UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu

FCA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
UNESP | BOTUCATU

HERMES MARÇAL DA SILVA

METASSÍNTESE DE APLICAÇÕES DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA BOVINOCULTURA COM ÊNFASE NOS ATRIBUTOS DE SOLOS

Botucatu

2021

HERMES MARÇAL DA SILVA

METASSÍNTESE DE APLICAÇÕES DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA BOVINOCULTURA COM ÊNFASE NOS ATRIBUTOS DE SOLOS

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Agronomia (Irrigação e Drenagem).

Orientador(a): Valéria C. Rodrigues Sarnighausen

Botucatu

2021

S586m

Silva, Hermes Marçal da
Metassíntese de aplicações de água residuária da bovinocultura com ênfase nos atributos de solos / Hermes Marçal da Silva. -- Botucatu, 2021
86 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu
Orientadora: Valéria Cristina Rodrigues Sarnighausen

1. Revisão sistemática. 2. Metassíntese. 3. Resíduos orgânicos. 4. Bovinocultura. 5. Manejo de resíduos. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: METASSÍNTESE DE APLICAÇÕES DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA BOVINOCULTURA COM ÊNFASE NOS ATRIBUTOS DE SOLOS

AUTOR: HERMES MARÇAL DA SILVA

ORIENTADORA: VALERIA CRISTINA RODRIGUES SARNIGHAUSEN

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em AGRONOMIA (IRRIGAÇÃO E DRENAGEM), pela Comissão Examinadora:

Prof.ª Dr.ª VALERIA CRISTINA RODRIGUES SARNIGHAUSEN (Participaçao Virtual)
Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu - UNESP

Prof. Dr. HÉLIO GRASSI FILHO (Participaçao Virtual)
Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu - UNESP

Prof. Dr. PAULO ANDRÉ DE OLIVEIRA (Participaçao Virtual)
Agronegócio / Faculdade de Tecnologia de Botucatu

Botucatu, 29 de novembro de 2021

Aos meus amados pais,

Hermínio (em memória) e Rita,

dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter cuidado de mim durante esse período e ter me concedido saúde.

Ao meu pai Hermínio (em memória) e a minha mãe Rita, pois sempre me ajudaram e me incentivaram à realização dos meus sonhos.

À Prof. Valéria Cristina Sarnighausen, minha orientadora, pelos ensinamentos e orientação.

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

À Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho pela oportunidade de aprendizado e estrutura concedida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Irrigação e Drenagem) pela ajuda.

E ao corpo docente do programa por contribuir para o desenvolvimento do meu conhecimento.

RESUMO

Nos últimos anos as propriedades rurais ligadas ao setor agroindustrial de carne e leite sofreram grandes transformações em seus modos de produção para atender aos grandes mercados consumidores. Dessa forma uma grande expansão da quantidade de animais foi vista nessas propriedades. Em decorrência disso surgiram questões ambientais inerentes à atividade como a produção intensiva e o acúmulo de resíduos orgânicos animais nas propriedades. Vários pesquisadores preocupados com essa temática têm desenvolvido estudos buscando avaliar os efeitos da aplicação de resíduos da bovinocultura na produtividade de cultivos e nos atributos físico-químicos do solo. No entanto uma questão que surge é se os resultados desses estudos convergem quanto aos efeitos da aplicação dos resíduos bovinos no solo. Portanto o objetivo desse trabalho é elucidar o perfil da contribuição dos resíduos da bovinocultura nos solos brasileiros utilizando a revisão sistemática de literatura seguida de síntese descritiva dos resultados de artigos científicos e materiais acadêmicos. Realizou-se uma busca sistemática de estudos científicos, em bases de dados específicas, com vistas a selecionar os estudos que aplicaram os resíduos orgânicos de bovinos nos solos e que realizaram a caracterização química dos mesmos. Foram analisadas as variações percentuais dos valores de pH, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos. Além disso, foi estimada a economia em fertilizantes químicos (cloreto de potássio e superfosfato simples) gerada pela aplicação dos resíduos orgânicos de bovinos. Os solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição apresentaram baixa variação percentual de pH com valores chegando de -3,57% a 23,53%. Já o pH dos solos que receberam resíduos orgânicos após decomposição tiveram variação de -4,86% a 23,47%. Com relação ao teor de fósforo a variação percentual foi de -5,43% a 483,33% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição, e de 2,12% a 663,36% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição. Já a variação do teor de potássio foi de -20% a 281,82% nos solos que aplicaram os resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição e de -80,12% a 206,38% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos após processo de

decomposição. O teor de cálcio variou de -11,2% a 190% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição e de -17,31% a 283,33% nos solos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição. O teor de magnésio variou de -2,97% a 200% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição e de -87,14% a 90,63% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos com decomposição. Já a matéria orgânica variou de 0,79% a 257,60% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição e de -11,33% a 70,18% nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos com decomposição. A economia em superfosfato simples chegou a 1187,6 $kg.ha^{-1}$ com a aplicação de resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição e a 374,89 $kg.ha^{-1}$ com a aplicação de resíduos orgânicos de bovinos com decomposição. E a economia em cloreto de potássio chegou a 640,70 $kg.ha^{-1}$ com a aplicação de resíduos orgânicos sem decomposição e a 643,11 $kg.ha^{-1}$ com a aplicação de resíduos orgânicos com decomposição.

Palavras-chave: revisão sistemática; metassíntese; resíduos orgânicos; bovinocultura; manejo de resíduos.

ABSTRACT

Recently, rural properties linked to the agro-industrial meat and milk sector have undergone major changes in their modes of production to serve large consumer markets. Thus, a great expansion in the number of animals was seen in these properties. Because of this, environmental issues inherent to the activity arose, such as intensive production and the accumulation of animal organic waste on the properties. Several researchers concerned with this theme have developed studies seeking to evaluate the effects of the application of cattle residues on crop productivity and on the physical-chemical attributes of the soil. However, a question that arises is whether the results of these studies converge as to the effects of the application of bovine residues in the soil. Therefore, the objective of this work is to elucidate the profile of the contribution of cattle residues in Brazilian soils using a systematic literature review, followed by a descriptive synthesis of the results of scientific articles and academic materials. A systematic search of scientific studies was performed, in specific databases, to select the studies that applied the organic residues of cattle to the soils and performed their chemical characterization. Percentage variations in pH, phosphorus, potassium, calcium, magnesium and organic matter values of soils that received organic residues from cattle were analyzed. Additionally, savings in chemical fertilizers (potassium chloride and simple superphosphate) generated by the application of organic waste from cattle were estimated. Soils that received organic residues from cattle without decomposition showed a low percentage pH variation with values ranging from -3.57% to 23.53%. The pH of soils that received organic residues after decomposition ranged from -4.86% to 23.47%. Regarding the phosphorus content, the percentage variation was -5.43% to 483.33% in soils that received organic residues from cattle without decomposition, and from 2.12% to 663.36% in soils that received organic residues from cattle after decomposition process. The variation in potassium content was -20% to 281.82% in soils that applied organic residues from cattle without decomposition and from -80.12% to 206.38% in soils that received organic residues from cattle after the process of decomposition. The calcium content ranged from -11.2% to 190% in soils that received organic residues from cattle without decomposition and from -17.31% to 283.33% in soils that applied organic residues

from cattle after decomposition. The magnesium content ranged from -2.97% to 200% in soils that received organic waste from cattle without decomposition and from -87.14% to 90.63% in soils that received organic waste from cattle with decomposition. Organic matter ranged from 0.79% to 257.60% in soils that received organic waste from cattle without decomposition and from -11.33% to 70.18% in soils that received organic waste from cattle with decomposition. The savings in simple superphosphate reached 1187.6 kg.ha-1 with the application of organic residues from non-decomposed cattle and 374.89 kg.ha-1 with the application of organic residues from decomposed cattle. And savings in potassium chloride reached 640.70 kg.ha-1 with the application of organic waste without decomposition and 643.11 kg.ha-1 with the application of organic waste with decomposition.

Keywords: systematic review; metasynthesis; organic waste; cattle farming; waste management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Metodologias para síntese das Evidências Científicas 21
Figura 2 - Sequência do levantamento bibliográfico.....34
Figura 3 - Palavras-chave 37
Figura 4 - Porcentagem de estudos por estado 41
Figura 5 - Natureza dos estudos em porcentagem 41
Figura 6 - Número de estudos publicados por ano.....42
Figura 7 - Variação percentual do pH dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 45
Figura 8 - Distribuição de frequência dos valores finais de pH dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 46
Figura 9 - Variação percentual do pH dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos 47
Figura 10 - Distribuição de frequência dos valores finais de pH dos solos que receberam resíduos de bovinos decompostos 48
Figura 11 - Variação percentual do fósforo dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 49
Figura 12 - Distribuição de frequência dos teores finais de fósforo dos solos que receberam resíduos de bovinos sem decomposição 50
Figura 13 - Variação percentual do fósforo dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos 51
Figura 14 - Distribuição de frequência dos teores finais de fósforo dos solos que receberam resíduos de bovinos decompostos 53
Figura 15 - Variação percentual do potássio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 54
Figura 16 - Distribuição de frequência dos teores finais de potássio dos solos que aplicaram resíduos de bovinos sem decomposição 55
Figura 17 - Variação percentual de potássio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos.....56
Figura 18 - Distribuição de frequência dos teores finais de potássio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos 57

Figura 19 - Variação percentual do cálcio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 58
Figura 20 - Distribuição de frequência dos teores finais de cálcio dos solos que aplicaram resíduos de bovinos sem decomposição 59
Figura 21 - Variação percentual do cálcio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos 60
Figura 22 - Distribuição de frequência dos teores finais de cálcio dos solos que aplicaram resíduos de bovinos decompostos 61
Figura 23 - Variação percentual de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição..... 62
Figura 24 - Distribuição de frequência dos teores finais de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 63
Figura 25 - Variação percentual de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos 64
Figura 26 – Distribuição de frequência dos teores finais de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos 65
Figura 27 - Variação percentual de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 66
Figura 28 - Distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição 67
Figura 29 - Variação percentual de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos após decomposição 68
Figura 30 - Distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos após decomposição 69
Figura 31 - Quantidade de superfosfato simples economizado pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição 70
Figura 32 - Quantidade de superfosfato simples economizado pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos após decomposição 71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Preço dos fertilizantes 39
Tabela 2 - Relação de estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição 42
Tabela 3 - Relação de estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após decomposição 43

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 19
2 REVISÃO DE LITERATURA 21
2.1 Revisão sistemática 21
2.2 Meta-análise 22
2.3 Metassíntese 24
2.4 Fertilizantes minerais: conceito, matérias primas e demanda do Brasil 26
2.5 Pecuária de leite e corte no Brasil 27
2.6 Resíduos da criação de bovinos 28
2.7 Resíduos orgânicos: conceitos e formas de decomposição 30
2.8 Aspecto legal dos resíduos orgânicos e águas residuárias 32
3 MATERIAL E MÉTODOS 34
3.1 Roteiro de execução do trabalho 34
3.2 Pesquisa bibliográfica 35
3.2.1 Pergunta de pesquisa 35
3.2.2 Critérios de inclusão dos estudos 36
3.2.3 Parâmetro linguístico 36
3.2.4 Parâmetro cronológico 36
3.2.5 Base de dados e extração 36
3.3 Estratégias de pesquisa 37
3.4 Análise dos dados 38
3.4.1 Cálculo da variação percentual 38
3.4.2 Análise gráfica dos valores de variação percentual 38
3.4.3 Cálculo da economia em fertilizante 38
3.4.3.1 Cloreto de potássio 39
3.4.3.2 Superfosfato simples 39
3.5 Software 39
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 40
4.1 Resultados da revisão sistemática 40
4.2 Análise da variação dos atributos químicos dos solos 45
4.2.1 pH 45
4.2.2 Fósforo 49
4.2.3 Potássio 54

4.2.4 Cálcio 58
4.2.5 Magnésio 62
4.2.6 Matéria orgânica 66
4.2.7 Superfosfato simples 70
4.2.7 Cloreto de potássio 72
6 CONCLUSÕES 76
REFERÊNCIAS 77

1 INTRODUÇÃO

As propriedades rurais ligadas ao setor agroindustrial de carne e leite sofreram grandes transformações nos últimos anos em virtude das mudanças em seus modos de produção para atender aos grandes mercados consumidores (FONGARO et al., 2019; GEBLER et al., 2007). Diante disso viu-se uma expansão significativa da quantidade de animais envolvidos na cadeia produtiva agroindustrial dos países. O Brasil, que tem ocupado posição de destaque no setor da agropecuária em termos de produção e produtividade a nível internacional (KISS, 2018), tem um dos maiores rebanhos bovino do mundo, com um efetivo de 218,15 milhões de cabeças em 2020 (IBGE, 2020).

Em decorrência dessa expansão questões ambientais inerentes à atividade emergiram. Essas questões ambientais estão relacionadas com o inconveniente da concentração de resíduos orgânicos animais nas propriedades rurais (GEBLER et al., 2007; SEGANFREDO, 2020), pois em sistemas produtivos intensivos, devido a maior quantidade de animais por área, há concentração de fezes e urina (resíduos) que aliados a higienização das instalações geram grandes quantidades de água residuária.

De acordo com Otenio (2015), as águas residuárias provenientes de sistemas de produção de leite trazem constituintes poluentes que se não retirados e tratados adequadamente podem comprometer a qualidade dos corpos hídricos e do solo.

Contudo, os dejetos dos animais podem se tornar um grande aliado da agricultura se manejados adequadamente, pois podem servir de fontes de nutrientes às plantas. Além disso, os dejetos de animais podem aumentar e dar suporte a diversidade biológica do solo e ainda melhorar a sua qualidade física (ANTONIOLLI, 2009).

Vários pesquisadores (ARAÚJO, 2005; GUIMARÃES, 2015; HAMACHER, 2019; LORENTZ, 2019; MATOS et al., 2015; PELÁ, 2005; SILVA et al., 2016; TEIXEIRA et al., 2017) preocupados com essa temática têm desenvolvido estudos buscando avaliar os efeitos da aplicação de resíduos da bovinocultura sobre a produtividade de cultivos e sobre os atributos físico-químicos do solo. No entanto uma questão que surge é se os resultados desses estudos convergem quanto aos efeitos da aplicação dos resíduos bovinos no solo, sendo portanto necessário o

estudo conjunto de resultados para a identificação de aspectos evidentes de contribuição quanto tais efeitos.

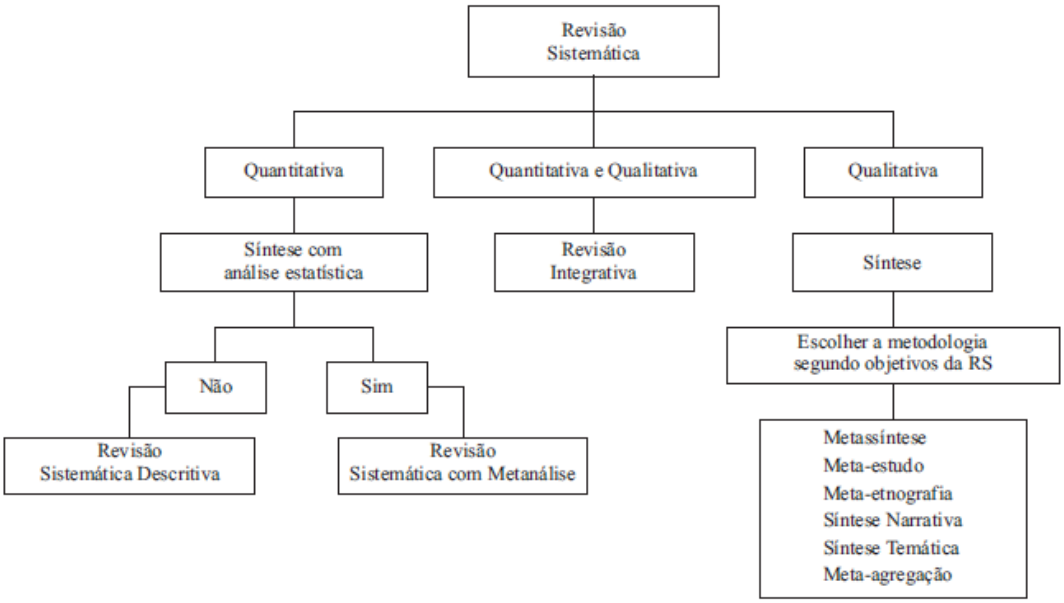
Portanto o objetivo desse trabalho é elucidar o perfil da contribuição dos resíduos da bovinocultura nos solos brasileiros utilizando a revisão sistemática de literatura seguida de síntese descritiva dos resultados de artigos científicos e materiais acadêmicos. Embora os tipos de solos bem como a composição química dos resíduos bovinos sejam diferentes entre os estudos, acredita-se que os solos alcançam a saturação de elementos químicos em doses de aplicação semelhantes e assim evidências sobre os limites de aplicação desses resíduos podem ser obtidas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Revisão sistemática

As revisões sistemáticas têm como objetivo avaliar e reunir toda a evidência relacionada a um problema de estudo, sendo que em alguns casos é mais interessante e passível fazer uma síntese quantitativa dos dados dos estudos primários (SOUSA-PINTO; AZEVEDO, 2019). A figura 1 ilustra a importância da revisão sistemática frente às metodologias de síntese das evidências científicas.

Figura 1 - Metodologias para síntese das Evidências Científicas



Fonte: DE-LA-TORRE-UGARTE-GUANILO; TAKAHASHI; BERTOLOZZI, 2010.

Em uma revisão sistemática é preciso, antes de iniciá-la, esclarecer o problema, realizando buscas preliminares na literatura e selecionando estudos relacionados ao tema, pois esses procedimentos ajudam a melhorar o questionamento que orienta a revisão, além de ajudar a definir as palavras-chave, as estratégias de busca e os bancos de dados a serem utilizados (SAMPAIO; MANCINI, 2007).

As revisões sistemáticas são caracterizadas por serem reprodutíveis em virtude de possuírem uma metodologia explícita com critérios de pesquisa e seleção de informação e por isso são consideradas revisões com evidencias cientificas

confiáveis, sendo importantes para auxiliar a prática de profissionais e significam ganho de tempo na busca por informações (BERNARDO; NOBRE; JATENE, 2004).

De uma maneira geral a primeira etapa de uma revisão sistemática é a determinação de quais dados devem ser pesquisados e a segunda é a elaboração de um protocolo que norteará a revisão. No protocolo de ação deve conter o objetivo da revisão, os critérios de inclusão e exclusão de estudos, estratégias de buscas, os fenômenos de interesse, extração dos dados e a forma de síntese dos resultados (KARINO; FELLI, 2012).

Além disso, o protocolo deve documentar as bases de dados que serão utilizadas para buscar as evidências científicas. Na escolha das bases de dados devem ser considerados os custos e a viabilidade do acesso além de avaliar se a base de dados reporta trabalhos qualitativos ou quantitativos; se os estudos presentes nas bases são uni ou multidisciplinar; se a base traz temas específicos e a língua dos estudos (DE-LA-TORRE-UGARTE-GUANILO; TAKAHASHI; BERTOLOZZI, 2010).

No processo de extração de dados dos estudos elegíveis normalmente coleta-se o(s) nome(s) do(s) autor(es), data de publicação e os resultados. Com relação aos resultados é preciso definir qual a natureza da variável de interesse, se é contínua ou discreta. Em variáveis contínuas coleta-se a média e o desvio-padrão de cada grupo analisado (PEREIRA; GALVÃO, 2014).

2.2 Meta-análise

A meta-análise pode ser definida como a união dos resultados numéricos de vários trabalhos relacionados a uma mesma questão de pesquisa e que devem possuir certa homogeneidade metodológica (KARINO; FELLI, 2012). Além disso, de acordo com Sousa-Pinto e Azevedo (2019) a meta-análise deve ser acompanhada de uma revisão sistemática e espera-se que os estudos que a compõe sejam do mesmo tipo, mesmo que seja possível incluir estudos com desenhos experimentais diferentes.

Assim a meta-análise é uma ferramenta estatística satisfatória para relacionar resultados de diferentes estudos primários. Ainda de acordo com os autores, uma revisão sistemática bem realizada é imprescindível para que os resultados de uma

meta-análise sejam bem consistentes frente aos métodos padronizados (SANTOS; CUNHA, 2013).

Como a meta-análise busca combinar resultados de estudos é preciso determinar quais os resultados serão combinados. Há dois modelos utilizados na combinação de estudos que são os modelos de efeito fixo e os modelos de efeitos aleatórios (RODRIGUES; ZIEGELMANN, 2010).

O modelo de efeito de fixo considera que todos os estudos em análise fazem parte da mesma população e por isso compartilham do mesmo tamanho de efeito e as diferenças que se observa entre os estudos são devidos aos erros aleatórios, sendo assim esse modelo tende a atribuir um menor intervalo de confiança para medida meta-analítica (BORENSTEIN et al., 2010). A equação 1 retrata o modelo de efeito fixo.

$$Y_i = \theta + \varepsilon_i \quad (1)$$

Onde Y_i é a média observada para o estudo i, ε_i é a diferença entre a média verdadeira comum e a média observada para o estudo i e θ é a média verdadeira comum. Nesse caso há apenas uma fonte de variação.

Já o modelo de efeito aleatório considera que os estudos em análise provem de populações diferentes e por isso apresentam tamanhos de efeito diferentes sendo as diferenças entre os estudos não somente atribuídas aos erros aleatórios, normalmente esse modelo atribui um maior intervalo de confiança para a medida meta-analítica (BORENSTEIN, 2010). A equação 2 ilustra o modelo de efeito aleatório.

$$Y_i = \mu + \zeta_i + \varepsilon_i \quad (2)$$

Onde Y_i é a média observada para o estudo i, μ é a média comum a todos os estudos, ζ_i é a diferença entre a média geral (μ) e a média verdadeira (θ_i) para o estudo i ($\zeta_i = \mu - \theta_i$) e ε_i é a diferença entre média verdadeira para o estudo i (θ_i) e a média observada (Y_i) para o estudo i ($\varepsilon_i = Y_i - \theta_i$). Isso mostra que há duas fontes de variação para este modelo.

A medida meta-analítica de um modo geral é uma média ponderada dos efeitos verdadeiros entre os estudos incluídos na meta-análise, como é ilustrado pela equação 3 (VIECHTBAUER, 2010), em que w_i é o peso atribuído ao estudo i.

$$\theta = \frac{\sum wi\theta i}{\sum wi} \quad (3)$$

Na estimativa da medida resumo deseja-se atribuir maior peso para os estudos mais precisos, ou seja, que possuam menor variância (V_i) e assim os pesos dos estudos são calculados pelo inverso da variância como apresentado pela equação 4 (VIECHTBAUER, 2010).

$$Wi = \frac{1}{Vi} \quad (4)$$

Numa avaliação critica de uma meta-análise, além da medida meta-analítica, é muito importante analisar a heterogeneidade existente entre os estudos. A hipótese nula da estatística Q de Cochran é de que não há heterogeneidade, já a estatística I^2 expressa a heterogeneidade através de porcentagem (proporção da variável total que se deve às diferenças entre os estudos e que está para além da esperada) (RODRIGUES; ZIEGELMANN, 2010).

2.3 Metassíntese

Nos últimos anos o número de estudos em diversas áreas cresceu significativamente em virtude dos avanços na ciência e na tecnologia, e diante disso surgiu uma modalidade de pesquisa que busca organizar os resultados dos estudos e trazer uma nova interpretação das questões estudadas contribuindo dessa forma para o avanço da ciência (OLIVEIRA; MIRANDA; SAAD, 2020).

Diante disso surgiram as modalidades de pesquisa meta-análise, metassíntese qualitativa, estado da arte e estado do conhecimento. Estes realizam revisões sistemáticas de investigações qualitativas e podem ser agrupados em revisões que mapeiam e revisões que avaliam e sintetizam (ALENCAR; ALMOULOUD, 2017; OLIVEIRA; MIRANDA; SAAD, 2020; SARNIGHAUSEN et al.,2021).

Alencar e Almouloud (2017) conceituam a metassíntese qualitativa como uma revisão sistemática de estudos qualitativos, sendo necessário que os critérios de seleção dos estudos sejam consistentes para que os estudos selecionados sejam relevantes diante da temática e do objetivo da pesquisa. De acordo com Alencar (2017) a origem da metassíntese qualitativa está associada às pesquisas internacionais da área da saúde.

Para Crossetti el al. (2016) a metassíntese é uma forma de viabilizar a incorporação, num contexto prático, da melhor evidência científica obtida a partir da sintetização dos resultados de diferentes estudos qualitativos. Assim essa pesquisa permite a formulação de teorias através do desenvolvimento de hipóteses e da exploração dos consensos e contradições entre os estudos objetivando aumentar a utilidade dos diferentes estudos.

Lopes e Fracolli (2008) relacionam a pesquisa qualitativa a uma análise de informações observacionais em uma abordagem interpretativa. Para eles é uma pesquisa com certo grau de complexidade, pois não há um modelo interpretativo e metodológico único para a sua realização sendo uma pesquisa importante para buscar respostas para perguntas que não são respondidas através de experimentos. Os autores ainda corroboram que agrupar os resultados dos estudos sobre um determinado problema permite a sua melhor compreensão além de permitir ampliar o conhecimento.

Portanto a revisão integrativa da literatura é um método que busca sintetizar as melhores e mais atuais evidências científicas sobre um tema em investigação permitindo a prática baseada em evidência e a identificação das lacunas sobre um tema. As suas etapas envolvem a definição do tema através de um problema e uma hipótese, a definição das palavras-chave, a escolha e a busca nas bases de dados, a definição de critérios de amostragem da literatura, a definição de quais dados serão extraídos, a análise dos estudos incluídos e a interpretação dos resultados. A combinação de estudos com desenhos experimentais diferentes é uma tarefa complexa que exige um processo rigoroso de análise, mas que podem trazer evidências científicas a partir de uma revisão integrativa de qualidade metodológica (SOUZA, et al., 2017).

2.4 Fertilizantes minerais: conceito, matérias primas e demanda do Brasil

De acordo com o Decreto 86.955 de 1982, fertilizante é qualquer material orgânico ou inorgânico de origem natural ou sintética que fornece à planta um ou mais elementos fundamentais ao seu pleno crescimento e desenvolvimento, sendo a prática da fertilização necessária para repor aqueles elementos retirados pelas plantas durante o cultivo (BRASIL, 1982).

Em termos de produtos fertilizantes industrializados, os elementos nitrogênio (N), fosforo (P) e potássio (K) são os mais importantes (ANDRADE, et al., 1995). De acordo com Cella e Rossi (2010) as principais matérias primas para a produção de adubos nitrogenados, fosfatados e potássicos são respectivamente o gás natural (e petróleo), a rocha fosfática e a rocha potássica. O ácido sulfúrico, o ácido fosfórico e a amônia anidra são as matérias primas intermediárias para a produção de fertilizantes simples sendo estes posteriormente submetidos a processo de mistura e formulação dos fertilizantes finais. (TEIXEIRA, 2013).

O teor e a forma química dos nutrientes são parâmetros usados para avaliar e caracterizar os fertilizantes minerais (RODELLA; ALCARDE, 1994). Por isso nos fertilizantes comerciais a fórmula NPK indica o teor percentual de nitrogênio na forma elementar (N), o teor percentual de fósforo na forma de pentóxido de fósforo (P_2O_5) e o teor percentual de potássio na forma de óxido de potássio (K_2O) (DIAS; FERNANDES, 2006).

O Brasil é um dos maiores importadores mundiais de fertilizantes e isso se deve a seus solos pobres nos macronutrientes potássio e fosfatos, associado a uma produção interna insuficiente de fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos (NASCIMENTO; LOUREDO, 2004). Aliando a isso, Cella e Rossi (2010) destacam também o processo de expansão da agricultura brasileira em decorrência da demanda por alimentos e biocombustíveis (a partir da cana-de-açúcar e milho).

Embora o Brasil produza alguns fertilizantes intermediários, a maior parte da demanda interna é suprida pela importação sendo o sulfato de amônia, a uréia, o DAP (Di-amônio-fosfato), o MAP (Mono-amônio-fosfato), o superfosfato simples, o superfosfato triplo, o cloreto de potássio, o nitrato de amônia e o enxofre os principais produtos importados (SAAD; PAULA, 2008).

De acordo com o sindicato da indústria de adubos e corretivos (SIACESP) entre janeiro e outubro de 2020 a produção nacional de fertilizantes intermediários

foi de 5.425.579 de toneladas e a quantidade de fertilizantes intermediários importados no mesmo período de 2020 foi de 26.925.202 toneladas. Isso evidencia a dependência de importações de adubos e corretivos no cenário nacional.

2.5 Pecuária de leite e corte no Brasil

A pecuária de corte brasileira nos últimos 40 anos passou por uma grande evolução na sua cadeia produtiva marcada pela modernização do sistema de produção com a adoção de tecnologias na alimentação, genética, manejo e saúde animal. Dessa forma o rebanho brasileiro aumentou expressivamente com pouco avanço das áreas de pastagens acarretando aumento na produtividade (GOMES; FEIJÓ; CHIARI, 2017).

A produção de leite de vaca no Brasil também cresceu nos últimos 40 anos de forma expressiva, sendo esse crescimento associado ao aumento do número de vacas ordenhadas e ao aumento da produtividade das vacas brasileira (MAIA, et al., 2013).

Contudo, dois aspectos marcam a pecuária de leite nacional que são a diversidade dos sistemas de produção e a produção fragmentada em praticamente todos os estados, sem um padrão de raça, manejo e forrageira, sendo a diversidade dos sistemas de produção de leite associada aos diferentes climas e solos dificultando assim políticas e diretrizes unificadas para o país (VILELA, 2016).

De acordo com Vilela (2016) a maioria das propriedades produtoras de leite está entre pequenos e médios estabelecimentos com acesso limitado às tecnologias e à assistência técnica, além disso, a essas propriedades estão relacionados solos e pastagens degradadas com manejo e higiene da ordenha precários. Isso vai de encontro ao observado por Maia et al. (2013) em que as tecnologias e técnicas como ordenha mecânica, tanque de resfriamento, inseminação artificial e transferência de embriões geralmente estão presentes nas propriedades com maior efetivo e maiores recursos aquisitivos. Esse fato pode ser o diferencial das grandes produções e produtividades encontradas nas propriedades das regiões sul e sudeste sendo estas responsáveis pela maior parte da produção brasileira de leite.

Ressalta-se que a degradação do solo, a poluição dos recursos hídricos e a emissão de gases de efeito estufa (GEE) estão entre os impactos ambientais

associados à pecuária bovina. Os gases de efeito estufa (GEE) são resultantes principalmente pela mudança no uso da terra representando de 61% a 68% do total das emissões do Brasil. Entre esses gases estão o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e o dióxido de carbono (CO_2) quando a expansão da atividade está associada ao desmatamento de novas áreas. (AMARAL, et al., 2012). Esses gases presentes na pecuária estão relacionados aos processos de fermentação metanogênica, resultado da ruminação dos animais, produzindo o metano entérico, além da deposição de fezes e acúmulo destas (SARNIGHAUSEN, et al., 2021).

2.6 Resíduos da criação de bovinos

As atividades de bovinocultura, suinocultura e avicultura passaram a adotar nos últimos anos os sistemas intensivos de criação também conhecidos como sistemas de confinamento. Isso trouxe vantagens como a redução do tempo de terminação dos animais e o uso do solo mais eficiente, no entanto trouxe também o inconveniente de produzir grandes quantidades de resíduos (fezes, urina, restos de ração, água, água utilizada na limpeza de instalações) em menor área (ANTONIOLLI, 2009).

Diante desse cenário, pesquisas surgiram e surgem buscando formas de melhor aproveitar esses resíduos. Alguns dos maiores desafios encontrados referentes ao reuso de efluentes dos criatórios de animais estão relacionados aos aspectos sanitários e agronômicos evidenciando a necessidade de pesquisas para o uso adequado desses efluentes. Nesse sentido um conceito que vem ganhando espaço é de saúde única que une conhecimentos de saúde humana e animal para melhorar os trabalhos ambientais trazendo maior segurança sanitária para a reciclagem de dejetos de origem animal. Uma das estratégias da saúde única é promover o controle de microrganismos patogênicos principalmente dos vírus e bactérias (FONGARO et al., 2019).

A disposição de resíduos/águas residuárias, em desacordo com as condições e os padrões estipulados pela legislação federal/estadual pertinente, nos corpos hídricos pode acarretar desequilíbrios e poluição no meio ambiente, como redução da quantidade de oxigênio dissolvido no meio aquoso, propagação de microrganismos patogênicos, aumento da demanda bioquímica de oxigênio, além da

contaminação por composto a base de nitrogênio e outros poluentes (SOUZA, 2012).

Dessa forma, um tratamento preliminar dos resíduos/águas residuárias e sua aplicação via irrigação é uma das formas para contornar os problemas relacionados ao lançamento inadequado dessas águas no ambiente, podendo proporcionar aumento na produtividade pelo teor de nutrientes presentes na água (SOUZA; DUARTE, 2014).

Os estabelecimentos de criação animal produzem intermitentemente resíduos orgânicos (fezes mais urina) sendo necessários uma estrutura de armazenamento e um processo de estabilização para o aproveitamento. De acordo com Konzen e Alvarenga (2008) estima-se que os bovinos leiteiros produzam diariamente 10% do seu peso corporal em resíduos orgânicos (fezes mais urina) o que na maioria das vezes está por volta de 45 a 48 kg/vaca/dia. No caso dos bovinos de corte o volume de resíduos está por volta de 30 a 35 kg/cabeça/dia.

Um dos principais nutrientes presentes nos estercos de origem animal é o nitrogênio, contudo há outros nutrientes que são disponibilizados como o fósforo, potássio, cobre e zinco (RAIJ et el., 1997), além disso a melhoria das propriedades físicas e biológicas do solo é considerada o principal efeito dos adubos orgânicos, que apesar de possuírem quantidades baixas e desbalanceadas de nutrientes, ao serem aplicados aos solos devem ter seus conteúdos de nutrientes determinados e considerados nas adubações (Boletim 100 – IAC).

Bertossi (2013) salienta sobre o aproveitamento de resíduos e águas residuárias na agricultura baseado na análise da qualidade da água, uma vez que a qualidade desses materiais (principalmente quando o teor de sódio na água é elevado em relação aos teores de cálcio e magnésio associado a uma baixa condutividade elétrica da água) influencia na capacidade de infiltração da água no solo, e assim pode trazer prejuízos como acúmulo de água na superfície do solo, aumento do escoamento superficial, indisponibilização de água às culturas agrícolas, dispersão da argila e desestruturação do solo. Conforme Ayers e Westcot (1985) teores de sódio entre 3 a 9 m.e/L apresentam moderada restrição ao uso, já águas com teores de sódio superiores a 9 m.e/L apresentam severa restrição ao uso.

Um solo salino acontece quando, a 25 °C, a condutividade elétrica da solução do solo saturado é maior que 4 ds/m e a porcentagem de sódio trocável é menor que

15%, já os solos salinos-alcalinos apresentam porcentagem de sódio trocável maior que 15% (BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006).

2.7 Resíduos orgânicos: conceitos e formas de decomposição

Conforme a NBR 10004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas, a ABNT, resíduos sólidos são resíduos no estado sólido e semi-sólido provenientes de atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agrícolas e de serviços. Englobam-se ainda nessa definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água (ABNT, 2004).

O decreto n° 86.955 de 18 de fevereiro de 1982 define como fertilizante orgânico aquele obtido a partir de algum vegetal/planta contendo um ou mais nutrientes para as plantas. De acordo com o decreto fertilizante composto é aquele resultado de processo bioquímico, natural ou controlado, a partir da mistura de resíduos vegetais ou animais (BRASIL, 1982).

Os questionamentos acerca da sustentabilidade dos sistemas produtivos ganhou força a partir dos anos 80 quando os impactos desses sistemas foram convertidos em efeito estufa, desmatamento e chuvas ácidas, tornando a sustentabilidade uma ferramenta de avaliação e monitoramento da atividade econômica (HENNERICH, et al., 2018).

A quantidade de animais bovinos no Brasil cresceu consideravelmente nos últimos anos e para se ter uma ideia da quantidade de resíduos orgânicos gerados por esses animais estima-se, conforme Freitas (2008) que o gado confinado produz em média 40 kg/animal/dia de dejetos e o gado semi-confinado 15 kg/animal/dia de dejetos. Marchi e Gonçalves (2020) destacam que a matéria orgânica, em grande quantidade, se manuseada de forma inadequada pode acarretar problemas ao meio ambiente pela produção de chorume e emissão de gases para a atmosfera, sendo assim fundamental a adoção de um sistema de gestão e o emprego de algum método de estabilização de matéria orgânica.

A lei n° 12.305 de 2 de agosto de 2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos evidencia a importância da destinação final ambientalmente adequada dos resíduos através da reutilização, da reciclagem, da compostagem, da recuperação e do aproveitamento energético (BRASIL, 2010). A disposição final dos

resíduos deve ser de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e ainda minimizar os impactos ambientais adversos. Para Kunz et al. (2014) as principais tecnologias de estabilização de resíduos orgânicos bastante conhecidas no meio rural brasileiro são a compostagem, a biodigestão anaeróbia e a fermentação em esterqueiras.

A compostagem é um processo aeróbio de decomposição da matéria orgânica realizada por microrganismos tendo como produto gás carbônico, água na forma de vapor, energia na forma de calor e composto orgânico estável (MARCHI; GONÇALVES, 2020).

O processo de uma compostagem tradicional se divide em duas fases de um modo geral. Na primeira fase ocorrem altas taxas de atividade biológica, decomposição rápida, altas temperaturas e quebra das principais moléculas orgânicas. Já a segunda etapa é caracterizada pela baixa atividade biológica, decomposição mais lenta, temperaturas mais baixas e estabilização do material orgânico (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2014).

Há ainda o composto resultante da estabilização da matéria orgânica através do metabolismo de algumas espécies de minhocas processo esse conhecido como vermicompostagem (COTTA, et al., 2015). De acordo com os autores a vermicompostagem resulta em um composto de qualidade elevada quando comparado com a compostagem.

A biodigestão anaeróbia é a conversão de compostos orgânicos complexos em produtos como gás metano e gás carbônico, sendo esse processo realizado por grupos de microrganismos sem a presença de oxigênio molecular (FORESTI et al., 1999). As etapas que compõe a digestão anaeróbia são a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese.

Na hidrólise ocorre a dissolução do material orgânico particulado em compostos menores. Na acidogênese os compostos menores da etapa anterior são convertidos em substâncias orgânicas simples. Na acetogênese há conversão das sustâncias orgânicas simples em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono e por fim na metanogênese é produzido o gás metano a partir dos produtos da acetogênese (FORESTI et al, 1999).

A esterqueira é a denominação dada para o recipiente usado para o armazenamento de dejetos de animais para que possa ocorrer o processo de fermentação (curtimento) pela ação de bactérias durante período de 60 a 90 dias. A

esterqueira é considerada uma alternativa viável economicamente e ambientalmente uma vez que além de estabilizar impede a percolação dos dejetos para cursos d'água subterrâneos e superficiais (FREITAS, 2008).

2.8 Aspecto legal dos resíduos orgânicos e águas residuárias

Na resolução 430/2011 do Conama (BRASIL, 2011) há condições, parâmetros, padrões e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpos hídricos, ficando evidente a necessidade de tratamento do efluente antes de ser lançado no corpo hídrico receptor.

Nesta mesma resolução, é citado que o corpo hídrico, ao receber certa carga de matéria orgânica, não deve deixar de se enquadrar na classificação, em termos de constituição química e física, em que apresenta ao receber tal efluente. Sendo assim, o despejo de águas residuárias não deve ser o suficiente para que comprometa o corpo hídrico e nem mesmo os organismos vivos nele presentes. Frente ao volume de águas residuárias produzidas pela pecuária, é necessário que haja tratamento de parte do efluente para que não comprometa os ecossistemas mencionados.

De acordo com Resolução 430/2011 (BRASIL, 2011) algumas das condições e dos padrões que devem ser obedecidos para que efluentes de quaisquer fontes poluidoras sejam lançadas diretamente em algum corpo receptor são:

a) pH entre 5 a 9;

b) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C) remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;

c) Nitrogênio amoniacal total, valor máximo 20 mg/L N;

d) Ferro dissolvido, valor máximo 15 mg/L Fe.

A resolução N° 54/2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 2005) considera que a prática de reuso de água é uma forma de economizar e manter os recursos hídricos, sendo assim um instrumento para regular a oferta e a demanda de água, principalmente em regiões em que há escassez de recursos hídricos e onde os custos de tratamento de água são altos.

Apesar de não haver uma legislação brasileira especifica para a aplicação de água residuária de origem animal no solo, há a resolução 375/2006 do Conama (BRASIL, 2006) que define critérios que podem nortear essa aplicação. Essa resolução define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamentos de esgoto sanitários e seus derivados. Alguns desses critérios são:

a) O pH final da mistura solo-lodo de esgoto ou produto derivado não deve ultrapassar 7,0;

b) Para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,7;

c) A taxa de aplicação máxima de lodo de esgoto e produtos derivados em toneladas por hectare não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura (em kg/ha), segundo a recomendação agronômica oficial do estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado (N_{disp} em kg/t);

d) Além disso, deve ser o observado os limites de carga total acumulada teórica no solo de substancias orgânicas definidas nessa mesma resolução.

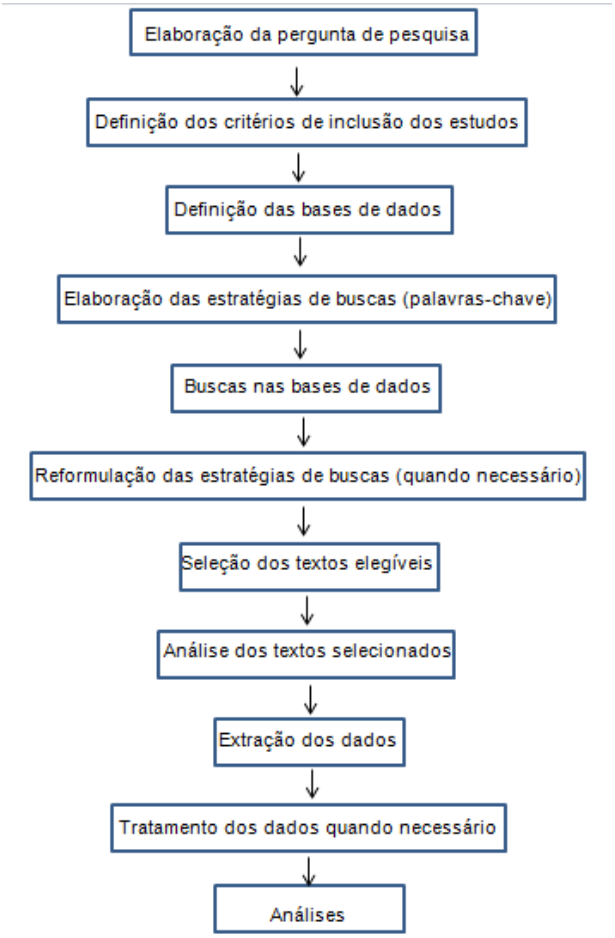
3 MATERIAL E MÉTODOS

O procedimento adotado a seguir é resultado da combinação dos conceitos e definições de autores que tratam da revisão sistemática, dentre os quais se destacam Sousa-Pinto e Azevedo (2019), Pereira e Galvão (2014), Bernardo et al. (2004), Karino e Felli (2012) e Sarnighausen (2011).

3.1 Roteiro de execução do trabalho

A figura 2 ilustra a sequência da pesquisa bibliográfica durante o estudo.

Figura 2 - Sequência do levantamento bibliográfico



3.2 Pesquisa bibliográfica

O protocolo de ações a seguir visou orientar a revisão sistemática com vistas a delimitar o universo de investigação para atingir os objetivos da meta-análise. Esse protocolo foi resultado da combinação dos conceitos e definições de autores que discorrem sobre revisão sistemática (SOUSA-PINTO; AZEVEDO, 2019; PEREIRA; GALVÃO, 2014; BERNARDO; NOBRE; JATENE, 2004; KARINO; FELLI, 2012; SARNIGHAUSEN, 2011), como mencionado anteriormente.

3.2.1 Pergunta de pesquisa

A literatura levantada estava relacionada à caracterização química dos solos que receberam aplicação de resíduos orgânicos provenientes da atividade da bovinocultura.

Portanto os textos analisados foram resgatados tendo como base critérios de inclusão que os selecionaram de forma a caracterizar as propriedades químicas de solos que receberam resíduos orgânicos da bovinocultura. Essas perguntas orientaram as buscas dos textos científicos.

Pergunta primária:

- Como se comportam os atributos químicos (pH, matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio) dos solos que receberam aplicação de resíduos orgânicos da bovinocultura?

Perguntas secundárias:

- Qual a variação percentual dos atributos químicos dos solos que receberam resíduos da bovinocultura?
- Quais os efeitos da aplicação dos resíduos orgânicos da bovinocultura nos solos?
- Quais as implicações da aplicação de resíduos da bovinocultura nos solos?
- Qual valor em fertilizantes químicos é economizado pela aplicação de resíduos orgânicos da bovinocultura?

3.2.2 Critérios de inclusão dos estudos

Para a seleção sistemática dos textos científicos os critérios a seguir foram adotados:

I. Os estudos devem apresentar uma caracterização química do solo que recebeu aplicação de resíduos gerados na bovinocultura.
II. Todos os estudos devem apresentar os valores dos atributos do solo (pH, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica) antes e após a aplicação dos resíduos da bovinocultura.
III. Os dados devem estar relacionados à camada do solo de 0-20 cm.
IV. Todos os textos devem ser oriundos de periódicos, dissertações ou teses.
V. É necessário que os estudos tenham cunho científico, ou seja, possuam objetivos, materiais, métodos e resultados da caracterização química dos solos que receberam aplicação de resíduos orgânicos gerados na atividade de bovinocultura.

3.2.3 Parâmetro linguístico

Foram adotados textos na língua portuguesa e inglesa.

3.2.4 Parâmetro cronológico

Todos os textos científicos adotados para a revisão sistemática e meta-análise pertenceram ao período de janeiro de 2000 a dezembro de 2020, ou seja, os trabalhos científicos dos últimos 21 anos.

3.2.5 Base de dados e extração

Foi utilizado como fonte de informação bibliográfica o Google Scholar. Essa é uma base abrangente e recupera uma grande quantidade de periódicos de nacionalidade brasileira conforme observado por Sarnighausen (2011), uma vez que

o intuito dessa pesquisa é elucidar o perfil da contribuição dos resíduos orgânicos de bovinos nos solos brasileiros.

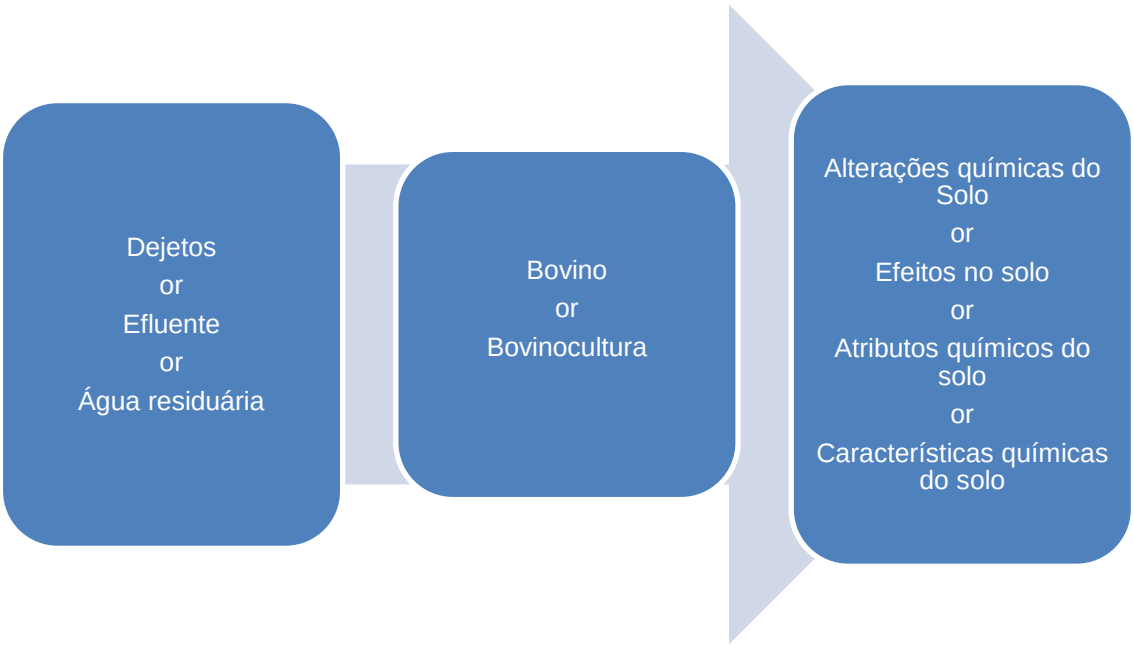
Os dados sobre a caracterização físico-química dos solos dos trabalhos elegíveis foram organizados na planilha eletrônica Excel. Os teores fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica que estavam em unidades de medida diferentes foram padronizados para a mesma unidade de medida quando possível.

Além disso, informações como nome do autor, natureza do trabalho, ano de publicação e local da pesquisa foram registrados na planilha eletrônica.

3.3 Estratégias de pesquisa

Diante da temática abordada e do objetivo da pesquisa, palavras-chave relacionadas ao tema foram levantadas fazendo-se buscas preliminares no Google Scholar. Algumas palavras junto com seus conectores lógicos estão indicadas no diagrama da figura 3. As palavras estão organizadas em grupos de acordo com seu tema. A ordem com que os temas aparecem no fluxograma abaixo são: matéria-prima, fonte da matéria-prima e local de aplicação (e atributos), respectivamente. Entre as caixas de palavras está subtendido o conector “and”.

Figura 3 - Palavras-chave



3.4 Análise dos dados

3.4.1 Cálculo da variação percentual

Como forma de viabilizar a comparação entre os estudos foi feita o cálculo da variação percentual. Assim os valores, dos atributos químicos do solo, obtidos antes e após a aplicação de resíduos orgânicos da bovinocultura foram transformados em base percentual usando a equação 5:

$$\%C = \frac{Vf - Vi}{Vi} \times 100 \qquad (5)$$

Onde o %C é a variação percentual, Vi é o valor inicial e o Vf é o valor final. Dessa forma aqueles estudos em que os valores iniciais e finais das variáveis analisadas não estavam na mesma unidade de medida foram padronizadas para a mesma unidade.

3.4.2 Análise gráfica dos valores de variação percentual

Uma análise gráfica dos atributos químicos dos solos foi feita através do gráfico de barra e do histograma de frequência. Dessa forma verificou-se o comportamento de pH, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica pela aplicação dos resíduos orgânicos bovinos no solo.

Esse tipo de análise permitiu identificar o perfil da variação percentual entre as doses de resíduo orgânico bovino dos diferentes estudos além de indicar a noção da capacidade de armazenamento de nutrientes nos solos.

3.4.3 Cálculo da economia em fertilizante

Os teores de fósforo e potássio nos solos decorrentes da aplicação dos resíduos orgânicos da bovinocultura foram usados para definir as quantidades de fertilizantes químicos correspondentes e assim definir os valores economizados com estes fertilizantes. As fontes de fósforo e potássio usadas como referência para o

cálculo de economia em fertilizantes foram respectivamente, o superfosfato simples e o cloreto de potássio. Os preços dessas fontes estão descritas na tabela 1.

Tabela 1 - Preço dos fertilizantes

Produto	Unidade	Mês referência	Ano referência	Valor (R$)
KCL	T	Janeiro	2021	2002,25
Superfosfato simples	T	Novembro	2020	1343,30

Fonte: CONAB (2021).

As relações entre os teores dos elementos químicos encontrados no solo e as fontes químicas comerciais desses elementos são descritas a seguir.

3.4.3.1 Cloreto de potássio

A massa molecular do KCl é de 74,5 g sendo que 39 g deste valor representa o potássio (K) (MOTTA, et al., 2018).

3.4.3.2 Superfosfato simples

A massa molecular do superfosfato simples $Ca(H_2PO_4)_2 + CaSO_4$ é de 370 g sendo que 62 g deste valor representa o fósforo (P) (MOTTA, et al., 2018).

3.5 Software

Os gráficos foram realizados com o auxilio do software R versão x64 3.6.2 (R Core Team, 2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resultados da revisão sistemática

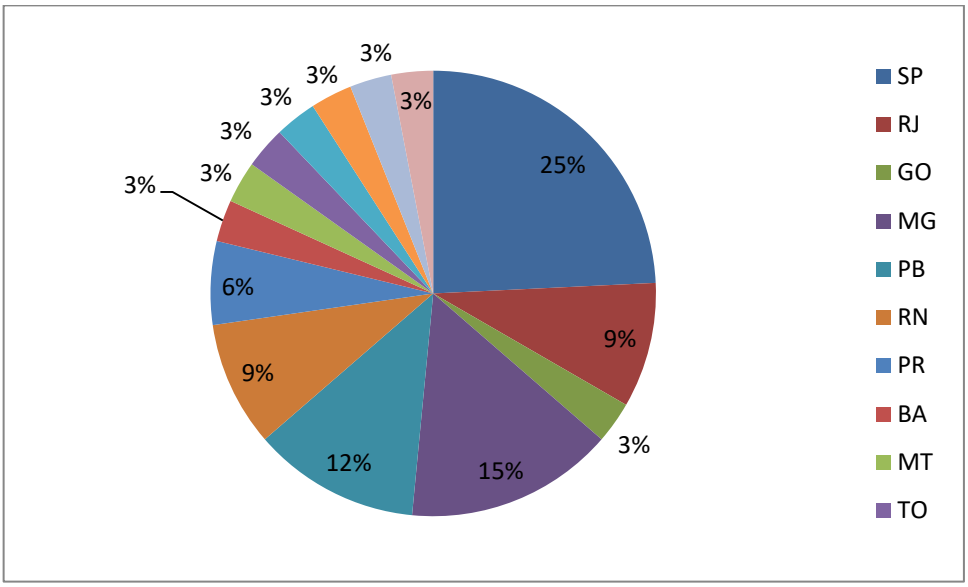
O resultado das buscas na base de dados Google Scholar reuniu 1480 textos, nos idiomas português e inglês, relacionados à aplicação de resíduos orgânicos bovinos no solo. O período de publicação analisado foi de janeiro de 2000 a dezembro de 2020. Após a leitura dos títulos, palavras-chave, resumos e resultados 1406 textos foram descartados.

Os textos que foram descartados não apresentavam uma caracterização química do solo antes e após a aplicação dos resíduos orgânicos bovinos. Além disso, alguns estudos descartados avaliavam os atributos do solo que receberam resíduos orgânicos de origem diversificada.

Após a leitura completa dos 74 estudos pré-selecionados e a retirada dos estudos repetidos, 33 estudos foram incluídos na análise por se adequarem aos critérios de inclusão. Houve estudos que foram divididos em dois ou mais em decorrência de possuírem mais de um estudo no mesmo trabalho.

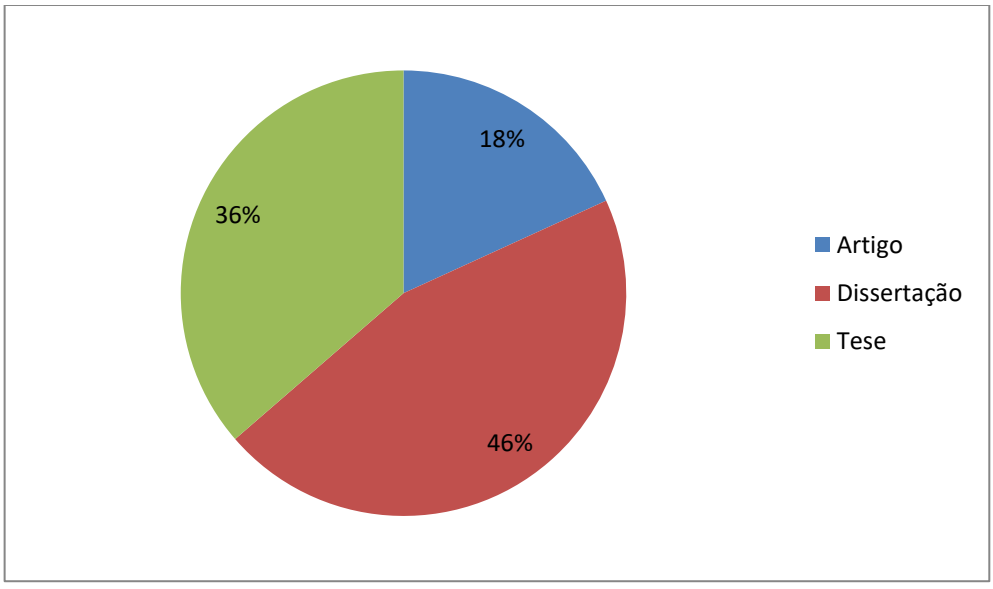
As porcentagens de estudos por estado estão apresentadas na figura 4. Observa-se que os estados de São Paulo, Minas Gerais e Paraíba tiveram maior quantidade de estudos sendo as porcentagens de 25%, 15% e 12% respectivamente. Já os estados de Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte e Paraná tiveram as porcentagens de 9%, 9% e 6% respectivamente.

Figura 4 - Porcentagem de estudos por estado



A maior parte dos estudos elegíveis para este estudo está na forma de dissertação e tese conforme pode ser observado na figura 5. Dissertações e teses possuem maior riqueza de informações e isso explica a maior quantidade desses trabalhos uma que vez que eles tendem a atender a maior parte dos critérios de seleção dos estudos.

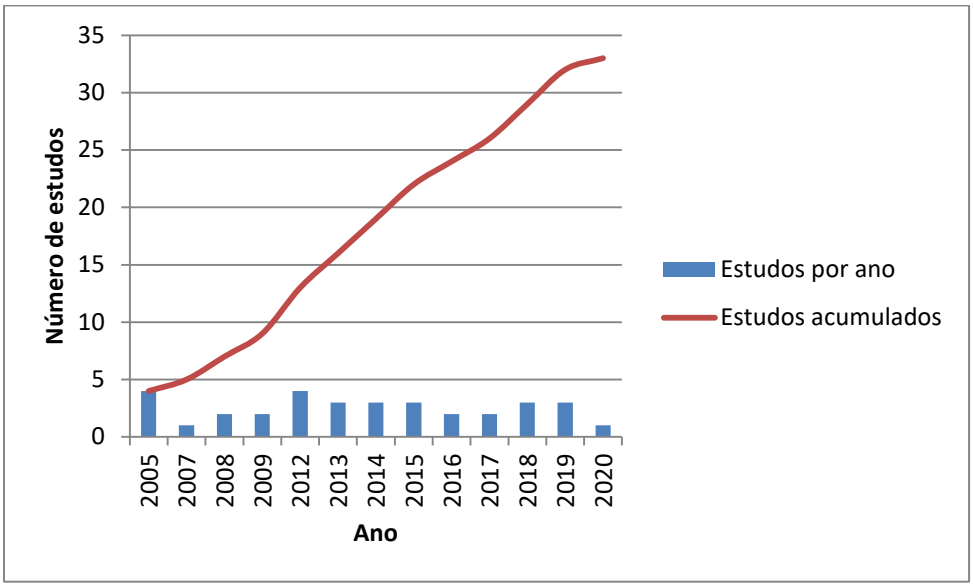
Figura 5 - Natureza dos estudos em porcentagem



Considerando o período avaliado a média de estudo por ano foi de 1,57. Esse valor representa a média dos estudos que se enquadraram em todos os

critérios desta revisão sistemática, de acordo com a figura 6. De um modo geral aumentou o número de estudos que buscam avaliar os atributos de solos que recebem aplicação de resíduo orgânico bovino. Isso pode refletir a preocupação crescente com os sistemas intensivos de criação de bovino.

Figura 6 - Número de estudos publicados por ano



Os estudos incluídos no trabalho foram divididos em dois grupos sendo que um grupo reúne estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem nenhum processo de estabilização e o outro grupo reúne estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos com algum processo de estabilização. As tabelas abaixo mostram os textos incluídos no trabalho, em ordem alfabética, com discriminação de data de publicação, natureza do trabalho, instituição, cultivo adotado, manejo e tipo de solo.

A tabela 2 ilustra os estudos que aplicaram os resíduos orgânicos de bovinos que não passaram por processo de decomposição.

Tabela 2 - Relação de estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição

Autor(es)	Ano	Natureza do trabalho	Instituição	Cultivo	Manejo do solo	Solo
ABREU, I. M. O.	2008	Dissertação	UNB	Aface		Latossolo Vermelho-Amarelo
ABREU, S. A. H.	2016	Dissertação	UFG	Teca e soja		Latossolo Vermelho distroferrico tipico

ABREU, S. A. H.	2016	Dissertação	UFG	sistema agrossilvicultura		Latossolo Vermelho Distroférrico
AMORIM, E. L.	2014	Dissertação	UFRB	Manjericão		Latossolo amarelo distrófico
ARAÚJO, E. N.	2005	Dissertação	UFB	Pimentão		Neossolo Regolítico, psamítico típico
ARAUJO, L. C. A. et al.	2008	Artigo	Rev.Acad. Ciênc. Agrár. Ambient.	Capim-Mombaça		Nitossolo Vermelho eutrpférrico
BARCELLOS, M.	2005	Dissertação	UFPR	Milho e azevém		Latossolo Bruno distrófico típico
FEBA, L. G. T.	2018	Dissertação	Unoeste	Maracujá	c	Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico
GUIMARÃES, G.	2015	Dissertação	UFV	Cana-de-açucar	c	-
HAMACHER, L. S. et al.	2019	Artigo	UFF	Capim citonela	a,c	solo de textura arenosa
LIMA, F. V.	2017	Tese	UFERSA	Videira	a	Argissolo Vermelho Distrófico Típico
NEGRISOLLI, E.	2018	Dissertação	UEM	Feijão		Latossolo Vermelho distroférrico
SILVA, J. B. G.	2012	Tese	UFV	Figueira		Argissolo Vermelh-Amarelo
SILVA, M. S.	2013	Dissertação	Unesp	Milho		Latossolo eutroférrico
SILVA, M. S.	2018	Tese	Unesp	Milho	c	Latossolo Vermelho eutroférrico
SILVA, V. F.	2017	Tese	UFCG	Pimenta		Argissolo acinzentado eutrófico

c = Calagem; a = Adubação.

Dentre os estudos que aplicaram resíduos orgânicos bovinos sem decomposição poucos foram os estudos que fizeram algum tipo de manejo no solo como a calagem e/ou adubação. Esses estudos além de avaliarem os atributos físico-químicos dos solos em decorrência da aplicação dos resíduos orgânicos bovinos avaliaram também o desenvolvimento e a produtividade de certos cultivos.

Os principais cultivos foram: alface, teca, soja, manjericão, pimentão, capim-mombaça, milho, azevém, maracujá, cana-de-açucar, capim citronela, videira, feijão, figueira e pimenta.

A tabela 3 ilustra os estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após algum processo de decomposição.

Tabela 3 - Relação de estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após decomposição

Autor(es)	Ano	Natureza do trabalho	Instituição	Cultivo	Tipo de decomposição	Manejo do solo	Solo
ALONSO, J. et al.	2012	Artigo	UFMG	Milheto	Biodigestão	a	Chernosol
ARAÚJO, E. N.	2005	Dissertação	UFB	Pimentão	Fementação		Neossolo Regolítico, psamítico típico
ARAUJO, F.	2007	Dissertação	UFPB	Mamão	Fementação	c	Solo de textura arenosa

A. R.							
BICCA, A. M. O.	2014	Tese	UFP	Azevém e milheto	Vermicompostagem	c	Luvissolo Háplico órtico típico
COSTA, L. A. M.	2005	Tese	Unesp	Milho	Biodigestão e Compostagem	c	Latossolo Vermelho escuro (distroférrico)
GOMES, K. R.	2014	Dissertação	UFC	Girassol	Fementação		Argissolo Vermelho Amarelo
LEMES, R. L.	2012	Dissertação	Unesp	Alfafa	Biodigestão	c	Argissolo
LORENTZ, J. F.	2019	Tese	UFV	Capim	Lagoas de altas taxas	c	Argissolo vermelho-amarelo
MATOS, C. F. et al.	2015	Artigo	UFRRJ	Sorgo	Biodigestão		Argiloso Vermelho-Amarelo
MULLER, D. H.	2012	Dissertação	UFMT	Banana	Fementação	c	Latossolo Amarelo Eutrófico típico
NOBILE, F. O.	2009	Tese	UNESP	Cana-de açucar	Fementação	c	Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico arênico
NOVO JÚNIOR, J.	2019	Tese	UFERSA	Cebola	Fementação		Argissolo Vermelho distrófico
PELÁ, A.	2005	Tese	Unesp	Milho	Compostagem e Biodigestão	c	Latossolo Vermelho distrófico
PROCÓPIO, K. D.	2019	Dissertação	UFV	Capim elefante	Fementação		Argissolo Vermelho-Amarelo
REIS, M. M.	2016	Dissertação	UFMG	Capim Tierra diversifolia	Biodigestão		Cambissolo Háplico eutrófico de textura argilo-siltosa
SCHERER, E. E. et al.	2013	Artigo	Embrapa	Feijão e Milho	Compostagem		Latossolo Vermelho distroférrico
SILVA, A. A.	2009	Tese	Unesp	Milho	Biodigestão	a	Latossolo Vermelho eutrófico típico
SOUSA, E. G. et al.	2020	Artigo	UFPB	Banana	Fementação		Neossolo Regolítico Psamítico Típico
SOUSA, R. A.	2015	Tese	UFC	Sorgo	Fementação	a	solo arenoso

c = Calagem; a = Adubação.

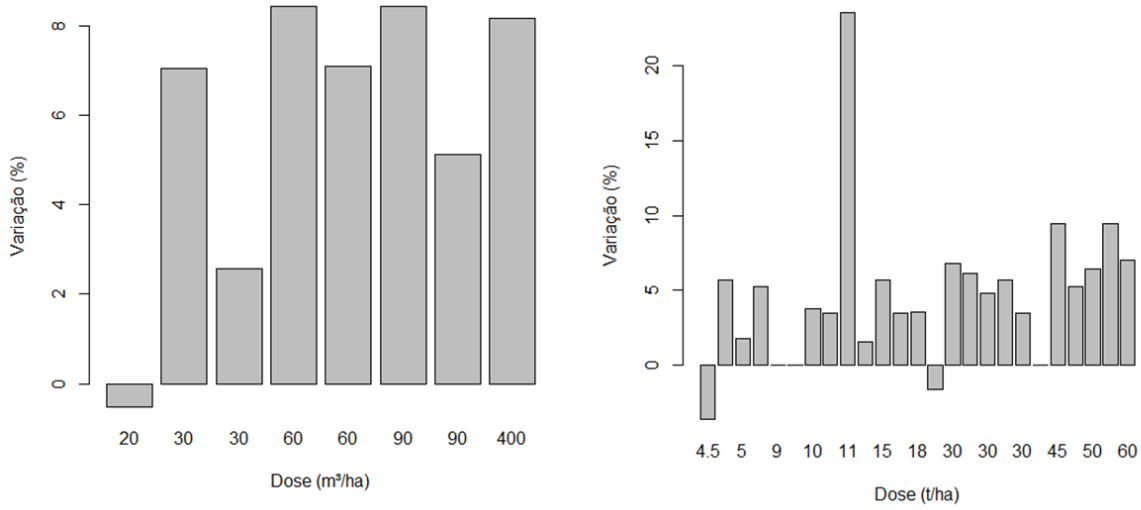
Nos estudos que aplicaram resíduos orgânicos bovinos decompostos os processos de decomposição se basearam na atividade biológica. Os processos de decomposição foram a biodigestão, a fermentação, a compostagem, a vermicompostagem e as lagoas de altas taxas. Os cultivos adotados foram: milheto, pimentão, mamão, azevém, milho, girassol, alfafa, capim, sorgo, banana, cana-de-açucar, cebola, feijão e banana. Oito estudos fizeram calagem no solo e três estudos fizeram alguma adubação.

4.2 Análise da variação dos atributos químicos dos solos

4.2.1 pH

A figura 7 ilustra o perfil da variação percentual do pH dos solos que receberam aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição. A variação percentual de cada estudo tomou como base de comparação os valores de pH dos solos que não receberam a aplicação dos resíduos orgânicos bovinos.

Figura 7 – Variação percentual do pH dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição

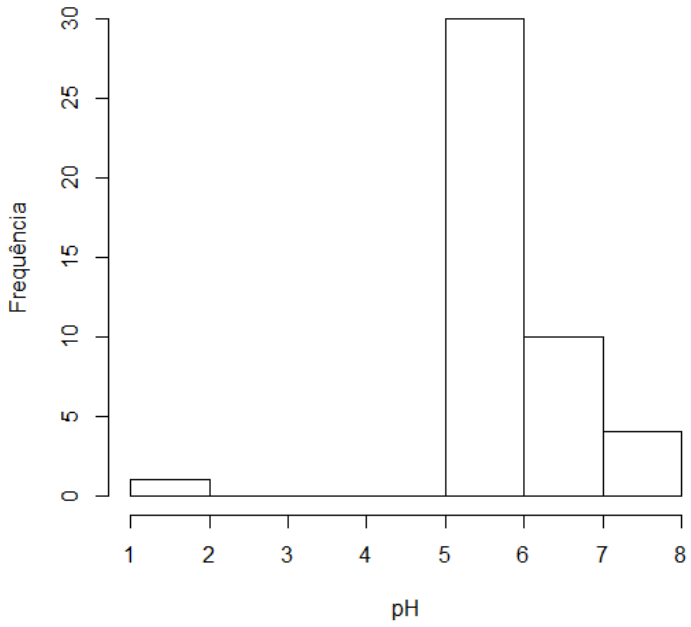


O pH do solo variou percentualmente de -0,51% a 8,16% entre as doses de 20 a 400 m^3 ha^{-1} conforme ilustrado na figura 7. Observa-se nessa figura que de um modo geral a variação de pH do solo não sofreu grandes alterações. Lima (2017) aplicou os resíduos orgânicos bovinos em um argissolo vermelho distrófico típico e o pH do solo após a aplicação foi de -0,51% em relação ao solo que não recebeu os resíduos. Barcellos (2005) obteve a variação de pH de 8,43% tanto para a dose de 60 quanto para a dose de 90 m^3 ha^{-1} em um latossolo bruno distrófico típico. Essa variação de pH foi próxima dos 8,16% do trabalho de Abreu (2016) em um latossolo vermelho distroférrico típico. Os outros estudos tiveram variação de 2,56% a 7,10% entre as doses de 30 e 90 m^3 ha^{-1}.

Entre as doses de 4,5 a 60 t ha^{-1} a variação percentual foi de -3,57% a 23,53% conforme a figura 7. A amplitude de variação com as doses expressas em t ha^{-1} foi de 27,1%, já com as doses expressas em m^3 ha^{-1} a amplitude de variação foi de 8,67%. Guimarães (2015) realizou calagem no solo da área experimental e obteve a variação de -3,57% no pH do solo com uma dose de 4,5 t ha^{-1} após aplicação dos resíduos. Silva (2013) e Silva (2018) obtiveram aumento de pH de 5,66% e 1,75% respectivamente com uma dose de 5 t ha^{-1}. No entanto Silva (2018) realizou calagem da área experimental. Já a variação de 23,53% foi obtida no trabalho de Araujo (2008) em um nitossolo vermelho eutroférrico. Os outros estudos tiveram pouca amplitude de variação entre as doses de 30 t ha^{-1} e 60 t ha^{-1} sendo que essas variações estiveram entre 3,51% e 9,43%.

A figura 8 ilustra a distribuição de frequência dos valores finais de pH dos solos que receberam resíduos orgânicos bovinos sem previa decomposição.

Figura 8 – Distribuição de frequência dos valores finais de pH dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição

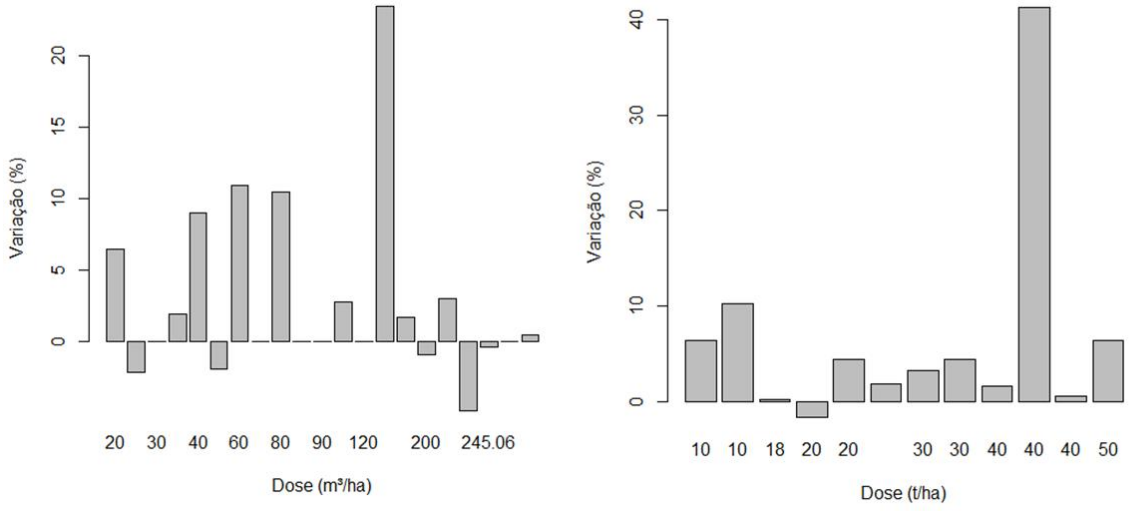


Observa-se que a maior parte dos valores (68,16%) tiveram o pH final de seus solos experimentais entre 5 e 6. De acordo com os limites de interpretação propostos por Raij et al. (1997) para pH em $CaCl_2$ a acidez desses solos varia de

média (5,1-5,5) a baixa (5,6-6,0). Alguns estudos se encaixaram na acidez baixa (5,6-6,0) e muito baixa (>6,0). Já os limites de interpretação de pH em água propostos por Prezotti (2013) a maioria dos solos se enquadram em média acidez (5,0-5,9) e alguns em acidez fraca (6,0-6,9).

A figura 9 ilustra o perfil da variação percentual do pH dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos bovinos que passaram por processo de decomposição.

Figura 9 - Variação percentual do pH dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos



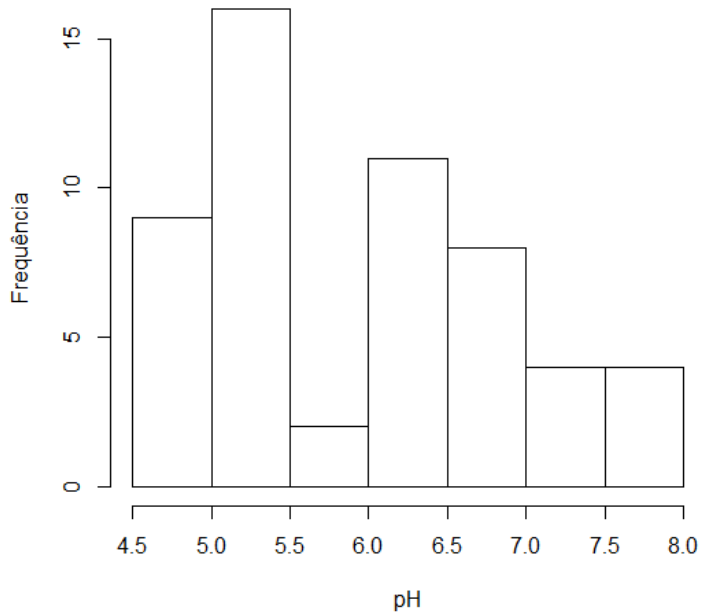
A amplitude da variação percentual do pH do solo foi maior quando os resíduos orgânicos bovinos receberem um processo de decomposição. Os valores variaram de -4,86% a 23,47% com as doses de resíduos variando de 25 m^3 ha^{-1} a 300 m^3 ha^{-1}. Silva (2009) trabalhando com um latossolo vermelho eutrófico típico e com uma dose de resíduos de 240 m^3 ha^{-1} obteve variação de pH de -4,86%, já Araujo (2007) estudando um solo de textura arenosa e uma dose de 150 m^3 ha^{-1} obteve variação de 23,47%. No caso de Araujo (2007) a calagem em todas as parcelas experimentais pode explicar a variação de pH. Reis (2016) estudando um cambissolo háplico eutrófico de textura-siltosa e aplicando doses de 20, 40, 60 e 80 m^3 ha^{-1} teve, respectivamente, variações de 6,45%, 9%, 10,94% e 10,49%. Em alguns casos não houve alteração de pH como ocorreu nos trabalhos de Alonso

(2012) na dose de 81,02 m^3 ha^{-1}, Pelá (2005) na dose de 300 m^3 ha^{-1} e Silva (2009) nas doses de 30, 60, 90, 120 m^3 ha^{-1}. Pelá (2005) realizou calagem tanto no solo que recebeu os resíduos orgânicos quanto no solo que não recebeu os resíduos e dessa forma a aplicação dos resíduos orgânicos de bovinos não influiu no pH do solo.

Entre as doses de 10 e 40 t ha^{-1} da maioria dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos decompostos a amplitude de variação do pH do solo foi menor com valores de -1,61% na dose de 20 t ha^{-1} e 6,45% na dose de 10 t ha^{-1}. A baixa variação de pH nesses estudos pode estar relacionada à elevada umidade dos resíduos orgânicos que foi de 50% e 92% nos trabalhos de Araújo (2005) e Pelá (2005) respectivamente. Algumas exceções foram no trabalho de Nobile (2009) com uma variação de 41,28% na dose de 40 t ha^{-1} em um argissolo vermelho amarelo distrófico arênico e no trabalho de Sousa (2015) com uma variação de 10,20% na dose de 10 t ha^{-1} em um solo arenoso. No entanto Nobile (2009) realizou calagem em todas as parcelas experimentais.

A figura 10 ilustra a distribuição de frequência dos valores finais de pH dos solos que receberam resíduos orgânicos bovinos decompostos.

Figura 10 – Distribuição de frequência dos valores finais de pH dos solos que receberam resíduos de bovinos decompostos

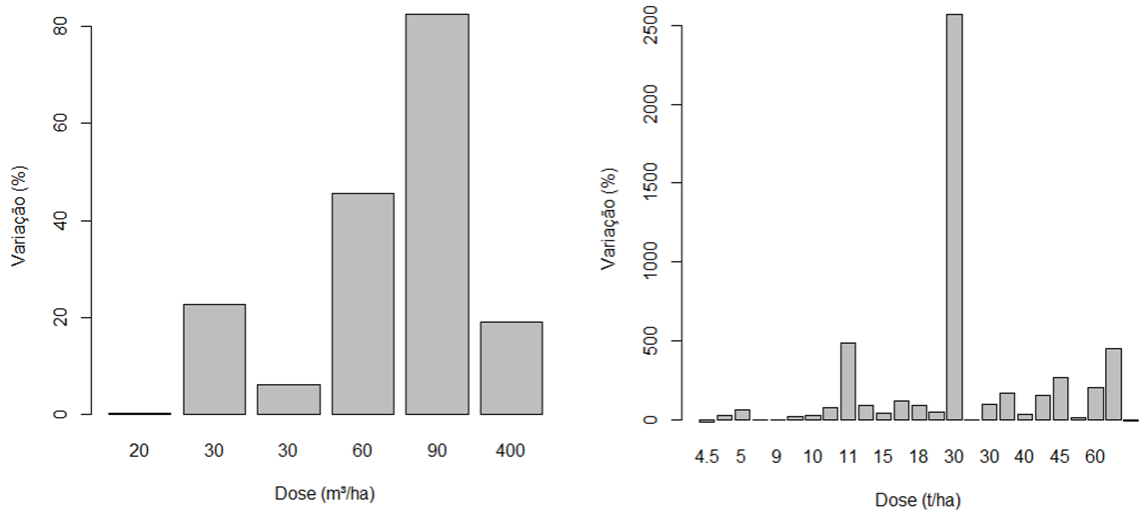


Observa-se que os valores finais tiveram pH final maior que 4,5 sendo que a maioria dos valores (72,22%) tiveram pH entre 5,0 e 5,5 e entre 6,0 e 7,0. De acordo com a classificação proposta por Prezotti (2013) para pH em água esses estudos estão entre o nível de acidez média (5,0-5,9) e fraca (6,0-6,9). Já em relação à classificação proposta por Raij et al. (1997) para pH em $CaCl_2$ esses estudos estão no nível de acidez muito alta (até 4,3), alta (4,4-5,0), média (5,1-5,5), baixa (5,6-6,0) e muito baixa (>6,0).

4.2.2 Fósforo

A figura 11 mostra o perfil da variação percentual do teor de fósforo dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem processo de decomposição.

Figura 11 - Variação percentual do fósforo dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição



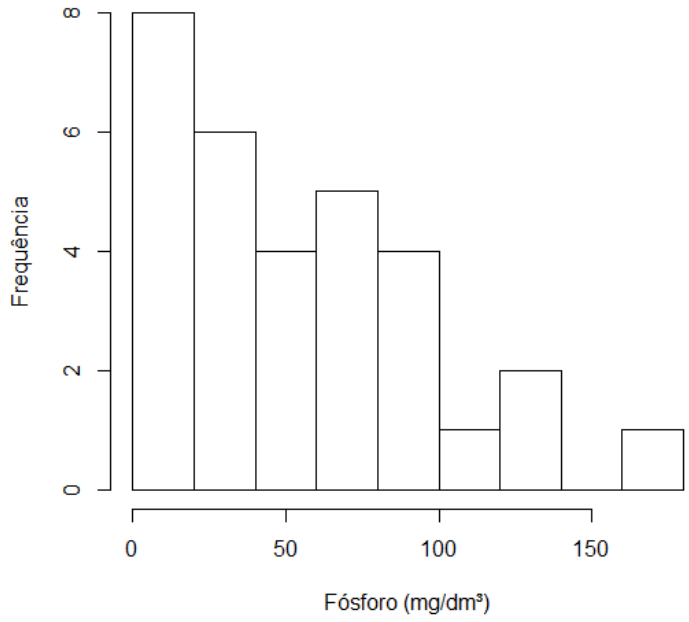
Observa-se que os teores de fósforo dos solos variaram percentualmente de 0,24% na dose de 20 m^3 ha^{-1} a 82,48% na dose de 90 m^3 ha^{-1} em relação aos valores iniciais de cada estudo. A variação de 0,24% foi no trabalho de Lima (2017) aplicando os resíduos em um argissolo vermelho distrófico típico, já a variação de 82,48% ocorreu em um latossolo bruno distrófico típico no estudo de Barcellos

(2005). Abreu (2016) aplicou 400 m^3 ha^{-1} em um latossolo vermelho distroferrico típico e teve variação 19,05% no teor de fósforo.

Nos estudos que aplicaram os resíduos orgânicos bovinos com a dose expressa em t ha^{-1} a amplitude de variação do teor de fósforo do solo entre os estudos foi maior. Os valores foram de -5,43% na dose de 115 t ha^{-1} no estudo de Negrisolli (2018) a 483,33% na dose de 11 t ha^{-1} no estudo de Araujo (2008). No trabalho de Araujo (2008) a relação C/N do resíduo bovino era de 10/1 indicando boa disponibilidade de nutrientes. Um valor discrepante dos demais estudos foi observado no estudo Abreu (2008) com uma variação percentual de 2566,67% com uma dose de 30 t ha^{-1} em um latossolo vermelho-amarelo. Esse valor do trabalho de Abreu (2008) pode estar relacionado à baixa umidade de 39,3% do resíduo bovino embora possuísse relação C/N de 19/1. No entanto deve ser observado que em quase todos os estudos o teor de fósforo no solo testemunha era bastante baixo e que a aplicação dos resíduos orgânicos bovinos aumentaram consideravelmente o teor de fósforo em quase todos os estudos.

A figura 12 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de fósforo dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição.

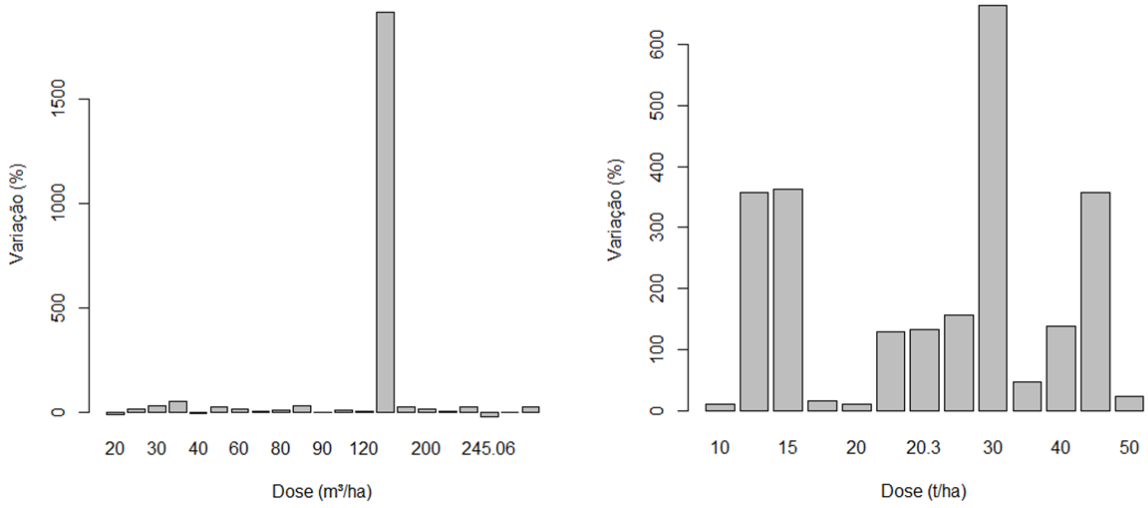
Figura 12 – Distribuição de frequência dos teores finais de fósforo dos solos que receberam resíduos de bovinos sem decomposição



O teor final de fósforo dos solos da maioria dos estudos (68,96 dos valores) esteve entre 10 e 100 mg dm^{-3}. As classes de teor de fósforo propostas por Raij et al. (1997) estão atreladas a culturas florestais, perenes, anuais e hortaliças. Dessa forma considerando a implantação de culturas anuais a maioria dos estudos obteve teor alto (41-80 mg dm^{-3}) e muito alto (>80 mg dm^{-3}) de fósforo (resina) no solo no final do experimento de aplicação de resíduos orgânicos de bovinos. Levando em consideração as classes propostas por Souza et al. (1987) os solos dos estudos apresentaram teor alto de fósforo (Mehlich-1) para qualquer porcentagem de argila nesses solos quando o valor é maior que 25 mg dm^{-3}.

A figura 13 mostra o perfil da variação percentual do teor de fósforo dos estudos que aplicaram os resíduos orgânicos bovinos após processo de decomposição.

Figura 13 - Variação percentual do fósforo dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos



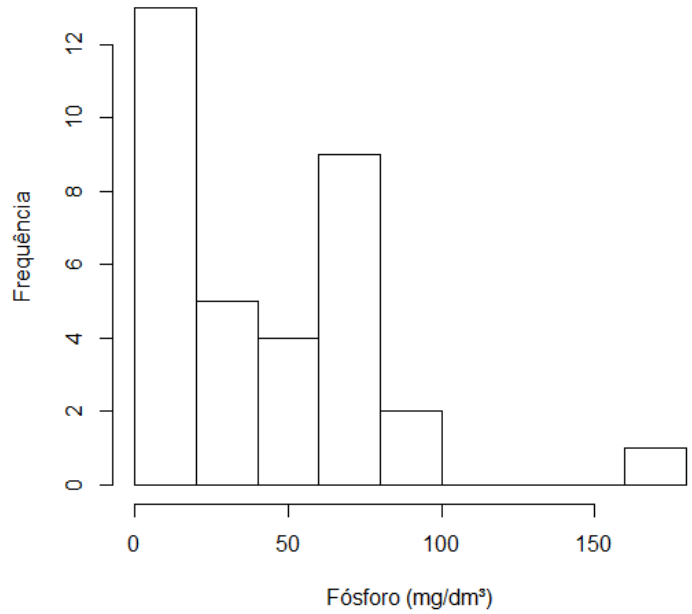
Observa-se que entre as doses expressas em m^3 ha^{-1} há um valor discrepante dos demais que corresponde a uma variação de 1912,73% na dose de 150 m^3 ha^{-1} no estudo Araujo (2007) que aplicou os resíduos em um solo de textura arenosa. O resíduo bovino aplicado por Araujo (2007) tinha 66,66% de umidade e uma relação C/N de 17/1. Alguns estudos tiveram baixa variação do teor de fósforo

com valores de 2,12% (90 m^3 ha^{-1}) a 9,57% (80 m^3 ha^{-1}). Outros estudos tiveram variação de 11,8% (100 m^3 ha^{-1}) a 33,7% (30 m^3 ha^{-1}).

Entre os estudos com as doses de resíduos expressas em t ha^{-1} a dose de 30 t ha^{-1} teve um aumento do teor fósforo da ordem de 663,36% no estudo de Sousa (2015). Contudo Souza (2015) além de aplicar resíduo bovino fez uma adubação que pode ter influenciado nesse aumento. Alguns estudos tiveram variação do teor de fósforo entre 129,01% (20 t ha^{-1}) e 358,02% (40 t ha^{-1}). Araújo (2005) teve aumentos do teor fósforo no solo de 11,62%, 11,62%, 157,39%, 46,42% e 23,22% nas doses de 10, 20, 30, 40 e 50 t ha^{-1} respectivamente, aplicando resíduos bovinos com 50% de umidade. Nobile (2009) teve um aumento de 139,27% aplicando uma dose 40 t ha^{-1}. Sousa (2015) teve aumentos de 129,01% a 663,36% com doses 10 a 40 t ha^{-1} aplicando os resíduos bovinos na fase sólida. Procópio (2019) teve aumento de 16,44% com uma dose de 18 t ha^{-1} e um resíduo bovino com relação C/N de 8,74. E Scherer (2013) teve um aumento do teor de fósforo de 362,50% com uma dose 15 t ha^{-1} aplicando um resíduo bovino com 41% de matéria seca.

A figura 14 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de fósforo dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos que passaram por processo de decomposição.

Figura 14 – Distribuição de frequência dos teores finais de fósforo dos solos que receberam resíduos de bovinos decompostos

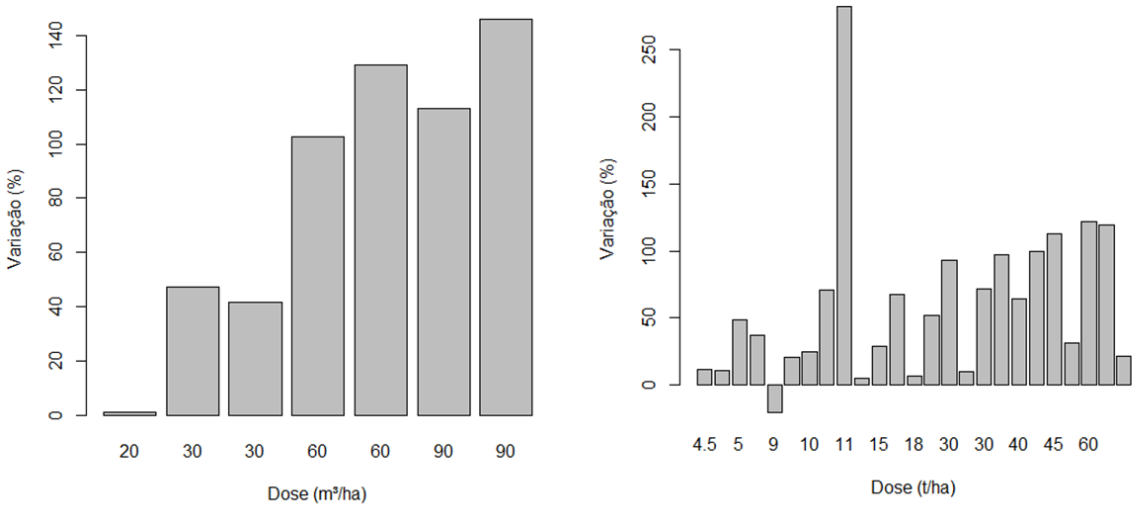


A maioria dos estudos (97% dos valores) tiveram teores finais de fósforo entre 0 e 100 mg dm^{-3}. De acordo com a classificação proposta por Sousa et al. (1987) esses solos estão classificados como de elevado teor de fósforo (Mehlich) para valores acima de 25 mg dm^{-3} independente do teor de argila. Considerando os limites propostos por Raij et al. (1997) para culturas anuais teores de 41 a 80 mg dm^{-3} e teores acima de 80 mg dm^{-3} são teores alto e muito alto respectivamente.

4.2.3 Potássio

A figura 15 ilustra o perfil da variação percentual do teor de potássio nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos que não passaram por um processo de decomposição.

Figura 15 - Variação percentual do potássio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição



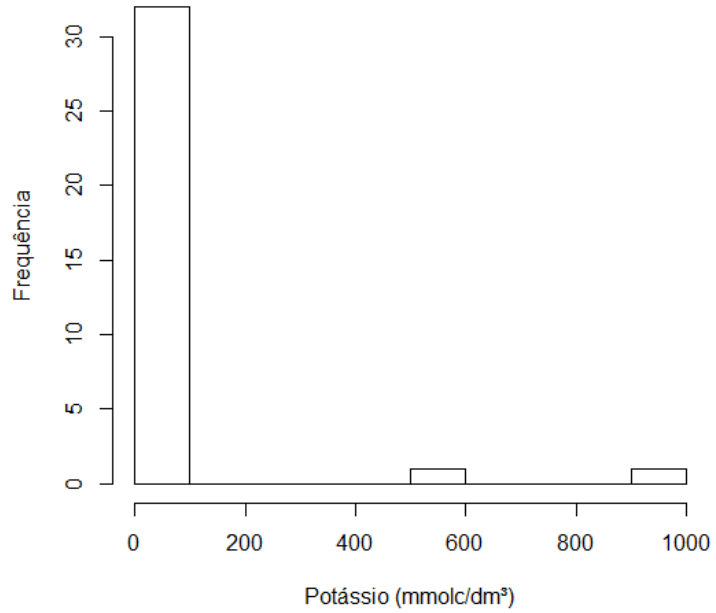
Nos estudos que expressaram as doses em m^3 ha^{-1} o teor de potássio no solo aumentou com o aumento das doses de resíduos orgânico de bovino. A variação percentual esteve entre 1,02% e 145,83% com as doses variando de 20 m^3 ha^{-1} a 90 m^3 ha^{-1}. O trabalho de Lima (2017) teve variação de 1,02% do teor de potássio em relação ao valor inicial do solo aplicando 20 m^3 ha^{-1} de resíduos orgânicos em um argissolo vermelho distrófico típico. Os outros trabalhos estiveram entre 41,67% e 145,83% de variação do teor de potássio no solo.

Já os estudos com as dose expressas em t ha^{-1} teve como maior valor uma variação de 281,82% ocorrida no estudo de Araujo (2008) que aplicou 11 t ha^{-1} de resíduos em um nitossolo vermelho eutroférrico. A relação C/N do resíduo bovino aplicado por Araujo (2008) foi 10/1. Houve uma variação de -20% no estudo de Guimarães (2015) na dose de 9 t ha^{-1} em um solo com calcário aplicado. Silva (2013) teve variações de 100%, 121,43% nas doses de 45 e 60 t ha^{-1} respectivamente aplicando um resíduo bovino de relação C/N 13/1. Silva (2018)

obteve variações de 96,77% e 112,90% nas doses de 30 e 45 t ha^{-1} respectivamente com um resíduo de relação C/N 13/1. Araújo (2005) teve variação de 64,67% aplicando uma dose de 40 t ha^{-1}.

A figura 16 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de potássio dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem processo de decomposição.

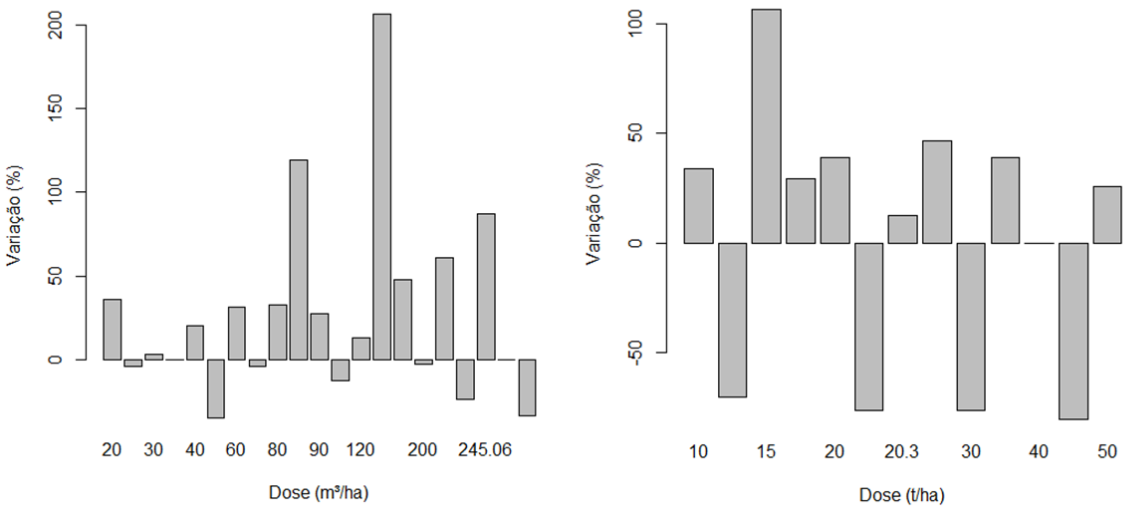
Figura 16 – Distribuição de frequência dos teores finais de potássio dos solos que aplicaram resíduos de bovinos sem decomposição



A maioria desses estudos (94,3% dos valores) tiveram teores finais de potássio no solo menores que 100 $mmol_c$ dm^{-3} e 2,85% dos valores com teores de 500 a 600 $mmol_c$ dm^{-3} e 2,85 dos valores com 900 a 1000 $mmol_c$ dm^{-3}. Conforme os limites de interpretação propostos por Raij (1997) teores de 3,1 a 6,0 $mmol_c$ dm^{-3} é considerado alto e teores acima de 6,0 $mmol_c$ dm^{-3} é muito alto. Dessa forma alguns estudos apresentaram valores elevados de potássio trocável no solo com relação aos limites de interpretação do potássio propostos por Raij (1997).

A figura 17 ilustra o perfil de variação percentual do teor de potássio dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição.

Figura 17 - Variação percentual de potássio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos

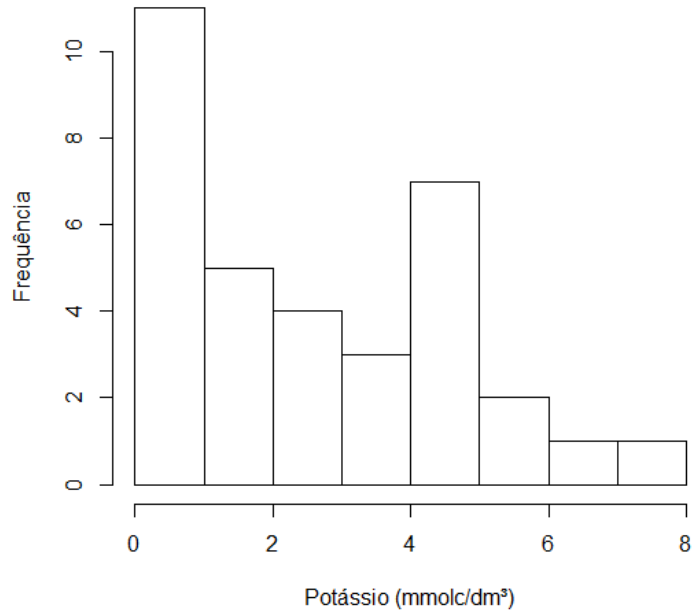


A amplitude de variação foi maior nos estudos que aplicaram os resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição. Os valores foram de -34,56% a 206,38% nos trabalhos que expressaram as doses em m^3 ha^{-1}. No estudo de Lemes (2012) os teores de potássio diminuíram após aplicação dos resíduos e do ciclo do cultivo. Seu trabalho, que teve calagem do solo, obteve variação de -2,46% a -34,56% entre as doses de 25 e 400 m^3 ha^{-1} em um Argissolo. O maior valor ocorreu no trabalho de Araujo (2007) que aplicou uma dose de 150 m^3 ha^{-1} em um solo de textura arenosa. A umidade do resíduo aplicado por Araujo (2007) era de 66,66%. Em alguns casos não houve alteração como ocorreu no estudo de Pelá (2005) aplicando doses de 40 e 300 m^3 ha^{-1} e um resíduo com 8% de matéria seca e relação C/N de 13/1.

Nos estudos que expressaram suas doses em t ha^{-1} teve o estudo de Sousa (2015) que após o ciclo do cultivo teve diminuição no teor de potássio em até 80,12% aplicando um resíduo bovino na fase sólida na dose de 40 t ha^{-1}. Scherer (2013) obteve aumento no teor de potássio de 106,25% na dose de 15 t ha^{-1} com 41% de matéria seca em um latossolo vermelho distroférrico. Os outros estudos estiveram entre 25,85% e 46,57% de aumento no teor de potássio no solo com as doses variando de 10 a 40 t ha^{-1}.

A figura 18 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de potássio dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos que passaram por processo de decomposição.

Figura 18 – Distribuição de frequência dos teores finais de potássio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos

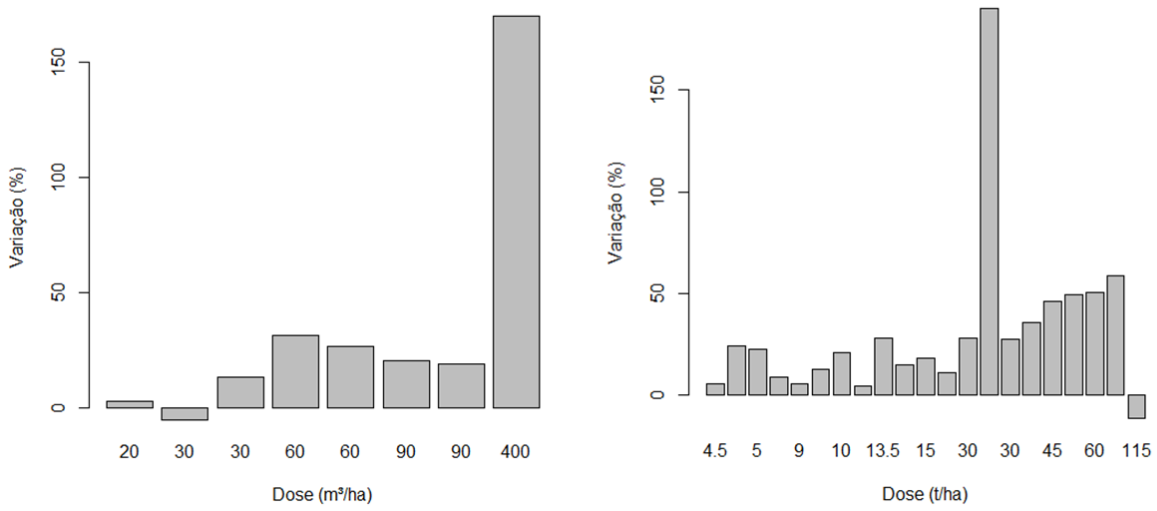


Observa-se na figura acima que os teores finais de potássio estiveram mais frequentes entre 1 e 6 $mmol_c$ dm^{-3} (94% dos valores). Conforme os limites de interpretação propostos por Raij et al. (1997) teores de potássio de 1,6 a 3,0 são classificados como de teor médio, os teores 3,1 a 6,0 classificados como de teor alto e os teores acima de 6,0 são classificados como teor muito alto de potássio. Dessa forma os estudos englobaram desde a classe muito baixo até a classe muito alta de potássio trocável.

4.2.4 Cálcio

A figura 19 ilustra o perfil da variação percentual do teor de cálcio dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem processo de decomposição.

Figura 19 - Variação percentual do cálcio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição

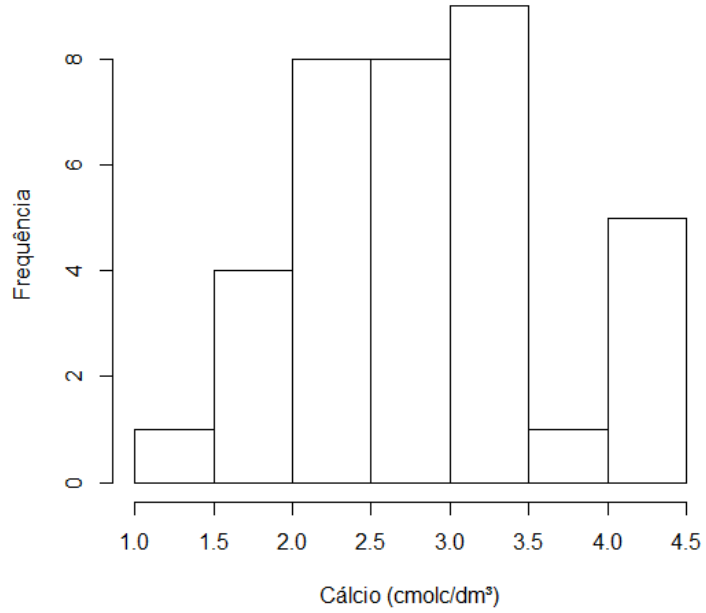


Nos estudos que expressaram as doses de resíduos orgânicos de bovinos em $m^3\ ha^{-1}$ o aumento do teor cálcio esteve entre 13,3% e 31,3% com doses entre 60 e 90 $m^3\ ha^{-1}$. Contudo no estudo de Abreu (2008) o aumento foi de 170% aplicando uma dose 400 $m^3\ ha^{-1}$ de um resíduo com 39,3% de umidade e uma relação C/N de 19/1 em um latossolo vermelho distroférrico típico. Uma diminuição de 5,1% ocorreu no estudo de Barcellos (2005) com uma dose 30 $m^3\ ha^{-1}$ em um latossolo bruno distrófico típico. Lima (2010) teve um aumento de 3% no teor de cálcio aplicando uma dose de 20 $m^3\ ha^{-1}$ em um argissolo vermelho distrófico típico.

Os estudos que expressaram as doses em t ha^{-1} apresentaram aumento do teor de cálcio do solo da ordem de 4,7% a 58,6% com doses de 11 a 60 t ha^{-1}. Apenas no estudo de Abreu (2016) que houve um aumento de 190% com uma dose de 30 t ha^{-1} em um latossolo vermelho distroférrico. Houve uma diminuição 11,2% no estudo de Negrisolli (2018) aplicando uma dose de 115 t ha^{-1} em um latossolo vermelho distroférrico.

A figura 20 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de cálcio dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem tratamento.

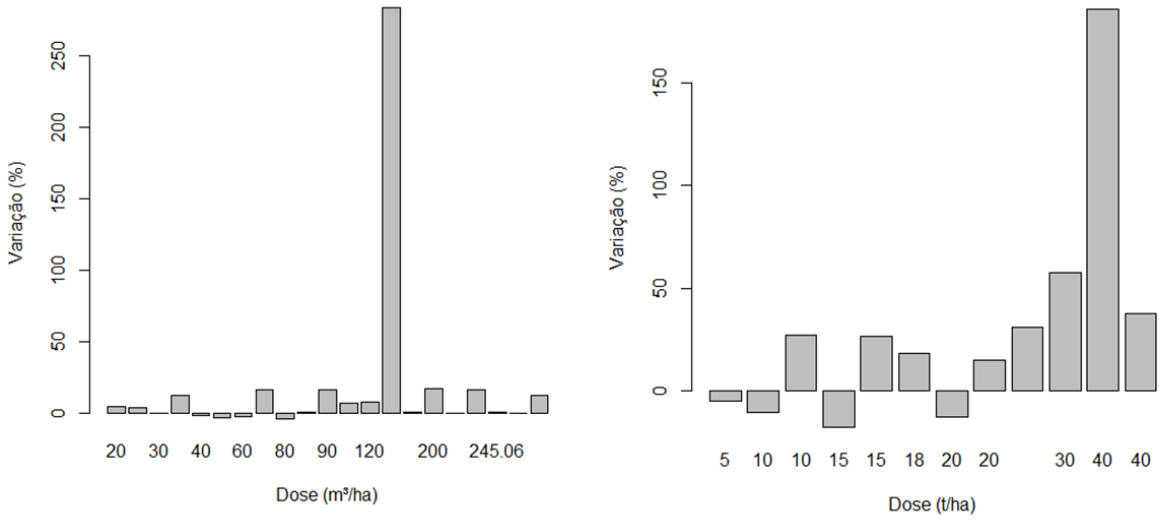
Figura 20 – Distribuição de frequência dos teores finais de cálcio dos solos que aplicaram resíduos de bovinos sem decomposição



Observa-se que a maior parte dos estudos (72% dos valores) tiveram teores finais de cálcio no solo entre 2 e 3,5 $cmol_c\ dm^{-3}$. No entanto houve estudos (14% dos valores) com teores finais de cálcio de 1 a 2 $cmol_c\ dm^{-3}$ e outros (14% dos valores) de 3,5 a 4,5 $cmol_c\ dm^{-3}$. De acordo com as classes de interpretação para cálcio (método KCl 1 mol L^{-1}) proposta por Prezzoti (2013) a maioria dos estudos estiveram na classificação de média (1,5-4,0 $cmol_c\ dm^{-3}$) a alta (>4,0 $cmol_c\ dm^{-3}$). Já os limites de interpretação propostos por Raij et al. (1997) todos os estudos se enquadrariam na classificação de teor alto (>7 $mmol_c\ dm^{-3}$).

A figura 21 ilustra o perfil da variação percentual dos teores de cálcio dos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição.

Figura 21 - Variação percentual do cálcio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos



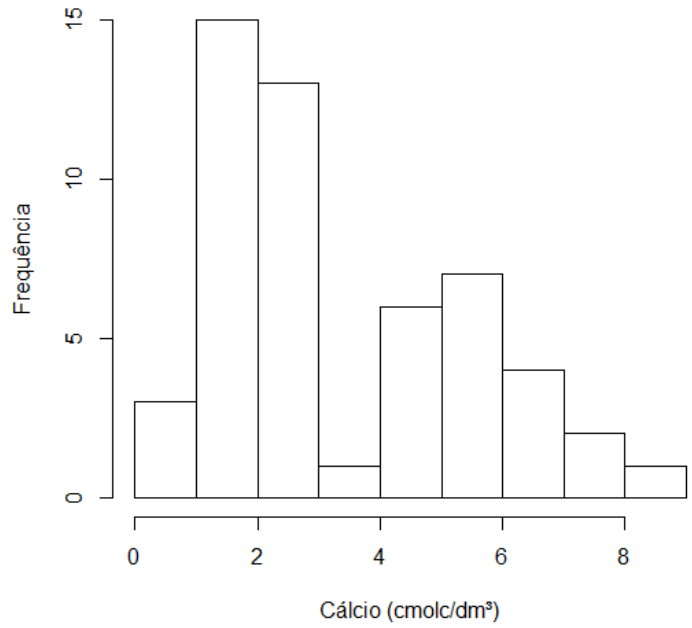
O estudo de Araujo (2007) teve um aumento de 283,33% do teor de cálcio em relação ao valor inicial quando aplicou uma dose de 150 m^3 ha^{-1} de resíduos orgânicos em um solo de textura arenosa. O resíduo bovino aplicado por Araujo (2007) tinha umidade de 66,66% contudo em seu trabalho houve calagem do solo o que pode ter influenciado na variação. Em alguns casos houve diminuição do teor de cálcio como ocorreu no estudo de Alonso (2012) que reduziu 0,2% na dose de 202,04 m^3 ha^{-1}, no estudo de Lemes (2012) que reduziu 3,01% na dose de 50 m^3 ha^{-1} e no estudo de Reis (2016) que teve reduções de 1,41%, 2,40% e 3,39% nas doses de 40, 60 e 80 m^3 ha^{-1} respectivamente. Mesmo Lemes (2012) realizando calagem houve diminuição do teor de cálcio após a aplicação do resíduo bovino. Os outros estudos tiveram aumento nos teores de cálcio no solo de 0,99% (81,02 m^3 ha^{-1}) a 17,03% (200 m^3 ha^{-1}).

Nos estudos que expressaram as doses em t ha^{-1} houve diminuição dos teores de cálcio no solo no estudo de Matos (2015) sendo essas diminuições de 4,81%, 10,58%, 17,31% e 12,50% nas doses de 5, 10,15 e 20 t ha^{-1} respectivamente em um argissolo vermelho-amarelo. Matos (2015) aplicou efluente de biodigestor com 8% de sólidos totais. Contudo no estudo de Sousa (2015) houve aumento nos teores de cálcio no solo de 27,50%, 15%, 57,59% e 37,50% nas doses de 10, 20, 30 e 40 t ha^{-1} respectivamente em um solo arenoso. No trabalho de Pelá (2005) teve um aumento de 31,25% com uma dose de 20,3 t ha^{-1}, já Procópio (2019) com uma dose de 18 t ha^{-1} teve um aumento de 18,54% no teor de cálcio no solo. O maior

aumento ocorreu no trabalho de Nobile (2009) que foi de 185,76% aplicando uma dose de 40 t ha^{-1} em um argissolo vermelho amarelo distrófico arênico. No entanto os trabalhos de Pelá (2005), Nobile (2009) realizaram calagem do solo e isso pode ter influenciado nos resultados.

A figura 22 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de cálcio dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição.

Figura 22 – Distribuição de frequência dos teores finais de cálcio dos solos que aplicaram resíduos de bovinos decompostos

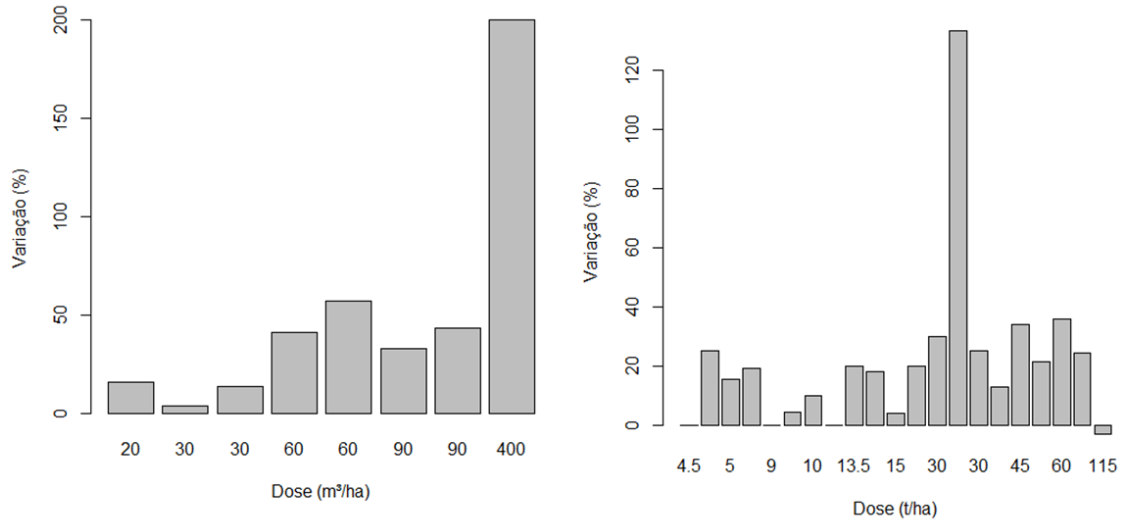


Conforme a figura acima boa parte dos estudos (55,8% dos valores) tiveram teores finais de cálcio entre 1 e 3 $cmol_c\ dm^{-3}$ e entre 4 e 7 $cmol_c\ dm^{-3}$ (40,38% dos valores). Pelas classes de interpretação propostas por Raij et al. (1997) quase todos os estudos se enquadrariam na classificação de teor alto (>0,7 $cmol_c\ dm^{-3}$) de cálcio no solo. Com as classes propostas (KCl 1 mol L^{-1}) por Prezotti (2013) os solos dos estudos estariam entre as classificações de teor médio (1,5-4,0 $cmol_c\ dm^{-3}$) e teor alto (>4 $cmol_c\ dm^{-3}$).

4.2.5 Magnésio

A figura 23 mostra o perfil de variação percentual do teor de magnésio nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos sem processo decomposição.

Figura 23 - Variação percentual de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição



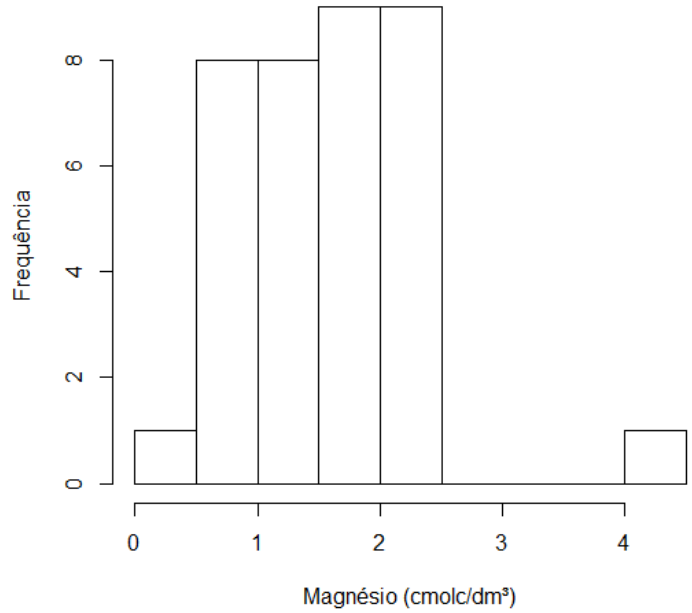
Em todos os estudos que expressaram as doses em $m^3\ ha^{-1}$ houve aumento do teor de magnésio no solo. O maior valor foi no trabalho de Abreu (2016) que aplicou uma dose de 400 $m^3\ ha^{-1}$ em um latossolo vermelho distroférrico típico e teve um aumento de 200% em relação ao valor inicial. O menor valor foi encontrado no trabalho de Barcellos (2005) que teve um aumento de 3,59% aplicando uma dose de 30 $m^3\ ha^{-1}$ em um latossolo bruno distrófico típico. Os outros estudos tiveram um aumento do teor de magnésio entre 13,91% (30 $m^3\ ha^{-1}$) e 57,39% (60 $m^3\ ha^{-1}$).

Nos estudos que expressaram as doses em t ha^{-1} apenas o estudo de Negrisolli (2018) teve uma diminuição de 2,97% no teor de magnésio quando aplicou uma dose de 115 t ha^{-1}. Nos estudos que tiveram aumento do teor de magnésio o maior valor foi de 133,33% com uma dose de 30 t ha^{-1} obtido do trabalho de Abreu (2016). Os outros estudos tiveram aumento percentual do teor de magnésio entre 4,05% (15 t ha^{-1}) e 35,71% (60 t ha^{-1}). Os estudos de Araujo (2008) e de Guimarães (2015) não tiveram alteração do teor de magnésio no solo após a aplicação dos

resíduos orgânicos de bovinos. Araujo (2008) aplicou o resíduo bovino com relação C/N de 10/1 e Guimarães (2015) realizou calagem em todas as parcelas experimentais.

A figura 24 mostra a distribuição de frequência dos teores finais de magnésio dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem decomposição.

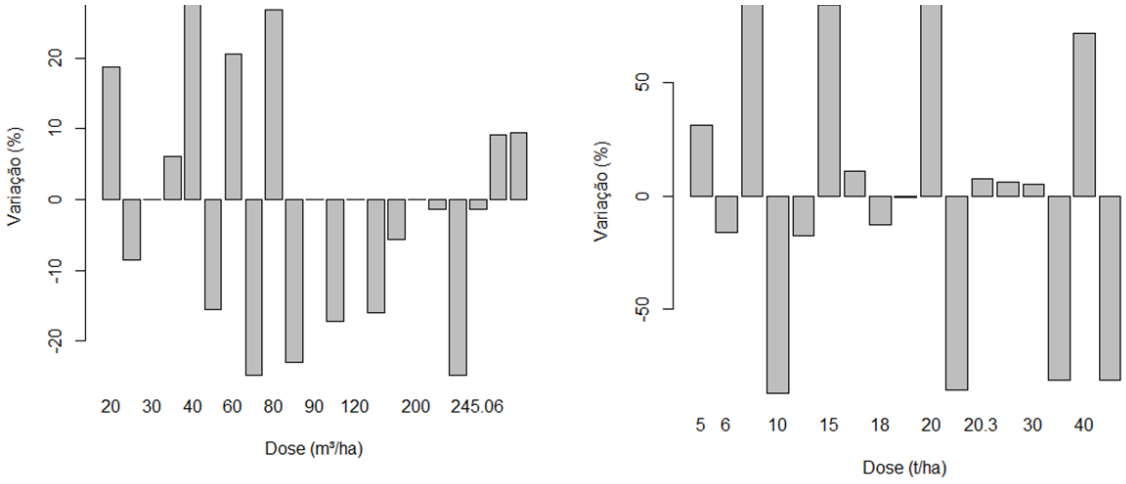
Figura 24 – Distribuição de frequência dos teores finais de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição



A maioria dos estudos (94,4% dos valores) tiveram concentrações finais de magnésio entre 0,5 e 2,5 $cmol_c\ dm^{-3}$. Alguns estudos (2,8% dos valores) tiveram teores menores que 0,5 $cmol_c\ dm^{-3}$ e outros (2,8% dos valores) tiveram teores maiores que 4 $cmol_c\ dm^{-3}$. Pelas classes de interpretação para magnésio (KCl 1 mol L^{-1}) propostas por Prezotti (2013) os solos dos estudos estariam entre as classificações médio (0,5-1,0 $cmol_c\ dm^{-3}$) e alto (> 1,0 $cmol_c\ dm^{-3}$). Pelas classes de interpretação dos teores de magnésio no solo propostas por Raij et al. (1997) a maioria dos estudos estariam na classe de teor alto (>0,8 $cmol_c\ dm^{-3}$) de magnésio no solo.

A figura 25 ilustra o perfil da variação percentual do teor de magnésio nos solos que receberam resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição.

Figura 25 - Variação percentual de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos



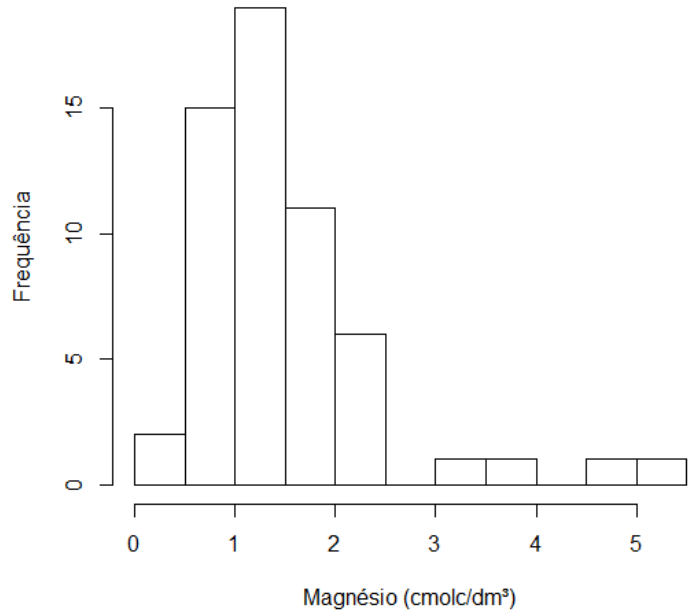
Os estudos que expressaram as doses em m^3 ha^{-1} tiveram a variação percentual do teor magnésio do solo elevada. A variação percentual foi de -24,81% nas doses de 60 e 240 m^3 ha^{-1} no estudo de Silva (2009) a 26,88% na dose 80 m^3 ha^{-1} no estudo de Reis (2016). Boa parte dos estudos teve uma diminuição do teor de magnésio do solo sendo alguns valores da ordem de 1,30% (202,04 m^3 ha^{-1}), 5,65% (161,02 m^3 ha^{-1}), 8,59% (25 m^3 ha^{-1}), 15,51% (50 m^3 ha^{-1}), 23,04% (81,02 m^3 ha^{-1}) e 24,81% (240 m^3 ha^{-1}). Dos estudos que tiveram diminuição do teor de magnésio dois deles fizeram calagem que foram Araujo (2007) e Lemes (2012). Contudo outros estudos tiveram aumentos do teor de magnésio no solo que foram de 6,15% (40 m^3 ha^{-1}) a 31,25% (40 m^3 ha^{-1}). Pelá (2005) que teve aumentos de 6,15% (40 m^3 ha^{-1}) e 9,23% (300 m^3 ha^{-1}) no teor de magnésio do solo fez calagem e aplicou um resíduo bovino com relação C/N de 13/1.

Alguns estudos que expressaram as doses em t ha^{-1} tiveram diminuições dos teores de magnésio no solo de 16,40%, 17,46%, 12,70%, 0,75%, 87,14%, 85,71%, 81,43% e 81,43% nas doses de 6, 12, 18,18, 10, 20, 30 e 40 t ha^{-1} respectivamente. Os trabalhos que tiveram diminuição foram Novo Júnior (2019), Procópio (2019) e Sousa (2015). Novo Júnior aplicou um resíduo com 90% de

umidade e Procópio aplicou um resíduo bovino de relação C/N de 8,74. Os aumentos do teor de magnésio no solo foram de 31,25%, 87,50%, 84,38%, 90,63% e 72% nas doses de 5, 10, 15, 20 e 40 t ha^{-1} respectivamente. Os trabalhos que tiveram aumento foram Matos (2015), Nobile (2009) e Scherer (2013). Matos (2015) e Scherer (2013) aplicaram os resíduos bovinos com umidade entre 92% e 59%.

A figura 26 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de magnésio dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição.

Figura 26 – Distribuição de frequência dos teores finais de magnésio dos solos que aplicaram resíduos bovinos decompostos

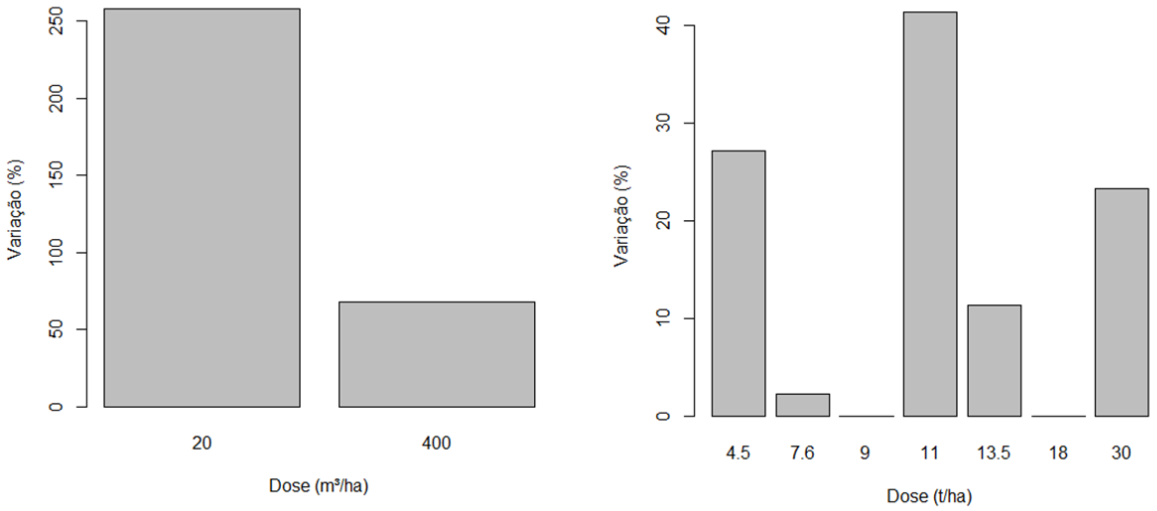


Os solos dos estudos tiveram os teores finais de magnésio no solo (91,2% dos valores) com maior frequência entre 0,5 e 2,5 $cmol_c\ dm^{-3}$. Alguns (5,3% dos valores) tiveram teores entre 3 e 4 $cmol_c\ dm^{-3}$ e outros (3,5% dos valores) entre acima de 4,5 $cmol_c\ dm^{-3}$. Considerando os limites de interpretação dos teores de magnésio no solo propostos por Raij et al. (1997) a maioria desses solos se enquadrariam na classe de teor alto (>0,8 $cmol_c\ dm^{-3}$). Pelas classes de interpretação (KCl 1 mol L^{-1}) de Prezotti (2013) alguns estudos estariam na classe média (0,5-1,0 $cmol_c\ dm^{-3}$) e outros na classe alto (>1 $cmol_c\ dm^{-3}$).

4.2.6 Matéria orgânica

A figura 27 ilustra a variação percentual do teor de matéria orgânica dos solos que receberam resíduos orgânicos bovinos sem processo de decomposição.

Figura 27 - Variação percentual de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição

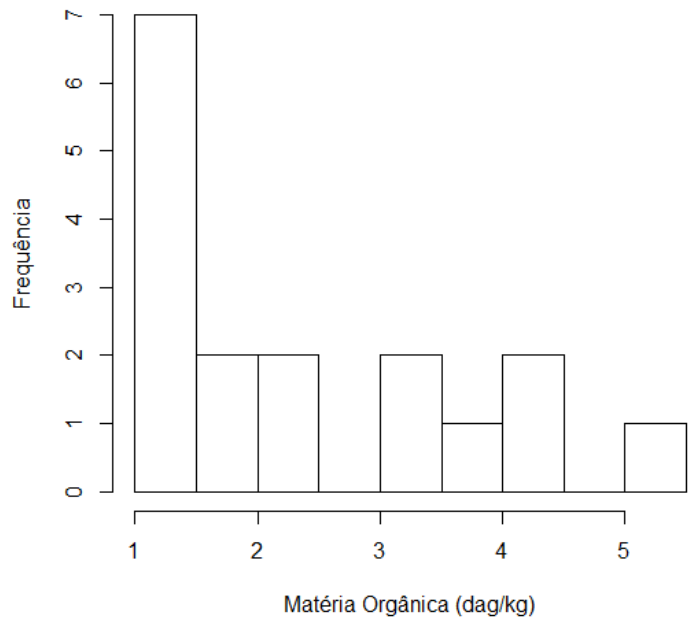


No estudo de Lima (2017) o aumento do teor de matéria orgânica foi de 257,60% com uma dose de 20 m^3 ha^{-1} de resíduos orgânicos em um argissolo vermelho distrófico típico. No trabalho de Abreu (2016) em um latossolo vermelho distroférrico típico o aumento do teor de matéria orgânica foi de 68,18% em uma dose de 400 m^3 ha^{-1}.

Abreu (2008) aplicando uma dose de 30 t ha^{-1} teve um aumento de 23,33% do teor de matéria orgânica do solo em um latossolo vermelho-amarelo, já Araújo (2005) teve um aumento de 0,79% com a mesma dose em um neossolo regolítico psamítico típico. Abreu (2008) aplicou um resíduo bovino com 39,9% de umidade e 19/1 de relação C/N. O maior valor foi de 42,73% no estudo de Abreu (2016) em um latossolo vermelho distroférrico. No estudo de Guimarães (2015) não houve aumento do teor de matéria orgânica nas doses de 9 e 18 t ha^{-1}.

A figura 28 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos sem processo de decomposição.

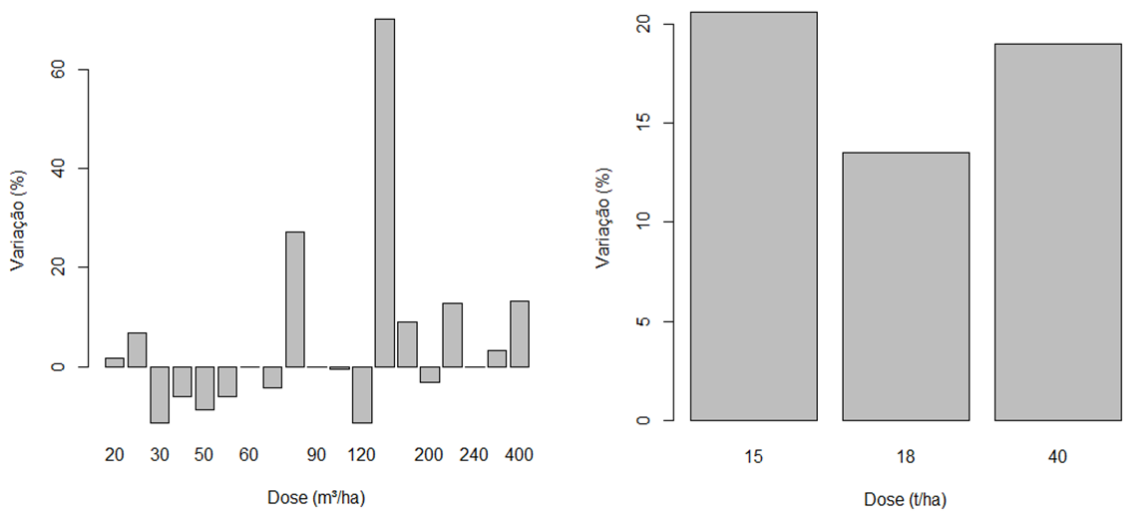
Figura 28 – Distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos sem decomposição



Uma maior frequência de estudos (47% dos valores) foi observada nos teores de matéria orgânica entre 1 e 1,5 dag kg^{-1}. Alguns estudos (18% dos valores) estiveram entre os teores de 1,5 e 2,5 dag kg^{-1} e outros (35% dos valores) entre 3 e 4,5 dag kg^{-1} de matéria orgânica. Conforme as classes de interpretação para matéria orgânica (colorimétrico) nos solos propostas por Prezotti (2013) a maioria dos estudos teriam seus solos classificados como de baixo teor (<1,5 dag kg^{-1}). No entanto outros estudos se enquadrariam como de médio teor (1,5-3,0 dag kg^{-1}) e alto teor (>3 dag kg^{-1}). Pelas classes de interpretação propostas por Alvarez et al. (1999) esses estudos teriam classificação de muito baixo (<0,70 dag kg^{-1}) a muito baixo (0,71-2,00 dag kg^{-1}). Em alguns estudos a classificação seria de médio (2,01-4,00 dag kg^{-1}) a bom (4,01-7,00 dag kg^{-1}) o teor de matéria orgânica no solo.

A figura 29 ilustra o perfil de variação percentual do teor de matéria orgânica nos solos que receberam resíduos orgânicos bovinos após processo de decomposição.

Figura 29 - Variação percentual de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos após decomposição

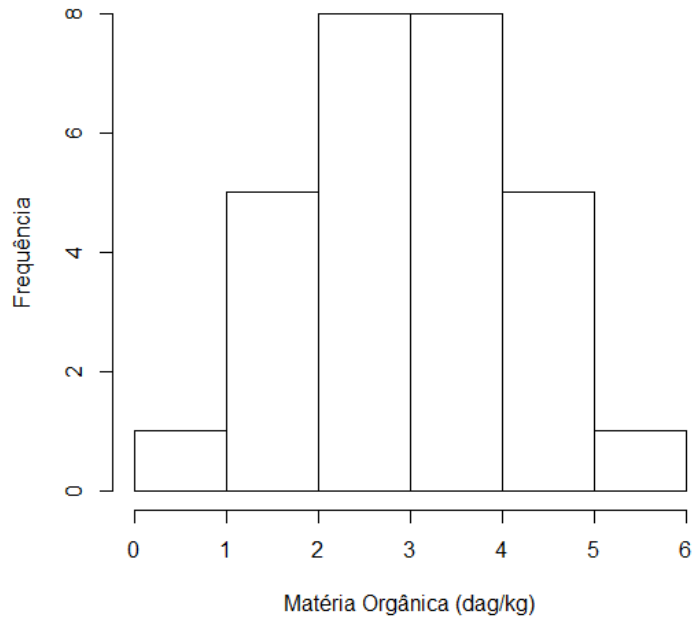


Conforme a figura houve estudos em que o teor de matéria orgânica do solo diminuiu de 0,56% (100 m^3 ha^{-1}), no estudo de Lemes (2012) em um argissolo, a 11,33% (120 m^3 ha^{-1}) no estudo de Silva (2009) em um latossolo vermelho eutrófico típico. O estudo de Araujo (2007) teve um aumento de 70,18% aplicando uma dose de 150 m^3 ha^{-1} em um solo de textura arenosa. Os outros trabalhos tiveram aumento do teor de matéria orgânica do solo de 3,37% a 27,27%.

Nos estudos que expressaram as doses em t ha^{-1} o aumento do teor de matéria orgânica do solo esteve entre 19% e 20,59%. O trabalho de Nobile (2009) teve aumento de 19% na dose de 40 t ha^{-1} em um argissolo vermelho amarelo distrófico arênico enquanto o trabalho de Scherer et al. (2013) obteve 20,59% de aumento com uma dose de 15 t ha^{-1} em um latossolo vermelho distroférrico. O estudo de Procópio (2019) teve aumento de 13,53% na dose de 18 t ha^{-1} em um argissolo vermelho-amarelo.

A figura 30 ilustra a distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos dos estudos que aplicaram resíduos orgânicos de bovinos após processo de decomposição.

Figura 30 – Distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos que aplicaram resíduos bovinos após decomposição

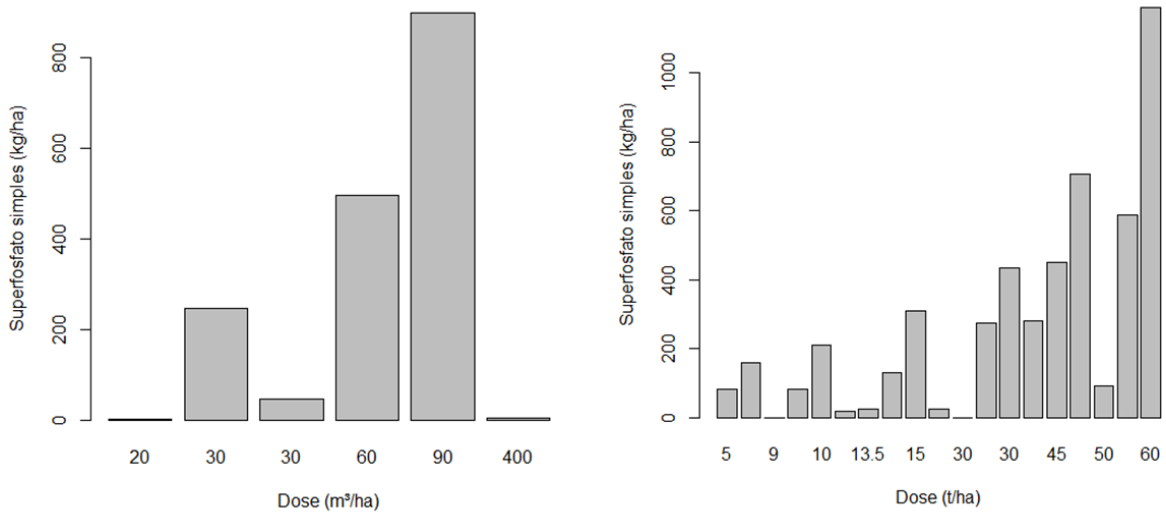


A distribuição de frequência dos teores finais de matéria orgânica dos solos dos estudos se aproximou da distribuição normal. A maior parte dos estudos (57% dos valores) tiveram os teores de matéria orgânica no solo entre 2 e 4 dag kg^{-1}. De acordo com as classes de interpretação propostas por Alvarez et al. (1999) os solos desses estudos se classificaram como de teor médio (2,01-4,00 dag kg^{-1}) e pelas classes de interpretação (colorimétrico) de Prezotti (2013) os solos estariam entre as classes médio (1,5-3,0 dag kg^{-1}) e alto (>3,0 dag kg^{-1}). Alguns estudos apresentaram teores de matéria orgânica maiores que 4 dag kg^{-1} sendo os estudos nesse caso classificados como de teor alto tanto para as classes de interpretação de Prezotti (2013) quanto pelas classes de Alvarez (1999).

4.2.7 Superfosfato simples

A figura 31 ilustra o quanto de superfosfato simples seria economizado por hectare pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição.

Figura 31 – Quantidade de superfosfato simples economizado pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição



Observa-se que no estudo de Barcellos (2005) a aplicação de 90 m^3 ha^{-1} dos resíduos orgânicos de bovinos correspondeu a 899,10 kg ha^{-1} de superfosfato simples em um latossolo bruno distrófico típico. Contudo no trabalho de Abreu (2008) a aplicação de 400 m^3 ha^{-1} de resíduos correspondeu a 4,77 kg ha^{-1} em um latossolo vermelho distroférrico típico. No trabalho de Lima (2017) a aplicação de 20 m^3 ha^{-1} de resíduos correspondeu a 1,19 kg ha^{-1} de superfosfato simples em um argissolo vermelho distrófico típico.

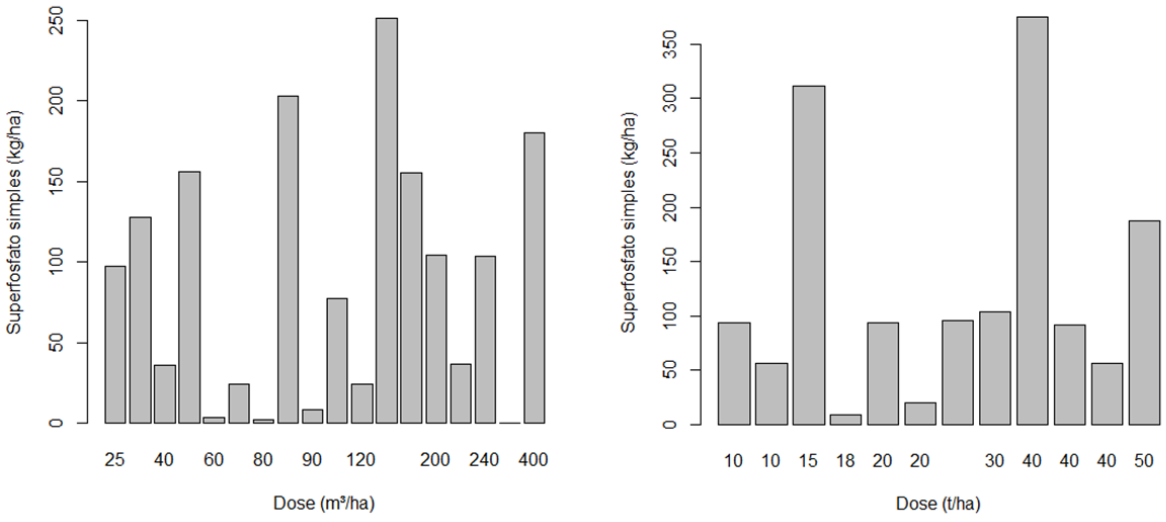
A aplicação de 60 t ha^{-1} no trabalho de Silva (2018) correspondeu 1187,6 kg ha^{-1} de superfosfato simples em um latossolo vermelho eutroférrico. No trabalho de Guimarães (2015) as doses de 13,5 e 18 t ha^{-1} corresponderam a 26,26 kg ha^{-1} de superfosfato simples. Já no trabalho de Araújo (2005) as doses de 10, 20, 40 e 50 t ha^{-1} corresponderam a 187, 375, 281 e 93,81 kg ha^{-1} de superfosfato simples em um neossolo regolítico psamítico típico. Os outros estudos estiveram entre 17,31 a 704,19 kg ha^{-1} de superfosfato simples.

Tendo como referência o preço da tonelada do superfosfato simples para o mês de novembro de 2020 no estado de São Paulo dado pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) com a aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição poderia ser economizado valores de 1207,76 reais ha^{-1} (90 m^3 ha^{-1}) e 1595,28 reais ha^{-1} (60 t ha^{-1}) em superfosfato simples. Evidente que esses valores conforme visto pelos gráficos depende do tipo do solo e da composição química dos resíduos orgânicos.

De um modo geral em pelo menos metade dos estudos a aplicação de resíduos orgânicos de bovinos não decompostos correspondeu a uma economia de 185,66 kg ha^{-1} de superfosfato simples e 249,39 reais ha^{-1} de investimento nesse fertilizante.

A figura 32 mostra o quanto de superfosfato simples seria economizado por hectare pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos após processo de decomposição.

Figura 32 – Quantidade de superfosfato simples economizado pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos após decomposição



A economia em superfosfato simples chegaria a 251,12 kg ha^{-1} no trabalho Araujo (2007) com uma dose de resíduos de 150 m^3 ha^{-1} em solo de textura arenosa. Os estudos de Alonso (2012) e Silva (2009) chegaram a uma economia de 203,26 e 127,35 kg ha^{-1} com doses de 81,02 m^3 ha^{-1} e 30 m^3 ha^{-1} respectivamente. Os outros estudos estiveram entre 2,15 (80 m^3 ha^{-1}) e 179,99 kg ha^{-1} (400 m^3 ha^{-1}) de superfosfato simples.

A dose de 15 t ha^{-1} correspondeu a 311,52 kg ha^{-1} de superfosfato simples no trabalho de Scherer (2013) em um latossolo vermelho distroférrico. Já Araújo (2005) com uma dose de 40 t ha^{-1} correspondeu a 374,89 kg ha^{-1} de superfosfato simples. Os outros estudos corresponderam de 8,59 (18 t ha^{-1}) a 187,51 kg ha^{-1} (50 t ha^{-1}) de superfosfato simples pela aplicação dos resíduos orgânicos bovinos.

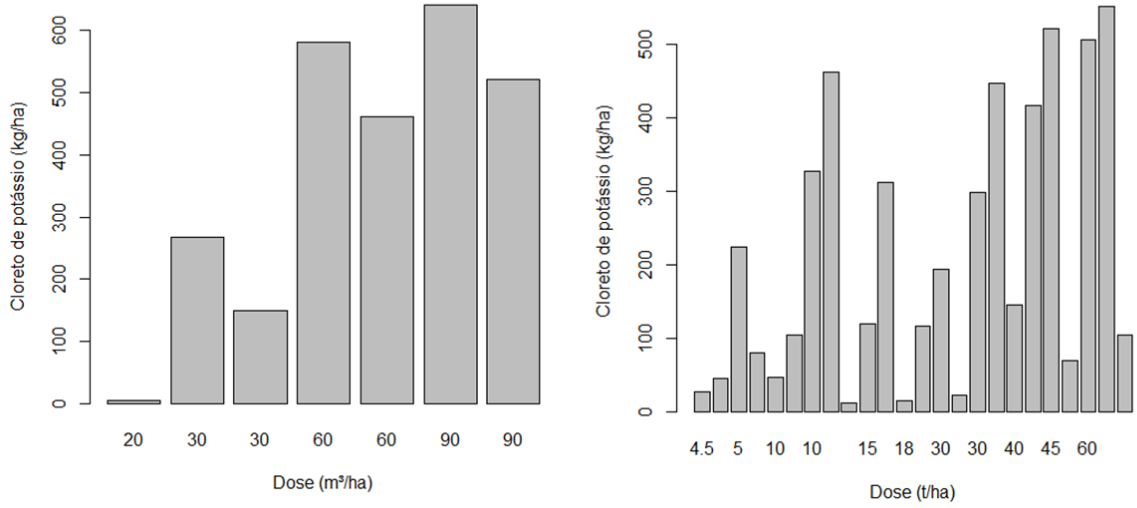
Tendo como referência o preço da tonelada do superfosfato simples para o mês de novembro de 2020 no estado de São Paulo dado pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) com a aplicação de resíduos orgânicos bovinos com decomposição poderia ser economizado valores de 337,33 reais ha^{-1} (150 m^3 ha^{-1}) e 503,59 reais ha^{-1} (40 t ha^{-1}) de superfosfato simples. Esses valores, conforme visto nos resultados dos estudos vão depender do tipo de solo e da composição química dos resíduos orgânicos.

De um modo geral em pelo menos metade dos estudos a aplicação de resíduos orgânicos de bovinos decompostos correspondeu a uma economia de 93,81 kg ha^{-1} de superfosfato simples e 126,02 reais ha^{-1} de investimento nesse fertilizante.

4.2.7 Cloreto de potássio

A figura 33 ilustra a quantidade de cloreto de potássio correspondente à aplicação de resíduos orgânicos de bovinos sem processo de decomposição.

Figura 33 – Quantidade de cloreto de potássio economizado pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição



Observa-se que entre as doses de 20 e 90 m^3 ha^{-1} houve aumento da quantidade de cloreto de potássio por hectare na medida em que a dose de resíduos orgânicos aumentou. A dose de 90 m^3 ha^{-1} correspondeu a 640,70 kg ha^{-1} de cloreto de potássio em um latossolo bruno distrófico típico no trabalho de Barcellos (2005). O menor valor foi encontrado no trabalho de Lima (2017) com 4,97 kg ha^{-1} de cloreto de potássio aplicando uma dose de 20 m^3 ha^{-1} de resíduos orgânicos em um argissolo vermelho distrófico típico. Os outros estudos estiveram entre 149 (30 m^3 ha^{-1}) e 581,10 kg ha^{-1} (60 m^3 ha^{-1}).

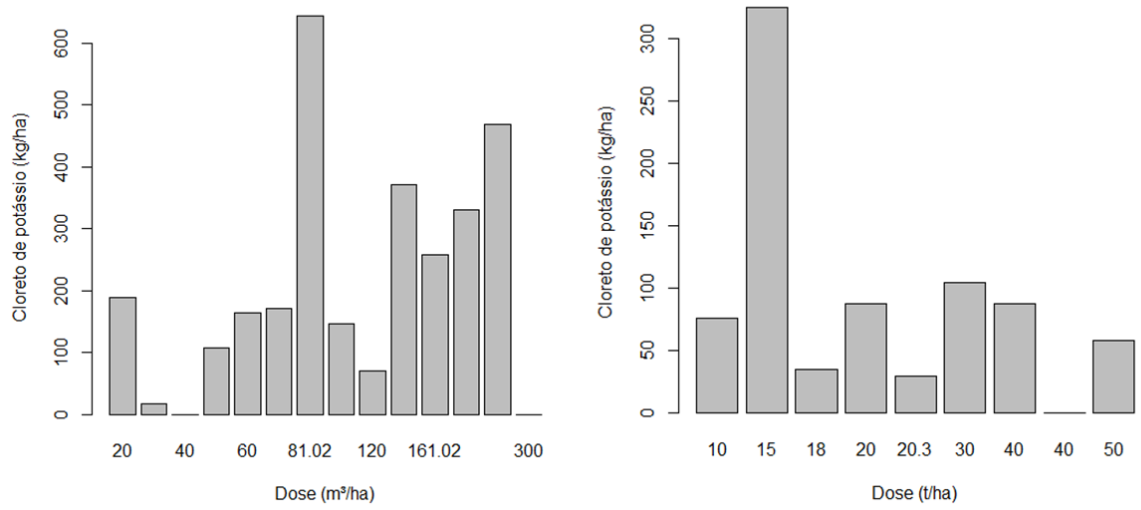
As doses de 4,5; 13,5; 18 e 30 t ha^{-1} de resíduos orgânicos bovinos corresponderam à, respectivamente, 27, 11, 15 e 23 kg ha^{-1} de superfosfato simples. Os maiores valores de superfosfato simples foram de 551, 521, 506, 461 e 447 kg ha^{-1} nas doses de 60, 45, 30, 11 e 30 t ha^{-1} de resíduos orgânicos. Os outros estudos estiveram entre 45 a 328 kg ha^{-1} de superfosfato simples.

Tendo como referência o preço da tonelada do cloreto de potássio para o mês de janeiro de 2021 no estado de São Paulo dado pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) com a aplicação de resíduos orgânicos bovinos sem decomposição poderia ser economizado valores de 1282,84 reais ha^{-1} (90 m^3ha^{-1}) e 1103,84 reais ha^{-1} (60 t ha^{-1}) de cloreto de potássio.

De um modo geral em pelo menos metade dos estudos a aplicação de resíduos orgânicos de bovinos não decompostos correspondeu a uma economia de 208,60 kg ha^{-1} de cloreto de potássio e 387,84 reais ha^{-1} de investimento nesse fertilizante.

A figura 34 ilustra a quantidade de cloreto de potássio corresponde à aplicação de resíduos orgânicos bovinos após processo de decomposição.

Figura 34 – Quantidade de cloreto de potássio economizado pela aplicação de resíduos orgânicos bovinos após decomposição



Observa-se que no estudo de Alonso (2012) que a dose de 81,02 m^3 ha^{-1} correspondeu a 643,11 kg ha^{-1} de cloreto de potássio. As doses de 30 m^3 ha^{-1} e 120 m^3 ha^{-1} no trabalho de Silva (2009) corresponderam respectivamente a 17,84 kg ha^{-1} e 71,33 kg ha^{-1} de superfosfato simples em um latossolo vermelho eutrófico típico. Nos outros estudos a quantidade de superfosfato simples variou de 106,97 a 468,66 kg ha^{-1}.

A dose de 15 t ha^{-1} de resíduos orgânicos bovinos correspondeu a 324,74 kg ha^{-1} de superfosfato simples. Entre as doses de 10 a 50 t ha^{-1} a quantidade de superfosfato simples variou de 24,80 kg ha^{-1} a 104,64 kg ha^{-1} de superfosfato simples.

Tendo como referência o preço da tonelada do cloreto de potássio para o mês de janeiro de 2021 no estado de São Paulo dado pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) com a aplicação de resíduos orgânicos bovinos com decomposição poderia ser economizado valores de 1287,66 reais ha^{-1} (81,02 m^3 ha^{-1}) e 650,22 reais ha^{-1} (15 t ha^{-1}) de cloreto de potássio.

De um modo geral em pelo menos metade dos estudos a aplicação de resíduos orgânicos de bovinos decompostos correspondeu a uma economia de

104,64 kg ha^{-1} de cloreto de potássio e 209,52 reais ha^{-1} de investimento nesse fertilizante.

6 CONCLUSÕES

O pH dos solos teve pouca variação tanto com a aplicação do resíduo orgânico bovino não decomposto quanto com a aplicação do resíduo orgânico bovino decomposto. A tendência dos solos dos estudos foi de aumento do valor do pH pela aplicação dos resíduos orgânicos bovinos tendo casos em que o aumento foi de 23,53%.

Os teores de fósforo, potássio, cálcio e magnésio tiveram uma maior variação percentual em função dos tipos de solos e também das doses e dos tipos de tratamento do resíduo bovino ocorrendo casos em que a variação percentual foi acima 100%. De um modo geral os teores desses elementos aumentaram com a aplicação do resíduo orgânico bovino. Ainda houve casos em que os teores desses elementos diminuíram sendo que a maioria desses casos está relacionada com a aplicação do resíduo orgânico bovino decomposto.

Praticamente em todos os estudos houve acréscimo do teor de matéria orgânica nos solos após aplicação dos resíduos orgânicos de bovinos tendo casos em que o aumento foi de 257,60% em relação ao teor do solo testemunha.

Entre os estudos foi possível notar uma economia de 1595,28 reais ha^{-1} de superfosfato simples e de 1287,66 reais ha^{-1} de cloreto de potássio pela aplicação de resíduos orgânicos de bovinos.

A matéria orgânica bovina é uma alternativa para a fertilização dos solos podendo ser, dessa forma, fonte de elementos nutrientes como o fósforo, o potássio, o cálcio e o magnésio. Sendo assim o resíduo bovino se mostra viável economicamente. Contudo é importante salientar sobre os cuidados que devem ser tomados com a aplicação desse resíduo. Alguns desses cuidados são: a adequada estabilização microbiológica do resíduo bovino e a aplicação de doses levando-se em consideração o teor de nitrogênio do resíduo bovino. Outro fator importante é o conhecimento do tipo de solo e das características físico-químicas do mesmo antes da aplicação do resíduo bovino, auxiliando dessa forma no manejo de aplicação.

REFERÊNCIAS

ABREU, I. M. O. **Produtividade e qualidade microbiológica de alface sob diferentes fontes de adubos orgânicos.** 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

ABREU, S. A. H. **Crescimento inicial de teca e produtividade de soja sob diferentes adubações em um sistema agrossilvicultural.** 2016. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.

ABREU, S. A. H. **Crescimento inicial de teca e produtividade de soja sob diferentes adubações em um sistema agrossilvicultural.** 2016. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.

ALENCAR, E. S. Uma conversa com Shulman e Vernaud: reflexões teóricas de uma metassíntese qualitativa. **Educação e Linguagem**, v. 20, n. 1, p.73-90, jan./jun. 2017.

ALENCAR, E. S.; ALMOULOUD, S. A. A metodologia de pesquisa: metassíntese qualitativa. **Revista Reflexão e Ação**, Santa Cruz do Sul, v. 25, n. 3, p. 204-220, set/dez. 2017.

ALONSO, J.; SAMPAIO, R. A.; COLEN, F.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A.; ROCHA JÚNIOR, V.R.; NASCIMENTO, A. L.; ZUBA JUNIO, G. R.; CRUZ, L. R.; RODRIGUES, M. E. S. Productivity and chemical composition of pearl millet (Pennisetum glaucum) as response to NPK fertilization and biofertizer. **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 46, n. 4, p. 441-447, 2012.

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F. de; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARAES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**: 5a aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 25- 32.

AMARAL, G.; CARVALHO, F.; CAPANEMA, L.; CARVALHO, C. A. **Panorama da pecuária sustentável.** BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 36, p.249-288, set. 2012.

AMORIM, E. L. **Avaliação de diferentes substratos orgânicos no crescimento, rendimento e na composição química do óleo essencial de espécies medicinais.** 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2014.

ANDRADE, J. E. P.; PAN, S. S. K.; DANTAS, C. A. D.; MELO, K. C. A. **A indústria de fertilizante**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 1, p.94-109, jul. 1995.
ANTONIOLLI, Z. I. **Manejo biodinâmico do solo**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2009.

ARAÚJO, E. N. **Rendimento do pimentão (Capsicum annuum L.) adubado com esterco bovino e biofertilizante.** 2005. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura Tropical) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2005.

ARAÚJO, E. N. **Rendimento do pimentão (Capsicum annuum L.) adubado com esterco bovino e biofertilizante.** 2005. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura Tropical) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2005.

ARAUJO, F. A. R. **Mamoeiro havaí, biofertilizante bovino e adubação mineral** – reflexos no crescimento, produção, nutrição e fertilidade do solo. 2007. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura Tropical) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraiba, Areia, 2007.

ARAUJO, L. C.; SANTOS, A. C.; FERREIRA, E. M.; CUNHA, O. F. R. Fontes de matéria orgânica como alternativa na melhoria das características químicas do solo e produtividade do capim-mombaça. **Revista Acadêmica de Ciência Agrária e Ambiental**, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 65-72, jan./mar. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES. **Beef report**: perfil da pecuária no Brasil, 2021. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

AYERS, R. S.; WESTCOT. Water quality for agriculture (Revised). Rome. FAO: **Irrigation and Drainage Paper n°29**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985. 174 p.

BARCELLOS, M. **Adubação orgânica e mineral na produção de culturas em rotação sob plantio direto e nas propriedades químicas do solo da região dos campos gerais do Paraná.** 2005. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação.** 8. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2006.

BERNARDO, W. M.; NOBRE, M. R. C.; JANETE, F. B. A prática clínica baseada em evidências. Parte II – Buscando as evidências em fontes de informação. **Revista Brasileira Reumatol**, v. 44, n. 6, p. 403-409, 2004.

BERTOSSI, A. P. A. Influência da aplicação de águas residuárias sobre a infiltração de água no solo. **Revista Verde**, v. 8, n. 5, p. 188-193, dez. 2013.

BICCA, A. M. O. **Produção e valor nutricional de forrageiras sob adubação orgânica.** 2014. Tese (Doutorado em Agronomia/Forragicultura) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2014.

BORENSTEIN, M.; HEDGES, L. V.; HIGGINS, J. P. T.; ROTHSTEIN, H. R. A basic introduction to fixed-effect and random-effects models for meta-analysis. **Res. Syn. Meth.**, v. 1, p. 97-111, 2010.

BRASIL. **Decreto n° 86.955, de 18 de fevereiro de 1982**. Regulamenta a Lei n. 6894, de 16 de dezembro de 1980, alterada pela Lei n. 6934, de 13 de julho de 1981, que dispõe sobre a inspeção e a fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes destinados à agricultura, e pelo Decreto-Lei n. 1899, de 1981, que institui taxas relativas às atividades do Ministério da Agricultura. Brasília, DF: Presidência da República, 1982.

BRASIL. **Lei n° 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei n° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução Nº 54 de 28 de novembro de 2005.** Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 09/03/2006.

CELLA, D.; ROSSI, M. C. L. Análise do mercado de fertilizantes no Brasil. **Interface Tecnológica**, v. 7, n. 1, p.41-50, 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011.

COSTA, L. A. M. **Adubação orgânica na cultura do milho:** parâmetros fitométricos e químicos. 2005. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2005.

COSTA, L. A. M. **Adubação orgânica na cultura do milho:** parâmetros fitométricos e químicos. 2005. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2005.

COTTA, J. A. O.; CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. S.; REZENDE, M. O. O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Eng Sanit Ambient**, v. 20, n. 1, p.65-78, jan./mar. 2015.

CROSSETTI, M. G. O.; BRUM, C. N.; GOES, M. G. O.; ZUGE, S. Associação entre metassíntese e teoria fundamentada em dados nas pesquisas em enfermagem: uma

possibilidade de buscas de evidências científicas. In: CONGRESSO IBERO-AMERICANO EM INVESTIGAÇÃO QUALITATIVA. 5., 2016. **Investigação Qualitativa em Saúde**. p. 508-512.

DE-LA-TORRE-UGARTE-GUANILO, M. C.; TAKAHASHI, R. F.; BERTOLOZZI, M. R. Revisão sistemática: noções gerais. **Rev Esc Enferm USP**, v. 45, n. 5, 2010.

DIAS, V. P.; FERNANDES, E. **Fertilizantes:** uma visão global sintética. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 4, p.97-138, set. 2006.

FEBA, L. G. T. Produção de biomassa, compostos fenólicos e atividade antioxidante em *Passiflora incarnata L.* mediante adubação orgânica e diferentes períodos de corte em solo arenoso. 2018. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Tecnologia e Produção Vegetal) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente, 2018.

FONGARO, G.; KUNZ, A.; VIANCELLI, A.; LANNA, M. C. S.; BARADI, C. R. M.; MAGRI, M. E.; TREICHEL, H. Desafios sanitários no reuso de efluentes da produção animal no contexto saúde única. In: PALHARES, J. C. P. (ed.). **Produção animal e recursos hídricos**: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos. 1 ed. Brasília: Embrapa, 2019. 210 p., 127-146.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FREITAS, J. Z. **Esterqueiras para dejetos bovinos**. Niterói: Programa Rio Rural, 2008. (Manual Técnico 4).

GEBLER, L.; ESPANHOL, G. L.; FIRTA, I. N.; SPADOTTO, C. A. Dispersão de poluentes e seu monitoramento na agropecuária. In: GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. (ed.). **Gestão ambiental na agropecuária**. 1 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 106 p., 147-164.

GOMES, K. R. **Irrigação e fertilizações orgânica e mineral na cultura do girassol no litoral cearense.** 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Irrigação e Drenagem) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

GOMES, R. C.; FEIJÓ, G. L. D.; CHIARI, L. **Evolução e qualidade da pecuária brasileira.** Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2017.

GUIMARÃES, G. **Cama de frango e esterco bovino na produção de cana-de-açucar.** 2015. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015.

HAMACHER, L. S. Aproveitamento de água residuária de bovinocultura leiteira no cultivo de citronela: efeitos na atividade fotoquímica e na biomassa. **RBCIAMB,** n. 53, p. 117-133, set. 2019.

HENNERICH, J. E.; VELOSO, G. J.; DEOLINDO, G. L.; NORA, L.; TRES, T. T. Uso de indicadores de sustentabilidade na produção de leite: uma experiência metodológica. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v.4, n. 7, p.4314-4330, nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Produção da pecuária municipal**, 2020. 2020. Disponível em: < https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=destaques >. Acesso em: 04 out. 2021.

KARINO, M. E.; FELLI, V. E. A. Enfermagem baseada em evidências: avanços e inovações em revisões sistemáticas. **Cienc. Cuid Saude**, v. 11, p. 11-15, 2012.

KISS, B. (coord.). **Pegada de carbono da carne bovina brasileira:** Análise da cadeia produtiva e aspectos ambientais. São Paulo: FGVces/EAESP-FGV, 2018. 102 p.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. **Sistemas de produção**. 2 ed. Versão eletrônica: Embrapa, 2008.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias para o tratamento de resíduos de animais: biodigestão e compostagem. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (ed.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa, 2014.

LEMES, R. L. **Biofertilizante na produção da alfafa e atributos químicos do solo.** 2012. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Faculdade de Medicina Veterinária, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Araçatuba, 2012.

LIMA, F. V. **Adubação nitrogenada e orgânica em videira:** características químicas do solo, componentes produtivos e decomposição de resíduos foliares e esterco bovino. 2017. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017.

LOPES, A. L. M.; FRACOLLI, L. A. Revisão sistemática de literatura e metassíntes qualitativa: considerações sobre sua aplicação na pesquisa em enfermagem. **Texto Contexto Enferm**, Florianópolis, v. 17, n. 4, p.771-778, Out./Dez. 2008.

LORENTZ, J. F. **Tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira e produção de biofertilizante para aplicação em pastagem.** 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2019.

MAIA, G. B. S.; PINTO, A. R.; MARQUES, C. Y. T.; ROITMAN, F. B.; LYRA, D. D. **Produção leiteira no Brasil.** BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 37, p.371-398, mar. 2013.

MARCHI, C. M. D. F.; GONÇALVES, I. O. Compostagem: a importância da reutilização dos resíduos orgânicos para a sustentabilidade de uma instituição de ensino superior. **Revista Monografias Ambientais**, v. 19, n. 1, 2020.

MATOS, C. F.; PINHEIRO, É. F. M.; PAES, J. L.; LIMA, E.; MARQUES, A. S.; CAMPOS, D. V. B. Efeito da aplicação de biofertilizante de dejetos de bovino no solo e cultura do sorgo. **Agrener GD**, São Paulo, nov. 2015. Trabalho apresentado no 10° Congresso sobre Geração Distribuída e Energia no Meio Rural, 2015, São Paulo.

MOTTA, A. C. V.; BARBOSA, J. Z.; POGGERE, G. C.; SIMON, P. L. **50 exercícios resolvidos de química e fertilidade do solo**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná/Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2018.

MULLER, D. H. **Características de adubos orgânicos, efeitos no solo e no desempenho da bananeira.** 2012. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) – Faculdade de Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

NASCIMENTO, M.; LOUREDO, F. E. L. **Fertilizantes e sustentabilidade:** o potássio na agricultura, fontes e rotas alternativas. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004.

NEGRISOLLI, E. **Efeito da adubação orgânica e mineral nos componentes de rendimento de *Phaseolus vulgaris* variedade "Iac Imperador" em sistema de cultivo em base ecológica.** 2018. Dissertação (Mestrado Profissional em Agroecologia/Agroecologia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2018.

NOBILE, F. O**. Irrigação com duas qualidades de água e tipos de fertilizações no solo e em cana-de-açucar.** 2009. Tese (Doutorado em Agronomia/Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2009.

NOVO JÚNIOR, J. **Viabilidade agroeconômica da cebola, atributos químicos e microbiológicos do solo em função da aplicação de biofertilizantes.** 2019. Tese (Doutorado em Agronomia/Fitotecnia) – Universidade Federal Rural do semi-árido, Mossoró, 2019.

OLIVEIRA, G. S.; MIRANDA, M. I.; SAAD, N. S. Metassíntese: uma modalidade de pesquisa qualitativa. **Cadernos da Fucamp**, v. 19, n. 42, p.145-156. 2020.

OTENIO, M. H. Reaproveitamento de água residuária em sistemas de produção de leite. In: MARTINS, P. C.; PICCININI, G. A.; KRUG, E. E. B.; MARTINS, C. E.; LOPES, F. C. F. **Sustentabilidade ambiental, social e econômica da cadeia produtiva do leite:** desafios e perspectivas. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

PELÁ, A. **Efeito de adubos orgânicos provenientes de dejetos de bovinos confinados nos atributos físicos e químicos do solo e na produtividade do milho.** 2005. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2005.

PEREIRA, M. G.; GALVÃO, T. F. Etapas de busca e seleção de artigos em revisões sistemáticas da literatura. **Epidemiol. Serv. Saúde**, Brasília, v. 23, n. 2, p. 369-371, 2014.

PEREIRA, M. G.; GALVÃO, T. F. Extração, avaliação da qualidade e síntese dos dados para revisão sistemática. **Epidemiol. Serv. Saúde**, Brasília, v. 23. n. 3. P. 577-578, 2014.

PREZOTTI, L. C. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória, ES: Incaper, p. 104, 2013.

PROCÓPIO, K. D. **Adubação orgânica com resíduos animais e uso de microrganismos eficientes na produção agroecológica de capim elefante.** 2019. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2019.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, J. A.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, Â. M. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed.rev.atual. Campinas, Instituto Agronômico /Fundação IAC, 1997. (Boletim Técnico, 100).

REIS, M. M. **Produção de Tithonia diversifolia sob doses de biofertilizante cultivada em sequeiro e irrigado.** 2016. Dissertação (Mestrado em Produção Animal/Produção Animal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2016.

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Sci. Agric.**, Piracicaba, v. 53. n. 3, p.556-562, set./nov. 1994.

RODRIGUES, C. L.; ZIEGELMANN, P. K. Metanálise: um guia prático. **Rev HCPA**, v. 30, n. 4, p. 436-447, 2010.

SAAB, A. A.; PAULA, R. A. O mercado de fertilizantes no Brasil: diagnósticos e propostas de políticas. **Revista de Política Agrícola**, v. 17, n. 2, abr./maio/jun. 2008.

SAMPAIO, R. F.; MANCINI, M. C. Estudos de revisão sistemática: um guia para síntese criteriosa da evidência científica. **Rev.bras. fisioter.**, São Carlos, v. 11, n. 1, p. 83-89, jan./fev. 2007.

SANTOS, E. J. F.; CUNHA, M. Interpretação crítica dos resultados estatísticos de uma meta-análise: estratégias metodológicas. **Millenium**, v. 44, p. 85-98, jan./jun. 2013.

SARNIGHAUSEN, V. C. R.; SILVA, A. C. S.; MORAES, S. O.. Greenhouse gas emission in Cattle Livestock System, the challenge in quantification and mitigation strategies: meta-synthesis. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.1, p.417-435, 2021.

SARNIGHAUSEN, V. C. R. **Revisão sistemática e metassíntese: medições de Gases de Efeito Estufa (GEE) emitidos pela pecuária bovina brasileira**. Tese (Doutorado em Ciência/Física do Ambiente Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2011.

SCHERER, E. E.; SPAGNOLLO, E. Propriedades químicas do solo e produtividade de milho e feijão no sistema orgânico com uso de diferentes fontes de adubo. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 27, n.1, p.80-85, mar./jun. 2014.

SEGANFREDO, M. A. Riscos ambientais associados ao uso de dejetos animais como fertilizantes e índices de solo para sua avaliação. In: MIRANDA, C. R.; MONTICELLI, C. J.; MATTHIENSEN, A.; SEGANFREDO, M. A. **Produção intensiva de animais e serviços ambientais:** estratégias e indicadores. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2020.

SILVA, A. A. **Viabilidade técnica e econômica da implantação da biodigestão anaeróbia e aplicação de biofertilizante nos atributos de solo e plantas.** 2009. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2009.

SILVA, J. B. G. **Cultivo orgânico da figueira (*Ficus carica L*.) fertirrigada com água residuária de bovinocultura de leite:** efeitos no solo e na cultura. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

SILVA, J. B. G.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; OLIVEIRA, A. P. S.; SILVA, L. B. D. Concentração de metais em um solo adubado com água residuária da bovinocultura de leite. **Engenharia na agricultura**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 357-367, 2016.

SILVA, J. B. G.; MARTINEZ, M. A.; PIRES, C. S.; ANDRADE, I. P. S.; SILVA, G. T. Avaliação da condutividade elétrica e pH da solução do solo em uma área fertirrigada com água residuária de bovinocultura de leite. **Irriga**, Botucatu, Edição especial, p. 250-263, 2012.

SILVA, M. S. **Créditos de nitrogênio, alterações nos atributos químicos do solo e nos componentes de produção da cultura do milho em função da aplicação de esterco bovino.** 2013. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2013.

SILVA, M. S. **Efeitos de esterco bovino em atributos químicos e físicos do solo, produtividade de milho e créditos de nitrogênio.** 2018. Tese (Doutorado em Agronomia/Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2018.

SILVA, V. F. **Cultivo de pimenteiras submetidas a níveis e qualidades de água de irrigação e fontes orgânicas de adubos.** 2017. Tese (Doutorado em

Engenharia Agrícola/Irrigação e Drenagem) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.
SINDICATO DA INDÚSTRIA DE ADUBOS E CORRETIVOS AGRÍCOLAS. **Principais indicadores do setor de fertilizantes**. São Paulo: SIACESP, 2020.

SOUSA, E. G.; BEZERRA, A. C.; SOUSA, V. F. O.; SILVA, A. J.; LEAL, M. P. S.; NÓBREGA, J. S.; GONÇALVES NETO, Á. C. Características agronômicas da beterraba em função da irrigação com água salina e biofertilizante. **Ciências Agrárias**: Conhecimentos Científicos e Técnicos e Difusão de Tecnologias. Jul. 2020.

SOUSA, L. M. M.; MARQUES-VIEIRA, C. M. A.; SEVERINO, S. S. P.; ANTUNES, A metodologia de revisão integrativa da literatura em enfermagem. **Revista investigação em enfermagem**, Coimbra, v. 2, n. 21, p. 17-26, nov. 2017.

SOUSA, R. A. **Desenvolvimento do sorgo cv. BRS Ponta Negra irrigado com água salobra e submetido a diferentes doses de esterco bovino e biofertilizantes.** 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola/Irrigação e Drenagem) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

SOUSA-PINTO, B.; AZEVEDO, L. Avaliação crítica de uma revisão sistemática e meta-análise: da execução da meta-análise à exploração da heterogeneidade. **Revista da Sociedade Portuguesa de Anestesiologia**, v. 28, n. 3, p. 187-191, 2019.

SOUZA, W. J. **Resíduos:** conceitos e definições para manejo, tratamento e destinação. Piracicaba: FEALQ, 2012.

SOUZA, W. J.; DUARTE, S. N. **Águas residuárias:** tratamentos e aplicações em áreas agrícolas. Piracicaba: FEALQ, 2014.

SOUSA, D.M.G. de; MIRANDA, L.N. de.; LOBATO, E. **Interpretação de análise de terra e recomendação de adubos fosfatados para culturas anuais nos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1987a. 7p. (EMBRAPA-CPAC. Comunicado Técnico, 51).

TEIXEIRA, F. O. P.; BOTELHO, S. A.; MELO, L. A.; FIA, R.; TEIXEIRA, G. A. P. Efeito da disposição de efluentes da bovinocultura no solo e na biomassa vegetal. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 25, n. 4, p. 326-335, 2017.

TEIXEIRA, L. S. **Caracterização dos fluxos de fertilizantes no Brasil**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

VIECHTBAUER, W. Coducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. **Journal of Statistical Software**, v. 36, n. 3, p. 1-48, aug. 2010.

VILELA, D. Desafios e oportunidades para a pecuária de leite no Brasil. In: VILELA, D.; FERREIRA, R. P.; FERNANDES, E. N.; JUNTOLLI, F. V. (ed.) **Pecuária de leite no Brasil:** cenários e avanços tecnológicos. Brasília: Embrapa, 2016.