

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO - CAMPUS RIO VERDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

ALFREDO SILVA DE BRITO

**USO DE MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS (MEE), PARA AVALIAR A
INFLUÊNCIA DE FERTILIZANTES FOSFATADOS SOBRE A DINÂMICA DAS
FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO.**

RIO VERDE-GO

Agosto-2025

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO- CAMPUS RIO VERDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

**USO DE MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS (MEE), PARA AVALIAR A
INFLUÊNCIA DE FERTILIZANTES FOSFATADOS SOBRE A DINÂMICA DAS
FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação – *Stricto sensu* em Agroquímica, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano- Campus Rio Verde, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Agroquímica.

Autor: Alfredo Silva de Brito

Orientador: Dr. Carlos Ribeiro Rodrigues

RIO VERDE-GO

Agosto-2025

**Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do
Programa de Geração Automática do Sistema Integrado de Bibliotecas do IF Goiano - SIBi**

B862u Brito, Alfredo Silva de
USO DE MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS
(MEE), PARA AVALIAR A INFLUÊNCIA DE
FERTILIZANTES FOSFATADOS SOBRE A DINÂMICA
DAS FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO. / Alfredo Silva de
Brito. Rio Verde 2025.

76f. il.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ribeiro Rodrigues.
Dissertação (Mestre) - Instituto Federal Goiano, curso de
0231034 - Mestrado em Agroquímica - Rio Verde (Campus Rio
Verde).

1. Especificação química do fósforo. 2. Fertilidade do solo. 3.
Interações solo-nutriente. 4. Modelagem estatística multivariada.
5. solos intemperizados. I. Título.



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL+
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Declaração nº 114/2025 - SREPG/CMPR/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO

ATA Nº/121

BANCA EXAMINADORA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Aos vinte e oito dias do mês de julho do ano de dois mil e vinte e cinco, às 14h00min (catorze horas), reuniram-se os componentes da banca examinadora em sessão pública realizada na Sala de Videoconferência da Diretoria de Pós-Graduação, Pesquisa e Inovação do Campus Rio Verde do Instituto Federal Goiano, para procederem a avaliação da defesa de Dissertação, em nível de mestrado, de autoria de **ALFREDO SILVA DE BRITO**, discente do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica do Instituto Federal Goiano 3 Campus Rio Verde. A sessão foi aberta pelo presidente da Banca Examinadora, Prof. Dr. Carlos Ribeiro Rodrigues, que fez a apresentação formal dos membros da Banca. A palavra, a seguir, foi concedida ao autor para, em 30 min., proceder à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu o examinado, tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se a avaliação da defesa. Tendo-se em vista as normas que regulamentam o Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, e procedidas às correções recomendadas, a Dissertação foi **APROVADA**, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **MESTRE (a) NO PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA**, na área de concentração em Agroquímica, pelo Instituto Federal Goiano 3 Campus Rio Verde. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega na secretaria do PPGAq da versão definitiva da Dissertação, com as devidas correções. Assim sendo, a defesa perderá a validade se não cumprida essa condição, em até **60 (sessenta) dias** da sua ocorrência. A Banca Examinadora recomendou a publicação dos artigos científicos oriundos dessa dissertação em periódicos após procedida as modificações sugeridas. Cumpridas as formalidades da pauta, a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de Dissertação de Mestrado, e para constar, foi lavrada a presente Ata, que, após lida e achada conforme, será assinada eletronicamente pelos membros da Banca Examinadora.

Membros da Banca Examinadora

Nome	Instituição	Situação no Programa
Carlos Ribeiro Rodrigues	IF Goiano - Campus Rio Verde	Presidente
Carlos Frederico de Souza Castro	IF Goiano - Campus Rio Verde	Membro interno
June Faria Scherrer Menezes	Universidade de Rio Verde - UniRV	Membro externo
Fabício William de Ávila	Universidade Estadual do Centro-Oeste 3 UNICENTRO	Membro externo

Documento assinado eletronicamente por:

- **Carlos Ribeiro Rodrigues, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO** , em 28/08/2025 16:34:23.
- **Fabício William de Ávila, Fabício William de Ávila - Professor Avaliador de Banca - Instituto Federal Goiano (1)** , em 28/08/2025 16:39:38.
- **Carlos Frederico de Souza Castro, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO** , em 28/08/2025 16:42:10.
- **June Faria Scherrer Menezes, June Faria Scherrer Menezes - Professor Avaliador de Banca - Universidade de Rio Verde (01815216000178)**, em 28/08/2025 18:09:06.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 28/08/2025. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 737630

Código de Autenticação: 840edbcba3



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, 01, Zona Rural, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3624-1000

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano a disponibilizar gratuitamente o documento em formato digital no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

IDENTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese (doutorado) | <input type="checkbox"/> Artigo científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação (mestrado) | <input type="checkbox"/> Capítulo de livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia (especialização) | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC (graduação) | <input type="checkbox"/> Trabalho apresentado em evento |

Produto técnico e educacional - Tipo:

Nome completo do autor:
Alfredo Silva de Brito

Matrícula:
2023202310340005

Título do trabalho:
USO DE MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS (MEE), PARA AVALIAR A INFLUÊNCIA DE FERTILIZANTES FOSFATADOS SOBRE A DINÂMICA DAS FRACÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO.

RESTRIÇÕES DE ACESSO AO DOCUMENTO

Documento confidencial: Não Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIIF Goiano: / /

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O(a) referido(a) autor(a) declara:

- Que o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- Que obteve autorização de quaisquer materiais incluídos no documento do qual não detém os direitos de autoria, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- Que cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Documento assinado digitalmente
 **ALFREDO SILVA DE BRITO**
Data: 19/09/2025 18:05:54-0300
Verifique em <https://validar.if-goiano.gov.br>

Rio Verde - Go 19 / 09 / 2025
Local Data

Assinatura do autor e/ou detentor dos direitos autorais

Ciente e de acordo:

Assinatura do(a) orientador(a)  **CARLOS RIBEIRO RODRIGUES**
Data: 19/09/2025 18:17:54-0300
Verifique em <https://validar.if-goiano.gov.br>

AGRADECIMENTOS

Chegar até aqui foi mais do que uma conquista acadêmica, foi uma jornada de fé e superação. Por isso, meus primeiros agradecimentos são a Deus, fonte da minha força nos momentos de cansaço, deu coragem quando as dúvidas apertavam e sabedoria para seguir em frente. Ao meu querido pai, José Lourenço da Silva, que, mesmo não estando mais entre nós, deixou um legado de exemplo e integridade. Foi nele que me espelhei para me tornar o homem que sou hoje, e tenho certeza que suas intercessões guiaram cada passo da minha trajetória.

À minha esposa, Alcieny Barros, meu eterno obrigado. Você foi meu porto seguro, minha parceira em cada dia e noite, compreendendo cada silêncio e cada ansiedade desse processo. Sua paciência e apoio incondicional me lembravam, todos os dias, por que valia a pena persistir. Ao meu filho, Augusto Barros, que, mesmo com apenas 7 anos, entendeu que o papai precisava de tempo para estudar e renunciou a nossos momentos juntos. Saiba que cada hora "emprestada" à pesquisa foi dedicada a construir um futuro melhor para nós.

À minha mãe, Veriná Silva, cujas orações me envolveram como um manto protetor, e a todos os meus familiares que torceram por mim mesmo à distância, vocês são minha raiz e meu alicerce.

Um agradecimento especial ao meu orientador, professor Dr. Carlos Ribeiro Rodrigues, que não apenas abriu as portas do Laboratório de Química Agrícola, mas entregou as chaves, literalmente, para que eu pudesse fazer parte da equipe. Sua confiança em mim, foi o primeiro passo para que essa pesquisa se tornasse realidade. Obrigado pelas horas de orientação, pela paciência nas correções e, sobretudo, por ter abdicado do seu tempo para me guiar. Sua dedicação e compreensão são exemplos que levarei para a vida.

Aos colegas do laboratório, Química Agrícola e do Grupo Life Soil, em especial ao Doutorando José Carlos Bento, técnico do laboratório e grande parceiro. Sua ajuda foi fundamental, desde as discussões que fortaleceram a pesquisa até a amizade que tornou os dias mais leves. O ambiente acolhedor e colaborativo que vocês criaram fez toda a diferença.

À professora Dra. Suzana Marcionílio, diretora de Pós - Graduação Pesquisa e Inovação do IF, cujo incentivo foi crucial quando eu quase desisti no início. Sua liderança mostrou o caminho quando os obstáculos pareciam intransponíveis. Ao professor Dr. Celso Belisário, que me recebeu no estágio e ofereceu apoio constante, e ao professor Dr. Rodrigo Braghirolli, cujos incentivos e mediação mantiveram-me firme na pesquisa.

À Coordenação e a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica (PPGAq/IF Goiano - Campus Rio Verde), que contribuíram não apenas para minha formação acadêmica, mas para meu crescimento profissional. E, por fim, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa que tornou possível dedicar-me a este mestrado.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Alfredo Silva de Brito, nascido em 1989 em Rio Verde (GO), é Licenciado em Química pelo Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde (2017), com especializações em Ciências da Natureza, suas Tecnologias e o Mundo do Trabalho pela Universidade Federal do Piauí (2022) e em Ensino de Química pela Faculdade Única de Ipatinga-MG (2022). Em agosto de 2023, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, nível Mestrado, no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde, sob a orientação do professor Dr. Carlos Ribeiro Rodrigues, desenvolvendo pesquisas sobre a dinâmica do fósforo no solo, com enfoque na aplicação de modelagem de equações estruturais. Na área educacional, atua como professor efetivo de Química na rede pública Estadual de Goiás, lecionando no Colégio Martins Borges (Ensino Médio), e na rede particular no Colégio Ápice, ambos em Rio Verde, Goiás. Sua trajetória reflete um duplo compromisso: o avanço do conhecimento científico e a formação crítica de estudantes no ensino de Química.

ÍNDICE DAS FIGURAS DO CAPÍTULO 1

Figura 1 - Frações do P-total do solo. P: fósforo, Pi fósforo inorgânico, Po: fósforo orgânico.	15
Figura 2 - Formas de fósforo no sistema solo-planta.....	16
Figura 3 - Esquema do fracionamento do fósforo no solo conforme método de Hedley et al. (1982) com modificações e correlações das frações com as formas do fósforo no solo.	19
Figura 4 - Filosofia da modelagem de equações estruturais.	22
Figura 5 - Fluxograma de etapas a serem desenvolvidas para construção de modelos de equações estruturais.	23
Figura 6 - Simbologia básica para construção de um diagrama de caminhos.....	24
Figura 7 - Modelo conceitual da dinâmica das frações de fósforo no solo e suas interações com o Pool de fósforo Disponível.	30

ÍNDICE DAS FIGURAS DO CAPÍTULO 2

Figura 1 - Modelo de equação sequencial básico da dinâmica de fósforo no solo com base nas frações de P no solo obtido pelo método da extração sequencial de Hedley adaptada de Gama-Rodrigues et al. (2014) para os dados obtidos. P inorgânico em solução (Pi-solução); P orgânico lábil (Po-Lábil), moderadamente (Po-MLábil) e não lábil (Po-NLábil); P inorgânico lábil (Pi-Lábil), precipitado com Fe e Al, (Pi-Fe +Al) e não lábil (Pi-NLábil); P inorgânico precipitado com Ca (Pi-Ca) e P inorgânico ocluso (Pi-ocluso).	46
Figura 2 – Modelos de Equações Estruturais (MEE) e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háptico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo A: CXbd + FRA; Modelo A1 = CXbd + ST; Modelo A2 = CXbd + FRA + ST; Modelo A3 = LVd + FRA; Modelo A4=LVd + ST e Modelo A5 = LVd + FRA + ST.	57
Figura 3 - Modelos de Equações Estruturais (MEE) e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háptico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato	

Triplo (ST): Modelo B = CXbd + FR; Modelo B1 = CXbd + ST; Modelo B2 = CXbd + FRA + ST; Modelo B3 = LVd + FRA; Modelo B4 = LVd + ST e Modelo B5 = LVd + FRA + ST com base nas correlações. 60

Figura 4 - Modelos de Equações Estruturais (MEE) e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo C = CXbd + FRA; Modelo C1 = CXbd + ST; Modelo C2 = CXbd + FRA + ST; Modelo C3 = LVd + FRA; Modelo C4 = Vd + ST e Modelo C5 = LVd + FRA + ST com base no KMO. 62

Figura 5 - Modelos de Equações Estruturais (MEE) reespecificados e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo D = CXbd + FRA; Modelo D1 = CXbd + ST; Modelo D2 = CXbd + FRA + ST; Modelo D3 = LVd + FRA; Modelo D4 = LVd + ST e Modelo D5 = LVd + FRA + ST. 67

ÍNDICE DAS TABELAS CAPÍTULO 1

Tabela 1- Índices de ajustes dos modelos.....	27
--	----

ÍNDICE DAS TABELAS CAPÍTULO 2

Tabela 1- Composição química e física dos fertilizantes fosfatados	42
Tabela 2- Atributos químicos e físicos e frações de P do LVd e CXbd antes da aplicação dos tratamentos	43
Tabela 3- Estatística descritiva para o conjunto de dados original.	45
Tabela 4 - Teste de normalidade Shapiro-Wilk dos conjuntos de dados obtidos para cada solo com a aplicação do Fosfato Reativo de Arad (FRA) e Superfosfato Triplo (ST).....	48
Tabela 5 - Coeficiente de correlação de Kendall entre a fração Pi-solução com as demais frações de P no solo para cada conjunto de dados não transformados e transformados.	49
Tabela 6 - Teste de esfericidade de Bartlett e o de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para adequação dos dados na estruturação de modelos sequenciais estruturas para os conjuntos de dados.	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC	Akaike Information Criterion
BIC	Bayesian Information Criterion
CFI	Comparative Fit Index
CXbd	Cambissolo Háplico distrófico típico
FNR	Fosfato natural reativo
FRA	Fosfato Reativo de Arad
GFI	Goodness of Fit Index
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
LVd	Latossolo Vermelho distrófico típico
MEE	Modelagem de Equações Estruturais
MO	Matéria Orgânica
P	Fósforo
Pi-Ca	Fósforo inorgânico precipitado com Ca
Pi-Fe+Al	Fósforo associado ao ferro e alumínio
Pi-Lábil	Fósforo inorgânico lábil
Pi-NLábil	Fósforo inorgânico moderadamente a pouco lábil
Pi-ocluso	Fósforo inorgânico ocluso
Pi-solução	Fósforo inorgânico em solução
Po-Lábil	Fósforo orgânico lábil
Po-MLábil	Fósforo orgânico moderadamente lábil
Po-NLábil	Fósforo orgânico não lábil
Pool	Compartimento
RMSEA	Root Mean Square Error of Approximation
SRMR	Standardized Root Mean Square Residual
SSP	Superfosfato Simples
ST	Superfosfato Triplo
TLI	Tucker Lewis Index

SUMÁRIO

Capítulo 1: Dinâmica do P no solo: Uso de modelos de equações estruturais para avaliar o efeito de fertilizantes sobre as frações obtidas pelo fracionamento químico sequencial de Hedley: Revisão de literatura.	xi
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	14
2.1 A dinâmica de fósforo no solo-planta: frações e transformações.....	14
2.2 Influência de Fertilizantes Fosfatados na Dinâmica do P em solos Brasileiros.	16
2.3 O Fracionamento de Hedley: Uma abordagem metodológica para o estudo do fósforo. .	18
2.4 Modelagem de Equações Estruturais (MEE) na Ciência do Solo e Dinâmica do P.	21
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
Capítulo 2: Fertilizantes alteram as frações de fósforo no solo? Uma análise por modelagem de equações estruturais em bancos de dados de fracionamento sequencial. 36	
RESUMO	36
ABSTRACT	37
1 INTRODUÇÃO.....	38
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
3.1 Análises iniciais do conjunto de dados	48
3.2 Proposição e ajuste de Modelos de Equações Estruturais.....	54
4 CONCLUSÃO.....	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

Capítulo 1: Dinâmica do P no solo: Uso de modelos de equações estruturais para avaliar o efeito de fertilizantes sobre as frações obtidas pelo fracionamento químico sequencial de Hedley: Revisão de literatura.

RESUMO

BRITO, ALFREDO SILVA DE. Dinâmica do P no solo: Uso de modelos de equações estruturais para avaliar o efeito de fertilizantes sobre as frações obtidas pelo fracionamento químico sequencial de Hedley: Revisão de literatura.2025. Dissertação apresentada ao Instituto Federal Goiano- Câmpus Rio Verde- GO, como parte das exigências da Pós-Graduação- Mestrado em Agroquímica.

O fósforo (P) é um nutriente para a produção agrícola. Entretanto, é um dos nutrientes mais limitantes em solos tropicais, devido à alta capacidade de fixação por óxidos de ferro e alumínio. Essa limitação representa um desafio significativo para a agricultura, especialmente em países como o Brasil, que dependem de importações de fertilizantes fosfatados. Este estudo teve como objetivo revisar o estado da arte sobre a dinâmica do P no solo, com ênfase na aplicação do fracionamento de Hedley para caracterizar as diferentes formas e uso da modelagem de equações estruturais (MEE) para analisar as interações entre atributos do solo, manejo agrícola e disponibilidade de P. Para isso, realizou-se uma revisão sistemática da literatura, abrangendo estudos publicados com base em dados científicos. A análise priorizou trabalhos que abordam os processos que regulam a dinâmica do P no solo, incluindo adsorção, mineralização e imobilização, bem como a aplicação do fracionamento de Hedley para quantificar frações lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis de P. Além disso, examinou-se o uso da MEE para modelar relações causais entre variáveis edáficas, práticas de manejo e disponibilidade de P, com foco em solos tropicais e contextos agrícolas dependentes de fertilizantes fosfatados. Os estudos evidenciaram que, em solos tropicais, a predominância de óxidos de ferro e alumínio leva à formação de frações de P fortemente adsorvidas, reduzindo a eficiência agrônômica. O fracionamento de Hedley mostrou-se eficaz para discriminar essas frações, permitindo identificar *Pools* de P mais ou menos acessíveis às culturas. Já a MEE demonstrou potencial para elucidar relações complexas entre fatores como textura do solo, pH, teor de matéria orgânica e eficiência de fertilizantes. A combinação do fracionamento de Hedley e da modelagem de equações estruturais oferece uma abordagem integradora para otimizar o manejo do P em solos tropicais. Enquanto o fracionamento permite quantificar as formas de P e sua dinâmica, a MEE desvenda as interações entre variáveis mensuráveis e latentes que governam sua disponibilidade. Pesquisas futuras devem explorar a aplicação dessas ferramentas em diferentes sistemas agrícolas, visando desenvolver estratégias adaptadas às condições tropicais.

Palavras-chave: Especificação química do fósforo; Fertilidade do solo; Interações solo-nutriente; Modelagem estatística multivariada; solos intemperizados.

ABSTRACT

BRITO, ALFREDO SILVA DE. **Soil P Dynamics: Using Structural Equation Modeling to Assess the Effect of Fertilizers on Fractions Obtained by Hedley's Sequential Chemical Fractionation: A Literature Review.** 2025. Dissertation presented to the Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde - GO, as part of the requirements for the Graduate Program - Master's in Agrochemistry.

Phosphorus (P) is an essential nutrient for agricultural production. However, it is one of the most limiting nutrients in tropical soils due to its high fixation capacity by iron and aluminum oxides. This limitation poses a significant challenge for agriculture, especially in countries like Brazil, which depend on imports of phosphate fertilizers. This study aimed to review the state of the art on soil P dynamics, with emphasis on the application of the Hedley fractionation method to characterize its different forms and the use of structural equation modeling (SEM) to analyze interactions between soil attributes, agricultural management, and P availability. For this purpose, a systematic literature review was conducted, covering studies published in scientific databases. The analysis prioritized studies addressing the processes regulating soil P dynamics, including adsorption, mineralization, and immobilization, as well as the application of Hedley fractionation to quantify labile, moderately labile, and non-labile P fractions. Furthermore, the use of SEM to model causal relationships between edaphic variables, management practices, and P availability was examined, focusing on tropical soils and agricultural contexts dependent on phosphate fertilizers. The studies highlighted that in tropical soils, the predominance of iron and aluminum oxides leads to the formation of strongly adsorbed P fractions, reducing its agronomic efficiency. The Hedley fractionation method proved effective in characterizing these fractions, allowing the identification of plant-accessible P Pools. SEM demonstrated potential for elucidating complex relationships between factors such as soil texture, pH, organic matter content, and fertilizer efficiency. The combination of Hedley fractionation and structural equation modeling offers an integrative approach to optimize P management in tropical soils. While fractionation quantifies the P forms and their dynamics, SEM unravels the interactions between measurable and latent variables governing its availability. Future research should explore these tools application in different agricultural systems, aiming to develop strategies tailored to tropical conditions.

Keywords: Phosphorus chemical specification; Soil fertility; Soil-nutrient interactions; Multivariate statistical modeling; Weathered soils.

1 INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um elemento essencial para a produtividade agrícola, mas a disponibilidade no solo é frequentemente limitada, especialmente em ecossistemas tropicais, em que interações com a matriz do solo e processos biogeoquímicos restringem a acessibilidade às plantas (Luz; Brito, 2022; Pavinato *et al.*, 2024). Essa limitação é agravada pela alta afinidade do P com óxidos de ferro e alumínio, que predominam em solos ácidos, promovendo a adsorção e fixação em formas não disponíveis (Novais & Smyth, 1999). Diante desse desafio, estratégias de manejo eficiente tornam-se cruciais para equilibrar a demanda agrícola e a sustentabilidade dos sistemas de produção.

No solo, o P ocorre em formas orgânicas e inorgânicas, que se convertem dinamicamente por processos como mineralização, imobilização e precipitação. Enquanto o P inorgânico está associado a minerais primários e secundários, o P orgânico deriva da matéria orgânica, sendo liberado gradativamente pela ação microbiana (Solangi *et al.*, 2023). Em solos ácidos, a formação de compostos insolúveis com Fe e Al reduz a disponibilidade, enquanto em solos alcalinos, a precipitação com Ca exige abordagens específicas de manejo (Gatiboni, *et al.*, 2007). A baixa mobilidade do P no perfil do solo reforça a importância da localização adequada dos fertilizantes, bem como do papel de microrganismos, como fungos micorrízicos e bactérias solubilizadoras de fosfato, que melhoram a absorção pelas plantas (Biswas *et al.*, 2022). Além disso, a aplicação de resíduos orgânicos e substâncias húmicas pode influenciar positivamente a dinâmica do P, promovendo a liberação de ácidos orgânicos que competem com o P pelos sítios de adsorção no solo (Luz; Brito, 2022).

Para compreender a complexidade da dinâmica do P no solo, o fracionamento químico de Hedley *et al.* (1982), destaca-se como ferramenta metodológica fundamental. Esse método separa o P em frações, conforme a solubilidade e reatividade, desde formas lábeis (extraíveis por água e resina) até frações estáveis ligadas a Al, Fe e Ca (Oliveira *et al.*, 2021; Rocha *et al.*, 2005). Essa técnica permite a separação do P em diferentes frações, baseando-se na solubilidade e reatividade, o que reflete a disponibilidade potencial para as plantas (Araújo *et al.*, 2004). Estudos têm utilizado essa metodologia para avaliar o impacto de práticas agrícolas, como o plantio direto e da aplicação de dejetos animais na distribuição das frações de P, e a biodisponibilidade (Gatiboni *et al.*, 2008; Gonçalves; Meurer, 2009). Recentemente Biassoni *et al.* (2023) demonstraram, em um experimento de 10 anos na região da Pampa, que a adubação fosfatada contínua aumentou as frações lábeis e moderadamente lábeis, as quais se

correlacionaram diretamente com a absorção de P pelo milho, reforçando a importância do manejo de longo prazo.

A escolha da fonte de fertilizante fosfatado, assim como o método e época de aplicação, são fatores determinantes para a eficiência da adubação. Fontes mais solúveis como superfosfato simples (SS) e superfosfato triplo (ST) liberam P rapidamente, enquanto fosfatos naturais reativos (FNR) apresentam liberação gradual (Oliveira *et al.*, 2021). Em solos tropicais, estratégias como aplicação localizada, uso de fontes de liberação controlada e combinação com práticas que estimulem a atividade microbiana (como inoculação com bactérias solubilizadoras de fosfato) podem aumentar significativamente a eficiência do uso do P (Santos *et al.*, 2008).

Neste cenário complexo, a Modelagem de Equações Estruturais (MEE) emerge como poderosa ferramenta estatística multivariada, permitindo analisar relações intrincadas entre múltiplas variáveis observáveis e latentes. Na pesquisa da dinâmica do P no solo, a MEE tem se mostrado valiosa para elucidar interações causais entre atributos do solo, formas de P e processos biológicos (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014; Sales *et al.*, 2015). Diferentemente de abordagens univariadas, a MEE permite testar modelos teóricos que representam relações hipotéticas entre variáveis, proporcionando compreensão mais holística do sistema solo-planta (Silva *et al.*, 2022).

A aplicação da MEE tem possibilitado identificar fatores-chave que governam a transformação e disponibilidade do P, como pH do solo, densidade aparente, teor de matéria orgânica e atividade microbiana. Modelos estruturais podem avaliar como práticas de manejo afetam diretamente as frações de P e, indiretamente, a absorção pelas plantas, mediadas por atributos químicos e biológicos do solo (Hou *et al.*, 2016). Essa abordagem permite quantificar não apenas a força e direção dessas relações, mas também identificar caminhos indiretos e efeitos mediadores (Silva *et al.*, 2023), sendo crucial para desenvolver estratégias de manejo mais eficazes. Assim, esta revisão integra conceitos fundamentais sobre a dinâmica do P no solo, abordando desde o uso de fertilizantes e o fracionamento de Hedley até a aplicação da MEE. Para tanto, a combinação dessas abordagens oferece informações úteis para compreensão dos processos envolvidos e para desenvolvimento de práticas que otimizem o uso do P na agricultura, reduzindo aplicações excessivas de fertilizantes fosfatados e promovendo sistemas produtivos mais sustentáveis.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A dinâmica de fósforo no solo-planta: frações e transformações

A baixa disponibilidade de fósforo (P) no solo é reconhecida como um dos principais entraves à produtividade agrícola, especialmente em ecossistemas tropicais (Hinsinger, 2001). Em comparação com outros nutrientes, o P exibe mobilidade reduzida e alta reatividade química no ambiente edáfico, o que frequentemente o torna um elemento crítico para o crescimento e desenvolvimento vegetal. A complexidade de sua dinâmica é intrínseca às múltiplas interações físico-químicas e biológicas que influenciam diretamente a ciclagem e biodisponibilidade (Condrón e Newman, 2011; Helfenstein *et al.*, 2018).

Em solos tropicais e subtropicais, como os predominantes no Brasil, a dinâmica do P é fortemente influenciada pela presença de óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), os quais adsorvem o nutriente em um processo conhecido como “fixação de P” (Novais & Smyth, 1999). Essa adsorção em coloides de alta superfície específica resulta na formação de um “legado de P” no solo, caracterizado pelo acúmulo de P residual decorrente do balanço entre as adições de fertilizantes e as extrações pelas culturas ao longo do tempo (Doydora *et al.*, 2020). Operacionalmente, esse estoque de P acumulado apresenta-se em diferentes graus de labilidade, sendo categorizado, em P lábil (prontamente disponível), P moderadamente lábil (com potencial disponibilização) e P não lábil (formas recalcitrantes) (Pavinato *et al.*, 2024).

O P no solo ocorre tanto em formas orgânicas (Po) quanto inorgânicas (Pi), conforme ilustrado na figura 1 (Gatiboni *et al.*, 2013). O Po apresenta-se predominantemente como monoésteres fosfóricos, incluindo compostos como mononucleotídeos e fosfatos de inositol, além de diésteres como ácidos nucleicos e fosfolipídios (Turner; Engelbrecht, 2011; Zhu *et al.*, 2018), sendo originário de resíduos orgânicos, biomassa microbiana e matéria orgânica, representando 20 a 80% do *P-total*, com biomassa microbiana contribuindo com menos de 10% (Gatiboni *et al.*, 2013). O Pi, por sua vez, é encontrado em fontes minerais, com predominância de compostos pouco solúveis em solos tropicais, como estregnita ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e variscita ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), além de fosfatos adsorvidos ou precipitados a coloides minerais especialmente oxihidróxidos de Fe e Al (Gatiboni *et al.*, 2007; Hinsinger, 2001; Novais & Smyth, 1999; Zhu *et al.*, 2018). A labilidade dessas frações, determinada pela energia de ligação e capacidade de repor o P na solução do solo, é um critério central para avaliar a disponibilidade (Gatiboni *et al.*, 2007).

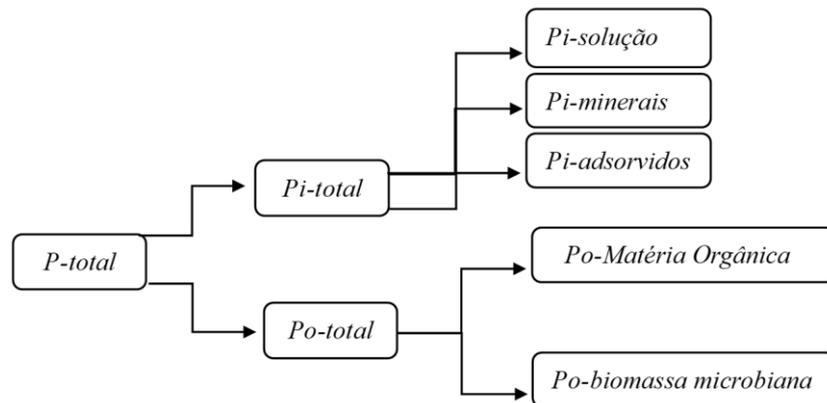


Figura 1 - Frações do P-total do solo. P: fósforo, Pi fósforo inorgânico, Po: fósforo orgânico.
Fonte: Adaptado de (Gatiboni *et al.*, 2013)

Embora as plantas absorvam principalmente Pi da solução do solo, o Po representa uma reserva dinâmica, cuja mineralização depende da atividade microbiana e da matéria orgânica (Zaia *et al.*, 2008). Pesquisas com braquiária demonstraram que culturas podem mobilizar até 66% em solos brasileiros após ciclos sucessivos (Pavinato *et al.*, 2024), evidenciando a capacidade do vegetal de acessar frações consideradas recalcitrantes.

Estudos comparativos indicam que solos temperados acumulam P predominantemente como frações inorgânicas lábeis, enquanto em solos tropicais, prevalecem as formas inorgânicas moderadamente lábeis e não lábeis, refletindo diferenças nos processos pedogenéticos e nos históricos de manejo (Pavinato *et al.*, 2024; Solangi *et al.*, 2023). Diante disso, a disponibilidade de P para as plantas está intrinsecamente ligada à distribuição do elemento nas diversas frações químicas do solo, classificadas pela labilidade, ou seja, pela facilidade com que se tornam disponíveis na solução do solo para a absorção vegetal (Gatiboni *et al.*, 2021).

Como citado, em solos altamente intemperizados, a dinâmica do P é dominada pela adsorção em colóides inorgânicos, que atuam como “drenos” do nutriente, reduzindo a disponibilidade por ligações específicas (Novais & Smyth, 1999; Sharpley, 1995). À medida que o grau de intemperismo avança, observa-se um declínio da eficiência do P aplicado nas adubações, limitando a biodisponibilidade (Santos *et al.*, 2008).

Assim, a compreensão da dinâmica do P no sistema solo-planta é fundamental para o manejo eficiente desse nutriente. Logo, o P em solução como o *Pool* central e prontamente acessível às plantas, mantém um equilíbrio dinâmico com o P-lábil por meio dos processos de adsorção e dessorção, enquanto interconexões entre frações como por exemplo, solubilização de minerais, mineralização de Po e perdas por erosão ou lixiviação completam o ciclo (Figura

2). Essa complexidade reforça a necessidade de compreender as transformações do P para um manejo eficiente (Novais & Smyth, 1999).

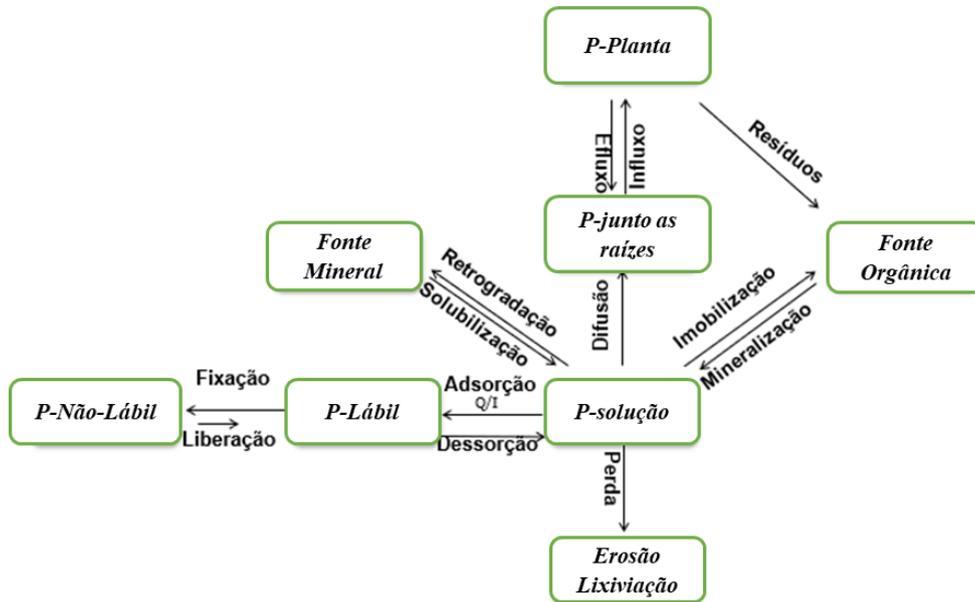


Figura 2 - Formas de fósforo no sistema solo-planta.

Fonte: Adaptado de Novais & Smyth (1999).

2.2 Influência de Fertilizantes Fosfatados na Dinâmica do P em solos Brasileiros.

O fósforo (P) é um recurso finito e a gestão eficiente na agricultura é um desafio global (Blackwell *et al.*, 2019; Dhillon *et al.*, 2017). No período de 2015 a 2020, a oferta global de P_2O_5 para o sistema solo-planta cresceu à taxa média anual de 2,3%, totalizando aproximadamente 53 milhões de toneladas métricas de fertilizante (Jindo *et al.*, 2023). Práticas agrícolas intensivas exercem influência marcante na variabilidade espacial do P no solo. Ringeval *et al.* (2017) investigaram o P inorgânico lábil (Pi-Lábil), um indicador da fração diretamente envolvida na nutrição de plantas, e o P total do solo (P-total). Os autores constataram que o fundo biogeoquímico do solo referente ao P herdado de solos naturais convertidos para uso agrícola, e as práticas agrícolas são os principais fatores da variabilidade espacial do P em terras cultivadas.

Nesse contexto, Zou *et al.* (2022) avaliaram a escassez de P comparando a demanda acumulada de fertilizantes entre 2017 e 2050 em relação às reservas de rochas fosfáticas. O estudo definiu um indicador de escassez de P, no qual valores próximos ou acima de 100% indicariam a necessidade de recorrer a fontes alternativas ou importações para sustentar a produção agrícola. Globalmente, a escassez de P foi estimada em cerca de 10% ou menos até

2050, sugerindo que as reservas mundiais seriam suficientes. No entanto, países como China (21–72%), Estados Unidos (36–79%) e Brasil (10–43%) poderão enfrentar desafios significativos devido à maior pressão sobre as reservas nacionais. Os autores destacam a importância de estratégias sustentáveis para garantir a segurança alimentar diante da possível escassez regional de fertilizantes fosfatados.

A agricultura brasileira tem experimentado um crescimento significativo nas últimas três décadas, consolidando o país como uma das principais potências agrícolas globais. No entanto, para sustentar essa alta produtividade, o Brasil depende fortemente de fertilizantes, sendo grande importador, a cerca de 75% do P consumido é proveniente do exterior (Benício, 2022). Essa dependência agrava porque os solos tropicais do país são naturalmente pobres em P e possuem alta capacidade de fixação desse nutriente, conforme destacado por Pavinato *et al.* (2020). Nesse sentido, Withers *et al.* (2018) conduziram um estudo sobre a gestão sustentável do P na agricultura brasileira, destacando a alta dependência do país de fertilizantes inorgânicos e a insustentabilidade do consumo atual, que pode atingir 4,6 Tg em 2050. A pesquisa sugere a transição para estratégias de uso de P mais eficientes, visando reduzir os excedentes anuais em até 65% e, a longo prazo, redesenhar os sistemas agrícolas para operar de forma lucrativa com menores níveis de fertilidade de P no solo.

As fontes de P podem ser classificadas, conforme a solubilidade em solúveis, pouco solúveis e insolúveis, cada uma com dinâmicas distintas no solo (Franceloso *et al.*, 2010). Os fertilizantes solúveis como os fosfatos industrializados, elevam rapidamente os teores de P na solução do solo, porém sofrem adsorção específica. Em contraste, os fosfatos naturais insolúveis, embora apresentem menor eficiência inicial, liberam P gradualmente, demonstrando maior efeito residual a longo prazo (Korndörfer *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 2021). Desse modo, solos pobres em P como o Cerrado brasileiro, tem a fertilidade melhorada com o passar do tempo e com sucessivas aplicações de fertilizantes fosfatados (Lacerda *et al.*, 2013; Resende *et al.*, 2006).

Os principais tipos de fertilizantes fosfatados usados no Brasil incluem superfosfato simples (SSP), superfosfato triplo (ST), fosfato monoamônico (MAP) e fosfato diamônico (DAP) sendo fertilizantes de alta solubilidade, e os superfosfatos são produzidos pela reação de rocha fosfatada com ácido sulfúrico e ácido fosfórico. Já o MAP e DAP são obtidos pela reação de neutralização do ácido fosfórico com amônia, em proporções estequiométricas diferentes (Benício, 2022; Malavolta *et al.*, 1981; Moreira; Malavolta, 2001; Saueia *et al.*, 2013). Paralelamente, os fosfatos naturais reativos (FNR) apresentam alternativa de menor

solubilidade, sendo aplicados diretamente como fonte de P. Internacionalmente, classificam-se como FNR os fertilizantes contendo $\geq 27\%$ de P_2O_5 total e $\geq 30\%$ de solubilidade em ácido cítrico 2%, características típicas de depósitos sedimentares. No Brasil, a legislação estabelece critérios menos rigorosos $\geq 12\%$ de P_2O_5 total e mesma solubilidade (Benício, 2022; Santos *et al.*, 2008). Por serem insolúveis em água os fosfatos naturais dissolvem-se de forma lenta e tendem a aumentar a disponibilidade de P para as culturas com o passar do tempo (Korndörfer *et al.*, 1999).

A eficiência agronômica das fontes fosfatadas apresenta correlação direta com seu grau de solubilização no solo. (Sousa; Lobato, 2004). Zhu *et al.* (2018) evidenciaram que o acúmulo histórico de P nos solos agrícolas, enquanto excesso, ameaça ecossistemas aquáticos por eutrofização, representando um risco ambiental. Contudo, seu reaproveitamento poderia reduzir a dependência de aplicação excessiva de fertilizantes. O estudo destaca a importância de desenvolver estratégias para ativar esse P residual e atenuar o problema ambiental.

O Brasil enfrenta desafios significativos no uso de fertilizantes fosfatados, incluindo dependência externa, baixa eficiência e riscos ambientais. Assim, estratégias como o aproveitamento do P legado, inovação em fertilizantes e manejo sustentável são essenciais para garantir a segurança alimentar e ambiental do país a longo prazo (Pavinato *et al.*, 2020; Raniero *et al.*, 2023; Withers *et al.*, 2018).

2.3 O Fracionamento de Hedley: Uma abordagem metodológica para o estudo do fósforo.

A compreensão da dinâmica do fósforo (P) no solo é muito complexa e exige a investigação detalhada das interações entre as formas orgânicas, inorgânicas e microbianas e está diretamente relacionada à distribuição e disponibilidade dessas frações nos *Pools* biogeoquímicos (Gatiboni *et al.*, 2007). Para tanto, com o intuito de compreender os fatores que regulam a biodisponibilidade de P, diversas metodologias vêm sendo elaboradas com o objetivo de separar as diferentes formas no solo, permitindo a análise dos processos de transformação (Santos *et al.*, 2008). Alguns extratores como Mehlich 1 e Mehlich 3 são utilizados para determinar as frações de P no solo. Entretanto esses métodos não capturam todas as frações de P, especialmente as orgânicas que podem ser mineralizadas pelas plantas (Gatiboni *et al.*, 2013).

Uma estratégia amplamente utilizada para esse propósito consiste em métodos de fracionamento sequencial de P, que empregam etapas sucessivas de extração com uso de diferentes reagentes químicos. Esses reagentes são selecionados para solubilizar preferencialmente determinadas formas de P, considerando a afinidade e a intensidade das ligações entre as moléculas de P e as matrizes orgânicas e minerais do solo (Condrón; Newman, 2011). A maioria desses esquemas inicia-se com a extração de P fracamente ligado, utilizando uma solução salina. Em seguida, extrai-se o P ligado a ferro e alumínio com uma combinação de reagentes alcalinos. Por fim, o P ligado a cálcio é recuperado com extração ácida. Um avanço na metodologia foi a inclusão da determinação de P microbiano, introduzida no esquema desenvolvido por Hedley *et al.*, (1982), que envolve a fumigação com clorofórmio de uma amostra para quantificar o P contido na biomassa microbiana (Gatiboni *et al.*, 2013).

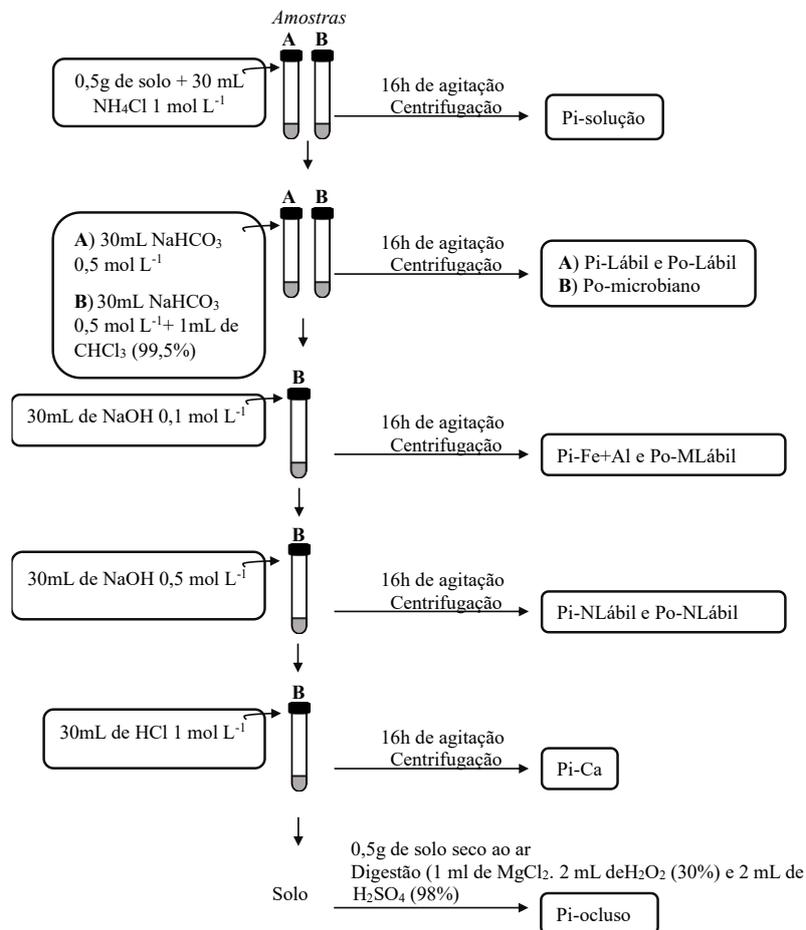


Figura 3 - Esquema do fracionamento do fósforo no solo conforme método de Hedley *et al.* (1982) com modificações e correlações das frações com as formas do fósforo no solo.

Fonte: Adaptado de (Gatiboni *et al.*, 2013).

O procedimento estabelecido por Hedley *et al.*, (1982) consolidou-se como um método altamente eficaz para analisar as diversas frações de P no solo, proporcionando uma avaliação detalhada do P acessível às plantas (Khan *et al.*, 2023). Sua principal vantagem reside na capacidade de distinguir não apenas as frações minerais, mas também as orgânicas presentes no solo, além de fornecer informações sobre a dinâmica de disponibilidade desse elemento em diferentes escalas de tempo (Zamuner *et al.*, 2008). Johnson *et al.* (2003) observaram que as variantes do protocolo de extração sequencial de Hedley *et al.* (1982), proporcionam a maior discriminação entre os *Pools* de P orgânico e inorgânico, tanto os lábeis quanto os não lábeis.

Santos *et al.* (2008) ao avaliarem o fracionamento químico de P em solos cultivados com milho, observaram que a interação entre fontes e modos de aplicação influenciou a distribuição das frações do nutriente, com o parcelamento da adubação aumentando os teores nas frações inorgânicas e orgânicas. Oliveira *et al.* (2021), ao aplicarem o fracionamento de Hedley, constataram que a adubação orgânica aumentou principalmente as formas lábeis, especialmente em solos arenosos. Os autores ainda destacaram diferenças entre os solos LVd que predominou P fortemente adsorvido, enquanto no RQ prevaleceram formas lábeis, evidenciando a influência conjunta da fonte e do tipo de solo na dinâmica do nutriente.

Conforme demonstrado por Negassa e Leinweber (2009), o fracionamento de Hedley revela que solos tropicais perdem rapidamente P lábil sem reposição, enquanto solos temperados apresentam redução gradual. O estudo revelou que após décadas sem adubação, todas as frações de P são drasticamente reduzidas e a aplicação regular de fertilizantes mantém os teores de P, comprovando a eficácia da técnica para o manejo e que a combinação com técnicas espectroscópicas pode aprimorar ainda mais o entendimento das transformações químicas do P no solo.

Um estudo de Yang e Post (2011), destacou que o (P) lábil medido pelo método de Hedley frequentemente excede a demanda vegetal, mesmo em solos intemperizados, Esses achados sugere que o P lábil não é totalmente disponível para plantas, provavelmente pela imobilização microbiana. Dessa forma, essa técnica consolida-se como uma abordagem eficiente para entender a distribuição e a ciclagem do P no solo, auxiliando na interpretação da biodisponibilidade (Cross; Schlesinger, 1995).

2.4 Modelagem de Equações Estruturais (MEE) na Ciência do Solo e Dinâmica do P.

A modelagem de equações estruturais (MEE), conhecida em inglês como *Structural Equation Modeling (SEM)*, representa uma abordagem estatística multivariada que integra técnicas de regressão múltipla e análise fatorial para avaliar relações de dependência entre variáveis (Amorim *et al.*, 2012). A metodologia, originou-se com os trabalhos de Wright (1934), que há quase um século propôs a decomposição de correlações em equações matemáticas representadas por hipótese causais em diagramas de caminhos. Posteriormente, pesquisadores como Joreskog e Sörbom (1982), avançaram o método ao integrá-lo com análise fatorial, que permite não apenas descrever mas testar estatisticamente tais hipóteses (Kline, 2023). A abordagem, também é conhecida por outros nomes, entre eles análise de caminhos, análise fatorial confirmatória, análise de variáveis latentes e modelos de estrutura de covariância (Sales *et al.*, 2015).

A MEE é amplamente empregada para investigar relações causais em dados observacionais, sendo capaz de modelar tanto interações lineares quanto não lineares (Iriundo *et al.*, 2003). A análise, embora não estabeleça causalidade de forma definitiva, auxilia na seleção e eliminação de hipóteses com base em evidências empíricas, partindo do princípio que relações causais implicam correlação entre variáveis combinando análise de caminhos fatorial e regressão múltipla (Hair *et al.*, 2009).

Segundo Hoyle e Smith (1994), a MEE, é um método estatístico que modela inter-relações entre variáveis, enquanto Grace (2006) a define como a aplicação de múltiplas equações estruturais (causa-efeito) para representar relações multivariadas. Uma das principais vantagens é a capacidade de incorporar variáveis latentes, ou seja, conceitos teóricos não diretamente mensuráveis, mas inferidos a partir de indicadores observáveis (Boomsma, 1993; Grace; Bollen, 2008). Além disso, a MEE permite comparar modelos alternativos, selecionando a melhor representação do fenômeno estudado (Mitchell, 1992). Essa metodologia, diferencia-se justamente por classificar as variáveis em latentes (construtos) e observadas (indicadores), permitindo uma interpretação mais completa de conceitos abstratos (Kline, 2023).

Normalmente, essa metodologia caracteriza-se por uma abordagem estatística predominantemente confirmatória, sendo empregada quando o pesquisador possui fundamentação teórica prévia sobre as relações a serem investigadas (Da Silva *et al.*, 2022). Nesse contexto, a análise fatorial confirmatória (AFC) desempenha papel central ao estabelecer relações entre variáveis observadas e construtos latentes, validando a estrutura dimensional

proposta e garantindo a consistência do modelo teórico (Brown, 2015). Esse modelo teórico, que fornece explicações pode ser embasado em conhecimento empírico e observações práticas. A essência da MEE é ilustrada na figura 4, que destaca a interconexão entre a fundamentação teórica e análise de dados para a construção de modelos que representam hipóteses causais e construtos latentes de variáveis observadas.

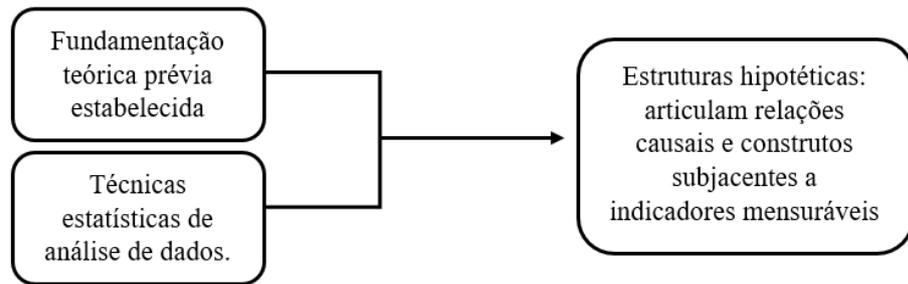


Figura 4 - Filosofia da modelagem de equações estruturais.

Fonte: Adaptado de (Amorim *et al.*, 2012)

Dessa forma, a MEE pode ser empregada para representar e avaliar mediações, bem como para testar relações diretas e indiretas (Eisenhauer *et al.*, 2015). Esse tipo de modelagem envolve a análise de um sistema baseado em equações de regressão linear, que são organizadas de acordo com as relações causais estabelecidas no modelo (Boomsma, 2003; Kaplan, 2000; Pilati; Laros, 2007).

No desenvolvimento de um modelo de equações estruturais é viável que sejam seguidas etapas para organização na construção do modelo, de maneira geral pode ser representado na Figura 5. Para a construção do modelo teórico, o pesquisador estabelece relações causais entre variáveis fundamentado em teorias e hipóteses prévias, elaborando um modelo plausível que será testado empiricamente, buscando confirmar ou refutar as relações propostas (Hair *et al.*, 2009).

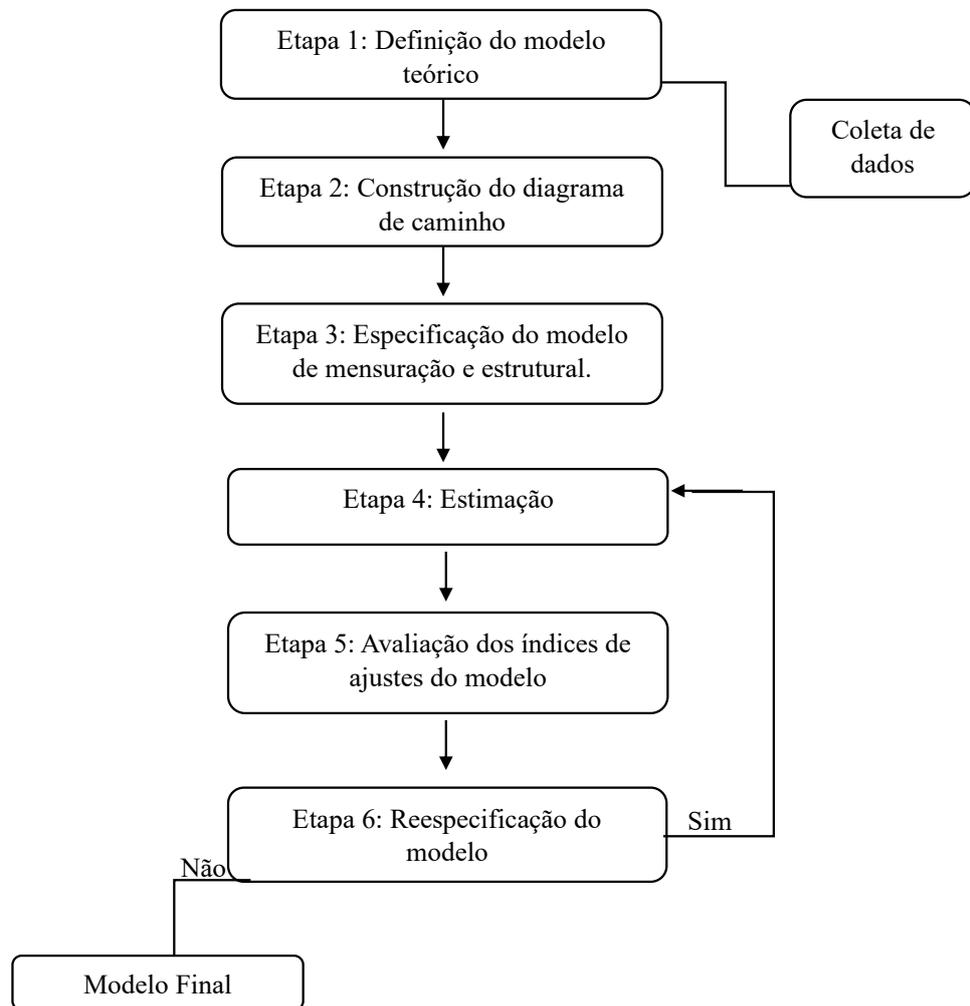


Figura 5 - Fluxograma de etapas a serem desenvolvidas para construção de modelos de equações estruturais.

Fonte: Adaptado de (Kaplan, 2000).

A representação gráfica do modelo, através de diagramas de caminho, utiliza círculos/elipses para variáveis latentes, retângulos/quadrados para variáveis observadas, setas unidirecionais para relações causais diretas e setas bidirecionais para correlações conforme figura 6 (Amorim *et al.*, 2012). Segue-se a coleta de dados, que permite a construção das variáveis latentes a partir das variáveis observáveis. Com essas medidas, a construção do diagrama de caminhos é feita pelas relações causais definidas na etapa anterior de desenvolvimento do modelo teórico (Sales *et al.*, 2015). A representação gráfica do modelo, através de diagramas de caminho, utiliza círculos/elipses para variáveis latentes, retângulos/quadrados para variáveis observadas, setas unidirecionais para relações causais diretas e setas bidirecionais para correlações conforme figura 6 (Amorim *et al.*, 2012).

Descrição	Símbolo
Variável latente ou construto (não observada)	
Variável observada ou indicadora	
Relação de causa direcional entre duas variáveis	
Análise correlacional entre variáveis	

Figura 6 - Simbologia básica para construção de um diagrama de caminhos.

Fonte: Adaptado de (Amorim *et al.*, 2012)

Na MEE, as variáveis latentes são classificadas como exógenas (independentes) ou endógenas (dependentes), de acordo com a relação causal. Os construtos endógenos são aqueles explicados por variáveis exógenas ou por outros construtos endógenos, sendo representados por setas direcionais que indicam a influência recebida (Grace *et al.*, 2010). Em contrapartida, as variáveis exógenas não são previstas por nenhum outro elemento do modelo, atuando como origens das relações causais, apenas podem apresentar covariância entre si, indicando associações não direcionais (Grace, 2006; Grace e Bollen, 2008).

A especificação matemática do modelo de mensuração e do modelo estrutural, é a fase em que o modelo teórico é formalizado por meio de um sistema de equações. Neste momento, as relações gráficas previamente definidas são traduzidas para linguagem matemática da MEE. Além disso, esta etapa é crucial para validação dos construtos latentes, que é realizada por meio da (AFC)(Bollen; Noble, 2011). A Análise fatorial confirmatória permite verificar se as variáveis observadas realmente representam os construtos teóricos da maneira hipotetizada. Com essa formalização, as hipóteses derivadas do modelo teórico são então estruturadas para serem testadas estatisticamente pela aplicação dos sistemas de equações estruturais (Kaplan, 2000).

A MEE, completa consiste em um sistema de equações lineares que pode ser dividido em dois submodelos, o modelo estrutural, que define as associações entre variáveis latentes (construtos), e o modelo de mensuração, que relaciona as variáveis observáveis aos seus respectivos construtos (Sales *et al.*, 2015).

Algebricamente os submodelos podem ser representados pelas equações (1), (2) e (3) conforme descrito por Bollen e Noble (2011).

$$\boldsymbol{\eta}_i = \boldsymbol{\alpha}_\eta + \mathbf{B}\boldsymbol{\eta}_i + \boldsymbol{\Gamma}\boldsymbol{\xi}_i + \boldsymbol{\zeta}_i \quad (1)$$

em que:

- $\boldsymbol{\eta}_i$ e $\boldsymbol{\xi}_i$ são vetores de variáveis latentes endógenas e exógenas, respectivamente;
- $\boldsymbol{\alpha}_\eta$ é um vetor de interceptos (assumido como zero);
- \mathbf{B} e $\boldsymbol{\Gamma}$ são matrizes de coeficientes que representam os efeitos entre as variáveis latentes;
- $\boldsymbol{\zeta}_i$ é o vetor de erros aleatórios associados às variáveis latentes endógenas.

Já o modelo de mensuração é descrito por duas equações:

$$\mathbf{y}_i = \boldsymbol{\alpha}_y + \boldsymbol{\Lambda}_y \boldsymbol{\eta}_i + \boldsymbol{\varepsilon}_i \quad (2)$$

$$\mathbf{x}_i = \boldsymbol{\alpha}_x + \boldsymbol{\Lambda}_x \boldsymbol{\xi}_i + \boldsymbol{\delta}_i \quad (3)$$

em que:

- \mathbf{y}_i e \mathbf{x}_i são vetores de indicadores associados às variáveis latentes endógenas ($\boldsymbol{\eta}_i$) e exógenas ($\boldsymbol{\xi}_i$), respectivamente;
- $\boldsymbol{\alpha}_y$ e $\boldsymbol{\alpha}_x$ são vetores de interceptos (também assumidos como zero);
- $\boldsymbol{\Lambda}_y$ e $\boldsymbol{\Lambda}_x$ são matrizes de cargas fatoriais que relacionam os indicadores aos construtos;
- $\boldsymbol{\varepsilon}_i$ e $\boldsymbol{\delta}_i$ representam erros de medição.

Os modelos de mensuração ocorrem após a estimação dos parâmetros. Nesta etapa, utiliza-se o método de verossimilhança, que maximiza a probabilidade de os dados observados serem explicados pela estrutura teórica proposta (Bollen; Noble, 2011). Este método é particularmente adequado para MEE devido à capacidade de estimar relações complexas entre variáveis, calculando os coeficientes com base nas matrizes de covariância observadas através de um processo iterativo que busca a melhor aproximação entre os dados e o modelo teórico (Byrne, 2010).

Após a estimação, procede-se à avaliação do ajuste do modelo mediante diversos índices estatísticos. O teste do qui-quadrado (χ^2) constitui o principal indicador, sendo desejáveis valores reduzidos em relação aos graus de liberdade (gl). Contudo, dada a sensibilidade deste teste ao tamanho amostral, complementa-se a análise com outros índices:

GFI (Índice de Qualidade de Ajuste) - mede a proporção de variância explicada pelo modelo, comparando-o com um modelo nulo (Byrne, 2010). Valores próximos a 1 indicam melhor ajuste, sendo $\geq 0,95$ considerados satisfatórios (Hair *et al.*, 2009). Este índice avalia a capacidade do modelo em reproduzir a matriz de covariância observada.

CFI (Índice de Ajuste Comparativo) - compara o modelo testado com um modelo nulo básico, combinando informações do qui-quadrado e graus de liberdade para avaliar o ajuste (Byrne, 2010). Variando de 0 a 1, valores acima de 0,90 indicam bom ajuste, sendo útil para comparar modelos aninhados e penalizar complexidade desnecessária (Grace *et al.*, 2010; Hair *et al.*, 2009).

TLI (Índice de Tucker-Lewis) - é uma versão mais conservadora do CFI que avalia comparativamente o ajuste do modelo (Byrne, 2010). Diferente de outros índices, pode assumir valores fora da faixa 0-1, sendo valores $\geq 0,90$ considerados aceitáveis. Sua principal vantagem está na capacidade de penalizar modelos excessivamente complexos sem melhoria no ajuste, tornando-o particularmente útil para comparação entre modelos com diferentes níveis de parâmetros e em estudos com amostras menores, em que mostra mais rigoroso na avaliação da parcimônia do modelo (Hair *et al.*, 2009).

RMSEA (Raiz do Erro Quadrado Médio de Aproximação) - avalia o erro de aproximação do modelo na população, considerando a relação entre o qui-quadrado e os graus de liberdade (Hair *et al.*, 2009). Valores abaixo de 0,08 indicam bom ajuste, sendo inferiores a 0,05 considerados excelentes (Byrne, 2010). Diferente de outros índices, o RMSEA penaliza a complexidade excessiva e é menos sensível ao tamanho amostral, tornando-se particularmente útil para modelos confirmatórios. Sua principal vantagem reside na possibilidade de calcular intervalos de confiança, permitindo afirmar com 95% de confiança.

SRMR (Raiz Quadrada Média Padronizada dos Resíduos) - mede a diferença média padronizada entre as matrizes de covariância observada e estimada. Valores abaixo de 0,08 sugerem que as discrepâncias residuais são pequenas, indicando bom ajuste. Diferente do RMSEA que foca no erro de aproximação, o SRMR avalia diretamente a qualidade do ajuste através das diferenças residuais, sendo particularmente sensível a especificações incorretas do modelo (Hair *et al.*, 2009).

Os critérios de informação **AIC (Akaike)** e **BIC (Bayesian)** são utilizados para comparar modelos não-aninhados, penalizando a complexidade através do número de

parâmetros estimados (Hair *et al.*, 2009). Enquanto ambos privilegiam modelos mais parcimoniosos (com menores valores indicando melhor ajuste), o BIC aplica uma penalização mais severa em amostras grandes. Estes critérios tornam-se particularmente úteis quando outros índices de ajuste não fornecem resultados conclusivos, servindo como ferramenta complementar na seleção de modelos. O coeficiente de determinação (R^2) também pode ser considerado na avaliação, embora sua interpretação deva ser cautelosa em casos de alta multicolinearidade (correlações superiores a 0,9 entre variáveis independentes), que podem comprometer a validade das estimativas (Hair *et al.*, 2009).

Considera-se, portanto, um modelo bem ajustado quando apresenta: χ^2 não significativo ($p > 0,05$), $GFI \geq 0,95$, $CFI \geq 0,90$, RMSEA e SRMR $< 0,08$, além de valores minimizados de AIC/BIC (tabela 1). Quando estes critérios não são atendidos, procede-se à reespecificação do modelo, que pode envolver: revisão de relações entre variáveis, adição ou remoção de caminhos, ou ajustes na estrutura fatorial. Este processo iterativo retorna à fase de estimação até obter um modelo adequado, garantindo tanto validade estatística quanto consistência teórica (Grace, 2006).

Tabela 1- Índices de ajustes dos modelos.

ÍNDICE	VALOR IDEAL
χ^2	$P > 0,05$
GFI	$\geq 0,95$
CFI	$\geq 0,90$
TLI	$\geq 0,90$
RMSEA	$\leq 0,08$ (ideal $\leq 0,05$)
SRMR	$\leq 0,08$
AIC e BIC	Menores valores entre os modelos

O processo culmina na obtenção de um modelo final validado, permitindo a interpretação das relações significativas e a comparação com as hipóteses iniciais. Esta abordagem sequencial, constitui a base metodológica da MEE para validação confirmatória de teorias estruturais (Grace *et al.*, 2010; Grace; Bollen, 2008; Hair *et al.*, 2009; Kline, 2023).

Embora a MEE ainda seja pouco explorada nas ciências naturais, seu uso tem aumentado de forma significativa nos últimos anos, com aplicação crescente na área de fertilidade do solo (Zhao *et al.*, 2023). Essa característica tem impulsionado seu uso em ciências naturais, incluindo estudos sobre sistemas ecológicos e fertilidade do solo (Eisenhauer *et al.*, 2015; Tian *et al.*, 2023)

Modelos dinâmicos e abordagens integradas, como a modelagem de equações estruturais (MEE), possibilitam análise simultânea de múltiplos fatores e as inter-relações. Em específico, permite por exemplo a identificação dos principais mecanismos que controlam a ciclagem e a disponibilidade do P, em diferentes contextos de solo e manejo (Lu *et al.*, 2025). Tais modelos são úteis para quantificar o impacto relativo às propriedades do solo, das práticas agrícolas e fontes de fertilizantes sobre a variabilidade espacial e temporal do P, fornecendo subsídios para estratégias de manejo mais eficientes e sustentáveis (Jiang *et al.*, 2025).

Entre os trabalhos pioneiros que estabeleceram as bases para essa abordagem, destacam-se as contribuições de Gama-Rodrigues *et al.* (2014), cujas investigações sobre as transformações biogeoquímicas do P em solos tropicais tornaram-se referência na área. O desenvolvimento metodológico subsequente foi significativamente impulsionado por Sales *et al.* (2015), que aprimoraram os modelos iniciais através de reespecificações dos modelos de caminhos.

A aplicação da MEE manteve-se em contínua com os estudos de Hou *et al.* (2016), sobre a dinâmica do P em solos não fertilizados, enquanto Sales *et al.* (2017), ampliaram as possibilidades analíticas ao explorar as inter-relações entre o ciclo do P e as características do solo. Esses avanços metodológicos permitiram aplicações mais específicas, como as realizadas por Tian *et al.* (2023) em ecossistemas florestais e ainda da Silva *et al.* (2022), que incorporaram variáveis latentes para melhor compreender as estratégias de aquisição de P pelas plantas.

O contínuo entendimento da técnica na área tornou-se evidente nos trabalhos de Mousavi *et al.* (2023), sobre relações causais em solos áridos e semiáridos e Zhao *et al.* (2023), que exploraram novas fronteiras de aplicação em avaliação da fertilidade em solos. O estudo

desenvolvido por Rahman *et al.* (2024), demonstrou, por meio da MEE, que as diferentes frações de P lábil, moderadamente lábil e estável, apresentam contribuições distintas na formação do fósforo reativo solúvel, evidenciando a intrincada rede de interações que governa a dinâmica deste nutriente no sistema solo.

As contribuições mais recentes de Lu *et al.* (2025), representam o estado da arte na aplicação da MEE, com descobertas significativas sobre os fatores que influenciam a disponibilidade de P no solo. Embora estes trabalhos se destaquem como importantes marcos no desenvolvimento da técnica, é importante ressaltar que eles se inserem em amplo contexto de pesquisas que vêm consolidando a MEE como abordagem eficaz para o estudo da dinâmica do P em sistemas terrestres.

Dessa forma, a MEE representa uma abordagem robusta para avaliar modelos teóricos do ciclo do P, estabelecendo uma ponte entre dados empíricos e conceitos teóricos por meio de construtos latentes, ou "*Pools*" (Neves, 2018). Como ilustrado no modelo conceitual da Figura 6, a metodologia pode ser empregada para testar as inter-relações entre cinco *Pools* de P, cada um associado a múltiplas frações mensuráveis.

Como citado, Gama-Rodrigues *et al.* (2014), utilizaram essa abordagem fazendo o teste de modelos teóricos do ciclo do P por meio de variáveis latentes, empregando a metodologia do fracionamento de Hedley. Nos modelos propostos foram analisados pelos autores os impactos diretos das variáveis não observáveis associadas aos reservatórios de *Pools* de fósforo orgânico, inorgânico, ocluso e mineral primário sobre o *Pool* de P disponível.

Ao final, por meio de ajustes nos modelos, os autores concluíram que o *Pool* de P orgânico formado pelas frações bicarbonato Po, hidróxido Po e sônico Po foi identificado como sendo a principal fonte de P para o *Pool* disponível em solos tropicais, confirmando a teoria investigada. Posteriormente, o modelo foi reespecificado por Sales *et al.* (2015) para melhor adequar-se aos dados.

Tais resultados reforçam a ideia de que a aplicação da MEE é fundamental para validar a dinâmica do P no solo. Para tanto, testar e ajustar modelos a fim de encontrar a melhor representação teórica para cada conjunto específico de dados analisados e entender como as diferentes variáveis latentes (*Pools* de P) e observáveis (frações) influenciam o Pi-solução, conforme ilustrado no modelo conceitual da Figura 7. A MEE possibilita essa análise integrada, a fim de quantificar como os diferentes compartimentos de P interagem para determinar sua disponibilidade final para as plantas.

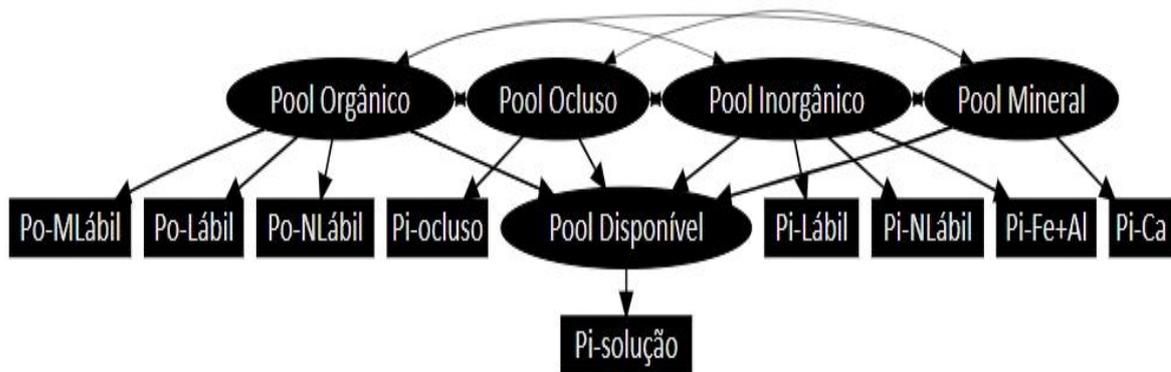


Figura 7 - Modelo conceitual da dinâmica das frações de fósforo no solo e suas interações com o *Pool* de fósforo Disponível.

Fonte: O autor

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES DE OLIVEIRA, Lara Caroline *et al.* Frações de fósforo em função do uso de fertilizantes fosfatados em distintas classes de solo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 4, p. 1–15, dez. 2021.

AMORIM, L. D. A. F. *et al.* Modelagem com equações estruturais: princípios básicos e aplicações. **Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB)**. URL: https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/17684/1/ebook_SEM_2012.pdf, 2012.

ARAÚJO, M. S. B.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Frações de fósforo após extrações sucessivas com resina e incubação, em Latossolos e Luvisolos do semi-árido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 259–268, 2004.

BENÍCIO, Luiz Paulo. Overview of the use of phosphate fertilizers in brazil, a review. **Agri-environmental sciences**, v. 8, n. 2, p. 12-12, 2022.

BIASSONI, M. M. *et al.* Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. **Soil and Tillage Research**, v. 232, p. 105777, ago. 2023.

BISWAS, Siddhartha Sankar *et al.* Phosphate solubilizing bacteria inoculated low-grade rock phosphate can supplement P fertilizer to grow wheat in sub-tropical inceptisol. **Rhizosphere**, v. 23, p. 100556, 1 set. 2022.

BLACKWELL, Martin; DARCH, Tegan; HASLAM, Richard. Phosphorus use efficiency and fertilizers: future opportunities for improvements. **Frontiers of Agricultural Science and Engineering**, v. 6, n. 4, p. 332, 2019.

BOLLEN, Kenneth A.; NOBLE, Mark D. Structural equation models and the quantification of behavior. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. Suppl 3, p. 15639–15646, 13 set. 2011.

BOOMSMA, Anne. Book review of K.A. Bollen (1989). Structural equations with latent variables. v. 12, p. 124–131, 1 jan. 1993.

BOOMSMA, Anne. Book review of D. Kaplan (2000). Structural equation modeling: Foundations and extensions. **Structural Equation Modeling A Multidisciplinary Journal**, v. 10, p. 323–331, 1 abr. 2003.

BROWN, Timothy A. **Confirmatory Factor Analysis for Applied Research, Second Edition**. [S.l.]: Guilford Publications, 2015.

BYRNE, Barbara M. **Structural equation modeling with AMOS: Basic concepts, applications, and programming, 2nd ed.** New York, NY, US: Routledge/Taylor & Francis Group, 2010. p. xix, 396

CONDON, Leo M.; NEWMAN, Susan. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 830–840, jul. 2011.

CROSS, Anne Fernald; SCHLESINGER, William H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, jan. 1995.

DA SILVA, Erika Caitano *et al.* Does Structural Equation Modeling Provide a Holistic View of Phosphorus Acquisition Strategies in Soils of Amazon Forest? **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 22, n. 3, p. 3334–3347, 1 set. 2022.

DA SILVA, Erika Caitano *et al.* Interconnection between pedogenesis and phosphorus cycle in temperate soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 23, n. 4, p. 1698–1705, 1 abr. 2023.

DHILLON, Jagmandeep *et al.* World Phosphorus Use Efficiency in Cereal Crops. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 4, p. 1670–1677, 2017.

DOYDORA, Sarah *et al.* Accessing Legacy Phosphorus in Soils. **Soil Systems**, v. 4, n. 4, p. 74, dez. 2020.

EISENHAUER, Nico *et al.* From patterns to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. **Pedobiologia**, v. 58, n. 2–3, p. 65–72, mar. 2015.

FRANDOLOSO, Jucenei Fernando *et al.* Eficiência de adubos fosfatados associados ao enxofre elementar na cultura do milho. **Revista Ceres**, v. 57, p. 686–694, out. 2010.

GAMA-RODRIGUES, A. C. *et al.* An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. **Biogeochemistry**, v. 118, n. 1–3, p. 453–469, abr. 2014.

GATIBONI, Luciano Colpo *et al.* Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 691–699, ago. 2007.

GATIBONI, Luciano Colpo *et al.* Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753–1761, 2008.

GATIBONI, Luciano Colpo *et al.* Plant uptake of legacy phosphorus from soils without P fertilization. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 119, n. 1, p. 139–151, 1 jan. 2021.

GATIBONI, Luke *et al.* Chemical fractionation of soil phosphorus forms: uses and limitations. **Top. Soil Sci.**, v. 8, 1 jan. 2013.

GONÇALVES, Gustavo Krüger; MEURER, Egon José. Frações de fósforo no solo e sua relação com a absorção pelas plantas de arroz irrigado por alagamento em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 357–362, 2009.

GRACE, James B. **Structural Equation Modeling and Natural Systems**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

GRACE, James B. *et al.* On the specification of structural equation models for ecological systems. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 67–87, fev. 2010.

GRACE, James B.; BOLLEN, Kenneth A. Representing general theoretical concepts in structural equation models: the role of composite variables. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 15, n. 2, p. 191–213, jun. 2008.

HAIR, Joseph F. *et al.* **Análise multivariada de dados - 6ed**: Bookman Editora, 2009.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, 1982.

HELFENSTEIN, Julian *et al.* Combining spectroscopic and isotopic techniques gives a dynamic view of phosphorus cycling in soil. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, 13 ago. 2018.

HINSINGER, Philippe. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant and Soil**, v. 237, n. 2, p. 173–195, 2001.

HOU, Enqing *et al.* A structural equation model analysis of phosphorus transformations in global unfertilized and uncultivated soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 9, p. 1300–1309, 2016.

HOYLE, Rick H.; SMITH, Gregory T. Formulating clinical research hypotheses as structural equation models: A conceptual overview. **Journal of Consulting and Clinical Psychology**, v. 62, n. 3, p. 429–440, 1994.

IRIONDO, José M.; ALBERT, María J.; ESCUDERO, Adrián. Structural equation modelling: an alternative for assessing causal relationships in threatened plant populations. **Biological Conservation**, *Plant Conservation Biology: Emerging Tools and Strategies*. v. 113, n. 3, p. 367–377, 1 out. 2003.

JIANG, Yameng *et al.* Factors Influencing the Spatial Distribution of Soil Total Phosphorus Based on Structural Equation Modeling. **Agriculture**, v. 15, n. 9, p. 1013, jan. 2025.

JINDO, Keiji *et al.* Biotic and abiotic effects of soil organic matter on the phytoavailable phosphorus in soils: a review. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 10, n. 1, p. 29, 28 mar. 2023.

JOHNSON, Arthur H.; FRIZANO, Jaqueline; VANN, David R. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. **Oecologia**, v. 135, n. 4, p. 487–499, 1 maio 2003.

JÖRESKOG, Karl G.; SÖRBOM, Dag. Recent Developments in Structural Equation Modeling. **Journal of Marketing Research**, v. 19, n. 4, p. 404–416, 1 nov. 1982.

KAPLAN, David. **Structural equation modeling: foundations and extensions**. Thousand Oaks, Calif: Sage Publications, 2000.

KHAN, Asif *et al.* An assessment of various pools of organic phosphorus distributed in soil aggregates as affected by long-term P fertilization regimes. **Soil Use and Management**, v. 39, n. 2, p. 833–848, abr. 2023.

KLIN, Rex B. **Princípios e prática da modelagem de equações estruturais**. Publicações Guilford, 2023.

KORNDÖRFER, Gaspar Henrique; LARA-CABEZAS, Waldo Alejandro; HOROWITZ, Nelson. EFICIÊNCIA AGRONÔMICA DE FOSFATOS NATURAIS REATIVOS NA CULTURA DO MILHO. **Scientia Agricola**, v. 56, p. 391–396, 1999.

LACERDA, J. J. de J. *et al.* Crop growth response and dynamics of inorganic phosphorus fractions after application of reactive Arad phosphate rock in Oxisol with different land use histories. 2013.

LU, Chun *et al.* Phosphorus Dynamics in Managed and Natural Soils: SEM-PLS Analysis of Vaccinium, Forest, and Grassland Ecosystems. **Plants**, v. 14, n. 2, p. 189, 11 jan. 2025.

LUZ, Joao Henrique Silva da; BRITO, Lucas Eduardo Morais. A eficiência do uso de fósforo pode ser melhorada com o uso de substâncias húmicas? Uma revisão. **Agri-environmental sciences**, v. 8, n. 2, p. 13–13, 21 dez. 2022.

MALAVOLTA, E. *et al.* Estudos sobre a nutrição mineral do arroz: XV. absorção radicular e foliar do radiofósforo pelas variedades IAC-47 e IAC-435. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, v. 38, p. 695–721, 1981.

MITCHELL, R. J. Testing Evolutionary and Ecological Hypotheses Using Path Analysis and Structural Equation Modelling. **Functional Ecology**, v. 6, n. 2, p. 123–129, 1992.

MOREIRA, Adônis; MALAVOLTA, Eurípedes. Fontes, doses e extratores de fósforo em alfafa e centrosema. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, p. 1519–1527, dez. 2001.

MOUSAVI, Seyed Roohollah *et al.* Cause-effect relationships using structural equation modeling for soil properties in arid and semi-arid regions. **CATENA**, v. 232, p. 107392, 1 nov. 2023.

NEGASSA, Wakene; LEINWEBER, Peter. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 3, p. 305–325, 2009.

NOVAIS & SMYTH, Roberto erreira de Novais. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**, p. 399, 1999.

OLIVEIRA, Lara Caroline Alves De *et al.* As Frações de fósforo em função do uso de fertilizantes fosfatados em distintas classes de solo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 4, p. 1–15, 31 jul. 2021.

PAVINATO, Paulo S. *et al.* Legacy soil phosphorus bioavailability in tropical and temperate soils: Implications for sustainable crop production. **Soil and Tillage Research**, v. 244, p. 106228, 1 dez. 2024.

PAVINATO, Paulo Sergio *et al.* Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. **Scientia Agricola**, v. 78, p. e20200077, 16 out. 2020.

PILATI, Ronaldo; LAROS, Jacob Arie. Modelos de equações estruturais em psicologia: conceitos e aplicações. **Psicologia: Teoria e Pesquisa**, v. 23, p. 205–216, jun. 2007.

RAHMAN, Mohammad A. *et al.* Soil Phosphorus Partition and Transformations Under Diverse Land Uses. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 55, n. 15, p. 2232–2247, 21 ago. 2024.

RANIRO, Henrique Rasera *et al.* New investments in phosphorus research and training are paramount for Brazilian long-term environmental and food security. **Environment Systems and Decisions**, v. 43, n. 3, p. 504–508, 1 set. 2023.

RESENDE, Alvaro Vilela de *et al.* Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 453–466, jun. 2006.

RINGEVAL, Bruno *et al.* Phosphorus in agricultural soils: drivers of its distribution at the global scale. **Global Change Biology**, v. 23, n. 8, p. 3418–3432, ago. 2017.

ROCHA, Alexandre T. da *et al.* Fracionamento do fósforo e avaliação de extratores do P-disponível em solos da Ilha de Fernando de Noronha. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 178–184, 2005.

SALES, M. V. S. *et al.* Respecification of structural equation models for the P cycle in tropical soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 102, n. 3, p. 347–358, jul. 2015.

SALES, Marcus V. S. *et al.* Structural equation modeling for the estimation of interconnections between the P cycle and soil properties. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 109, n. 2, p. 193–207, 1 nov. 2017.

SANTOS, Danilo Rheinheimer dos; GATIBONI, Luciano Colpo; KAMINSKI, João. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, p. 576–586, abr. 2008.

SANTOS, José Zilton Lopes *et al.* Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 705–714, abr. 2008.

SAUEIA, C. H. R. *et al.* Distribution of potentially toxic elements in the Brazilian phosphogypsum and phosphate fertilizers. **E3S Web of Conferences**, v. 1, p. 04005, 2013.

SHARPLEY, Andrew N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, Phosphorus dynamics in the Lake Okeechobee Watershed, Florida. v. 5, n. 2, p. 261–279, 1 nov. 1995.

SOLANGI, Farheen *et al.* The Global Dilemma of Soil Legacy Phosphorus and Its Improvement Strategies under Recent Changes in Agro-Ecosystem Sustainability. **ACS Omega**, v. 8, n. 26, p. 23271–23282, 4 jul. 2023.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. [S.l.]: Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004., 2004.

TIAN, Huixia *et al.* Structural Equation Modeling of Phosphorus Transformations in Soils of *Larix principis-rupprechtii* Mayr. Plantations. **Forests**, v. 14, n. 9, p. 1811, set. 2023.

- TURNER, Benjamin L.; ENGELBRECHT, Bettina M. J. Soil organic phosphorus in lowland tropical rain forests. **Biogeochemistry**, v. 103, n. 1–3, p. 297–315, abr. 2011.
- WITHERS, Paul J. A. *et al.* Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 7 fev. 2018.
- WRIGHT, Sewall. The Method of Path Coefficients. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 5, n. 3, p. 161–215, 1934.
- YANG, X.; POST, W. M. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. **Biogeosciences**, v. 8, n. 10, p. 2907–2916, 17 out. 2011.
- ZAIA, Francisco Costa *et al.* Fósforo orgânico em solos sob agrossistemas de cacau. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1987–1995, out. 2008.
- ZAMUNER, E. C.; PICONE, L. I.; ECHEVERRIA, H. E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. **Soil and Tillage Research**, v. 99, n. 2, p. 131–138, 1 jun. 2008.
- ZHAO, Wenfei *et al.* Novel Weighting Method for Evaluating Forest Soil Fertility Index: A Structural Equation Model. **Plants**, v. 12, n. 2, p. 410, jan. 2023.
- ZHU, Jing; LI, Min; WHELAN, Mick. Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. **Science of The Total Environment**, v. 612, p. 522–537, 15 jan. 2018.
- ZOU, T.; ZHANG, X.; DAVIDSON, E. A. Global trends of cropland phosphorus use and sustainability challenges. **Nature**, v. 611, n. 7934, p. 81–87, nov. 2022.

Capítulo 2: Fertilizantes alteram as frações de fósforo no solo? Uma análise por modelagem de equações estruturais em bancos de dados de fracionamento sequencial.

RESUMO

BRITO, ALFREDO SILVA DE. Fertilizantes alteram as frações de fósforo no solo? Uma análise por modelagem de equações estruturais em bancos de dados de fracionamento sequencial. 2025. Dissertação apresentada ao Instituto Federal Goiano- Câmpus Rio Verde-GO, como parte das exigências da Pós-Graduação- Mestrado em Agroquímica.

O fósforo (P) é um elemento essencial para o desenvolvimento vegetal. No entanto, em solos tropicais, sua disponibilidade para as culturas é reduzida devido ao intenso processo de adsorção pelos óxidos de ferro e alumínio presentes nesses solos. Entender a dinâmica do P nos solos e como diferentes fontes podem alterar essa dinâmica é importante para aumentar a eficiência de uso dos fertilizantes. Dessa forma, o estudo em questão objetivou avaliar o uso de modelos de equações estruturais no entendimento da dinâmica do P no solo e como diferentes fontes, solúveis e de baixa solubilidade, podem alterar essa dinâmica. Foi utilizado banco de dados de experimento testando o superfosfato triplo (ST) e o fosfato reativo de Arad (FRA) em um Cambissolo Háptico distrófico típico (CXbd) e Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd). Para a caracterização das frações de P, foi empregado o fracionamento sequencial de Hedley. A metodologia incluiu modelagem de equações estruturais (MEE) para avaliar as interações entre os *Pools* de P. Os *Pools* de P no solo foram construídos latentes estimados em função das frações de P no solo sendo: *Pool Inorgânico* = Pi-Lábil+ Pi-Fe+Al + Pi-NLábil; *Pool Orgânico* = Po-Lábil + Po-MLábil + Po-NLábil; *Pool Mineral* = Pi-Ca; *Pool Ocluso* = Pi-ocluso e o *Pool Disponível* = Pi-solução. No teste de hipótese dos modelos o *Pool Disponível* está em função dos demais *Pools* de P sendo: *Pool Disponível* = *Pool Inorgânico* + *Pool Orgânico* + *Pool Mineral* + *Pool Ocluso*. Foram realizados os testes com os bancos de dados utilizando o modelo completo. Os modelos completos com baixa adequação e ausência de significância dos componentes foram reespecificados utilizando como base testes de correlações e, ou, teste de esfericidade de Bartlett e o índice Kaiser-Meyer-Olkin (KMO). Os resultados mostraram que, no Cambissolo com FRA, a fração orgânica moderadamente lábil (Po-MLábil) é a principal fonte de P para o *Pool* disponível. Já no tratamento com ST, o P é rapidamente solubilizado, mas também apresenta maior fixação. No Latossolo, o FRA mantém P em formas não lábeis, promovendo liberação gradual, enquanto o ST proporciona rápida disponibilidade, porém com imobilização mais intensa. Deste modo, a compreensão das relações entre as frações de P e da adubação fosfatada em solos tropicais por meio da MEE, torna-se importante para auxiliar na escolha da fonte de P e no manejo adequado a fim de aumentar a disponibilidade desse nutriente às plantas, atenuando os impactos ambientais e maior aproveitamento dos insumos aplicados.

Palavras-chave: Compartimentos de P; Análise multivariada; Solos tropicais; Fosfato reativo de Arad; Superfosfato triplo.

ABSTRACT

BRITO, ALFREDO SILVA DE. Do Fertilizers Alter Soil Phosphorus Fractions? An Analysis via Structural Equation Modeling of Sequential Fractionation Databases. 2025. Dissertation presented to the Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde - GO, as part of the requirements for the Graduate Program - Master's in Agrochemistry.

Phosphorus (P) is an essential element for plant development. However, in tropical soils, its availability to crops is reduced due to intense adsorption processes by the iron and aluminum oxides present in these soils. Understanding the P dynamics in soils and how different sources can alter this dynamic is crucial for increasing fertilizer use efficiency. Thus, this study aimed to evaluate the use of structural equation modeling (SEM) in understanding soil P dynamics and how different sources, both soluble and low-solubility, can alter this dynamic. A database from an experiment testing triple superphosphate (TSP) and Arad reactive phosphate (ARP) on a typical dystrophic Haplic Cambisol (CXbd) and a typical dystrophic Red Latosol (LVd) was used. For P fractions characterizations, the sequential Hedley fractionation method was employed. The methodology included structural equation modeling (SEM) to evaluate the interactions between P *Pools*. The soil P *Pools* were latent constructs estimated based on the soil P fractions as follows: Inorganic *Pool* = Labile-Pi + Fe+Al-Pi + Non-Labile-Pi; Organic *Pool* = Labile-Po + Moderately Labile-Po + Non-Labile-Po; Mineral *Pool* = Ca-Pi; Occluded *Pool* = Occluded-Pi; and Available *Pool* = Solution-Pi. In the model hypothesis test, the Available *Pool* is a function of the other P *Pools*: Available *Pool* = Inorganic *Pool* + Organic *Pool* + Mineral *Pool* + Occluded *Pool*. Tests were conducted with the databases using the full model. Full models with low fit and absence of component significance were respecified based on correlation tests and/or Bartlett's sphericity test and the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) index. The results showed that in the Cambisol with ARP, the moderately labile organic fraction (Moderately Labile-Po) is the main P source for the available pool. In the TSP treatment, phosphorus is rapidly solubilized but also exhibits higher fixation. In the Latosol, ARP maintains P in non-labile forms, promoting gradual release, while TSP provides rapid availability but with more intense immobilization. Thus, understanding the relationships between phosphorus fractions and phosphate fertilization in tropical soils through SEM becomes important to assist in the choice of P source and appropriate management to increase the availability of this nutrient to plants, mitigating environmental impacts and improving the utilization of applied inputs.

Keywords: P compartments; Multivariate analysis; Tropical soils; Arad reactive phosphate; Triple superphosphate.

1 INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um macronutriente para o crescimento e desenvolvimento vegetal, destacando-se como principal fator limitante da produtividade agrícola em solos tropicais (Novais & Smyth, 1999). Sua relevância abrange a manutenção de ecossistemas terrestres e aquáticos, dada a atuação em processos bioquímicos como a formação de membranas celulares, a síntese de trifosfato de adenosina (ATP), principal moeda energética celular, e a composição de ácidos nucleicos, material genético, que garante o funcionamento adequado dos organismos (Nelson *et al.*, 2013).

Nos solos, o P ocorre em formas distintas: inorgânica, orgânica e associada à biomassa microbiana. A dinâmica no ambiente é governada por interações entre processos químicos (adsorção, dessorção, solubilização, precipitação) e biológicos (atividade enzimática, mineralização microbiana) que determinam a biodisponibilidade e ciclagem (Condrón; Newman, 2011; Helfenstein *et al.*, 2018). Em solos altamente intemperizados, a baixa disponibilidade de P resulta principalmente da forte adsorção a óxidos de Fe e Al, limitando drasticamente a absorção radicular (Li; Marschner, 2019). Nesses sistemas, a difusão (processo pelo qual os nutrientes se movem passivamente no solo em direção às raízes) torna-se particularmente ineficiente, frequentemente incapaz de atender às exigências nutricionais (Lima, 2020).

Para garantir a produtividade agrícola adequada, os agricultores precisam aplicar quantidades elevadas de fertilizantes fosfatados, já que apenas uma pequena parte do nutriente aplicado fica disponível para as plantas (Nunes *et al.*, 2020). Esse cenário é particularmente preocupante porque as principais fontes de fertilizantes fosfatados derivam de rochas fosfáticas, um recurso natural não renovável que pode se tornar escasso na próximas décadas (Oliveira *et al.*, 2021). Em sistemas que não recebem adubação, a disponibilidade de P depende exclusivamente da capacidade das raízes em acessar as formas orgânicas e inorgânicas do nutriente presente no solo (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014).

No caso do Brasil, a situação é ainda mais delicada. Dados recentes mostram que o país importa mais de 75% dos fertilizantes na agricultura, sendo que os fosfatados representam a cerca de metade desse total (Carmo *et al.*, 2023). Essa forte dependência externa deixa o setor agrícola vulnerável as variações dos preços internacionais e à instabilidade do comércio global.

Apesar de possuir reservas próprias de rochas fosfáticas, estimadas para durar a cerca de 60 anos, o país ainda enfrenta desafios estratégicos importantes nessa área (Withers *et al.*, 2018).

A aplicação de fertilizantes fosfatados serve para dois propósitos essenciais: suprir a necessidade de P das plantas e saturar os sítios de fixação do nutriente no solo (Miranda, 2023). Após atingir um nível crítico de P disponível no solo, a adubação passa a ser determinada pela exportação pelas plantas, caracterizando como manejo da fertilização de manutenção (Amorim *et al.*, 2024). No entanto, o esgotamento progressivo das reservas mundiais de P, combinado com as altas taxas de perda nos solos do cerrado brasileiro (Vendrame *et al.*, 2007), tem levado a recomendação de doses cada vez mais altas de fertilizantes (Damatto Junior *et al.*, 2006; Dias *et al.*, 2015; Nunes *et al.*, 2011). Como resultado, formou-se um acúmulo significativo de P nos solos agrícolas, o que os pesquisadores chamam de “legado” de P (Pavinato *et al.*, 2024).

O mercado brasileiro de fertilizantes fosfatados divide-se principalmente entre fontes solúveis monoamônio fosfato (MAP), o superfosfato simples (SS), o superfosfato triplo (ST) e os fosfatos naturais reativos (FNR). As fontes solúveis destacam-se pela rápida disponibilidade de P, enquanto os FNR oferecem liberação gradual com efeito residual prolongado (Santos *et al.*, 2008). No cenário nacional, os FNR seguem padrões específicos, exigindo mínimo de 12% de P₂O₅ total e 30% de solubilidade em ácido cítrico 2%, critérios menos rigorosos que os internacionais (Benício, 2022).

O entendimento da distribuição de diferentes frações de P orgânico e inorgânico é fundamental para controlar a transformação de ânio fosfato nos solos e otimizar a utilização e gerenciamento de fertilizantes de P (Wang *et al.*, 2023). Assim, a determinação da quantidade e a distribuição das frações de P no solo, por meio do método de fracionamento, são valiosas na análise da dinâmica do P no solo (Gatiboni *et al.*, 2013).

Alguns extratores como Mehlich 1 e Mehlich 3 são utilizados para determinar as frações de P disponíveis no solo. Entretanto esses métodos não capturam todas as frações de P, especialmente as orgânicas que podem ser mineralizadas pelas plantas (Gatiboni *et al.*, 2013). Métodos mais precisos como o fracionamento proposto por Hedley *et al.* (1982) realizam a extração sequencial para caracterizar diferentes frações, desde as mais disponíveis para as plantas até as formas mais estáveis. Primeiro, extraem-se as formas mais facilmente absorvíveis usando resina ou bicarbonato de sódio. Em seguida, com hidróxido de sódio, obtêm-se as frações ligadas aos óxidos de ferro e alumínio. Por fim, as formas mais estáveis, associadas ao cálcio, são extraídas como ácido clorídrico (Cross; Schlesinger, 1995). Esse método tornou-se quase padrão para a caracterização de formas de P no solo, permitindo a distinção entre frações

lábeis e não lábeis, além de classificar frações estáveis e orgânicas pela disponibilidade para plantas (Oliveira *et al.*, 2021).

No entanto, interpretar os resultados do fracionamento não é tarefa simples, pois as diferentes frações de P interagem de maneiras complexas (Viana *et al.*, 2018). Para superar esse desafio, pesquisadores têm utilizado a Modelagem de Equações Estruturais (MEE), também conhecida como análise fatorial confirmatória ou estudo de variáveis latentes, (Kline, 2023), uma abordagem estatística avançada que permite analisar múltiplas relações simultaneamente (Angelini *et al.*, 2017). Essa técnica tem sido aplicada com sucesso na avaliação da saúde do solo, aumentando a confiabilidade e validade na análise de práticas de manejo e impactos do uso da terra (Maaz *et al.*, 2023). Em florestas de abetos na China, por exemplo, modelos baseados em MEE demonstraram alta precisão na avaliação do índice de fertilidade, identificando nitrogênio, P e potássio como os indicadores mais relevantes para o estado nutricional do solo (Zhao *et al.*, 2023).

Basicamente, a MEE permite construir um modelo que mostra como diferentes propriedades do solo estão interligadas (Silva *et al.*, 2023). Ela é capaz de analisar uma rede de relações potenciais de uma só vez, validando a importância estatisticamente. Isso significa que é possível testar estas hipóteses sobre como as variáveis do solo são influenciadas, de forma mais completa. (Grace *et al.*, 2010).

A versatilidade da MEE é notável. Ela já demonstrou eficácia em diversas áreas, como psicologia, saúde, agricultura e recursos naturais, superando as limitações de métodos mais antigos ao lidar com a complexidade das variáveis naturais. No contexto do solo, a MEE tem sido aplicada com sucesso por vários autores (Silva *et al.*, 2022, 2023; Gama-Rodrigues *et al.*, 2014; Hou *et al.*, 2016; Jiang *et al.*, 2025; Lu *et al.*, 2025; Mousavi *et al.*, 2023; Sales *et al.*, 2015; Viana *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2023).

A MEE oferece duas grandes vantagens: pode ser usada tanto para explorar dados quando não há teorias estabelecidas, quanto para testar modelos conceituais pré-definidos (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014). Ambos os enfoques permitem interpretar adequadamente os dados de fracionamento de P, sendo particularmente úteis para elucidar, por meio de variáveis latentes, as complexas inter-relações entre as diferentes frações fosfatadas (Sales *et al.*, 2015).

Nesse contexto, esse estudo tem como objetivo principal aplicar a MEE para compreender a dinâmica do P em solos tropicais, analisando como diferentes fontes de fertilizantes influenciam a distribuição do nutriente entre os *Pools* orgânico, inorgânico, mineral e ocluso, e como esses compartimentos podem atuar como fontes ou drenos do *Pool* disponível,

representado pelo P em solução absorvido diretamente pelas plantas. A abordagem proposta, baseada em dados de fracionamento sequencial de Hedley combinado com MEE, busca estabelecer inter-relações causais entre esses reservatórios, oferecendo subsídios para um manejo mais eficiente de fertilizantes fosfatados em condições tropicais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados utilizados da análise multivariada foram derivados de um projeto de pesquisa conduzido com dois tipos de solo: Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) com textura muito argilosa e um Cambissolo Háptico tb distrófico típico (CXbd) com textura média. O experimento foi realizado em condições de casa de vegetação, utilizando-se vasos com capacidade de cinco decímetros cúbicos, cada um contendo quatro quilogramas de solo. (Rodrigues, 2006).

Os experimentos conduzidos com os dois solos tiveram o delineamento experimental inteiramente casualizados em esquema fatorial 5 x 2 sendo, cinco tratamentos de plantas de cobertura (pousio, *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria Brizantha* cv. Marandu, milho cv. Comum e sorgo forrageiro) e duas fontes de P (superfosfato triplo – ST e rocha moída de fosfato reativo de arad – FRA) com 12 repetições considerando o teor total das fontes (Tabela 1). Após, as amostras foram secas e peneiradas em malha de 4 mm de abertura e foram tomadas para caracterizações física, química e mineralógica.

As plantas de cobertura foram cultivadas por 60 dias quando foram cortadas. Na colheita, quatro repetições foram totalmente destruídas para avaliação do acúmulo de P total pelas plantas e amostras de solo foram coletadas para o fracionamento químico de P. Em seguida, quatro repetições foram utilizadas para o cultivo de soja e as outras quatro para o cultivo do feijoeiro em sucessão às plantas de cobertura. Na superfície dos vasos foi depositado parte da palhada das forrageiras cortadas da dose de 8 Mg ha⁻¹. No final do ciclo do feijoeiro e da soja foram coletadas toda a planta, parte aérea e raízes, e parte do solo coletado para avaliação das frações químicas do P no solo (Tabela 2).

Tabela 1- Composição química e física dos fertilizantes fosfatados

Fonte	P ₂ O ₅		P ₂ O ₅ solúvel		CaO	Granulometria
	Total	água	CAN+água	Cítrico ¹		
ST	46,1	38,8	46,1	-	13,0	Granulado
FRA	33,1	-	-	9,4	37,0	Farelado

Ácido cítrico a 2% (1:100). (Rodrigues, 2006).

Tabela 2- Atributos químicos e físicos e frações de P do LVd e CXbd antes da aplicação dos tratamentos.

Atributos	Latossolo	Cambissolo
pH H ₂ O (1:2,5)	4,7	5,4
P (mg dm ⁻³)	0,9	0,6
K (mg dm ⁻³)	20,0	20,0
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,6	0,7
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,2	0,2
Al (cmol _c dm ⁻³)	1,1	0,7
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	7,0	2,3
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,9	1,0
(t) (cmol _c dm ⁻³)	2,0	1,7
(T) (cmol _c dm ⁻³)	7,9	3,3
V (%)	10,8	29,2
M (%)	56,0	42,0
MO (dag kg ⁻¹)	4,9	2,1
P-rem (mg dm ⁻³)	10,2	25,2
Areia (dag kg ⁻¹)	21,0	55,0
Silte (dag kg ⁻¹)	9,0	16,0
Argila (dag kg ⁻¹)	70,0	29,0
Classe Textural	Muita Argilosa	Média
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	129,8	144,0
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	319,1	155,0
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	171,8	23,0
TiO ₂ (g kg ⁻¹)	22,0	3,0
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	0,9	0,1
Ki (SiO ₂ /Al ₂ O ₃)	0,41	1,57
Kr	0,26	1,43

Resultados das análises adaptado de (Rodrigues, 2006).

As amostras dos solos obtidos após o plantio das forrageiras, da soja e do feijoeiro foram submetidas ao fracionamento químico sequencial do P pelo método de Hedley *et al.*, (1982). A primeira extração com a resina trocadora de ânions foi substituída pela extração com solução de cloreto de amônio (NH₄Cl) 1 mol_c L⁻¹ e após cada extração foi realizada a adição de 25 mL de solução de cloreto de sódio (NaCl) 1 mol_c L⁻¹ seguido de agitação em mesa horizontal a 200 rpm por cinco minutos e centrifugação a 4.000 *G-force* rpm por 5 minutos. Em seguida, o extrato obtido após a centrifugação foi descartado. Esse procedimento foi realizado para reduzir os teores de Ca na solução e, conseqüentemente, reduzir os erros pela superestimação das frações orgânicas lábil (Po-Lábil) e a pouco a moderadamente lábil (Po-NLábil). A superestimação das frações Po-Lábil e Po-NLábil ocorre pela precipitação de Ca com o ânion fosfato em meio acidificado pela adição do ácido sulfúrico utilizado para precipitar os

compostos orgânicos obtidos na extração com bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e hidróxido de sódio (NaOH) a 0,5 e 1 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$. (Gatiboni *et al.*, 2013).

As frações inorgânicas do P no solo foram classificadas em 1) P extraído pelo NH_4Cl 1 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ como P em solução (Pi-solução); 2) P extraído pelo NaHCO_3 0,5 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ em P inorgânico lábil (Pi-Lábil); 3) P extraído pelo NaOH 0,1 e 0,5 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ somados em P inorgânico moderadamente a pouco lábil (Pi-NLábil) podendo compreender desde o P adsorvido a superfície dos coloides por diferentes ligações (monodentado, bidentado e binuclear) e, ou, precipitados com Al e Fe na solução do solo; 4) P extraído pelo HCl 1 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ em P inorgânico precipitado com Ca de diferentes espécies iônicas (Pi-Ca) e 5) o P extraído por digestão sulfúrica, H_2SO_4 a 65% (1:1 v/v solo: solução extratora) em P inorgânico ocluso e pequenas frações de P precipitado com Ca não extraídos pelo HCl (Pi-occluso). As frações orgânicas foram classificadas em 1) P extraído pelo NaHCO_3 0,5 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ em P orgânico lábil (Po-Lábil) e 2) P orgânico extraído pelo NaOH a 0,1 e 0,5 $\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ somando em P orgânico moderadamente lábil (Po-MLábil) a não lábil (Po-NLábil) (Rodrigues, 2006).

Assim, para entender como as fontes de P alteram a dinâmica de cada tipo de solo, utilizou-se de teste com modelos de equações estruturais (MEE) para o conjunto de dados. Os conjuntos dos dados foram separados com base: 1) na capacidade de adsorção de P no solo e 2) na fonte de P, de alta solubilidade (ST) e de baixa solubilidade (FRA). Desse modo, tem-se os conjuntos para o CXbd com ST (CXbd+ST), com o FRA (CXbd+FRA) e um conjunto do CXbd com ambas as fontes (CXbd+ST+FRA). Isso foi realizado para o LVd, em que se tem o conjunto de dados do LVd que recebeu o ST (LVd+ST), o que foi adubado como FRA (LVd+FRA) e um terceiro conjunto de dados com ambos os fertilizantes (LVd+ST+FRA). O uso de um conjunto de dados com os dois fertilizantes é para testar a hipótese se um modelo consegue explicar a dinâmica do P no solo, independente da solubilidade do fertilizante, ou seja, se o modelo de equações estruturais consegue identificar a influência da solubilidade do fertilizante fosfatado sobre a dinâmica do P no solo.

Tabela 3- Estatística descritiva para o conjunto de dados original.

Frações	Cambissolo FRA			Cambissolo ST			Latossolo FRA			Latossolo ST		
	Média	DP	erro	Média	DP	erro	Média	DP	erro	Média	DP	erro
<i>Pi-solução</i>	20,64	14,42	2,22	42,35	28,09	4,34	30,56	17,88	2,76	40,87	17,61	2,72
<i>Pi-Lábil</i>	8,33	5,06	0,78	26,09	17,05	2,63	10,31	5,20	0,80	26,53	9,47	1,46
<i>Po-Lábil</i>	18,85	8,58	1,32	39,50	14,17	2,19	77,66	14,16	2,19	98,77	13,30	2,05
<i>Pi+Fe+Al</i>	100,60	20,65	3,19	139,74	30,80	4,75	338,27	53,82	8,30	389,73	98,84	15,25
<i>Po-MLábil</i>	244,38	143,58	22,15	265,78	42,13	6,50	642,77	123,66	19,08	719,48	132,01	20,37
<i>Pi-NLábil</i>	32,95	9,61	1,48	29,51	12,39	1,91	121,46	30,93	4,77	132,04	34,83	5,38
<i>Po-NLábil</i>	84,27	67,31	10,39	109,75	153,34	23,66	258,89	24,47	3,78	252,41	51,29	7,91
<i>Pi-Ca</i>	21,33	17,29	2,67	12,30	23,83	3,68	10,46	18,14	2,80	13,35	20,78	3,21
<i>Pi-occluso</i>	751,65	155,35	23,97	735,90	113,59	17,53	797,12	129,94	20,05	794,94	104,69	16,15

Na MEE há dois tipos de variáveis: as mensuradas, representadas por retângulos, e as latentes, representadas por elipses. As mensuradas serão as frações de P obtidas pelo método da extração sequencial de Hedley, enquanto as latentes, são constituídas pelas variáveis não medidas. A MEE está incluída na classe dos modelos lineares generalizados, como um método flexível de análise multivariada que inclui análises fatoriais e de caminho. A MEE é útil para avaliar a importância relativa dos caminhos em modelos hipotéticos e para comparar modelos com dados experimentais (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014; Grace, 2006).

A MEE foi realizada para avaliara as inter-relações entre os diferentes *Pools* de P e verificar como diferentes fertilizantes podem alterar a dinâmica do P em dois solos. Para a construção do modelo foi utilizada a proposta básica de Gama-Rodrigues *et al.*, (2014), considerando cinco variáveis latentes, os *Pools* de P, com indicadores múltiplos representados pelas variáveis mensuradas, as frações de P. Nos modelos foi testado a hipótese dos efeitos diretos do *Pool Orgânico*, *Pool Inorgânico*, *Pool Ocluso* e *Pool Mineral* sobre o *Pool Disponível* em duas classes de solo e identificar quais *Pools* agem como dreno ou fonte de P sobre o *Pool* de P disponível sendo (Figura 1):

- i) *Pool Disponível* – P inorgânico em solução (*Pi-solução*);
- ii) *Pool Orgânico* – P orgânico lábil (*Po-Lábil*), moderadamente (*Po-MLábil*) e não lábil (*Po-NLábil*);
- iii) *Pool Inorgânico* – P inorgânico lábil (*Pi-Lábil*), precipitado com Fe e Al, ou seja, moderadamente lábil (*Pi-Fe+Al*) e não lábil (*Pi-NLábil*);
- iv) *Pool Mineral* – P inorgânico precipitado com Ca (*Pi-Ca*) e
- v) *Pool Ocluso* – P inorgânico ocluso (*Pi-occluso*).

O método utilizado para a estimativa dos parâmetros dos modelos foi da verossimilhança. Para comparar os quatro modelos gerados foram utilizados, além da significância estatística dos índices, alguns índices de ajuste, com os principais sendo o qui-quadrado (χ^2), os graus de liberdade (gl) e o nível de probabilidade (P) associado ao modelo. O teste do qui-quadrado é o índice mais utilizado em MEE, diferentemente da estatística básica seus valores devem ser os menores possíveis associado ao grau de liberdade. No entanto o χ^2 ,está sujeito a variações de acordo com o tamanho da amostra, então, foram escolhidos outros índices de ajuste para corroborar com a validação dos modelos apresentados, sendo utilizados os índices de qualidade de ajuste GFI (Goodness of Fit Index), o índice de ajuste comparativo CFI (Comparative Fit Index), o TLI (Tucker-Lewis Index) que é semelhante ao CFI sendo mais rigoroso quando comparam modelos com diferente números de parâmetros, a raiz quadrada média do erro de aproximação RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation), a SRMR (Standardized Root Mean Square Residual) que mede a diferença entre as matrizes de covariância observada e esperada, padronizada e o critério de informação de Akaike AIC (Akaike Information Criterion) e o BIC (Bayesian Information Criterion) (Grace, 2006).

Para que o modelo apresente bom ajuste, o teste do qui-quadrado não deve rejeitar a hipótese nula ($P > 0,05$). Os valores de GFI devem ser $\geq 0,95$ e de CFI $\geq 0,90$ para que se considere um ajuste apropriado para o modelo (Byrne, 2010). Já nos índices RMSEA e SRMR os valores abaixo de 0,08 são satisfatórios. Os índices de AIC e BIC, que são os valores de comparação entre os modelos, devem ser os menores possíveis. (Hair *et al.*, 2009). Todas as análises estatísticas foram realizadas no R (R Core Team., 2021) utilizando os pacotes *psych* (Revelle, 2007), *lavaan* (Rosseel, 2012), *lavaanPlot* (Lishinski, 2021) e *sem* (Fox *et al.*, 2024).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises iniciais do conjunto de dados

A modelagem de equações estruturais (MEE) é empregada para validar modelos teóricos existentes na literatura (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014). A definição dos componentes do modelo pode ser realizada por meio de correlações lineares entre a variável resposta, que é o P inorgânico em solução (Pi-solução) e as demais frações, ou mesmo, através da adequação de cada componente por meio do teste de Esfericidade de Bartlett e do teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO). Contudo, modelos teóricos frequentemente são generalistas e não consideram as particularidades dos tipos de solo e dos fertilizantes. Por isso, os modelos de equações estruturais foram avaliados para conjuntos de dados agrupados por tipo de solo e fertilizante utilizado.

Para realizar as correlações há necessidade de verificar o pressuposto da normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk (Tabela 4). Se ambos os componentes da correlação possuísem distribuição normal realizaria a correlação de *Pearson* (Banzatto; Kronka, 2006). Como os dados de Pi-solução não obteve distribuição normal foi utilizada correlação dessa fração com as demais pelo método de *Kendall* (Tabela 5).

Tabela 4 - Teste de normalidade Shapiro-Wilk dos conjuntos de dados obtidos para cada solo com a aplicação do Fosfato Reativo de Arad (FRA) e Superfosfato Triplo (ST).

Frações de P	Cambissolo			Latossolo		
	FRA	ST	FR+ST	FRA	ST	FRA+ST
Conjunto de dados						
Pi-solução	0,800 ^{ns}	0,861 ^{ns}	0,814 ^{ns}	0,819 ^{ns}	0,87 ^{ns}	0,893 ^{ns}
Pi-Lábil	0,936 ^{ns}	0,563 ^{ns}	0,693 ^{ns}	0,943 ^{ns}	0,965*	0,945 ^{ns}
Po-Lábil	0,892 ^{ns}	0,796 ^{ns}	0,892 ^{ns}	0,956*	0,968*	0,985*
Pi-Fe+Al	0,972*	0,960*	0,955 ^{ns}	0,858 ^{ns}	0,91 ^{ns}	0,864 ^{ns}
Po-MLábil	0,39 ^{ns}	0,967*	0,479 ^{ns}	0,959*	0,98*	0,981*
Pi-NLábil	0,859 ^{ns}	0,530 ^{ns}	0,859 ^{ns}	0,973*	0,91 ^{ns}	0,973*
Po-NLábil	0,591 ^{ns}	0,470 ^{ns}	0,475 ^{ns}	0,984*	0,79 ^{ns}	0,810 ^{ns}
Pi-Ca	0,715 ^{ns}	0,581 ^{ns}	0,739 ^{ns}	0,589 ^{ns}	0,66 ^{ns}	0,648 ^{ns}
Pi-ocluo	0,857 ^{ns}	0,905 ^{ns}	0,886 ^{ns}	0,961*	0,96*	0,981*

**,* e ^{ns} Significativo a 1 e 5% e não significativo pelo teste de F, respectivamente

Tabela 5 - Coeficiente de correlação de Kendall entre a fração Pi-solução com as demais frações de P no solo para cada conjunto de dados não transformados e transformados.

Conjunto de dados	Pi-Lábil	Po-Lábil	Pi-Fe+Al	Po-MLábil	Pi-NLábil	Po-NLábil	Pi-Ca	Pi-ocluo
Cambissolo + FRA	0,11 ^{ns}	-0,15 ^{ns}	0,267 [*]	0,38 ^{**}	-0,08 ^{ns}	0,0034 ^{ns}	0,064 ^{ns}	0,04 ^{ns}
Cambissolo + ST	0,523 ^{**}	0,172 ^{ns}	0,59 ^{**}	0,44 ^{**}	-0,086 ^{ns}	-0,084 ^{ns}	-0,104 ^{ns}	0,001 ^{ns}
Cambissolo FRA+ST	0,463 ^{**}	0,270 ^{**}	0,484 ^{**}	0,427 ^{**}	-0,185 [*]	-0,04 ^{ns}	-0,244 ^{**}	-0,03 ^{ns}
Latossolo + FRA	0,15 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,15 ^{ns}	-0,27 ^{**}	0,17 ^{ns}	-0,261 [*]	0,201 ^{ns}	-0,11 ^{ns}
Latossolo + ST	0,58 ^{**}	0,19 ^{ns}	0,39 ^{**}	0,149 ^{ns}	-0,04 ^{ns}	0,254 [*]	0,05 ^{ns}	-0,06 ^{ns}
Latossolo FRA+ST	0,424 ^{**}	0,264 ^{**}	0,312 ^{**}	0,37 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,009 ^{ns}	-0,003 ^{ns}	-0,11 ^{ns}

^{**}, ^{*} e ^{ns} Significativo a 1 e 5% e não significativo pelo teste de F, respectivamente.

Para o conjunto de dados obtidos com o Cambissolo Háptico distrófico típico com argila de baixa atividade (CXbd) foram divididos os dados, conforme os fertilizantes utilizados, sendo, o fosfato reativo de Arad (FRA), o superfosfato triplo (ST) e com os dados conjunto dos dois fertilizantes (FRA+ST). Essa divisão teve como objetivo avaliar se os fertilizantes influenciam a dinâmica do P no solo. Não havendo diferenças pode-se propor um único modelo, independente da fonte fosfatada.

Quando analisado o CXbd sob aplicação do FRA houve correlação positiva somente do P inorgânico em solução (Pi-solução) com o P inorgânico precipitado com ferro e alumínio (Pi-Fe+Al) e o P orgânico moderadamente lábil (Po-MLábil), tanto dos dados não transformados, quanto para os dados transformados (Tabela 5). Quando aplicado o ST no CXbd, houve correlação significativa do Pi-solução com três frações de P: o P inorgânico lábil (Pi-Lábil), o Pi-Fe+Al e o P orgânico moderadamente lábil (Po-MLábil). A principal diferença entre o uso do ST e do FRA no CXbd, e que quando utiliza fonte acidulada, o ST, há correlação positiva do Pi-Lábil como Pi-solução, ou seja, o P liberado do ST logo é adsorvido à superfície dos coloides de forma não específica (Pi-Lábil), e essa fração está em equilíbrio com o Pi-solução (Novais; Smyth, 1999). Quando utilizado o conjunto de dados do CXbd com ambos os fertilizantes observa-se que além da correlação significativa do Pi-solução com as frações Pi-Lábil, Pi-Fe+Al e Po-MLábil, também houve correlação positiva com o P orgânico Lábil (Po-Lábil) e correlação negativa com o P inorgânico não lábil (Pi-NLábil) e o P inorgânico precipitado com cálcio (Pi-Ca). Essas correlações negativas indicam que a precipitação com Ca e a adsorção específica do P na superfície dos coloides inorgânicos (Pi-NLábil) são os principais drenos de P no CXbd.

No conjunto de dados obtidos com o Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) no tratamento com o FRA houve correlação negativa com as frações de P orgânico moderadamente lábil (Po-MLábil) e P orgânico não lábil (Po-NLábil). Nessas condições pode-se afirmar que as frações orgânicas são drenos de P da solução. Para que haja aumento do P orgânico com redução do P inorgânico há necessidade de assimilação do P inorgânico da solução do solo a compostos orgânicos, processo que é mediado por organismos vivos, como por microrganismos e pelas raízes plantas. Houve aumento significativo do Po-Lábil, após o cultivo da *Brachiaria decumbens* e do sorgo no LVd quando adubado com o FRA, indicando que sob essas plantas a atividade da raiz possa ter contribuído para o aumento dessa fração. O aumento do P na fração orgânica com o cultivo de plantas de cobertura é o principal objetivo da adoção de sistemas conservacionistas, pois o P residual da adubação, em vez de perdido para frações menos lábeis,

após assimilado por plantas e microrganismos, volta para o solo (Rodrigues *et al.*, 2009). Todavia a volta do P assimilado não é rápida, e com isso cria-se um legado de P no solo que será liberado lentamente (Condrón *et al.*, 2013; Doydora *et al.*, 2020).

Para o tratamento do Latossolo (LVd) com o (ST), foram identificadas correlações positivas apenas entre o P em solução (Pi-solução) e as frações de P inorgânico lábil (Pi-Lábil) e precipitado com ferro e alumínio (Pi-Fe+Al), e a fração orgânica não lábil (Po-NLábil) (Tabela 5). Na combinação do conjunto de dados (FRA + ST), foram observadas correlações significativas entre o (Pi-solução) e as frações de Pi-Lábil, Po-Lábil e Pi-Fe+Al, conforme (Tabela 3). Não foram observadas diferenças das correlações entre os dados transformados e não transformados (Tabela 5).

O teste de esfericidade de Bartlett e o de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) foram empregados para definir a composição do modelo. Esses testes são utilizados para definir o uso de variáveis mensuradas em análises fatoriais (Williams *et al.*, 2010). A diferença da análise fatorial exploratória para os modelos de equações estruturais e que no último os modelos são gerados com base em teorias e na análise fatorial os modelos são propostos com base em análises multivariadas em que o sistema define o número de variáveis aleatórias em função das interações dos dados (Bollen; Noble, 2011) . Diante disso, foi utilizado o teste de esfericidade de Bartlett e o de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) como um segundo critério para a composição dos modelos com base na dinâmica de P, conforme hipótese proposta e para cada conjunto de dados (Tabela 6).

O teste de *Bartlett* tem como função verificar se a matriz de covariância não é igual a uma matriz de identidade, e para todos os conjuntos de dados foi verificada a nulidade da identidade das matrizes (Tabela 6). Então, há possibilidade do uso do conjunto de dados para a análise multivariada com equações estruturais. Já o teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) é utilizado para avaliar a adequabilidade dos dados, em que serão obtidos os índices para cada fração de P e para o conjunto de todos os dados. Os índices KMO apresentam adequabilidade quanto mais próximo de um (1). Para o presente trabalho foram considerados todos os índices KMO superiores a 0,5.

Os resultados dos testes de esfericidade de Bartlett e do índice de Kaiser Meyer-Olkin (KMO) foram obtidos (Tabela 6) para a avaliação da adequação dos dados para os dois tipos de solos (CXbd) e (LVd), utilizando tanto os dados não transformados, quanto os transformados. Para ambos os conjuntos de dados, foram obtidos os mesmos índices KMO (Tabela 6).

Tabela 6 - Teste de esfericidade de Bartlett e o de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para adequação dos dados na estruturação de modelos sequenciais estruturas para os conjuntos de dados.

	Conjunto de dados					
	Cambissolo			Latossolo		
	FRA	ST	FRA+ST	FRA	ST	FRA+ST
<i>N</i>	42	42	84	44	45	89
<i>Gl</i>	36	36	36	36	36	36
χ^2	79,94**	274,28**	335,07**	90,417**	147,20**	229,59**
	<i>Kaiser-Meyer-Olkin (KMO)</i>					
<i>Geral</i>	0,5	0,63	0,64	0,45	0,59	0,6
<i>Pi-solução</i>	0,45	0,71	0,63	0,52	0,61	0,64
<i>Pi-Lábil</i>	0,57	0,73	0,68	0,55	0,64	0,63
<i>Po-Lábil</i>	0,69	0,63	0,73	0,49	0,56	0,65
<i>Pi-Fe+Al</i>	0,62	0,60	0,77	0,29	0,69	0,59
<i>Po-MLábil</i>	0,32	0,72	0,54	0,59	0,49	0,47
<i>Pi-NLábil</i>	0,48	0,58	0,45	0,48	0,57	0,63
<i>Po-NLábil</i>	0,47	0,75	0,60	0,29	0,61	0,52
<i>Pi-Ca</i>	0,60	0,49	0,65	0,58	0,61	0,61
<i>Pi-ocluo</i>	0,37	0,31	0,34	0,34	0,40	0,45

** , * e ns Significativo a 1 e 5% e não significativo pelo teste do χ^2 .

No contexto do CXbd, o uso do fosfato reativo (FRA) apresentou valores significativos, para determinadas frações revelando índices de KMO maiores que 0,5, sugerindo que as variações experimentais possuem correlações (Tabela 4). Entre as frações significativas, o P inorgânico lábil (Pi-Lábil), o P orgânico lábil (Po-Lábil), o P associado ao ferro e alumínio (Pi-Fe+Al) e o P precipitado com cálcio (Pi-Ca), demonstraram boa adequação para a análise, refletindo inter-relações mais significativas com as demais variáveis (Tabela 6).

Quando se estima o Cambissolo na aplicação do superfosfato triplo (ST), os índices do KMO geral indicaram boa adequação, apontando que as variáveis também estavam inter-relacionadas de maneira significativa (Tabela 4). As frações de P, nesse contexto, revelaram forte correlação, especialmente na fração lábil, não lábil e moderadamente lábil dos fósforos orgânicos e inorgânicos, bem como boa adequabilidade da fração Pi-Fe+Al, e o P inorgânico em solução (Pi-solução) (Tabela 6).

A combinação do conjunto de dados dos dois fertilizantes, fosfato reativo (FRA) e superfosfato triplo (ST), manteve-se com um KMO considerado adequado por apresentar um índice geral de 0,64 (Tabela 6). Nessa situação, houve adequabilidade das frações de P orgânico lábil (Po-Lábil), P orgânico moderadamente lábil (Po-MLábil) e P orgânico não lábil (Po-NLábil) (Tabela 6). Outras frações, como o P inorgânico lábil (Pi-Lábil) o precipitado com ferro e alumínio (Pi-Fe+Al), e com cálcio (Pi-Ca), também apresentaram valores que justificaram a inclusão na modelagem (Tabela 6).

No Latossolo (LVd), a aplicação do (FRA) resultou em índice KMO geral de 0,43. Isso indica adequação moderada para a análise fatorial e sugere fracas inter-relações entre as variáveis (Tabela 6). Nesse sentido, os valores que obtiveram KMO acima de 0,56 foram o P inorgânico lábil (Pi-Lábil) o P orgânico moderadamente lábil (Po-MLábil), P inorgânico precipitado com cálcio (Pi-Ca) e o P inorgânico em solução (Pi-solução (Tabela 6).

Ao avaliar o superfosfato triplo (ST) no Latossolo, houve adequabilidade dos dados conforme índice KMO geral (Tabela 3). As frações de P orgânicas lábil (Po-Lábil) e não lábil (Po-NLábil) obtiveram adequabilidade para a modelagem, juntamente com todas as frações inorgânicas, que obtiveram valores de KMO > 0,5 (Tabela 4). Desse modo, o P inorgânico lábil (Pi-Lábil), o P inorgânico não lábil (Pi-NLábil), o Pi em solução (Pi-solução) e o P inorgânico precipitado com ferro e alumínio (Pi-Fe+Al) e precipitado com cálcio (Pi-Ca) revelaram boa adequação para uso no modelo (Tabela 6).

Para o conjunto de dados combinados (FRA + ST) no Latossolo (LVd), o resultado apontou um KMO geral com boa adequação (Tabela 4). Nesta combinação todas as frações, orgânicas e inorgânicas, apresentaram KMO > 0,5, com exceção das frações de Po-MLábil e Pi-ocluso (Tabela 6).

Em geral os testes de KMO apresentam maior possibilidade de interações entre as frações de P no solo para uso nos modelos, quando comparado com a correlação das frações com o Pi-solução (Tabelas 6 e 5, respectivamente). Assim, foi possível propor dois modelos, um com base nos testes de correlação e outro com os testes de KMO, e com isso entender qual possibilitará a demonstração de modelos mais complexos e significativos. É importante ressaltar que tanto nas análises de correlações, quanto no teste de adequabilidade de KMO, o Pi-ocluso estará ausente dos modelos (Tabelas 5 e 6). O Pi-ocluso é o P que foi adsorvido de forma específica e após alguns processos de desidratação e com o tempo, passou a compartilhar elétrons com a estrutura do mineral, tornando-se indisponível para as plantas. Com base nos testes preliminares já é possível afirmar que essa fração de P no solo pouco contribui para o tamponamento do Pi-solução, tanto no LVd, quanto no CXbd.

Na análise preliminar não houve diferença entre os dados transformados e não transformados, o que sugere que a adequação da MEE não diferenciará entre os dados originais e os dados transformados, possibilitando a especificação somente com um dos conjuntos de dados (Sales *et al.*, 2015). Assim, para que os índices dos modelos representem valores próximos do real para cada construto, foram utilizados para os modelos os dados não transformados.

3.2 Proposição e ajuste de Modelos de Equações Estruturais

Os modelos foram ajustados com base na estrutura teórica na dinâmica de P no solo (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014). As variáveis mensuradas, apresentadas em retângulos, estão representadas como indicadores de efeitos associadas com as variáveis latentes, em círculos ou elipses (Figuras 2 a 5). Este modelo básico de estrutura busca representar a dinâmica dos *Pools* de fósforo (P) no solo, utilizando cinco variáveis latentes: *Pool* Disponível, *Pool* Inorgânico, *Pool* Mineral Primário, *Pool* Ocluso e *Pool* Orgânico. O objetivo é avaliar a importância relativa de cada um desses *Pools* na determinação da disponibilidade de P na solução do solo.

Especificamente, o *Pool* Inorgânico inclui frações de P inorgânico lábil (Pi-Lábil), precipitado com Fe e Al (Pi-Fe+Al) e não lábil (Pi-NLábil). Já o *Pool* Orgânico é composto pelas frações lábil (Po-Lábil), moderadamente lábil (Po-MLábil) a pouco lábil (Po-NLábil). O *Pool* de Mineral Primário é representado pelo P precipitado com cálcio (Pi-Ca), enquanto o *Pool* Ocluso incorpora o P inorgânico ocluso (Pi-ocluso). Por fim, o *Pool* Disponível, que representa a fonte de P inorgânico em solução (Pi-solução), está diretamente influenciado pelos demais *Pools* presentes no solo. Esse modelo serviu de base para testar quatro hipóteses principais: H1 – o *Pool* de P orgânico atua diretamente como fonte de P para o *Pool* disponível; H2 – o *Pool* ocluso funciona como um dreno de P em relação ao *Pool* disponível; H3 – o *Pool* inorgânico age como uma fonte direta de P para o *Pool* disponível; e H4 – o *Pool* mineral primário serve como fonte direta para o *Pool* disponível (Sales *et al.*, 2015).

Os modelos de equações estruturais (MEE) ajustados para os conjuntos de dados, com base na hipótese teórica da dinâmica do P em solos tropicais (Novais & Smyth, 1999) e nas propostas de Gama-Rodrigues *et al.* (2014) e Sales *et al.* (2015), estão representados na Figura 2. O modelo ilustrado na Figura 2A, baseado na proposta de Gama-Rodrigues *et al.* (2014), descreve as interações entre os diferentes compartimentos (*Pools*) de P que regulam a disponibilidade do nutriente na solução do solo, representada pelo *Pool* Disponível. No entanto, apesar de ser um modelo geral, o ajuste original não foi ideal, conforme evidenciado pelos dados estatisticamente não significativos para os *Pools* de P (Figura 2, Modelos A à A5) e pelos índices de ajuste do modelo (Figura 2).

Quando utilizada uma fonte de P de baixa solubilidade no Cambissolo Háplico (CXbd), um solo pouco intemperizado e teoricamente com baixo fator de dreno de P, os *Pools* Mineral Primário e Inorgânico atuaram como sumidouros de P do *Pool* Disponível, conforme observado

pelos índices negativos (Figura 2 – Modelo A). Por outro lado, no Latossolo (LVd), um solo com alto fator de dreno de P, o *Pool* Ocluso tornou-se o principal sumidouro, com índices elevados, quando utilizado o Fósforo Reativo (Figura 2 – Modelo A3). No mesmo solo, observou-se também que o *Pool* Orgânico se comportou como dreno de P do *Pool* Disponível. O uso de uma fonte de P de baixa solubilidade pode ter induzido o aumento da atividade microbiana, atuando como dreno de P da solução do solo (Biswas *et al.*, 2022).

Com a incubação de fontes aciduladas, como o superfósforo triplo (ST), tanto no Cambissolo (CXbd) quanto no Latossolo (LVd), todos os *Pools* atuaram como fontes de P para o *Pool* Disponível (Figura 2 – Modelos A1 e A4). É importante destacar que, mesmo com baixo ajuste, foi possível detectar, por meio dos modelos de equações estruturais, o efeito do tipo de solo e da fonte de fertilizante sobre a dinâmica do P no solo.

Os modelos desenvolvidos com os dados combinados de solo incubado com ST e FRA (Figura 2A2 e A5) apresentam diferenças em relação aos gerados para cada fertilizante aplicado individualmente (FRA – Figuras 2A e A3; ST – Figuras 2A1 e A4). No tratamento com ST, a variável latente *Pool* Mineral Primário demonstrou por meio de sua variável mensurável (Pi-Ca) atuar como fonte de P para o *Pool* Disponível no Cambissolo Háplico distrófico típico (Figura 2A1). Esse padrão, provavelmente, decorre do fosfato dicálcico residual formado durante a solubilização do fosfato monocálcico (Lindsay, 1979). Embora esse P-dicálcico esteja disponível para as plantas, o esquema de fracionamento de Hedley quantifica-o apenas na fração extraível por HCl (Pi-Ca), que é categorizada dentro do *Pool* Mineral Primário (Hedley *et al.*, 1982). Importante notar que, ao modelar o conjunto de dados combinado (ST + FRA), o *Pool* Mineral Primário deixou de contribuir significativamente para o *Pool* Disponível no Cambissolo Háplico distrófico típico (Figura 2A2).

Isso indica que a agregação de dados de ambos os fertilizantes oculta o papel de tamponamento do P mineral primário. Essa prática pode levar a conclusões equivocadas e complicar a avaliação dos efeitos específicos de cada fertilizante na dinâmica do P no solo. Tal afirmação é corroborada pelos índices de ajuste AIC e BIC, que apresentaram valores menores quando a modelagem foi realizada com os fertilizantes separadamente, ou seja, sem utilizar dados obtidos de FRA e ST em um único modelo (Figura 2). Os índices AIC e BIC apontam para melhor ajuste do modelo quando os valores estimados são menores (Byrne, 2010; Grace, 2006; Hair *et al.*, 2009).

A heterogeneidade introduzida pela combinação de dados provenientes de diferentes fontes de fertilizantes fosfatados, cada um com propriedades de solubilidade, taxas de liberação

e reações químicas distintas no solo, dificulta a identificação precisa dos efeitos individuais de cada insumo na dinâmica do P (Hinsinger, 2001; Syers *et al.*, 2008). Essa agregação pode mascarar informações cruciais sobre processos específicos, como a mobilização de P a partir de diferentes *Pools* no solo, os quais variam significativamente conforme a fonte de fertilizante aplicada (Richardson e Simpson, 2011). Consequentemente, a aplicação da MEE a conjuntos de dados combinados exige cautela, demandando interpretações que considerem a heterogeneidade inerente entre as diferentes fontes de fertilizantes.

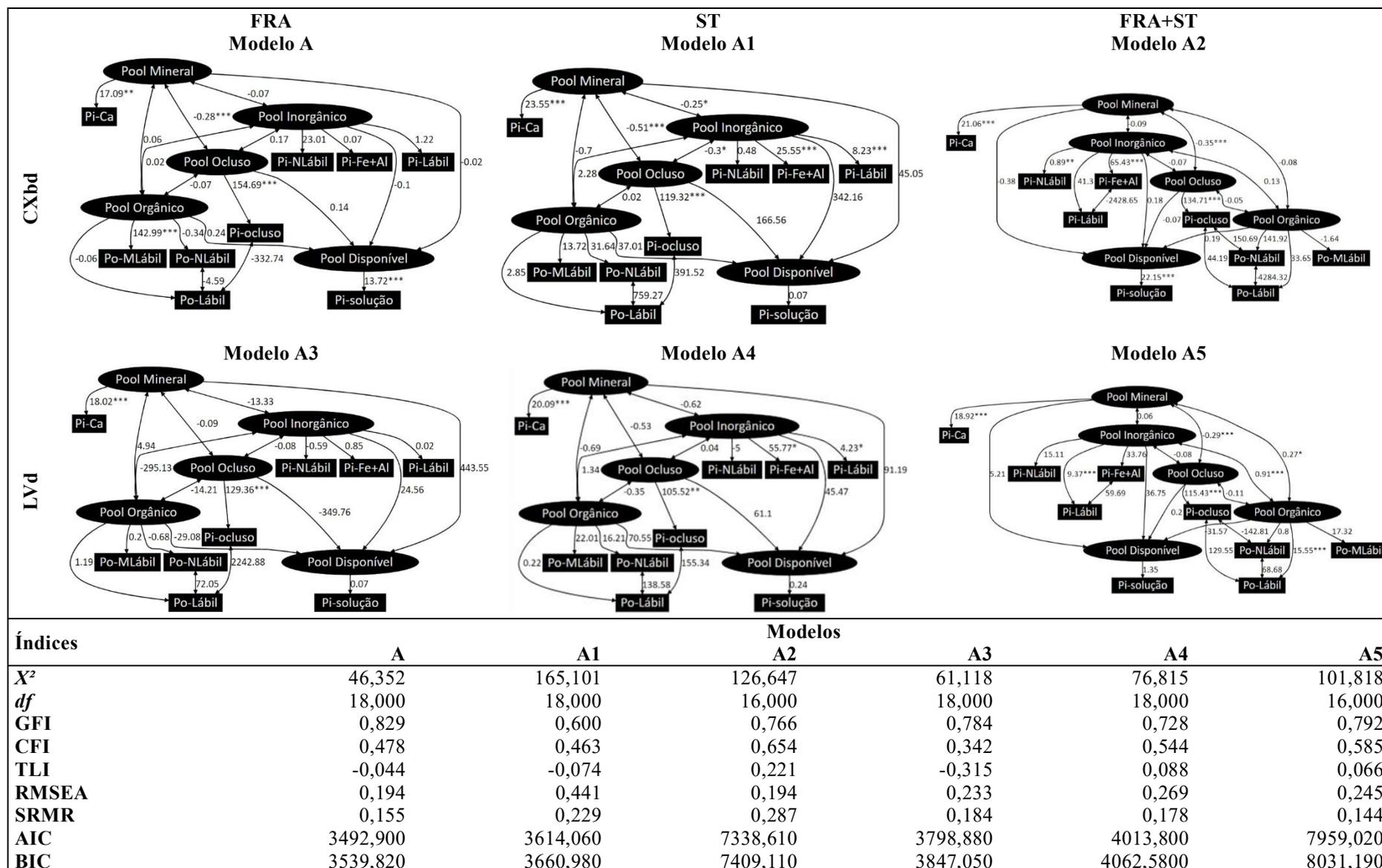


Figura 2 – Modelos de Equações Estruturais (MEE) e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reactivo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo A: CXbd + FRA; Modelo A1 = CXbd + ST; Modelo A2 = CXbd + FRA + ST; Modelo A3 = LVd + FRA; Modelo A4 = LVd + ST e Modelo A5 = LVd + FRA + ST.

Os modelos de equações estruturais (Figura 3, Modelos B a B5) demonstraram padrões distintos no comportamento dos *Pools* de P entre o Cambissolo Háplico (CXbd) e o Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) após a aplicação de fertilizantes fosfatados. Embora esses modelos apresentem melhores índices de ajuste em comparação com versões anteriores (Figura 2, Modelos A a A5), as correlações obtidas (Tabela 5) indicam que a compreensão completa das interações entre os compartimentos de P nesses solos ainda requer ajustes adicionais.

Os MEE, (Figura 3, Modelos B e B3) apresentaram índices de ajuste idênticos para qui-quadrado (χ^2), graus de liberdade (df), GFI, CFI, TLI, RMSEA e SRMR, indicando equivalência na qualidade do ajuste global. Entretanto, o Modelo B (CXbd) exibiu valores ligeiramente inferiores de AIC e BIC em comparação ao Modelo B3 (LVd), sugerindo maior parcimônia na explicação das relações entre variáveis no Cambissolo.

No CXbd (Figura 3B), a variável latente *Pool* Inorgânico não exerceu influência significativa sobre o *Pool* Disponível, mas apresentou forte associação com a fração Pi-Fe+Al. Esse resultado corrobora estudos prévios que demonstram a predominância de formas inorgânicas de P fixadas a óxidos de Fe e Al em solos tropicais, atuando como sumidouro do nutriente conforme observado em solos análogos (Lemos *et al.*, 2022). Em contraste, o *Pool* Orgânico influenciou positivamente a disponibilidade de P, com destaque para a contribuição da fração Po-MLábil. Esses achados sugerem que, no CXbd, a mineralização da matéria orgânica (MO) é o principal mecanismo de disponibilização de P, alinhando-se com observações de que compostos orgânicos podem modular a dinâmica do P no solo e que a MO pode competir com o P por sítios de adsorção em minerais de Fe e Al, reduzindo a fixação de P e aumentando a disponibilidade para as plantas (Ahmed *et al.*, 2019). Além disso, a mineralização microbiana da MO libera P orgânico para formas inorgânicas disponíveis (Piccolo e Drosos, 2025).

Para o LVd (Figura 3B3), observou-se um padrão inverso em que o *Pool* Orgânico atuou como dreno de P, reduzindo significativamente a disponibilidade do nutriente. Esse efeito foi suportado pelos índices das frações Po-MLábil e Po-NLábil, indicando que a matéria orgânica forma complexos estáveis com os óxidos de Fe e Al abundantes nesse Latossolo. Tal mecanismo ressalta a dualidade da matéria orgânica em solos tropicais, que pode tanto promover a liberação quanto a imobilização de P, dependendo das interações organominerais predominantes (Mabagala; Mng'ong'o, 2022; Maranguit *et al.*, 2017).

Os resultados da MEE (Figura 3) revelaram respostas diferenciadas entre os solos estudados quanto à dinâmica dos *Pools* de P após aplicação de superfosfato triplo (ST). No Cambissolo Háplico (CXbd - Modelo B1), observou-se que o *Pool* inorgânico não apresentou influência

significativa sobre o *Pool* disponível. Entretanto, quando analisadas as frações constituintes, destaca-se a forte associação com a fração Pi-Fe+Al, enquanto a fração Pi-Lábil não se mostrou significativa. Este padrão sugere que no CXbd o P derivado do fertilizante acidulado rapidamente associa-se aos óxidos de ferro e alumínio, formando compostos de baixa disponibilidade (Maranguit; Kuzyakov, 2019). Em contrapartida, o *Pool* orgânico demonstrou efeito positivo e significativo sobre a disponibilidade de P, com destaque para a variável indicadora, a fração Po-MLábil, mostrando que os compostos orgânicos mais lábeis atuam como importantes fontes de P neste solo.

No Latossolo Vermelho Distrófico (Figura 3 - Modelo B4), os resultados mostraram um comportamento distinto. O *Pool* inorgânico, embora também não tenha apresentado relação significativa direta com o *Pool* disponível, indicou associações altamente significativas tanto com a fração Pi-Fe+Al quanto com Pi-lábil. Estes coeficientes elevados refletem a intensa capacidade deste Latossolo em fixar o P aplicado, principalmente através da formação de compostos com óxidos de ferro e alumínio (Braos *et al.*, 2020; Julian *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2023). Quanto ao *Pool* orgânico, verificou-se correlação negativa, porém não significativa, com o *Pool* disponível, associada a forte relação com a fração Po-NLábil. Este padrão sugere que no LVd a matéria orgânica tende a formar complexos estáveis com o P, atuando mais como dreno do que como fonte do nutriente, já evidenciado que em alguns casos, a MO pode aumentar o número de sítios de adsorção ou formar complexos com Fe e Al, promovendo a fixação de P e reduzindo a disponibilidade em solos altamente intemperizados. (Debicka *et al.*, 2016; Mabagala; Mng'ong'o, 2022).

A comparação entre os dois solos revela diferenças fundamentais nos mecanismos que regulam a disponibilidade de P. Enquanto no CXbd a matéria orgânica desempenha papel crucial na disponibilização do nutriente, no LVd predominam processos de fixação em óxidos e formação de complexos orgânicos estáveis. No CXbd, práticas que favoreçam a mineralização da matéria orgânica podem potencializar a eficiência do fertilizante, enquanto no LVd seriam mais indicadas estratégias para reduzir a fixação, como aplicação localizada ou uso de fontes alternativas de P (Pereira *et al.*, 2020; Veloso *et al.*, 2023).

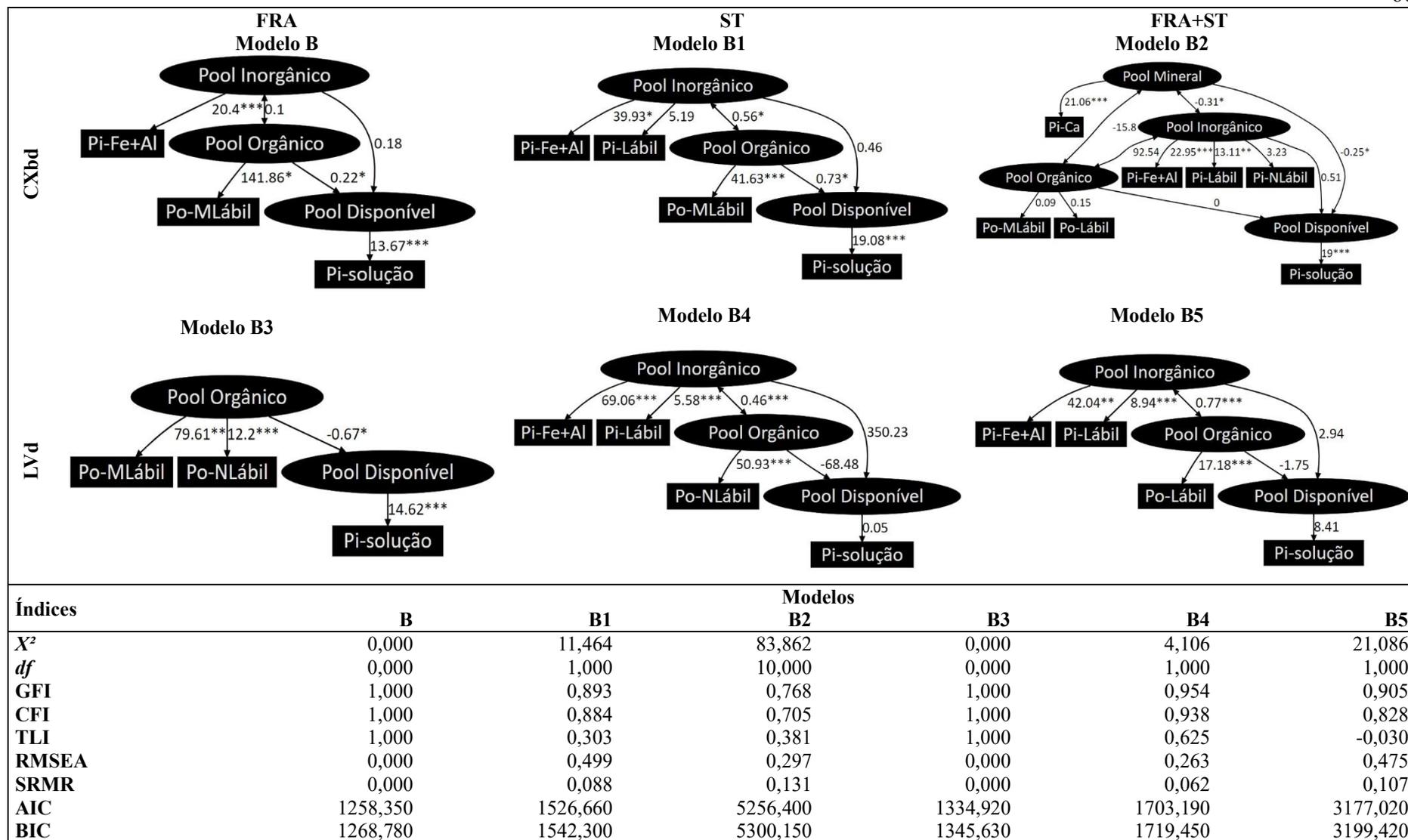


Figura 3 - Modelos de Equações Estruturais (MEE) e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo B = CXbd + FR; Modelo B1 = CXbd + ST; Modelo B2 = CXbd + FRA + ST; Modelo B3 = LVd + FRA; Modelo B4 = LVd + ST e Modelo B5 = LVd + FRA + ST com base nas correlações.

Os modelos avaliados (Figura 4-C a C5), construídos com base no índice KMO, apresentaram desempenhos distintos conforme o tipo de solo e fonte de P. No CXbd fertilizado com FRA (Figura 4 - Modelo C) os parâmetros estimados revelaram excelente ajuste do modelo (GFI = 0,974; SRMR = 0,062). Neste sistema, as variáveis latentes *Pools* Mineral e Inorgânico atuaram como principais reguladores da dinâmica do P no solo, com cargas fatoriais significativa para os indicadores Pi-Ca (17,09**), Pi-Lábil (3,99*) e Pi-Fe+Al (8,02*) com o *Pool* Inorgânico, além da relação significativa entre *Pool* Orgânico e Po-Lábil (8,47***). A estrutura proposta explicou adequadamente a dinâmica do P, confirmando a hipótese pela elevada significância entre *Pool* Disponível e Pi-solução (13,93***), mas não explicada pelas variáveis insatisfatórias dos coeficientes dos *Pools* para o *Pool* disponível.

Em contraste, o modelo para o ST (Figura 4 - Modelo C1) apresentou índices de ajuste insatisfatório (GFI = 0,540; CFI = 0,391), indicando que a estrutura não se adequa à dinâmica de P em solos com fertilizantes altamente solúveis. A combinação do conjunto de dados para as fontes (Figura 4 - Modelo C2) resultou em ajuste intermediário, porém ainda inadequado, evidenciando limitações na modelagem de dinâmicas distintas em uma única estrutura.

O LVd fertilizado com FRA (Figura 4 - Modelo C3) destacou-se com ajuste perfeito (GFI = 1,000; CFI = 1,000; RMSEA = 0,000), caracterizando um modelo que reproduziu fielmente as covariâncias observadas. Neste caso, verificou-se forte associação entre Pi-Ca e *Pool* Mineral (17,57***), além de relações negativas significativas entre *Pool* Mineral e *Pool* Orgânico (-0,32***), indicando drenagem de P, e entre *Pool* Orgânico e *Pool* Disponível (-0,4**), sugerindo imobilização microbiana. O *Pool* Inorgânico mostrou na variável mensurável, uma relação significativa Pi-lábil (5,1***), enquanto o *Pool* Orgânico apresentou forte conexão com Po-MLábil (124,4***). A hipótese de relação direta entre *Pool* Disponível e Pi-solução foi confirmada (16,41***), embora como já evidenciado as variáveis latentes não tiverem significância como fonte de P para o reservatório disponível.

Por outro lado, a aplicação de superfosfato triplo no Latossolo (Figura 4 - Modelo C4) resultou em ajuste muito pobre (GFI = 0,682; CFI = 0,493), assim como a combinação dos dados de fontes (Figura 4 - Modelo C5), indicando que a alta solubilidade e reatividade deste fertilizante alteram os mecanismos de tamponamento de forma não capturada pela estrutura proposta.

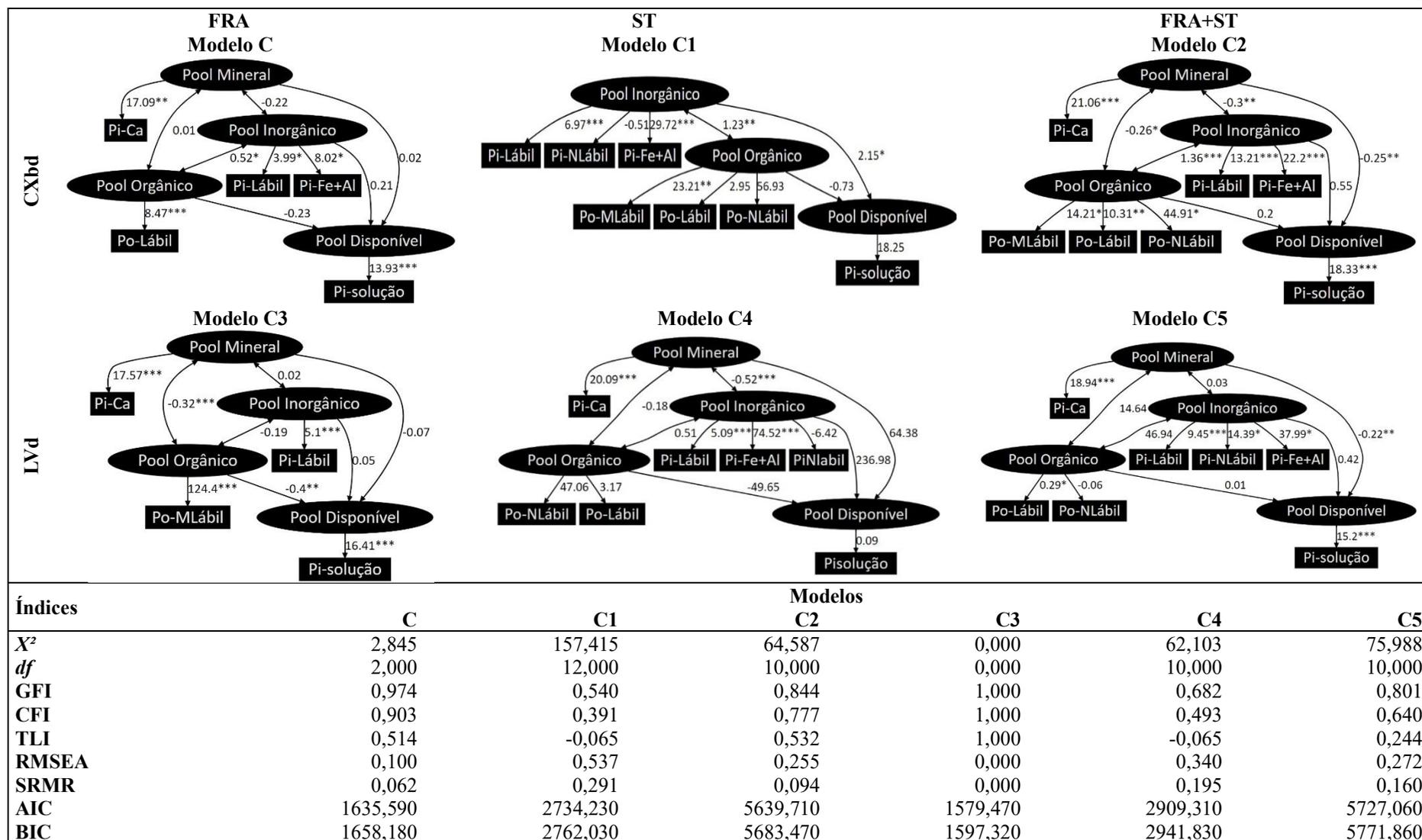


Figura 4 - Modelos de Equações Estruturais (MEE) e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo C = CXbd + FRA; Modelo C1 = CXbd + ST; Modelo C2 = CXbd + FRA + ST; Modelo C3 = LVd + FRA; Modelo C4 = LVd + ST e Modelo C5 = LVd + FRA + ST com base no KMO.

Os novos modelos que estão apresentados na (Figura 5-D a D5) foram reespecificados conforme (Sales *et al.*, 2015), no estudo em questão com a retirada de variáveis latentes e observáveis que não foram significativas nos modelos de correlação ou nos modelos com base no KMO, com adequação para manter as frações mais significativas estatisticamente em comparação aos modelos. Para o CXbd, com aplicação de FRA (Figura 5 - Modelo D), foi reespecificado do modelo B (Figura 3- Modelo B) que havia apresentado bons ajustes, mas com coeficiente não significativo para *Pool* inorgânico. Para o ajuste foi retirado o *Pool* inorgânico obtendo o modelo D (Figura 5- Modelo D). Esse modelo obteve índices de ajustes perfeitos, obtendo significância de todas as componentes. Nesse modelo, observa-se que no CXbd quando aplicado o FRA o *Pool* Disponível de P é tamponado pelo *Pool* Orgânico, que foi composto somente pelo Po-MLábil (Figura 5 – Modelo D). Assim, pode inferir que quando utilizado fonte de baixa solubilidade no CXbd a fração orgânica de P no solo, em específico o Po-MLábil, é quem tamponou o P em solução.

Para melhorar o ajuste do modelo (Figura 4 – Modelo C1) houve uma reespecificação do modelo (Figura 5 – Modelo D1) em que frações não significativas foram removidas, o que resultou em uma estrutura com menos frações e mais significativas. Esse modelo ajustado melhora os índices de ajuste, atingindo valores ideais de GFI e CFI e RMSEA e SRMR, o que representa um bom ajuste aos dados. No modelo D1 (Figura 5 – Modelo D1), o *Pool* Inorgânico relaciona-se com o *Pool* Orgânico com o *Pool* Disponível e com o Pi-Fe+Al. O *Pool* Orgânico, por sua vez, conecta-se ao *Pool* Disponível e ao Po-MLábil. O *Pool* Disponível atua diretamente ao Pi-solução.

Para entender a dinâmica em um mesmo solo sob a aplicação de diferentes fontes de fertilizantes os modelos (Figura 5 – Modelo D) e (Figura 5 – Modelo D1) foram comparados. No modelo D com aplicação do FRA, há uma liberação mais lenta de P, com a maior parte permanecendo na fração Po-MLábil e uma menor transferência direta para o *Pool* Disponível, resultando em menos P disponível. Já no modelo D1 com aplicação do ST, o P é rapidamente solubilizado, aumentando a quantidade de P disponível no solo e na solução Pi-solução, porém com maior imobilização no *Pool* Orgânico e maior fixação, evidenciado pelo Pi+Fe+Al, refletindo o comportamento de um fertilizante mais solúvel e de ação imediata. Isso pode estar associado à alta solubilidade do ST, que libera prontamente grande parte do P aplicado, o que propicia maior imobilização do elemento P (Lemos *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2008).

Soma-se a essa imobilização a elevada fixação do P solubilizado nesse tipo de solo que é menos acentuada para o P do FRA, o qual não é solubilizado de forma imediata, permanecendo mais protegido das reações com o solo, minimizando o processo de fixação, mas

disponibilizando menos P para as plantas. Esse balanço é a razão dos maiores teores de P no solo, para o FRA (Novais & Smyth, 1999). Os índices de ajustes dos dois modelos são praticamente os mesmos, por serem modelos saturados de índices perfeitos, mas apresentam diferenças no AIC e BIC, no modelo D esses índices foram menores que no modelo D1, o que sugere que o primeiro tem melhor ajuste.

Na sequência portanto, o modelo D2 (Figura 5 – Modelo D2) foi reespecificado a partir do modelo C2 (Figura 4 – Modelo C2), como uma estrutura otimizada, excluindo interações não significativas dos caminhos estatisticamente mais relevantes. Quando utilizado a MEE com o conjunto de dados do CXbd houve diferença de ajuste dos modelos finais, com os melhores índices, quando utilizado o FRA e o ST. Em função da baixa solubilidade do FRA, a fração orgânica foi identificada como a principal componente de tamponamento do *Pool* Disponível (Figura 5 – Modelo D). Já, quando utilizado o ST, a fração inorgânica de P precipitada com Fe e Al foi a uma das principais componentes de tamponamento do *Pool* Disponível (Figura 5 – Modelo D1).

Quando utilizado os conjuntos de dados do ST e do FRA juntos, foi identificado, além dos efeitos acima citados, que a precipitação de Ca com P é um dos principais drenos de P do *Pool* Disponível (Figura 5 – Modelo D2). Esse resultado não foi identificado quando avaliado os conjuntos de dados isolados do CXbd com FRA ou ST (Figuras 5D e 5D1, respectivamente). Nas análises das correlações (Tabela 3), foi verificado correlação negativa do Pi-Ca com o Pi-solução somente quando utilizado o FRA, contudo sem significância, o que já foi observado quando utilizado os dois conjuntos de dados. Todavia, como já citado a heterogeneidade introduzida pela combinação de dados, dificulta a identificação precisa dos efeitos individuais de cada insumo na dinâmica do P. Assim, observa-se que no modelo D2 os índices de comparação AIC e BIC, foram maiores o que caracteriza um ajuste ruim na comparação. No modelo D2, observa-se que o *Pool* Disponível é influenciado predominantemente pelo *Pool* Orgânico, *Pool* Mineral, e *Pool* Inorgânico e o *Pool* Disponível o Pi-solução.

A fração Po-NLábil foi identificada como a principal responsável pelo tamponamento do P em solução, especialmente em condições de adubação com FRA. O FRA, devido à a baixa solubilidade, é tamponado principalmente pelas frações orgânicas e minerais, enquanto o ST, uma fonte de alta solubilidade, apresenta maior contribuição direta ao *Pool* disponível (Franzini *et al.*, 2009).

Para o conjunto de dados (LVd +FRA) (Figura 5 – Modelo D3) o ajuste resultou em coeficientes estatisticamente significativos para todas a variáveis e os melhores valores de

ajustes menores AIC e BIC. Assim, infere-se que o modelo D3, evidenciou que, no LVd tratado com FRA, o *Pool* Disponível é regulado principalmente pelo *Pool* Orgânico que atuou como fonte de P para o reservatório do *Pool* Disponível, particularmente pelo Po-MLábil no tamponamento do Pi-solução. Dessa forma, pode-se comparar os modelos (Figura 5 – Modelos D e D3), ambos com a mesma fonte e solos distintos, em que foi revelado pontos de convergência e divergência cruciais. Em ambos os modelos, a variável latente *Pool* Orgânico se estabeleceu como um compartimento central, evidenciado pela a forte conexão com a fração observável Po-MLábil. No entanto, apesar de o coeficiente de caminho para a fração Po-MLábil ser maior no Cambissolo (141,86*) do que no Latossolo (124,4***), a significância estatística foi superior no Latossolo, sugerindo uma relação mais robusta e previsível nesse solo.

A principal diferença na dinâmica do P, no entanto, reside no fluxo de P a partir do *Pool* Orgânico para o *Pool* Disponível. Em ambos os modelos, o *Pool* Orgânico atuou como uma fonte, liberando P para o *Pool* Disponível, como indicado pelos coeficientes de caminho positivos (Figura 5 - Modelo D e D3,). Essa constatação, sugere que a mineralização do P orgânico é uma via importante para a disponibilidade do nutriente em ambos os solos. No Latossolo, essa via parece ser ainda mais eficiente, com um coeficiente superior e mais significativo.

Nesse contexto, a distinção mais notável e contraintuitiva surge na relação entre o *Pool* Disponível e a fração Pi-solução, que é o indicador final da disponibilidade de P para as plantas. No Cambissolo (Figura 5-Modelo D), essa relação é positiva e altamente significativa (13,88***), refletindo o padrão esperado: um aumento no *Pool* Disponível se traduz em mais P na solução. Em contrapartida, no Latossolo (Figura 5-Modelo D3), essa mesma relação é negativa e altamente significativa (-16,47***). Este resultado, apesar de precisão estatística, sugere complexa e inversa relação. Fatores que contribuem para o aumento do *Pool* Disponível podem estar associados a rápida remoção do P da solução do solo, possivelmente por um tamponamento inorgânico ou uma imobilização biológica.

Paralelamente, no conjunto de dados (LVd + ST), o modelo D4 (Figura 5 – Modelo D4) enfatizou o *Pool* Inorgânico na fração Pi+Fe+Al no tamponamento do *Pool* Disponível de forma significativa e que atua como fonte de P para o Pi-solução. Essa reespecificação, resultou em coeficientes dos componentes mais significativos e índices de ajustes como AIC e BIC menores, o que confirma um MEE mais adequado para representar a dinâmica do P no LVd com aplicação do ST.

Para tanto, do mesmo modo, o modelo D5 (Figura 5 – Modelo D5) foi desenvolvido com a retirada do *Pool* Orgânico, com foco no Pool Inorgânico e sua interação com o *Pool* Disponível. Essa reestruturação destaca a predominância da fração Pi-Fe+Al, embora o modelo represente uma complexidade maior pela heterogeneidade dos dados.

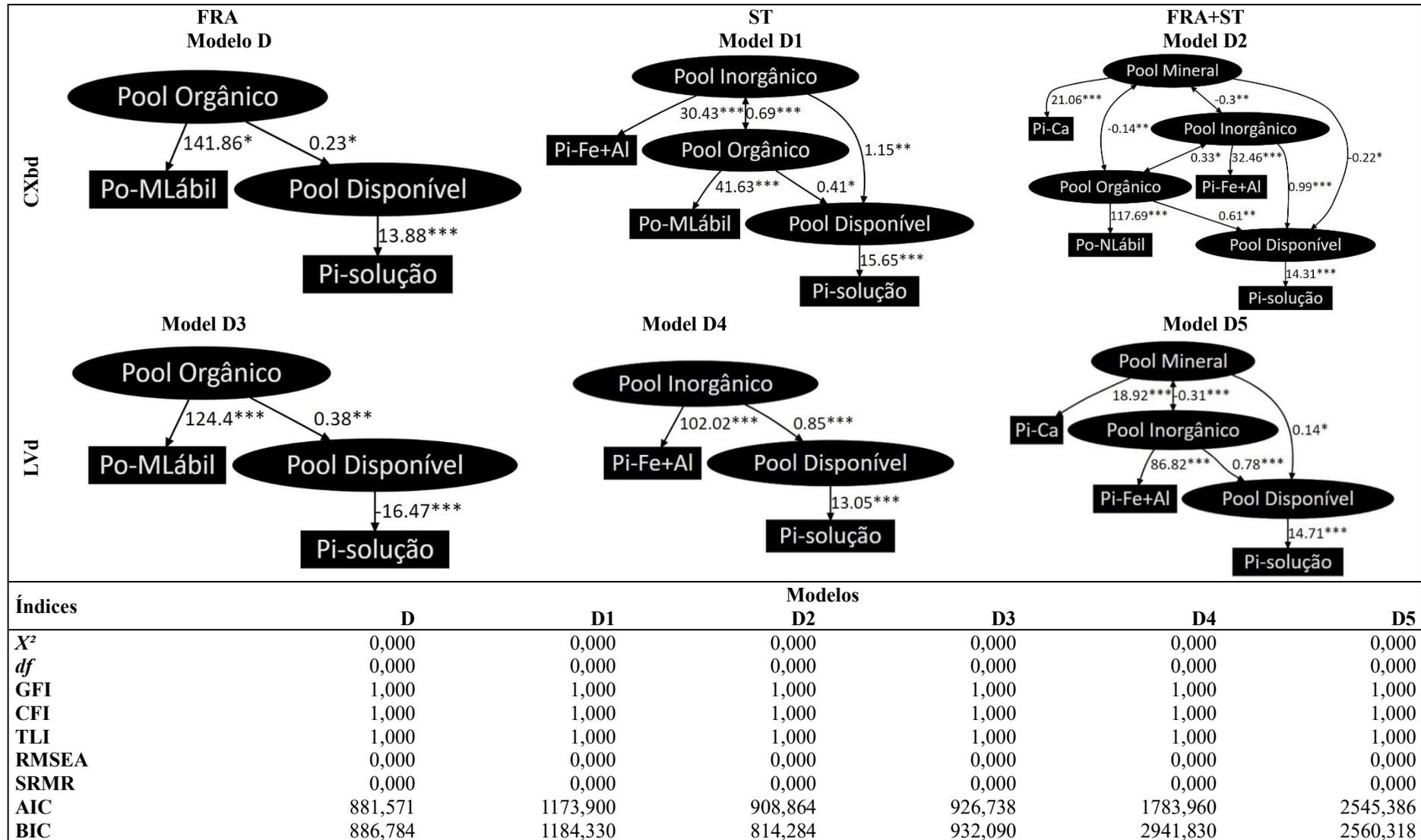


Figura 5 - Modelos de Equações Estruturais (MEE) reespecificados e respectivos índices de ajuste para os conjuntos de dados dos Latossolo Vermelho distrófico típico (LVd) e Cambissolo Háplico distrófico típico (CXbd) incubados como Fosfato Reativo de Arad (FRA) ou Superfosfato Triplo (ST): Modelo D = CXbd + FRA; Modelo D1 = CXbd + ST; Modelo D2 = CXbd + FRA + ST; Modelo D3 = LVd + FRA; Modelo D4 = LVd + ST e Modelo D5 = LVd + FRA + ST.

4 CONCLUSÃO

Em geral, o estudo concluiu que a aplicação da Modelagem de Equações Estruturais (MEE) proporcionou uma compreensão aprofundada da dinâmica do fósforo (P) em dois tipos de solo, Cambissolo Háplico (CXbd) e Latossolo Vermelho (LVd), sob a influência de diferentes fertilizantes fosfatados. A pesquisa demonstrou que a interação entre o tipo de solo, a fração de P e a solubilidade do fertilizante afeta diretamente a disponibilidade e o tamponamento do P em solução.

Os resultados indicam que a escolha da fonte de fertilizante fosfatado é fator determinante para os mecanismos de P no solo. No CXbd, a fração orgânica moderadamente lábil (Po-MLábil) é a principal fonte de P para o *Pool* Disponível quando se utiliza fosfato reativo de Arad (FRA). Essa dinâmica reflete a liberação lenta de P pelo FRA, permitindo a estabilização nas frações orgânicas e minimiza a fixação em solos tropicais.

Em contraste, o uso de superfosfato triplo (ST), por ser um fertilizante solúvel, promoveu maior interação do *Pool* Inorgânico, especificamente pela fração de P precipitado com ferro e alumínio (Pi-Fe+Al), para tamponar o *Pool* Disponível. Este comportamento está alinhado com as características de fertilizantes solúveis que liberam P rapidamente, mas também sofrem forte adsorção. No LVd, o FRA manteve o P em formas não lábeis, proporcionando uma liberação gradual do nutriente, enquanto o ST promoveu disponibilidade inicial rápida, mas com maior imobilização.

A MEE foi uma ferramenta eficaz para validar modelos teóricos do ciclo do P, revelando que as variáveis latentes são essenciais para explicar a disponibilidade de P. Contudo, a influência desses *Pools* varia conforme o sistema solo-fertilizante. Assim, a pesquisa mostra que o entendimento das relações entre as frações de P e a adubação fosfatada por meio da MEE é fundamental para auxiliar na escolha da fonte de P e no manejo adequado. Essas estratégias visam aumentar a disponibilidade do nutriente para as plantas, atenuar impactos ambientais e otimizar o uso dos insumos aplicados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMED, Waqas *et al.* Changes in phosphorus fractions associated with soil chemical properties under long-term organic and inorganic fertilization in paddy soils of southern China. **PLOS ONE**, v. 14, n. 5, p. e0216881, 10 maio 2019.

ALVES DE OLIVEIRA, Lara Caroline *et al.* Frações de fósforo em função do uso de fertilizantes fosfatados em distintas classes de solo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 4, p. 1–15, dez. 2021.

AMORIM, Magno Batista *et al.* Use and recovery of P reserves in Southern Brazil Oxisols under no-till with low and high P availability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 48, p. e0230127, 16 set. 2024.

ANGELINI, M. E.; HEUVELINK, G. B. M.; KEMPEN, B. Multivariate mapping of soil with structural equation modelling. **European Journal of Soil Science**, v. 68, n. 5, p. 575–591, 2017.

BANZATTO, David Arioaldo; KRONKA, Sérgio do Nascimento. **Experimentação Agrícola**. Jaboticabal-SP: FUNEP, 2006.

BENÍCIO, Luiz Paulo. OVERVIEW OF THE USE OF PHOSPHATE FERTILIZERS IN BRAZIL, A REVIEW. v. 8, 2022.

BISWAS, Siddhartha Sankar *et al.* Phosphate solubilizing bacteria inoculated low-grade rock phosphate can supplement P fertilizer to grow wheat in sub-tropical inceptisol. **Rhizosphere**, v. 23, p. 100556, 1 set. 2022.

BOLLEN, Kenneth A.; NOBLE, Mark D. Structural equation models and the quantification of behavior. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. Suppl 3, p. 15639–15646, 13 set. 2011.

BRAOS, L. B. *et al.* Dynamics of phosphorus fractions in soils treated with dairy manure. **Soil Research**, v. 58, n. 3, p. 289–298, 20 jan. 2020.

BYRNE, Barbara M. **Structural equation modeling with AMOS: Basic concepts, applications, and programming, 2nd ed.** New York, NY, US: Routledge/Taylor & Francis Group, 2010. p. xix, 396

CARMO, Thiago Rezende Lima Do; CABALLERO, Segundo Sacramento Urquiaga; ALVES, Bruno José Rodrigues. Balanço geral de nitrogênio e fósforo na agropecuária brasileira no período de 1990 a 2020. *In*: ZONTA, Everaldo; PEREIRA, Marcos Gervasio (Eds.). **Agricultura, Mudanças Climáticas e Segurança Alimentar - Anais do VI Simpósio ABC (Argentina-Brasil-Cuba)**. 1. ed. [S.l.]: Atena Editora, 2023. p. 356–361.

CONDRON, L. M. *et al.* Role of legacy phosphorus in improving global phosphorus-use efficiency. **Environmental Development**, v. 8, p. 147–148, 1 out. 2013.

- CONDON, Leo M.; NEWMAN, Susan. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 830–840, jul. 2011.
- CROSS, Anne Fernald; SCHLESINGER, William H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, jan. 1995.
- DA SILVA, Erika Caitano *et al.* Does Structural Equation Modeling Provide a Holistic View of Phosphorus Acquisition Strategies in Soils of Amazon Forest? **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 22, n. 3, p. 3334–3347, 1 set. 2022.
- DA SILVA, Erika Caitano *et al.* Interconnection between pedogenesis and phosphorus cycle in temperate soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 23, n. 4, p. 1698–1705, 1 abr. 2023.
- DAMATTO JUNIOR, Erval Rafael *et al.* Alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 28, p. 546–549, dez. 2006.
- DEBICKA, Magdalena *et al.* Organic matter effects on phosphorus sorption in sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 6, p. 840–855, 2 jun. 2016.
- DIAS, Márcio José *et al.* PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS EM UM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO. **Revista Caatinga**, v. 28, p. 181–189, dez. 2015.
- DOYDORA, Sarah *et al.* Accessing Legacy Phosphorus in Soils. **Soil Systems**, v. 4, n. 4, p. 74, dez. 2020.
- FOX, John; NIE, Zhenghua; BYRNES, Jarrett. **Structural Equation Models [R package sem version 3.1-16]**. CRAN: Contributed Packages Comprehensive R Archive Network, 28 ago. 2024. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=sem>>. Acesso em: 15 nov. 2024
- FRANZINI, Vinícius Ide *et al.* Eficiência de fosfato natural reativo aplicado em misturas com superfosfato triplo em milho e soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 1092–1099, set. 2009.
- GAMA-RODRIGUES, A. C. *et al.* An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. **Biogeochemistry**, v. 118, n. 1–3, p. 453–469, abr. 2014.
- GATIBONI, Luke *et al.* Chemical fractionation of soil phosphorus forms: uses and limitations. **Top. Soil Sci.**, v. 8, 1 jan. 2013.
- GRACE, James B. **Structural Equation Modeling and Natural Systems**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- GRACE, James B. *et al.* On the specification of structural equation models for ecological systems. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 67–87, fev. 2010.
- HAIR, Joseph F. *et al.* **Análise multivariada de dados - 6ed.**: Bookman Editora, 2009.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, 1982.

HELFENSTEIN, Julian *et al.* Combining spectroscopic and isotopic techniques gives a dynamic view of phosphorus cycling in soil. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, 13 ago. 2018.

HINSINGER, Philippe. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant and Soil**, v. 237, n. 2, p. 173–195, 2001.

HOU, Enqing *et al.* A structural equation model analysis of phosphorus transformations in global unfertilized and uncultivated soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 9, p. 1300–1309, 2016.

JIANG, Yameng *et al.* Factors Influencing the Spatial Distribution of Soil Total Phosphorus Based on Structural Equation Modeling. **Agriculture**, v. 15, n. 9, p. 1013, jan. 2025.

JULIAN, Junio De Jesus Lacerda *et al.* Crop growth response and dynamics of inorganic phosphorus fractions after application of reactive Arad phosphate rock in Oxisol with different land use histories. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, n. 26, p. 3454–3461, 11 jul. 2013.

KLINE, Rex B. **Princípios e prática da modelagem de equações estruturais**. Publicações Guilford, 2023.

LEMOS, Janyelle de Oliveira *et al.* Phosphorus fractions in soils with distinct mineralogy and their relationship with phosphate buffer capacity indicators in Brazil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 44, p. e55148, 13 jun. 2022.

LI, Juqi; MARSCHNER, Petra. Phosphorus Pools and Plant Uptake in Manure-Amended Soil. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 19, n. 1, p. 175–186, 1 mar. 2019.

LIMA, Regina Lúcia Félix De Aguiar. Micorrizas arbusculares e absorção de fósforo em função da capacidade de fixação de fósforo do solo e da competição com a microbiota. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 3, p. 1062–1079, 1 jun. 2020.

LINDSAY, Willard Lyman. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley, 1979.

LISHINSKI, Alex. lavaanPlot: Path diagrams for Lavaan models via DiagrammeR. **R package version 0.6**, v. 2, p. 2021, 2021.

LU, Chun *et al.* Phosphorus Dynamics in Managed and Natural Soils: SEM-PLS Analysis of Vaccinium, Forest, and Grassland Ecosystems. **Plants**, v. 14, n. 2, p. 189, 11 jan. 2025.

MAAZ, T. *et al.* Measuring the immeasurable: A structural equation modeling approach to assessing soil health. **The Science of the total environment**, 2023.

MABAGALA, Frank Stephano; MNG'ONG'O, Marco E. On the tropical soils; The influence of organic matter (OM) on phosphate bioavailability. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 5, p. 3635–3641, 1 maio 2022.

MARANGUIT, Deejay; GUILLAUME, Thomas; KUZYAKOV, Yakov. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. **CATENA**, v. 149, p. 385–393, 1 fev. 2017.

MARANGUIT, Deejay; KUZYAKOV, Yakov. Fate of phosphorus fertilizer in acidic Cambisol assessed using ³³P isotope labeling technique. **Annals of Tropical Research**, v. 41, n. 2, p. 32–42, 17 dez. 2019.

MIRANDA, Li Chaves. **Eficiência agrônômica de fertilizantes fosfatados de diferentes tempos de liberação aplicados em solos de textura contrastante**: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, 2023.

MOUSAVI, Seyed Roohollah *et al.* Cause-effect relationships using structural equation modeling for soil properties in arid and semi-arid regions. **CATENA**, v. 232, p. 107392, 1 nov. 2023.

NELSON, David L.; COX, Michael M.; NELSON, David L. **Lehninger principles of biochemistry**. Sixth edition ed. Basingstoke: Macmillan Higher Education, 2013.

NOVAIS & SMYTH, Roberto erreira de Novais. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**, p. 399, 1999.

NUNES, Rafael De Souza *et al.* Distribuição de fósforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 877–888, jun. 2011.

NUNES, Rafael de Souza *et al.* Distribution of Soil Phosphorus Fractions as a Function of Long-Term Soil Tillage and Phosphate Fertilization Management. **Frontiers in Earth Science**, v. 8, 2 set. 2020.

OLIVEIRA JUNIOR, Adilson de; PROCHNOW, Luís Ignácio; KLEPKER, Dirceu. Eficiência agrônômica de fosfato natural reativo na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 623–631, maio 2008.

OLIVEIRA, Lara Caroline Alves De *et al.* As Frações de fósforo em função do uso de fertilizantes fosfatados em distintas classes de solo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 4, p. 1–15, 31 jul. 2021.

PAVINATO, Paulo S. *et al.* Legacy soil phosphorus bioavailability in tropical and temperate soils: Implications for sustainable crop production. **Soil and Tillage Research**, v. 244, p. 106228, 1 dez. 2024.

PAVINATO, Paulo Sergio *et al.* Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. **Scientia Agricola**, v. 78, p. e20200077, 16 out. 2020.

PEREIRA, Djalma Silva *et al.* Availability and fractionation of phosphorus in soils with different physicochemical characteristics. **REVISTA AGRO@MBIENTE ON-LINE**, v. 14, 16 dez. 2020.

PEREIRA, Suziane dos Santos. **Modelagem de equações estruturais no software R. 2013**. 2018. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Estatística) -Universidade Federal do

Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/93249>. Acesso em: 5 jun..

PICCOLO, Alessandro; DROSOS, Marios. The essential role of humified organic matter in preserving soil health. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 12, n. 1, p. 21, 17 fev. 2025.

R CORE TEAM. **R: O Projeto R para Computação Estatística**. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 13 nov. 2024.

REVELLE, William. **psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research**. , 6 maio 2007. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=psych>. Acesso em: 13 nov. 2024

RICHARDSON, Alan E.; SIMPSON, Richard J. Soil Microorganisms Mediating Phosphorus Availability Update on Microbial Phosphorus. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 989–996, 1 jul. 2011.

RODRIGUES, C. R. **Frações de fósforo e produção da soja e do feijoeiro em sucessão a gramíneas adubadas com diferentes fertilizantes fosfatados**. 2006. 113p. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras.

RODRIGUES, Carlos Ribeiro *et al.* Crescimento e acúmulo de fósforo pela soja cultivada em sucessão a diferentes gramíneas forrageiras adubadas com super fosfato triplo e fosfato reativo de arad. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, p. 1486–1494, dez. 2009.

RODRIGUES, Marcos *et al.* Influência do uso da terra e da lavoura a longo prazo sobre espécies de fósforo em Latossolos brasileiros: uma avaliação multitécnica por fracionamento químico de P, espectroscopias de RMN de ³¹P e XANES de borda K de P. **Soil and Tillage Research**, v. 229, p. 105683, 1 maio 2023.

ROSSEEL, Yves. lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. **Journal of Statistical Software**, v. 48, p. 1–36, 24 maio 2012.

SALES, M. V. S. *et al.* Respecification of structural equation models for the P cycle in tropical soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 102, n. 3, p. 347–358, jul. 2015.

SALES, Marcus V. S. *et al.* Structural equation modeling for the estimation of interconnections between the P cycle and soil properties. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 109, n. 2, p. 193–207, nov. 2017.

SANTOS, José Zilton Lopes *et al.* Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 705–714, abr. 2008.

SYERS, John Keith; JOHNSTON, A. E.; CURTIN, Denis. **Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use: reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information**. Rome: FAO, 2008.

- VELOSO, Fernanda Rosa *et al.* Different soil textures can interfere with phosphorus availability and acid phosphatase activity in soybean. **Soil and Tillage Research**, v. 234, p. 105842, 1 out. 2023.
- VENDRAME, Pedro Rodolfo Siqueira *et al.* Disponibilidade de cobre, ferro, manganês e zinco em solos sob pastagens na Região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 859–864, jun. 2007.
- VIANA, Tarciana de Oliveira *et al.* Phosphorus transformations in alfisols and ultisols under different land uses in the atlantic forest region of Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, p. e00184, 1 set. 2018.
- WANG, Yuan *et al.* Soil phosphorus availability and fractionation in response to different phosphorus sources in alkaline and acid soils: a short-term incubation study. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 5677, 7 abr. 2023.
- WILLIAMS, Brett; ONSMAN, Andrys; BROWN, Ted. Exploratory Factor Analysis: A Five-Step Guide for Novices. **Australasian Journal of Paramedicine**, v. 8, p. 1–13, 1 jan. 2010.
- WITHERS, Paul J. A. *et al.* Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 2537, 7 fev. 2018.
- ZHAO, Wenfei *et al.* Novel Weighting Method for Evaluating Forest Soil Fertility Index: A Structural Equation Model. **Plants**, v. 12, n. 2, p. 410, jan. 2023.