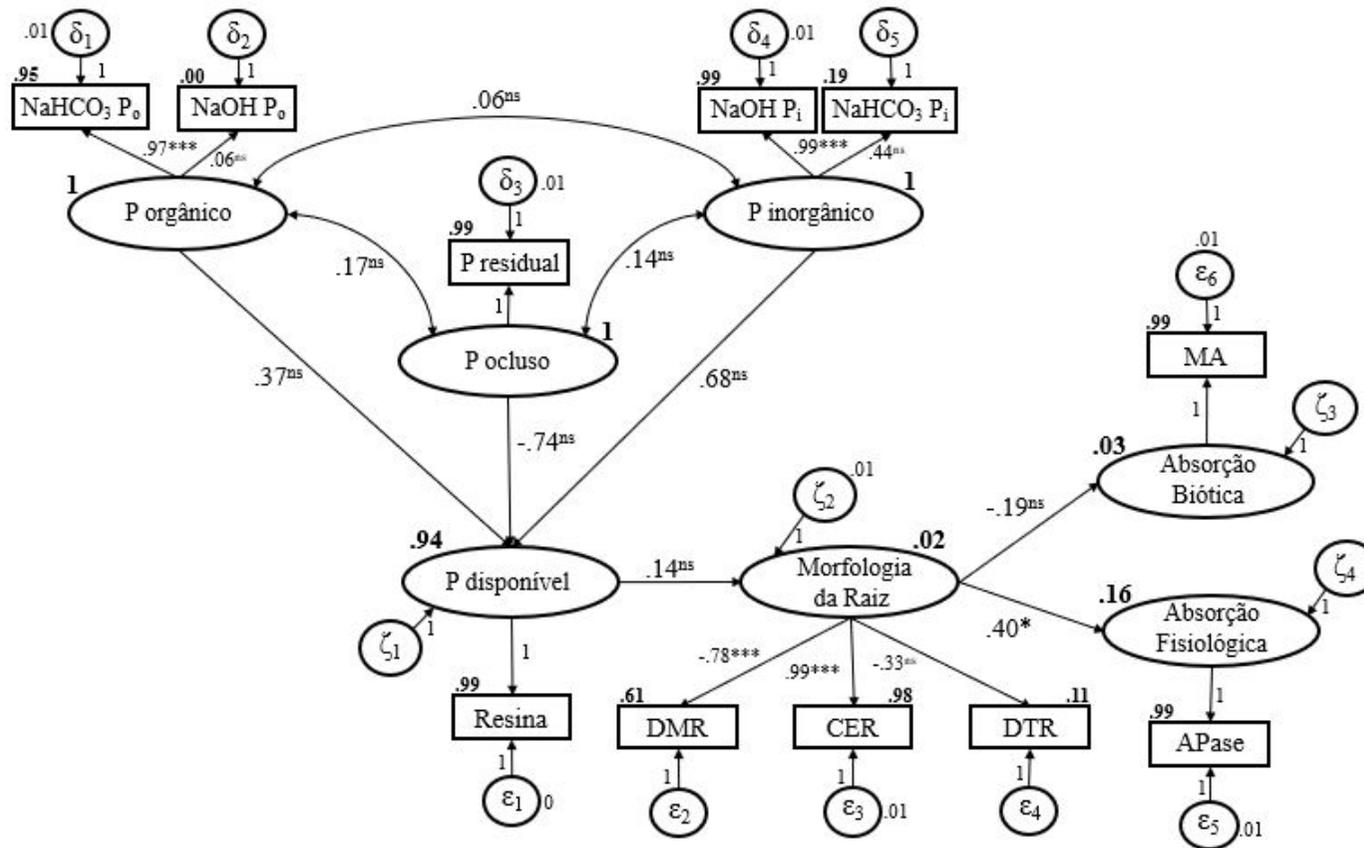


Figura 10. Modelo D: modelo estrutural para as relações entre ciclo do P no solo e as estratégias das plantas para a sua absorção. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro ($\delta_1 - \delta_5$, $\epsilon_1 - \epsilon_6$, $\zeta_1 - \zeta_4$) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $\chi^2 = 47.62$; $df = 43$; $P = 0.290$; Parâmetro = 20; $n = 32$.

DISCUSSÃO

Modelos estruturais ajustados

Mediante a validação dos modelos estruturais (Figuras 5 – 10; Tabela 1), houve a confirmação do conceito teórico da interdependência entre os *pools* de P (P_i , P_o e P ocluso) e os *pools* com diferentes estratégias de absorção de P utilizada pela Floresta Amazônica em solos com déficit do elemento. A simplificação nas demonstrações das diversas variáveis que atuam na regulação do ciclo do P no solo foi possível pela utilização das variáveis latentes nos modelos, facilitando a estimação e redução dos erros de medição. Alguns fatores podem afetar a confiabilidade do construto (*CR*) e a variância extraída (*VE*) do modelo, como exemplos, as influências externas, as variáveis não atribuídas e o número de observações, o que foi constatado em alguns construtos (Tabela 1). Segundo Oliveira et al. (2018), quando não for possível atingir o índice da *CR* e *VE*, é presumível que uma única causa subjacente não é consistente entre as correlações ou covariâncias dos indicadores. Porém, todos os outros índices de ajustes foram satisfatórios, o que validaram os modelos estruturais desenvolvidos (Tabela 1). Os submodelos 1 e 2 (Figuras A1 e A2) também foram ajustados satisfatoriamente (Tabela A1), demonstrando o processo de desenvolvimento dos modelos estruturais. É possível a elaboração de novos modelos através da adição de outras variáveis não estudadas e da validação do conjunto de índices de ajuste. Apenas um modelo não possui a capacidade de prever o complexo acervo teórico sobre as transformações que podem ocorrer com o P do solo e todas as estratégias que as plantas podem desenvolver para a absorção do elemento, mas a ideia geral do modelo hipotético pode ser estabelecida em conjunto com a possibilidade de escolha do modelo que melhor represente determinado estudo, com ajustes aproximados ou algumas alterações nas variáveis.

Visão holística das relações entre o ciclo do P no solo e as estratégias de absorção das plantas

A utilização da MEE permitiu uma visão holística de todas as relações que envolvem o ciclo do P no solo em conjunto com as estratégias que as plantas possuem

para melhorar a eficiência na absorção do nutriente. Houve a integração simultânea das variáveis envolvidas no processo de aquisição de P no solo, representadas pela morfologia da raiz, simbiose micorrízica e exsudação enzimática. Nesse sentido, Wen et al. (2019) sugeriram que a melhor maneira de compreender as estratégias de obtenção de P no solo é justamente através dessa visão holística das características funcionais da raiz, reforçando a importância desse estudo. Além disso, os resultados trouxeram à tona proposições teóricas que não foram consideradas no trabalho de Lugli et al. (2019), como por exemplo, a possibilidade de uma relação direta entre investimentos na morfologia da raiz e as estratégias de absorção de P. Por se basearem apenas na análise de correlação simples, Lugli et al. (2019) não conseguiram integrar o ciclo do P com as estratégias de aquisição de P, levando-os às conclusões de que nos solos analisados a morfologia da raiz possui uma forte relação com a fosfatase ácida, não interferindo na simbiose micorrízica, além disso, tanto a hidrólise do P_o quanto a aquisição de P_i pelos fungos são vistos como mecanismos complementares. Contudo, nossos resultados demonstraram que a morfologia da raiz possui uma significativa influência simultânea sobre os fungos micorrízicos e a atividade da fosfomonoesterase ácida, e que o P_o é a principal fonte de P para manutenção do ecossistema florestal.

Nos modelos estruturais A e B (Figuras 4 e 5, respectivamente), foi observada as interconexões entre os *pools* de P no solo (P_o , P_i e P ocluso) e as estratégias de absorção de P no ecossistema florestal. Apesar de um bom ajuste geral dos modelos, há a influência de fatores externos atuando na explicação da variabilidade das variáveis latentes. No modelo A, apenas o *pool* P do solo consegue explicar 20% da variabilidade da variável estratégia de absorção de P, que é uma variável apenas conceitual (sem variáveis indicadoras mensuráveis). Assim, foi revelado que o *pool* estratégia de absorção de P atua de maneira direta e positiva tanto no *pool* morfologia da raiz, quanto no *pool* absorção fisiológica, demonstrando serem processos que influenciam para o aumento da aquisição de P no solo. Em contrapartida, esse *pool* estratégia de absorção de P, apresentou uma relação direta negativa sobre o *pool* absorção biótica, o que evidencia uma relação que menos influenciam na absorção de P no solo. Com o modelo B, apesar da baixa explicação das variáveis latentes, foi possível observar que o *pool* P do solo mostrou uma relação direta e negativa sobre o *pool* morfologia da raiz, o que evidencia uma relação que reduz o P disponível no solo. O *pool* morfologia da raiz

apresentou uma relação direta e positiva sobre o *pool* absorção fisiológica e uma relação direta e negativa sobre o *pool* absorção biótica. Conforme apresentado no modelo A, a análise dessas relações, mais uma vez, confirma a ocorrência de uma correlação inversa entre os *pools* absorção fisiológica e absorção biótica, ou seja, quando a planta investe em uma estratégia para a aquisição do P no solo, conseqüentemente a outra será menos relevante.

O modelo estrutural C (Figura 6) demonstrou que as relações diretas e indiretas envolvidas no sistema explicam de forma satisfatória 21% da variabilidade do *pool* P disponível. Através de uma relação direta e negativa foi possível sugerir que tal vínculo possui um baixo investimento das plantas para a aquisição de P do solo. Nesse sentido, as plantas menos investiram nas relações que ocorreram principalmente entre: os *pools* P do solo *versus* morfologia da raiz; *pools* morfologia da raiz *versus pool* absorção biótica; além dos *pools* absorção biótica e absorção fisiológica *versus pool* P disponível. Por outro lado, o vínculo direto e positivo encontrado entre o *pool* morfologia da raiz *versus* o *pool* absorção fisiológica claramente indica uma relação que possui alto investimento da planta para a absorção do P no solo. Confirmando que nesse ecossistema florestal as plantas gastam maior energia para a aquisição de P no solo por meio do *pool* absorção fisiológica, demonstrando a importância da atividade da fosfomonoesterase ácida para absorção do P no solo.

A partir das reespecificações do modelo estrutural C (Figura 6) foi possível a viabilização de melhores ajustes (Tabela 1; Figuras 7 e 8) que demonstraram de forma mais clara a importante contribuição do P_o para a manutenção do sistema, que representa 48,4% do P total extraído pelo fracionamento de Hedley. Com a adição da relação direta entre as variáveis latentes P_o e P disponível, a explicação da variabilidade da variável resposta aumentou expressivamente, confirmando que essa relação, proveniente do *turnover* do P_o , liteira e raízes, é fundamental para a disponibilidade de P no solo. Portanto, o modelo realça a maior relevância do P_o como fonte de P para esse ecossistema florestal, informação muito importante, especialmente para os latossolos que são identificados como limitantes em P, e estão presentes na região da Floresta Amazônica (Quesada et al., 2011).

O modelo estrutural C1 (Figura 7) mostrou uma relação direta e positiva do *pool* P_o sobre o *pool* P disponível, indicando ser a principal fonte de P no solo ($\beta = 0,89$). Os

pools absorção biótica e absorção fisiológica apresentaram relações diretas e negativas sobre o *pool* P disponível, mostrando que a baixa disponibilidade de P no solo estimula o aumento tanto da atividade da *APase* quanto da associação micorrízica, portanto, as atividades dessas enzimas e fungos são inerentes aos baixos níveis do elemento no solo. O conjunto das relações estruturais diretas (*pools* absorção biótica, absorção fisiológica e P_o) e indiretas (*pools* morfologia da raiz e P do solo) possui forte influência ($R^2 = 98\%$) para a manutenção da disponibilidade de P no solo (*pool* P disponível).

A variabilidade do *pool* morfologia da raiz, caracterizado pelas variáveis CER, DTR e DMR, não foi explicada de forma satisfatória ($R^2 = 1\%$) pelo modelo C1 (Figura 7), mostrando que apenas a *VE* é adequada para o índice de confiabilidade do construto (Tabela 1). Essas características claramente demonstram que alguns fatores, como outras variáveis não atribuídas, variáveis externas e o número de observações, podem estar influenciando no construto e no ajuste do modelo.

Tanto o *pool* absorção biótica, quanto o *pool* absorção fisiológica pertencem ao mesmo *pool* morfologia da raiz, portanto, eles estão interligados. Assim, foi possível perceber a correlação inversa entre as variáveis mensuráveis *APase* e *MA*. Se a planta investe (relação positiva) em uma variável, conseqüentemente a outra irá diminuir (relação negativa), dependendo dos custos e benefícios de cada processo (Nasto et al., 2017). Naturalmente, as plantas desenvolvem diferentes mecanismos que auxiliam na captação de P em situações de escassez. A morfologia da raiz, por meio do aumento das ramificações, das frequências e comprimentos dos pelos radiculares (Vance et al., 2003; Postma et al., 2014; Haling et al., 2018), em associação com a absorção biótica (*MA*), através de hifas que possibilitam maior campo de exploração de *pools* de P que não podem ser alcançados pelo sistema radicular (Clark e Zeto, 2000; Smith et al., 2011; van der Heijden et al., 2015), funcionam como estratégias complementares para melhorar a eficiência de captação do elemento no solo (Lambers et al., 2008; Shen et al., 2011). A estratégia de absorção fisiológica (*APase*) pode disponibilizar maiores quantidades de P no solo através das hidrólises das enzimas, que particularmente podem converter o P_o , como o P ligado ao éster, e liberar íons fosfatos (PO_4^{3-}) biodisponíveis (McGill e Cole, 1981; Nasto et al., 2014). Os custos do uso de cada uma das estratégias, apesar de contribuírem para o aumento da captação de P no solo, pode restringir a capacidade das plantas de manifestar todas elas ao mesmo tempo (Lynch e

Ho, 2005; Ryan et al., 2012; Raven et al., 2018). Porém, espécies florestais de um determinado local com ecossistema tropical, podem apresentar uma maior variabilidade na atividade enzimática (Guilbeault-Mayers et al., 2020) ou associação micorrízica (Nasto et al., 2017) em comparação com outros locais do mesmo ecossistema, com diferentes concentrações de P, indicando que nesse local pode haver a divisão do P entre as espécies de árvores, o que não diminui a competição interespecífica, mas pode beneficiar a aquisição das formas de P (P_o ou P_i) conforme a disponibilidade do nutriente e a contribuição das diferentes estratégias (Turner, 2008; Nasto et al., 2017).

A explicação da variabilidade do *pool* P_o , caracterizado pelas frações NaOH e NaHCO_3 , é apenas 23% (R^2) proporcionada pela relação com o *pool* P do solo, o que evidencia interferência de alguma variável externa ao modelo estudado. O controle da dinâmica, quantidade e formas de P_o no solo é proveniente de uma combinação dos fatores biológicos, físicos e químicos do ecossistema (Condrón et al., 2005). Ambientes naturais, onde a disponibilidade de P_i lábil é escassa, a acessibilidade do P para as plantas pode ocorrer através de processos microbianos no solo que reutilizam o P dos resíduos das plantas (Richardson, 2005). A Floresta Amazônica possui uma grande biodiversidade de espécies, e os microrganismos possuem consideravelmente as espécies mais abundantes, diversas, e que pouco se têm conhecimento (Ritter et al., 2019). Assim, a atividade de *turnover* microbiano pode explicar como o P_o pode ser disponibilizado no solo para a absorção das plantas (Condrón et al., 2005). Os principais fatores que controlam a disponibilidade de P na solução do solo para a captação das raízes das plantas, são a concentração de íons fosfato e a capacidade tampão do elemento. Dos compostos orgânicos, o acúmulo de fosfatos é a principal reserva de P no solo, sobretudo em solos tropicais (Condrón e Tiessen, 2005), sua liberação no meio solúvel pode ocorrer pela hidrólise de sais e complexos metálicos, e a ação catalisadora de enzimas fosfatases pode facilitar a reação química, acelerando esse processo de hidrólise (Liu e Chen, 2014). Entender melhor esses processos biogeoquímicos podem esclarecer a forte influência do *pool* P_o sobre o *pool* de P prontamente disponível no solo, como demonstrada no modelo estrutural C1, e assim compreender a sustentabilidade dos complexos ecossistemas florestais da região Amazônica.

Através do modelo estrutural C2 (Figura 8) foi possível observar que somente o *pool* P_o consegue explicar 66% (R^2) da variabilidade do *pool* P disponível, confirmando

sua importância na manutenção do P lábil no solo. Nesse modelo, os *pools* absorção fisiológica e absorção biótica são as variáveis respostas, e apesar de não apresentarem uma variabilidade altamente explicada ($R^2 = 48\%$ e 27% , respectivamente) pelas variáveis latentes envolvidas (P_o , P disponível e morfologia da raiz), foi possível observar importantes relações que regem o sistema solo-rizosfera. O *pool* P_o teve um alto ajuste positivo nas relações diretas sobre os *pools* P disponível e absorção fisiológica, sugerindo ser a fonte de P no sistema para ambos os *pools*. Porém, o *pool* P disponível teve uma relação direta e negativa sobre os *pools* absorção fisiológica e absorção biótica. O acúmulo de *Resina-P* no solo indica que com níveis adequados de P disponível para as plantas, há um menor gasto de energia para aquisição do elemento, não sendo necessário o investimento em variáveis como *APase* e MA. Esse modelo também mostrou um maior investimento (relação positiva) da planta, através da relação do *pool* morfologia da raiz *versus pool* absorção biótica, em comparação (relação negativa) com o *pool* absorção fisiológica, demonstrando mais uma vez, essa correlação inversa entre as variáveis mensuráveis *APase* e MA.

O modelo alternativo D (Figura 10) mostrou como as frações de P influenciam diretamente no *pool* P disponível, e esse, sobre as estratégias de absorção de P no sistema. Apenas as relações diretas entre as frações de P_o , P_i e P ocluso conseguiram explicar 94% da variância da variável P disponível, e a principal fonte de P foi o *pool* P_i . Porém nesse modelo as variáveis respostas tiveram uma baixa explicação de suas variâncias, com valores de 3% para o *pool* absorção biótica e 16% para o *pool* absorção fisiológica. Mesmo assim, o modelo conseguiu demonstrar mais uma vez, o investimento das plantas apenas em uma das estratégias de absorção, como nos modelos anteriores.

Através do desenvolvimento dos submodelos 1 e 2 (Figuras A1 e A2) foi possível observar o processo de evolução dos modelos estruturais, separando o ciclo do P das estratégias de absorção. Apenas o submodelo 1 (Figura A1) consegue explicar 44% da variância da variável resposta P disponível, assim é possível observar a melhora dessa explicação com a junção dos dois submodelos e a construção dos modelos estruturais. O submodelo 2 mostra que a variável latente, inteiramente conceitual, estratégias de absorção é viável. Esse submodelo funciona a nível de ecossistema, demonstrando a dominância (relação positiva) da variável *APase* para a absorção do P no solo. Os fungos micorrízicos arbusculares também sintetizam enzimas fosfatases e, assim, podem usar

o P_o como fonte de P (Joner et al., 2000; Koide e Kabir, 2000; Turner, 2008) tendo portanto dupla função, acelerar a absorção de P_i e solubilizar o P_o , caracterizando um efeito complementar que pode atuar em conjunto com a enzima *APase*.

A partir da análise dos modelos estruturais foi possível observar que na ausência de uma relação direta do *pool* P_o sobre a variável resposta (que varia de acordo com o modelo), a planta investe (ou seja, relação positiva) em estratégias enzimáticas, através da atividade da fosfomonoesterase ácida, para a absorção de P (representadas pelo *pool* absorção fisiológica). Quando ocorre a adição de uma relação direta do *pool* P_o sobre a variável resposta no modelo, o investimento da planta passa a ser em associações com fungos micorrízicos arbusculares (representados pelo *pool* absorção biótica). Com esses resultados é possível destacar que a intensa atuação exercida pelo *pool* P_o no ecossistema estudado influencia diretamente sobre os *pools* absorção biótica e absorção fisiológica, demonstrando ser um modelo muito enriquecedor. Assim, estudos com foco nesses processos são essenciais para compreender a dinâmica geral do P no sistema solo-rizosfera da Floresta Amazônica.

Por outro lado, não existe um modelo definitivo, e assim, a construção de novos modelos com a adição de novas variáveis podem ajudar na descoberta de possíveis novos mecanismos utilizados pelas plantas para a absorção de P_o no ecossistema estudado. Esses ambientes possuem muitas características singulares, e entender como atuam as diversas variáveis relacionadas à disponibilidade de P no solo, é de extrema importância para que novas hipóteses sejam propostas e auxiliem nos estudos para melhorias na eficiência de absorção do fósforo. Em estudos futuros, por exemplo, a adição do *pool* microbiano aos construtos pode se mostrar concorrente ou fonte de P para as plantas. Além disso, os modelos podem ser trabalhados a fim de melhorarem os coeficientes de trilha, o que aumentaria significativamente as explicações das variabilidades das latentes, além de melhorar a visualização simultânea de todas as estratégias disponíveis para a aquisição de P no solo.

CONCLUSÃO

A modelagem de equações estruturais com variáveis latentes é capaz de simplificar a relação entre o ciclo de P e as estratégias das plantas para a sua aquisição no solo, e assim fornecer uma visão holística desses mecanismos em ambientes com déficit do elemento. Através dos modelos ajustados foi possível o resgate de informações que foram descartadas pelo trabalho de Lugli et al. (2019), trazendo à tona algumas teorias que não puderam ser consideradas, como por exemplo, a possibilidade de uma relação direta entre investimentos na morfologia da raiz e as estratégias de absorção de P, demonstrando que a morfologia da raiz (CER, DMR e DTR) possui influência sobre os fungos micorrízicos arbusculares (MA) e a fosfomonoesterase ácida (*APase*), e que o P_o é a principal fonte de P para manutenção do ecossistema florestal. No modelo A foi adicionado uma variável inteiramente conceitual (*pool* estratégia de absorção de P) que conseguiu ser 20% explicada pelo *pool* P do solo. Os modelos B e C ajudaram na compreensão das interconexões que envolvem o ecossistema florestal e na confirmação das relações e sugestões propostas pelos demais modelos do estudo. A importante influência do *pool* P_o foi revelada pelas reespecificações (modelo C1 e C2) do modelo C, tendo como indicadores as variáveis $NaOH-P_o$ e $NaHCO_3-P_o$, na manutenção do P disponível em solos da Floresta Amazônica, sendo portanto, a principal fonte do elemento. O modelo alternativo D mostrou que apenas as formas de P (P_o , P_i e P ocluso) possui uma alta explicação do P disponível, porém não houve uma boa explicação das variáveis respostas (*pools* absorção biótica e fisiológica). Com os submodelos foi possível observar a evolução no processo de desenvolvimento dos modelos estruturais. As variáveis mensuráveis MA e *APase* possuem correlação inversa, portanto, em todos os modelos (A ao D), quando a relação é positiva entre os *pools* morfologia da raiz *versus* absorção biótica (MA), haverá uma relação negativa entre os *pools* morfologia da raiz *versus* absorção fisiológica (*APase*), demonstrando que as plantas não precisam investir em todos os mecanismos simultaneamente. Através da análise dos modelos estruturais foi observada a forte influência do P_o sobre as atividades da *APase* e das MA, sendo importante a investigação desses processos para entender melhor como funcionam as estratégias de absorção de P_o no ecossistema estudado, para isso é preciso a

construção de novos modelos com a adição de novas variáveis que podem estar envolvidas, como por exemplo a variável biomassa microbiana.

REFERÊNCIAS

- Bünemann, E., Condon, L., (2007). Phosphorus and sulphur cycling in terrestrial ecosystems. In: Marschner P and Rengel Z (Eds). Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Springer-Verlag, New York, USA, pp 65-94. https://doi.org/10.1007/978-3-540-68027-7_3.
- Byrne, B.M., (2009). Structural equation modeling with AMOS: basic concepts, applications and programming, second ed. Routledge, New York.
- Cade-Menun, B.J., (2017). Characterizing phosphorus forms in cropland soils with solution ³¹P-NMR: past studies and future research needs. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 4:19. doi 10.1186/s40538-017-0098-4.
- Clark, R.B., Zeto, S.K., (2000). Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition* 23: 867–902. <https://doi.org/10.1080/01904160009382068>.
- Condon, L.M., Tiessen, H., (2005). Interactions of organic phosphorus in terrestrial ecosystems. In: Turner BL, Frossard E, and Baldwin DS (eds.) *Organic Phosphorus in the Environment*. CABI Publishing Wallingford, Oxon, UK 295–307.
- Condon, L.M., Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., (2005). Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. In: Sims JT, Sharpley AN (Eds). *Phosphorus: agriculture and the environment*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, pp 87-121. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>.
- Costa, M.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gonçalves, J.L.M., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., Aleixo, S., (2016). Labile and Non-Labile Fractions of Phosphorus and Its Transformations in Soil under Eucalyptus Plantations, Brazil. *Forests*, 7, 15. doi:10.3390/f7010015.
- de Mesquita Filho, M.V., Torrent, J., (1993). Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil), *Geoderma*, 58, 107–123. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90088-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90088-3).
- Dick, D.P., Goncalves, C.N., Dalmolin, R.S.D., Knicker, H., Klamt, E., Kfgel-Knabner, I., Simoes, M.L., Martin-Neto, L., (2005). Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. *Geoderma*, 124, 319–333. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.05.008>.
- Dodd, R.J., Sharpley, A.N., (2015). Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. *Resour Conserv Recycl.*, 105B:282–93.
- Driessen, P., Deckers, J., Spaargaren, O., Nachtergaele, F., 2001. Lecture notes on the major soils of the world. FAO, Rome, 35–37.

- Eisenhauer, N., Bowker, M.A., Powell, J.R., (2015). From patterns to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*, PEDOBI 50427 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.03.002>.
- Gama-Rodrigues, A.C., Sales, M.V.S., Silva, P.S.D., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., (2014). An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. *Biogeochemistry*, 118:453-469. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9946-x>.
- Grace, J.B., Bollen, K.A., (2006). The interface between theory and data in structural equation models. U. S. Geological Survey Open-Fire Report. pp. 1363.
- Grace, J.B., and Bollen, K.A., (2006). The interface between theory and data in structural equation models: U. S. Geological Survey Open-File Report 2006-1363, 33 p.
- Grace, J.B., Adler, P.B., Harpole, W.S., Borer, E.T., Seabloom, E.W., (2014). Causal networks clarify productivity–richness interrelations, bivariate plots do not. *Functional Ecology* 28 (4), 787–798. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12269>.
- Guilbeault-Mayers, X., Turner, B.L., Lalibert, E., (2020). Greater root phosphatase activity of tropical trees at low phosphorus despite strong variation among species. *Ecology* 00(00): e03090. Doi 10.1002/ ecy.3090.
- Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, E., Tathan, R.L., (2009). *Multivariate data analysis*. Translation: Adonai Schlup Sant’Anna, 6. ed., Bookman, Porto Alegre.
- Haling, R.E., Brown, L.K., Stefanski, A., Kidd, D.R., Ryan, M.H., Sandral, G.A., George, T.S., Lambers, H., Simpson, R.J., (2018). Differences in nutrient foraging among *Trifolium subterraneum* cultivars deliver improved P-acquisition efficiency. *Plant and Soil* 424: 539–554. Doi: 10.1007/s11104-017-3511-7.
- Hedley, M.J., Stewart, W.B., Chauhan, B.S., (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci Soc Am J* 46:970–976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>.
- Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C.X., Jaillard, B., (2003). Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review. *Plant and Soil* 248: 43–59. <https://doi.org/10.1023/A:1022371130939>
- Iacobucci, D., (2009). Everything you always wanted to know about SEM (structural equations modeling) but were afraid to ask. *Journal of Consumer Psychology*, 19, 673-680. doi: 10.1016/j.jcps.2009. 09.002.
- Ikhajagbe, B., Anoliefo, G.O., Olise, O.F., Rackelmann, F., Sommer, M., Adekunle, I.J., (2020). Major phosphorus in soil is unavailable, yet critical for plant development. *Notulae Scientia Biologicae* 12(3):500-535. Doi:10.15835/nsb12310672.
- Lambers, H., Raven, J.A., Shaver, G.R., Smith, S.E., (2008). Plant nutrient- acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 95–103. doi: 10.1016/j.tree.2007.10.008.
- Liu, Y., Chen, J., (2014). *Phosphorus Cycle*. Tsinghua University, Beijing, China. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09043-6>.
- Lugli, L.F., Andersen, K.M., Aragão, L.E., Cordeiro, A.L., Cunha, H.F., Fuchslueger, L., Rosa, J.S., (2019). Multiple phosphorus acquisition strategies adopted by fine roots in low-fertility soils in central Amazonia. *Plant and Soil* 1–15. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03963-9>.
- Lynch, J.P., Ho, M.D., (2005). Rhizoeconomics: carbon costs of phosphorus acquisition. *Plant and Soil* 269: 45–56. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-1096-4>.

- Malhi, Y., Wright, J., (2004). Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 359, 311–329. Doi: 10.1098/rstb.2003.1433.
- McGill, W.B., Cole, C.V., (1981). Comparative aspect of cycling of organic C, N, S, and P through soil organic matter. *Geoderma* 26: 267–286. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(81\)90024-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(81)90024-0).
- Nasto, M.K., Alvarez-Clare, S., Lekberg, Y., Sullivan, B.W., Townsend, A.R., Cleveland, C.C., (2014). Interactions among nitrogen fixation and soil phosphorus acquisition strategies in lowland tropical rain forests. *Ecology Letters* 17:1282–1289. <https://doi.org/10.1111/ele.12335>.
- Nasto, M.K., Osborne, B.B., Lekberg, Y., Asner, G.P., Balzotti, C.S., Porder, S., Taylor, P.G., Townsend, A.R., Cleveland, C.C., (2017). Nutrient acquisition, soil phosphorus partitioning and competition among trees in a lowland tropical rain forest. *New Phytol* 214:1506–1517. <https://doi.org/10.1111/nph.14494>.
- Oliveira, P.H.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., (2018). Litter and soil-related variation in functional group abundances in cacao agroforests using structural equation modeling. *Ecological Indicators*, 84, 254–262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.030>.
- Pang, J., Ruchi, B., Zhao, R., Bansal, H., Bohuon, E., Lambers, H., Ryan, M.H., Ranathunge, K., Siddique, K.H.M., (2018). The carboxylate-releasing phosphorus mobilising strategy can be proxied by foliar manganese concentration in a large set of chickpea germplasm under low phosphorus supply. *New Phytologist* 219: 518–529. <https://doi.org/10.1111/nph.15200>.
- Postma, J.A., Dathé, A., Lynch, J.P., (2014). The optimal lateral root branching density for maize depends on nitrogen and phosphorus availability. *Plant Physiology* 166: 590–602. <https://doi.org/10.1104/pp.113.233916>.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I., (2009a). Soils of Amazonia with particular reference to the rainfor sites. *Biogeosciences Discuss.*, 6, 3851–3921.
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I., (2011). Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8:1415–1440. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011>.
- Raven, J.A., Lambers, H., Smith, S.E., Westoby, M., (2018). Costs of acquiring phosphorus by vascular land plants: patterns and implications for plant coexistence. *New Phytologist* 217: 1420–1427. <https://doi.org/10.1111/nph.14967>.
- Richardson, A.E., (2005). Utilization of soil organic phosphorus by higher plants. *Organic phosphorus in the environment*. In Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D.S., (eds), *Organic phosphorus in the environment*. Pages 165–184. CABI, Wallingford, UK.
- Richardson A.E., Simpson, R.J., (2011). Soil microorganisms mediating phosphorus availability update on microbial phosphorus. *Plant Physiol* 156:989–996. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175448>.
- Ritter, C.D., Zizka, A., Barnes, C., Nilsson, R.H., Roger, F., Antonelli, A., (2019). Locality or habitat? Exploring predictors of biodiversity in Amazonia. *Ecography*, v.42, 2, 321-333. <https://doi.org/10.1111/ecog.03833>.
- Rubæk, G.H., Sibbesen, E., (1993). Resin extraction of labile, soil organic phosphorus. *European Journal of Soil Science* 44 (3):467-478. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb00469.x>.

- Ryan, M.H., Tibbett, M., Edmonds-Tibbett, T., Suriyagoda, L.D., Lambers, H., Cawthray, G.R., Pang, J., (2012). Carbon trading for phosphorus gain: the balance between rhizosphere carboxylates and arbuscular mycorrhizal symbiosis in plant phosphorus acquisition. *Plant, Cell & Environment* 35: 2170–2180. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02547.x>.
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., (2017). Structural equation modeling for the estimation of interconnections between the P cycle and soil properties. *Nutr Cycl Agroecosyst*. DOI 10.1007/s10705-017-9879-1.
- Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., Zhang, W., Zhang, F., (2011). Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant Physiology* 156: 997–1005. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175232>.
- Smith, S.E., Jakobsen, I., Gronlund, M., Smith, F.A., (2011). Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular mycorrhizal roots have important implications for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition. *Plant Physiol* 156:1050–1057. <https://doi.org/10.1104/pp.111.174581>.
- Turner, B.L., 2008. Soil organic phosphorus in tropical forests: an assessment of the NaOH–EDTA extraction procedure for quantitative analysis by solution ³¹P NMR spectroscopy. *European Journal of Soil Science* 9:3 p. 453-466. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00994.x>.
- van der Heijden, M.G., Martin, F.M., Selosse, M.A., Sanders, I.R., (2015). Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist* 205: 1406–1423. <https://doi.org/10.1111/nph.13288>.
- Vance, C.P., Uhde-Stone, C., Allan, D.L., (2003). Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist* 157: 423–447. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00695.x>.
- Viana, T.O., Gama-Rodrigues, A., Gama-Rodrigues, E.F., Aleixo, S., Moreira, R.V.S., Sales, M.V.S., Marques, J.R.B., (2018). Phosphorus transformations in alfisols and ultisols under different land uses in the atlantic forest region of Brazil. *Geoderma Regional*, 14, e00184. doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00184.
- Walker, T.W., Syers, J.K., (1976). The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15 (1), 1-19. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(76\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(76)90066-5).
- Wen, Z., Li, H., Shen, Q., Tang, X., Xiong, C., Li, H., Pang, J., Ryan, M.H., Lambers, H., Shen, J., (2019). Tradeoffs among root morphology, exudation and mycorrhizal symbioses for phosphorus-acquisition strategies of 16 crop species. *New Phytologist* 223: 882–895. doi: 10.1111/nph.15833.
- Zinn, Y.L., Lal, R., Bigham, J.M., Resck, D.V.S., (2007). Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and mineralogy, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 1204–1214. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0014>

ANEXO 1

Tabela A1. Índices de ajuste, normalidade multivariada e confiabilidade de construto dos submodelos estruturais do ciclo do P (1) e das estratégias vegetais para absorção de P (2) em solos tropicais da Floresta Amazônica.

Submodelo	Índices de ajuste*						Normalidade Multivariada*	Confiabilidade do Construto (%) *		
	X^2	df	P	X^2/df	GFI	$RMSEA$		cr	VE	CR
1	11.41	12	0.49	0.95	0.89	<0.001	2.0	P orgânico	52	60
								P inorgânico	55	66
								P ocluso	53	38
2	8.60	5	0.12	1.72	0.88	0.152	0.6	Morfologia da Raiz	55	01

*Padrão: X^2 = menor possível; $df \geq 0$; $P > 0.05$; $X^2/df \leq 5$; $GFI \geq 0.95$; $RMSEA \leq 0.10$; $cr < 5$; $VE \geq 0.5$; $CR \geq 0.7$.

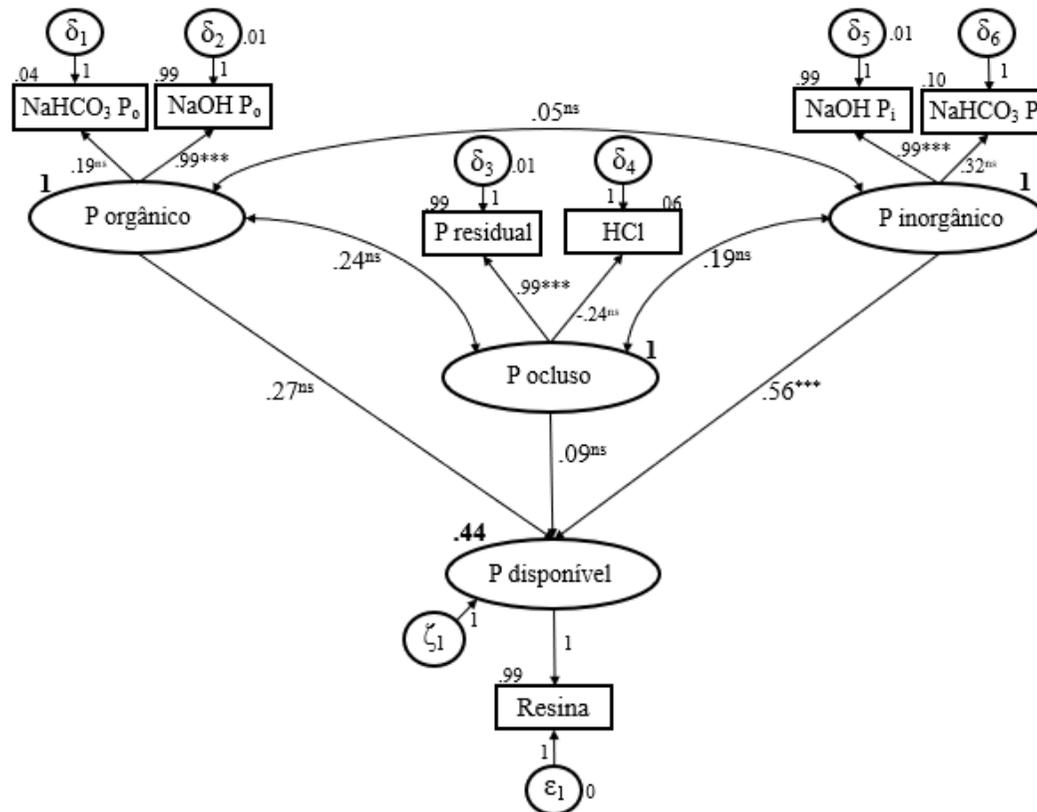


Figura A1. Submodelo 1: modelo estrutural para as relações entre ciclo do P no solo, dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_6 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_4) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. *Modelo* $\chi^2 = 11.417$; *df* = 12; *P* = 0.494; *Parâmetro* = 13; *n* = 32.

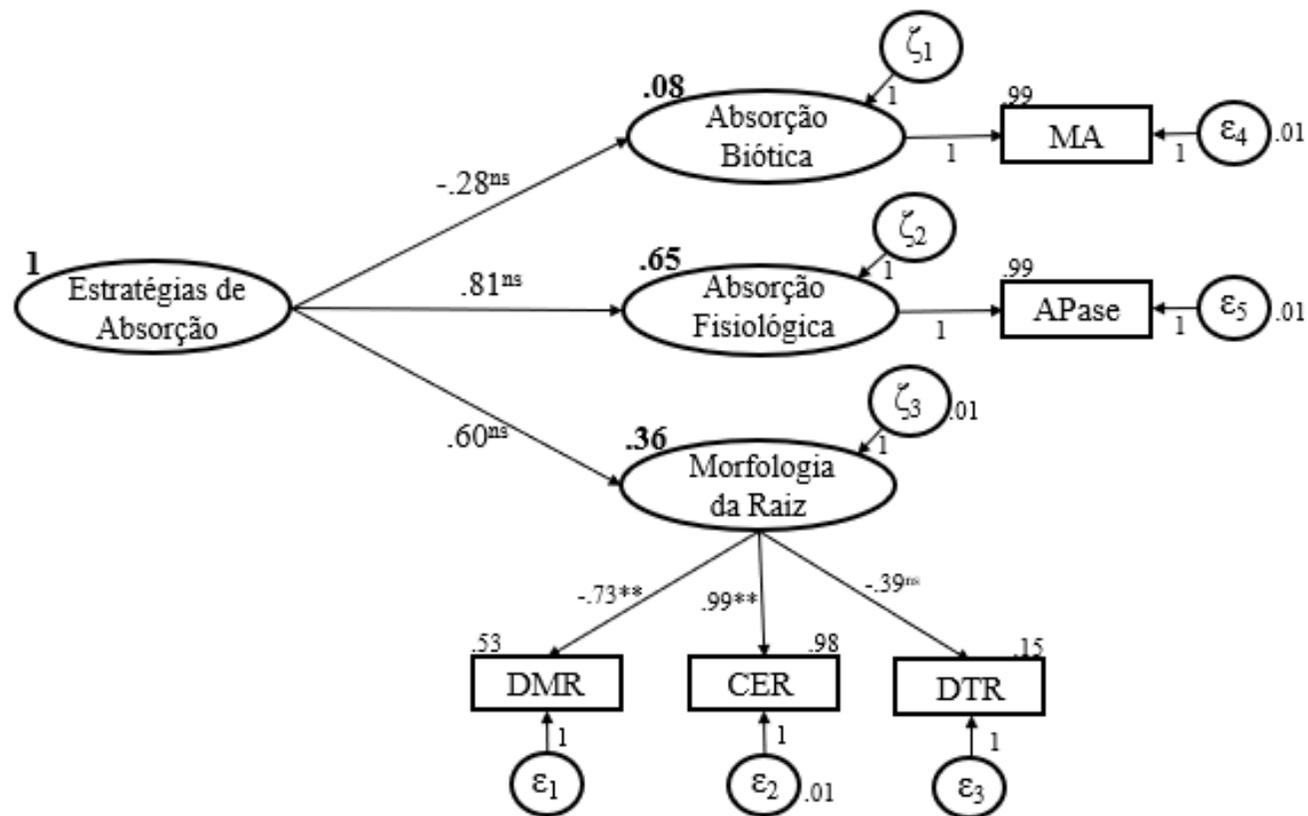


Figura A2. Submodelo 2: modelo estrutural para as relações entre as estratégias das plantas para a absorção de P no solo. Siglas: Morfologia da Raiz (CER = comprimento específico da raiz; DTR = densidade do tecido da raiz; DMR = diâmetro médio da raiz), Absorção Biótica (MA = micorrizas arbusculares), dados de Lugli et al. (2019). Todas as variáveis medidas (em retângulos) são representadas como indicadores de efeitos associados às variáveis latentes (em círculos ou elipses). Os valores correspondem aos parâmetros estimados padronizados (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns- não significativo) e ao valor de R^2 (números em negrito). Os valores das variáveis de erro (δ_1 - δ_5 , ϵ_1 - ϵ_6 , ζ_1 - ζ_4) são padronizados, alguns erros foram fixados em 0, 1 ou 10%. Modelo $\chi^2 = 8.60$; $df = 5$; $P = 0.126$; Parâmetro = 8; $n = 32$.

4. RESUMO E CONCLUSÕES

O uso da Modelagem de Equações Estruturais (MEE) com variáveis latentes, foi eficiente para os estudos de causa e efeito das transformações e acúmulos de P em diversos tipos de ambientes. A validação dos modelos hipotéticos facilitou a compreensão dos diferentes e complexos ciclos do P no solo, e ajudou nos avanços do uso da tecnologia na área de Ciência do solo.

No primeiro trabalho, o conceito teórico de P de interdependência entre os compostos de P determinados por espectroscopia ^{31}P RMN em solução foi representado por modelos hipotéticos em diferentes sistemas de uso da terra e práticas de manejo presentes em solos tropicais e temperados separadamente. Esses resultados demonstraram que a função fonte ou dreno dos *pools* de P_o e P_i sobre o *pool* de P disponível varia com as condições ambientais de cada ecossistema estudado. O *pool* propriedade do solo foi composto pelos atributos P total, N total, C orgânico, Al_{ox} , Fe_{ox} , argila e pH mais discriminantes para a regulação das transformações do ciclo do P nos locais estudados. Através dos modelos de caminhos direcionados foi elucidado que a disponibilidade de P é dependente da acumulação, distribuição e interconexão entre ortho-P, pirofosfato, DNA e P-monoéster nos solos de ecossistemas tropicais, assim como entre P-Olsen, ortho-P, P-monoéster e P-biomassa microbiana nos solos presentes em ecossistemas temperados.

Através do segundo estudo, foi apresentado o conceito teórico das relações entre as espécies de P no solo, detectadas por ^{31}P -RMN em extratos de NaOH- Na_2 EDTA, e os fatores edafoclimáticos em clima temperado. Os

modelos demonstraram que durante a pedogênese, o *pool* propriedade do solo (P total, argila e C orgânico) atua para o aumento da disponibilidade das espécies de P_i (pirofosfato, orthofosfato e polifosfato) e de P_o (DNA, IHP e fosfonatos). Com o passar do tempo, o *pool* clima (temperatura e precipitação) de ambientes úmidos e temperados, contribuem para a redução da disponibilidade de espécies de P_i e P_o no solo. Os *pools* material de origem e intemperismo auxiliam no aumento da disponibilidade de P no solo. A fraca dependência da relação entre os *pools* P_o e P_i , demonstrou a assimilação de possíveis variáveis que podem estar influenciando nessa relação, como por exemplo, a microbiota do solo. As relações dos fatores edafoclimáticos possuem uma forte influência na disponibilidade das espécies de P (P_o e P_i) ao longo da pedogênese.

Por fim, a última pesquisa forneceu uma visão holística das estratégias das plantas para a absorção do P em solos da floresta Amazônica, caracterizados com déficit do elemento. Revelando que das relações entre as formas de P no solo, analisadas pelo fracionamento de Hedley, e as possíveis estratégias das plantas para a absorção do elemento, as que possuem maiores influências sobre a disponibilidade de P são as provenientes do *pool* P_o (NaOH- P_o e HCO_3 - P_o) sendo portanto, a principal fonte do elemento. Os *pools* absorção biótica (MA) e absorção fisiológica (*APase*) estão interligados pelo *pool* morfologia da raiz (CER, DTR e DMR) e possuem correlação inversa, ou seja, a planta não investe em todas as estratégias simultaneamente. Houve uma forte influência do *pool* P_o sobre as variáveis MA e *APase*, assim, é importante mais investigações para entender como funcionam as estratégias de absorção de P_o no ecossistema solo-rizosfera da Floresta Amazônica, como a construção de novos modelos com adição de novas variáveis, como por exemplo, a atividade microbiana.

Este trabalho demonstrou como a MEE pode ser uma importante ferramenta para a compreensão de ciclos biogeoquímicos complexos. Estudos adicionais podem ser sugeridos com o incremento de diferentes fatores que também podem influenciar no ciclo do P em diferentes agroecossistemas, possibilitando o desenvolvimento de novas hipóteses e melhorando o

entendimento de ecossistemas naturais e o desenvolvimento de técnicas de manejo mais sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amorim, L.D.A.F., Fiaccone, R.L., Santos, C.A.S.T., Moraes, L.T.L.P., Oliveira, N.F., Oliveira, S.B., Santos, T.N.L., (2012). Modelagem de Equações Estruturais: Princípios Básicos e Aplicações. Ebook – Universidade Estadual de Feira de Santana. Salvador – BA.
- Araújo, A.P., Machado, C.T.T., (2006). Nutrição Mineral de Plantas. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Ed 1- Cap. 11: Fósforo.
- Arbuckle, J.L., 1997. AMOS users' guide: version 3.6. Chicago, IL: SPSS.
- Arhonditsis, G.B., Stow, C.A., Steinberg, L.J., Kenney, M.A., Lathrop, R.C., McBride, S.J., Reckhow, K.H., (2006). Exploring ecological pattern with structural equation modeling and Bayesian analysis. *Ecological Modelling* 192:385–409.
- Barto, E.K., Alt, F., Oelmann, Y., Wilcke, W., Rilling, M., (2010). Contributions of biotic and abiotic factors to soil aggregation across a land use gradient. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 2316-2324.
- Bentler, P.M., (1988). Causal modeling via structural equation systems. In J. R. Nesselroade & R. B. Cattell (Eds.), *Handbook of multivariate experimental psychology* (2nd ed., pp. 317–335). New York: Plenum.
- Bentler, P.M., (1989). EQS: structural equation manual. Los Angeles, CA: BMDP Statistical Software.
- Bollen, K.A., (1989). *Structural equation with latent variables*. John Wiley and Sons, New York, p 514.
- Bradford, M.A., Fierer, N., Reynolds, J.F., (2008). Soil carbon stocks in experimental mesocosms are dependent on the rate of labile carbon, nitrogen and phosphorus inputs to soils. *Funct. Ecol.* 22, 964–974.

- Byrne, B.M., (2010). Structural equation modeling with AMOS: basic concepts, applications, and programming / Barbara M. Byrne. 2nd ed.
- Cade-Menun, B.J., (2017). Characterizing phosphorus forms in cropland soils with solution ^{31}P -NMR: past studies and future research needs. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 4:19. doi 10.1186/s40538-017-0098-4.
- Condon, L.M., Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., (2005). Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. In: Sims JT, Sharpley AN (Eds). *Phosphorus: agriculture and the environment*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, pp 87-121. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>.
- Costa, J.P.V., Bastosal, R.L.S., Martins, G.O., Santos, A.F., (2009). Difusão de fósforo em solos de Alagoas influenciada por fontes do elemento e pela umidade. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 3, p. 229-235.
- CQFS-RS/SC., (2004). Comissão de Química e Fertilidade do Solo. Manual de recomendação de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre, SBCS/NRS, 400p.
- Cross, A.F., Schlesinger, W.H., (1995). A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: application to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64:197–214.
- Dalal, R.C., (1977). Soil organic phosphorus. *Adv. Agron.* 29, 83–112. eds. *Fertilidade do solo*. Viçosa-MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v.1. p.471-550.
- Dodd, R.J., Sharpley, A.N., (2015). Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. *Resour Conserv Recycl.* 105B:282–93.
- Eisenhauer, N., Bowker, M.A., Powell, J.R., (2015). From pattern to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*, PEDOBI 50427 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.03.002>.
- Essington, M.E., (2004). *Soil and water chemistry: An Integrative Approach*. Boca Raton, CRC Press LLC., 534p.
- Fageria, N.K., Baligar, V.C., Li, Y.C., (2008). The role of nutrient efficient plants in improving crop yields in the twenty first century. *J. Plant Nutr.* 31, 1121–1157.
- FAO., (2020). *World Food and Agriculture - Statistical Pocketbook 2020*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb1521en>.

- Farias, A.S., Santos, R.C., (2000). Modelagem de Equações Estruturais e Satisfação do Consumidor: uma Investigação Teórica e Prática. *RAC*, v. 4, n. 3, 107-132.
- Frossard, E., Condron, L.M., Oberson, A., Sinaj, S., Fardeau, J.C., (2000). Processes governing phosphorous availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 29, 15–23.
- Gama-Rodrigues, A.C., Sales, M.V.S., Silva, P.S.D., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., (2014). An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. *Biogeochemistry*, 118(1-3), 453-469.
- Gamper, H., Peter, M., Jansa, J., Luscher, A., Hartwig, U.A., Leuchtmann, A., (2004). Arbuscular mycorrhizal fungi benefit from 7 years of free air CO₂ enrichment in well-fertilized grass and legume monocultures. *Global Change Biology*. 10: 189-199.
- Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D.S., Flores, J.P.C., (2007). Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31, 691-699.
- Gatiboni, L.C., Brunetto, G., Rheinheimer, D.S., Kaminski, J., (2013). Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: uso e limitações. *Tópicos em Ciência do Solo* (Vol. 8, pp. 141-187).
- George, T.S., Giles, C.D., Menezes-Blackburn, D., Condron, L.M., Gama-Rodrigues, A.C., Jaisi, D., Lang, F., et al., (2017). Organic phosphorus in the terrestrial environment: a perspective on the state of the art and future priorities. *Plant Soil*. DOI 10.1007/s11104-017-3391-x.
- Giles, C.D., Cade-Menun, B.J., (2014). Phytate in animal manure and soils: Abundance, cycling and bioavailability. Chapter 9. In: He Z, Zhang H, editors. *Applied manure and nutrient chemistry for sustainable agriculture and environment*. New York: Springer, p. 163–90.
- Grace, J.B., Bollen, K.A., (2006). The interface Between theory and data in structural equation models: U. S. Geological Survey Open-Fire Report 2006-1363, 33p.
- Grace, J.B., Anderson, T.M., Olf, H., Scheiner, S.M., (2010). On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecol. Monogr.* 80:67–87.
- Grace, J.B., Schoolmaster, D.R., Guntenspergen, G.R., Little, A.M., Mitchell, B.R., Miller, K.M., Schweiger, E.W., (2012). Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling. *Ecosphere* 3:1-44.

- Grace, J.B., Schoolmaster Jr, D.R., Guntenspergen, G.R., Little, A.M., Mitchell, B.R., Miller, K.M., et al., (2012b). Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling. *Ecosphere*, 3, Article 73.
- Grace, J.B., Adler, P.B., Harpole, W.S., Borer, E.T., Seabloom, E.W., (2014). Causal networks clarify productivity–richness interrelations, bivariate plots do not. *Funct. Ecol.* 28, 787–798.
- Gressel, N., McColl, J.G., Preston, C.M., Newman, R.H., Powers, R.F., (1996). Linkages between phosphorus transformations and carbon decomposition in a forest soil. *Biogeochemistry* 33, 97–123.
- Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, E., Tathan, R.L., (2009). *Multivariate data analysis*. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, p 688.
- Hedley, M.J., Stewart, W.B., Chauhan, B.S., (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci Soc Am J* 46:970–976.
- Hoyle, R.H., (2012). *Handbook of Structural Equation Modeling*. Part 1- Introduction and Overview.
- Jöreskog, K.G., Sörbom, D., 1993. LISREL 8: structural equation modeling with simplis command language. Mooresville, IN: Scientific Software.
- Kirkby, C.A., Richardson, A.E., Wade, L.J., Batten, G.D., Blanchard, C., (2013). Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil Biol. Chem.* 60, 77–86.
- Kitayama, K., (2013). The activities of soil and root acid phosphatase in the nine tropical rain forests that differ in phosphorus availability on mount Kinabalu, Borneo. *Plant Soil* 367: 215–224.
- Klem, L., (1995). Path analysis. In: Grimm LG, Yarnold PR. *Reading and understanding multivariate statistics*. Washington, DC: American Psychological Association.
- Kline, R.B., (2011). *Principles and Practice of Structural Equation Modeling*. Third edition.
- Liu, J., Han, C., Zhao, Y., Yang, J., Cade-Menun, B.J., Hu, Y., Li, J., Liu, H., Sui, P., Chen, Y., Ma, Y., (2020). The chemical nature of soil phosphorus in response to long-term fertilization practices: Implications for sustainable phosphorus management, *Journal of Cleaner Production*, IF 7.246. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123093>.
- MacDonald, G.K., Bennett, E.M., Potter, P.A., Ramankutty, N., Affiliations, A., (2011). *Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands*. Edited by Stephen R. Carpenter, University of Wisconsin, Madison, WI.

- Moreira, R.V.S., (2017). Inter-relações entre atributos químicos e microbiológicos no sistema serapilheira-solo no bioma mata atlântica. Tese de doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes – RJ.
- Mullen, M.D., (2005). *Biological Interactions*. University of Kentucky, Lexington-KY- USA.
- Nash, D.M., Haygarth, P.M., Turner, B.L., Condrón, L.M., McDowell, R.W., Richardson, A.E., et al., (2014). Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: a perspective. *Geoderma* 221, 11–19. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.12.004.
- Neset, T.S.S., Bader, H.P., Scheidegger, R., Lohm, U., (2008). The flow of phosphorus in food production and consumption — Linköping, Sweden, 1870–2000. *Sci. Total Environ.* 396, 111–120.
- Novais, R.F., Smyth, T.J., 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG, 399p.
- Novais, R.F., Smyth, T.J., Nunes, F.N., (2007). Fósforo. In Novais RF, Alvarez VVH, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL. 2007. *Fertilidade do Solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1017p.
- Nunes, R.S., Sousa, D.M.G., Goedert, W.J., Vivaldi, L.J., (2011). Distribuição de fósforo no solo em razão do Sistema de cultivo e manejo da adubação Fosfatada. *R. Bras. Ci. Solo*, 35:877-888.
- Oliveira, P.H.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., (2018). Litter and soil-related variation in functional group abundances in cacao agroforests using structural equation modeling. *Ecological Indicators*, 84, 254–262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.030>.
- Pierzynski, G.M., McDowell, R.W., Sims, J.T., (2005). Chemistry, cycling and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In: Sims JT, Sharpley AN, editors. *Phosphorus, agriculture and the environment*. Monograph no 46. Madison: Soil Science Society of America; p. 53–86.
- Prochnow, L.I., Alcarde, J.C., Chien, S.H., (2004). Eficiência agronômica dos fosfatos totalmente acidulados. In Yamada, T; Abdalla, S. R. S (ed.). *Simpósio sobre Fósforo na Agricultura Brasileira*, São Pedro-SP. Anais... São Paulo: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do fosfato 2004. p. 605-663.
- Ramaekers, L., Remains, R., Rao, I.M., Blair, M.W., Vanderleyden, J., (2010). Strategies for improving phosphorus acquisition efficiency of crop plants. *Field Crop Res.* 117, 169–176.

- Rhaghothama, K.G., (1999). Phosphate acquisition. Annual review of plants physiology and plant molecular biology. Stanford, v. 50. pp. 665-693.
- Tedesco, M.J., Volkweiss, S.J. e Bohnen, H. 1985. Análises de solo, planta e outros materiais. UFRGS/Faculdade de Agronomia. Departamento de Solos. Porto Alegre. Boletim Técnico, 5. 95 pp.
- Rheinheimer, D.S., Gatiboni, L.C., Kaminski, J., (2008). 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.
- Richardson, A.E., Lynch, J.P., Ryan, P.R., Delhaize, E., Smith, F.A., Smith, S.E., Harvey, P.R., Ryan, M.H., Veneklaas, E.J., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R.A., Simpson, R.J., (2011). Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant Soil* 349, 121–156.
- Ryberg, K.R., (2017). Structural Equation Model of Total Phosphorus Loads in the Red River of the North Basin, USA and Canada. *Journal of Environmental Quality*.
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Comerford, N.B., Cropper, W.P., Gama-Rodrigues, E.F., Oliveira, P.H.G., (2015). Respecification of structural equation models for the P cycle in tropical soils. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 102:347–358.
- Sales, M.V.S., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., (2017). Structural equation modeling for the estimation of interconnections between the P cycle and soil properties. *Nutr Cycl Agroecosyst*. DOI 10.1007/s10705-017-9879-1.
- Sato, S., Comerford, N.B., (2006). Organic anions and phosphorus desorption and bioavailability in a humid Brazilian Ultisol. *Soil Sci* 171:695–705.
- Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Giller, K.E., van Ittersum, M.K., 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 6348–6353.
- Skrondal, A., Rabe-Hesketh, S., (2004). *Interdisciplinary Statistics Generalized Latent Variable Modeling Multilevel, Longitudinal, and Structural Equation Models*. Chapman & Hall/CRC A CRC Press Company Boca Raton. London, New York, Washington, DC.
- Smeck, N.E., (1985). Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma* 36:185–199.
- Sousa, D.M.G., Rein, T.A., Lobato, E., (2008). Solubilidade e eficiência agronômica de fosfatos naturais reativos avaliados com a cultura da soja em um Latossolo de Cerrado. In: *Simpósio Nacional do Cerrado*, 9.; *Simpósio Internacional de Savanas Tropicais*, 2., Brasília. Desafios e

estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais: anais. Embrapa Cerrados - Planaltina. CD ROM.

- Spohn, M., Kuzyakov, Y., (2013). Phosphorus mineralization can be driven by microbial need for carbon. *Soil Biol. Biochem.* 61, 69–75.
- Stevenson, F.J., Cole, M.A., (1999). Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2ed. New York: Wiley, 427p. SPSS.
- Stewart, J.W.B., Tiessen, H., (1987). Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry, Netherlands*, v 4, p. 41-60.
- Stutter, M., Richards, S., (2012). Relationships between soil physico-chemical., microbiological properties, and nutrient release in buffer soils compared to field soils. *Journal of Environmental Quality*, 41, 400–409. doi:10.2134/jeq2010.04 56.
- Stutter, M.I., Shand, C.A., George, T.S., Blackwell, M.S.A., Dixon, L., Bol, R., Mackay, R.L., Richardson, A.E., Condon, L.M., Haygarth, P.M., (2015). Land use and soil factors affecting accumulation of phosphorus species in temperate soils, *Geoderma*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.020>.
- Turner, B.L., Papházy, M.J., Haygarth, P.M., McKelvie, I.D., (2002). Inositol phosphates in the environment. *Phil Trans R Soc Lond.* 357:449–69.
- Turner, B.L., Engelbrecht, B.M.J., 2011. Soil organic phosphorus in lowland tropical rain forests. *Biogeochemistry*, 103(1-3), 297-315.
- Viana, T.O., Gama-Rodrigues, A., Gama-Rodrigues, E.F., Aleixo, S., Moreira, R.V.S., Sales, M.V.S., Marques, J.R.B., (2018). Phosphorus transformations in alfisols and ultisols under different land uses in the atlantic forest region of Brazil. *Geoderma Regional*, 14, e00184. doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00 184.
- Xiao-fu, X., Sun, J., Hong-tao, N., De-kui, Y., Jian-hua, T., (2016). Linking Structural Equation Modeling with Bayesian Network and Its Application to Coastal Phytoplankton Dynamics in the Bohai Bay. *China Ocean Eng.*, Vol. 30, No. 5, pp. 733 – 748. Chinese Ocean Engineering Society and Springer-Verlag Berlin Heidelberg. DOI 10.1007/s13344-016-0047-1, ISSN 0890-5487.
- Withers, P.J.A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D.L., Healey, J.R., Talboys, P.J., (2014). Feed the crop not the soil: rethinking phosphorus management in the food chain. *Environ Sci Technol.* 48:6523–30.
- Zaia, F.C., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., (2008). Formas de fósforo no solo sob leguminosas florestais, floresta secundária e pastagem no Norte Fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 1191-1197.

