

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL

MARK ANDREW ALVES PEREIRA ANDRADA SILVA

APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA APÓS DOIS ANOS
SUCESSIVOS EM SISTEMA AGROFLORESTAL

UBERLÂNDIA
2018

MARK ANDREW ALVES PEREIRA ANDRADA SILVA

**APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA APÓS DOIS ANOS
SUCESSIVOS EM SISTEMA AGROFLORESTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora

Profa. Dra. Adriane de Andrade Silva

UBERLÂNDIA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S586a
2018

Silva, Mark Andrew Alves Pereira Andrade, 1989
Aplicação de água resíduária de suinocultura após dois anos
sucessivos em sistema agroflorestal / Mark Andrew Alves Pereira
Andrade Silva. - 2018.
50 p. : il.

Orientadora: Adriane de Andrade Silva.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.768>
Inclui bibliografia.

1. Qualidade ambiental - Teses. 2. Suino - Esterco - Teses. 3. Águas
residuais no solo - Teses. 4. Solo - Qualidade - Teses. I. Silva, Adriane
de Andrade, . II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-
Graduação em Qualidade Ambiental. III. Título.

CDU: 574

Angela Aparecida Vicentini Tzi Tziboy – CRB-6/947

MARK ANDREW ALVES PEREIRA ANDRADA SILVA

APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA APÓS DOIS
ANOS SUCESSIVOS EM SISTEMA AGROFLORESTAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

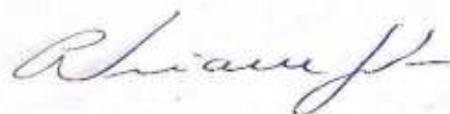
APROVADA em 26 de fevereiro de 2018.

Dra. Regina Maria Quintão Lana

UFU

Dr. Heliomar Baleeiro de Melo Júnior

IFTM-Campus Uberlândia



Profa. Dra. Adriane de Andrade Silva
ICIAG-UFU
(Orientadora)

UBERLÂNDIA
2018

AGRADECIMENTOS

À Deus.

À minha esposa Laura por ser sempre compreensiva e companheira.

Aos meus pais e minha irmã que sempre me apoiam.

À minha orientadora, Dra Adriane de Andrade Silva, pela confiança e pelo trabalho desempenhado.

À minha colega de projeto Alini Bossolani Rossino e a todos os colegas que convivi durante a pós-graduação.

Aos membros da banca, Dra Regina Maria Quintão Lana e Dr Heliomar Baleiro de Melo Júnior.

À Universidade Federal de Uberlândia que desde o ano de 2007 é minha escola.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

À Fazenda Bonsucesso pelo apoio na condução da área experimental

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS SIGLAS E SÍMBOLOS	i
LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
2.1 Aspectos gerais da suinocultura.....	3
2.2 Água resíduária de suinocultura (ARS).....	5
2.3 Atributos químicos do solo	9
2.4 Sistemas agroflorestais (SAF's)	16
3 MATERIAL E MÉTODOS	19
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
4.1 CARACTERÍSTICAS RELACIONADAS À ACIDEZ DO SOLO	23
4.2 CARACTERÍSTICAS RELACIONADAS À CTC DO SOLO	26
4.3 Fósforo e Carbono Orgânico	38
4.4 Metais Pesados.....	40
5 CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS.....	44

LISTA DE ABREVIATURAS SIGLAS E SÍMBOLOS

%	Por cento
°C	Grau Celsius
a.C.	Antes de Cristo
Al ³⁺	Alumínio trocável
ARS	Água residuária de suinocultura
C	Carbono
C.O	Carbono orgânico
Ca ²⁺	Cálcio trocável
Ca ²⁺ /T	Relação entre o teor cálcio e a CTC pH 7
CFSEMG	Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais
cm	Centímetro
cmol _c dm ⁻³	Centimol de carga por decímetro cúbico
CO ₃ ²⁻	Carbonato
CTA	Capacidade de troca de ânions
CTC	Capacidade de troca de cátions
Cu	Cobre
CV's	Coeficientes de variações
d.C.	Depois de Cristo
dag kg ⁻¹	Decagrama por quilograma
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda Química de oxigênio
Fe	Ferro
g	Gramas
g L ⁻¹	Gramas por litro
GO	Goiás
h	Hora
H ⁺	Hidrogênio trocável
H ⁺ +Al ³⁺	Hidrogênio mais alumínio ou acidez potencial
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K ⁺	Potássio
K ⁺ /Na ⁺	Relação entre o teor de potássio e o de sódio
K ⁺ /T	Relação entre o teor de potássio e a CTC pH 7
kg	Quilograma

kg dia^{-1}	Quilograma por dia
$\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$	Quilograma por hectare por dia
kg P ha^{-1}	Quilogramas de fósforo por hectare
L dia^{-1}	Litro por dia
L matriz^{-1}	Litro por matriz
m	Metro
m%	Saturação por alumínio
M.O	Matéria orgânica
m^2	Metro quadrado
m^3	Metro cúbico
$\text{m}^3 \text{ animais}^{-1} \text{ mês}^{-1}$	Metro cúbico por animais por mês
$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	Metro cúbico por hectare
$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Metro cúbico por hectare por ano
MG	Minas Gerais
mg L^{-1}	Miligramma por litro
Mg^{2+}	Magnésio trocável
Mg^{2+}/T	Relação entre o teor de magnésio e a CTC pH 7
mm	Milímetro
$\text{mmol}_e \text{ dm}^{-3}$	Milimol de carga por decímetro cúbico
Mn	Manganês
mol L^{-1}	Mol por litro
N	Nitrogênio
Na^+	Sódio
NH_4^+	Amônio
NO_3^-	Nitrato
ns	Não significativo
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
PR	Paraná
Prof.	Profundidade
PST	Porcentagem de sódio trocável
SAF	Sistema agroflorestal
SAF's	Sistemas agroflorestais
SB	Soma de bases
sp	Espécie
S-SO_4^{2-}	Enxofre

T	CTC pH 7,0
t	CTC efetiva
t MS ha ⁻¹ ano ⁻¹	Tonelada de matéria seca por hectare por ano
TFSE	Terra fina seca em estufa
UCC	Unidade de ciclo completo
UF	Unidade da federação
UFU	Universidade Federal de Uberlândia
UPL	Unidade de produção de leitões
UPL's	Unidades de produção de leitões
USDA	United States Department of Agriculture
UT	Unidade de terminação
V%	Saturação por bases
Zn	Zinco

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>Corymbia citriodora</i> plantada em linha simples consorciada com <i>Urochloa decumbens</i> , Uberlândia-MG, 2017.....	20
Figura 2 - Trado calador utilizado na coleta das amostras de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, Uberlândia – MG, 2016.	22
Figura 3 - pH em H ₂ O nas camadas de 0-20 cm (A), 20-40 cm (B), 40-60 cm (C) após dois anos de aplicação de ARS.....	23
Figura 4 - K ⁺ nas camadas de 0-20 cm (A), 20-40cm (B) e 40-60 cm (C), após dois anos de aplicação de ARS.....	27
Figura 5 - Relação K ⁺ /T nas camadas de 20-40 cm (A) e 40-60 cm (B), após dois anos de aplicação de ARS.....	29
Figura 6 – Porcentagem de sódio trocável (PST) na camada de 0-20 cm após 2 anos de aplicação de ARS.....	32
Figura 7 – Soma de bases (SB) na camada de 40-60 cm, após 2 anos de aplicação de ARS.....	34
Figura 8 - CTC efetiva (t) na camada de 40-60 cm, após dois anos de aplicação de ARS.	36
Figura 9 - Fósforo (P) na camada de 20-40 cm após 2 anos de aplicação de ARS.	38
Figura 10 - Cobre na camada de 40-60 cm após 2 anos de aplicação de ARS.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Plantel de suínos no Brasil e Estados com maior participação.....	3
Tabela 2 - Quantidade estimada de dejetos líquidos de suínos produzidos diariamente de acordo com o sistema de produção	5
Tabela 3 - Classificação dos solos quanto à sodicidade em função do PST.....	14
Tabela 4 - Caracterização química do solo da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.....	19
Tabela 5 - Teores de micronutrientes e argila no solo da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.....	19
Tabela 6 - Média da caracterização química mensal da água residuária de suinocultura aplicada.	21
Tabela 7 - Médias observadas para pH em H ₂ O no solo após dois anos de aplicação de ARS.....	24
Tabela 8 - Médias observadas para acidez trocável (Al ³⁺) e saturação por Al ³⁺ (m%), após dois anos de aplicação de ARS.....	26
Tabela 9 - Médias observadas de K ⁺ e relação K ⁺ /T, após dois anos de aplicação de ARS.....	28
Tabela 10 - Médias observadas de Ca ²⁺ e da relação Ca ²⁺ /T, após dois anos de aplicação de ARS.....	29
Tabela 11 - Médias observadas para Mg ²⁺ e para a relação Mg ²⁺ /T, após dois anos de aplicação de ARS.....	31
Tabela 12 - Médias observadas para Na ⁺ e porcentual de sódio trocável (PST), após dois anos de aplicação de ARS.....	32
Tabela 13 - Médias observadas para a relação K ⁺ /Na ⁺ , após dois anos de aplicação de ARS.....	33
Tabela 14 - Médias observadas de soma de bases (SB) e saturação por bases (V%), após dois anos de aplicação de ARS	35
Tabela 15 - Médias observadas de CTC efetiva e CTC pH 7, após dois anos de aplicação de ARS.....	37
Tabela 16 - Médias observadas de fósforo (P), após dois anos de aplicação de ARS....	39

Tabela 17 - Médias observadas de carbono orgânico (C.O), após dois anos de aplicação de ARS.....	39
Tabela 18 - Médias observadas para cobre (Cu) e zinco (Zn), após dois anos de aplicação de ARS.....	41

RESUMO

SILVA, MARK ANDREW ALVES PEREIRA ANDRADA. **Aplicação de água resíduária de suinocultura após dois anos sucessivos em sistema agroflorestal.** 2018. 50p. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG¹.

A suinocultura produz uma grande quantidade de dejetos, os quais são manejados em sua maioria na forma líquida, gerando uma demanda em busca de alternativas técnicas eficientes e de custo reduzido no tratamento e na destinação do efluente gerado. Tendo em vista a dificuldade de armazenamento e a carga poluidora da água resíduária de suinocultura (ARS), a fertirrigação se tornou uma alternativa viável e amplamente aplicada. O experimento foi instalado no município de Uberlândia-MG e avaliou os atributos químicos de um LATOSOLO VERMELHO AMARELO, cultivado com sistema agroflorestal, sendo *Corymbia citriodora* plantada em linha simples consorciada com pastagem formada com *Urochloa decumbens*, após dois anos de aplicação de ARS. O experimento foi montado em delineamento de blocos casualizados com 5 blocos e 5 tratamentos (0, 200, 400, 600 e 800 m³ ha⁻¹ ano), aplicações de ARS ocorreram nos anos de 2015 e 2016. Concluiu-se que a aplicação de água resíduária de suinocultura não alterou o alumínio trocável, saturação por alumínio, cálcio trocável, a relação entre os teores de cálcio e CTC pH 7 e o carbono orgânico. O pH do solo foi praticamente inalterado. Houve incremento de potássio, magnésio (na camada superficial) e sódio, sendo que o porcentual de sódio trocável chegou a ocupar 15,32% da CTC. O acréscimo de CTC efetiva, CTC pH 7, saturação por bases e soma de bases foi principalmente em razão dos maiores teores de potássio, sódio e alumínio verificados. As relações entre potássio e CTC pH 7 e magnésio e CTC pH 7 estão abaixo do recomendado. Houve também aumento dos metais pesados cobre e zinco, sendo necessário monitorá-los para evitar a contaminação do meio ambiente. Devido aos teores de sódio e metais, não se recomenda aplicar doses maiores que 200 m³ ha⁻¹.

Palavras-chave: Dejetos líquidos suíños. Destinação de efluente líquido. Integração pecuária floresta. Qualidade do solo.

¹Orientadora: Adriane de Andrade Silva - UFU.

ABSTRACT

SILVA, MARK ANDREW ALVES PEREIRA ANDRADA. **Application of swine wastewater after two successive years in agroforestry system.** 2018. 50p. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG

Swine breeding produces a large amount of waste, which are mostly managed in liquid form, what causes a demand for efficient and cost-effective alternative techniques in the treatment and disposal of the generated effluent. Considering the storage difficulty and the pollutant load of swine wastewater (SW), fertigation has become a viable and widely applied alternative. The experiment was carried out in the city of Uberlândia-MG and evaluated the chemical attributes of a Red Yellow Oxisoil, cultivated in agroforestry system, with *Corymbia citriodora* planted in simple line consortium with pasture formed with *Urochua decumbens*, after two years of SW application. The experiment was set up in a randomized block design with 5 blocks and 5 treatments (0, 200, 400, 600 and 800 m³ ha⁻¹ year), SW applications occurred in the years of 2015 and 2016. In conclusion, the application of swine wastewater did not change the exchangeable aluminum, aluminum saturation, exchangeable calcium, the relationship between calcium and CTC pH 7 contents and the organic carbon. The pH of the soil was practically unchanged. There was an increase of potassium, magnesium (in the superficial layer) and sodium, and the exchangeable sodium percentage occupied 15.32% of CTC. The increase of effective CTC, CTC pH 7, base saturation and base sum was mainly due to the higher levels of potassium, sodium and aluminum verified. The relationships between potassium and CTC pH 7 and magnesium and CTC pH 7 are below recommended. There was a raise of the heavy metals copper and zinc, being necessary to monitor them to avoid the contamination of the environment. Due to the sodium and metal contents it is not recommended to apply doses greater than 200 m³ ha⁻¹.

Keywords: Swine liquid waste. Liquid effluent disposal. Forest husbandry integration. Soil quality.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil está entre os maiores produtores de suínos e diante da grande demanda de produção de carne suína e da expectativa de crescimento da atividade, há uma grande preocupação com os passivos ambientais que podem ser gerados pela atividade.

Com a intensificação da produção há uma crescente geração de dejetos e a forma mais fácil de manejá-los nas instalações de suínos é na forma líquida, que mantém as baías limpas e facilita a destinação dos dejetos produzidos para os sistemas de tratamento mais comuns na atividade que são os biodigestores e as lagoas de estabilização, considerados tratamentos sanitários primários, os quais ainda apresentam necessidade de uma destinação final que ocorra na propriedade, preferencialmente em sistemas agrícolas, pois ainda apresentam nutrientes que podem impactar corpos d'água.

Tendo em vista a preocupação com a poluição ambiental, a qualidade do solo e da água é necessário estabelecer os critérios para a disposição correta e não agressiva ao meio ambiente dos dejetos suínos, chamados também de efluente líquido de suinocultura ou água resíduária de suinocultura (ARS).

A aplicação ARS nas culturas agrícolas após o tratamento gera um subproduto chamado biofertilizante, este é caracterizado como o efluente do biodigestor e ou lagoa de estabilização, o qual tem carga patogênica reduzida através do processo anaeróbio de tratamento, mantendo características fertilizantes com presença de macro e micronutrientes.

Em função do biofertilizante apresentar características fertilizantes o seu uso em cultivos agrícolas torna-se uma alternativa ao lançamento do efluente nos cursos d'água, o que reduz a poluição ambiental dos corpos hídricos, principalmente em função da presença de nitrogênio e fósforo que causam eutrofização das águas.

Porém, devido à composição variável da ARS em componentes orgânicos e inorgânicos é necessário monitorar as características do solo com vistas a atender a legislação ambiental e prevenir a saturação do solo com componentes químicos indesejáveis, protegendo consequentemente o ambiente.

O monitoramento das características químicas do solo é importante para evitar danos às culturas que usam esse substrato para seu desenvolvimento, devendo ter a cautela para que as doses aplicadas não alterem os níveis críticos estabelecidos.

A pesquisa sobre as alterações dos solos submetidos à aplicação de ARS busca obter doses e taxas de aplicações que não prejudiquem os sistemas agrícolas implantados.

As pastagens por ocuparem grandes extensões territoriais, podendo ainda apresentar-se degradadas ou em processo de degradação, possuem grande potencial para aproveitamento desta forma de ciclagem de nutrientes.

Também se tem observado que a aplicação de ARS em sistemas florestais solteiros e ou consorciados com forrageiras é uma alternativa econômica viável.

Sendo assim objetiva-se avaliar o efeito nos atributos químicos do solo após dois anos de uso de água resíduária de suinocultura em um sistema agroflorestal.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Aspectos gerais da suinocultura

A carne suína é a fonte de proteína animal mais importante no mundo, com a produção de mais de 100 milhões de toneladas por ano (MIELE et al., 2011).

No Brasil o efetivo de suínos foi de 39,95 milhões de cabeças em 2016, representando um aumento de 0,4% em relação a 2015. Sendo os maiores produtores os Estados do Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Minas Gerais, nesta ordem, conforme Tabela 1 (INTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2016).

Tabela 1 - Plantel de suínos no Brasil e Estados com maior participação.

UF	Efetivo de suínos (cabeças)	Participação no efetivo total (%)
Brasil	39.950.320	100
Paraná	7.131.132	17,9
Santa Catarina	6.887.378	17,2
Rio Grande do Sul	5.927.862	14,8
Minas Gerais	5.103.547	12,8
Mato Grosso	2.538.530	6,4
Goiás	1.988.478	5,0
São Paulo	1.367.491	3,4

Fonte: IBGE (2016).

O Município de Toledo - PR possui o maior plantel suíno brasileiro com 1.182.705 cabeças, seguido por Rio Verde - GO com 765.000 cabeças e Uberlândia - MG com 656.700 cabeças, que representa 12,9% do total do Estado de Minas Gerais (IBGE, 2016).

Em 2015 o Município de Uberlândia-MG possuía 775.000 cabeças (IBGE, 2015) registrando, portanto uma queda de 6,4%, o que pode estar ligada a alta dos preços dos insumos necessários à produção.

As grandes regiões produtoras possuem serviços de suporte fundamentais para o desenvolvimento da atividade, possuem grandes agroindústrias e também se destacam

a logística de transporte, o sistema educacional, o sistema de financiamento, centros de pesquisa e universidades.

De acordo com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture - USDA), o Brasil continuou na quarta posição mundial com relação à produção de carne suína, atrás de China, União Européia e Estados Unidos. Em relação ao efetivo de suínos, o Brasil passou da quarta para a quinta posição mundial após ser ultrapassado pela Rússia. As três primeiras posições continuaram com China, União Européia e Estados Unidos (IBGE, 2016).

No Brasil a suinocultura tem sido desenvolvida dentro de parâmetros de elevada tecnologia, com um crescimento de sistemas de produção integrado. Os sistemas de produção de suínos são baseados em função da inserção do Brasil numa economia globalizada, em que os aspectos produtivos estão inseridos na eficiência da produção e distribuição de matérias-primas e produtos ao longo de toda a cadeia produtiva.

Atualmente, predomina o sistema de produção integrado (agroindústria-produtor), que permite ganhos de escala, redução de custos de produção e menores custos de transação.

Em nível de organização da atividade por parte dos criadores, há três tipos de manejos mais comuns, a saber: as unidades de produção de leitões (UPL), recria e terminação (UT) e unidades de ciclo completo (UCC). Em que as unidades de produção de leitões (UPL's): são organizadas em condomínio de produtores, por produtores de grande porte ou pela própria integradora. As UPL's integradas recebem da agroindústria os reprodutores machos, as fêmeas híbridas, assistência técnica, tecnologia, rações e a garantia de compra do produto. Recria e terminação de leitões (UT): realizada por associados das agroindústrias integradoras. Essas garantem ao produtor a entrega dos leilões a serem terminados, a assistência técnica, o fornecimento de rações e a aquisição do leitão terminado (COSTA et al., 2002) e as unidades de ciclo completo (UCC) contemplam todas as etapas da produção (gestação, maternidade, creche, cria, recria e engorda), essas granjas podem ser associadas a integradoras ou independentes, mas devem ser especializadas em todas as etapas da criação.

Outro fator determinante para o crescimento e desenvolvimento da suinocultura brasileira é o aumento do consumo nos últimos anos que está sendo oportunizado, entre outras variáveis, pelos constantes esclarecimentos sobre a carne suína realizada através de campanhas de marketing promovidas pela Associação

Brasileira de Criadores de Suínos, agroindústrias e revendedores (atacadistas e varejistas). As campanhas visam criar um novo conceito sobre a carne suína (origem, usos e qualidades), com poder de competir com as outras carnes. Para tanto, buscam destacar as características organolépticas da carne suína; romper mitos e tabus subsistentes em grande parte dos consumidores e dos formadores de opinião; melhorar a imagem da suinocultura nacional, no que diz respeito à produção, higiene e qualidade da carne suína e seus produtos; buscar aumentar o consumo per capita no Brasil; divulgar o setor como fundamental para a economia nacional e alimentação da população; criar uma padronização de cortes de carne suína *in natura* junto às agroindústrias para venda ao consumidor brasileiro e incutir no consumidor a necessidade de consumir carne inspecionada (TRAMONTINI, 2001).

Informações técnico-científicas são importantes ferramentas para suprir as principais limitações do sistema produtivo da suinocultura e garantir avanços à atividade o que poderá elevar a produção de suínos no Brasil, visando atender não somente o mercado interno, mas também o externo.

2.2 Água residuária de suinocultura (ARS)

A água residuária de suinocultura (ARS) é uma mistura de fezes e urina dos animais e de outros materiais provenientes do processo criatório (água desperdiçada nos bebedouros, água de higienização, restos de alimentos, pelos e poeira) (CONDÉ et al., 2012).

A criação intensiva de suínos ocorre normalmente em três modos de produção: ciclo completo, unidade de produção de leitões e de crescimento e terminação, podendo a produção diária de ARS ser estimada conforme o modo de produção (Tabela 2).

Tabela 2 - Quantidade estimada de dejetos líquidos de suínos produzidos diariamente de acordo com o sistema de produção.

Tipo de sistema de produção	Quantidade diária de dejetos
Ciclo Completo	85 L matriz ⁻¹
UPL	45 L matriz ⁻¹
Crescimento e terminação	9,0 L cabeça ⁻¹

Fonte: Adaptado de Dartora, Perdomo e Tumelero (1998).

A quantidade e qualidade dos dejetos produzidos variam com o tipo de criação, com a quantidade de água utilizada nas instalações, com a estação do ano, com a alimentação, o número e categoria dos animais (GOULART, 1997 apud ALVES, 2007).

Segundo Oliveira (1993), a adoção do sistema de confinamento de suínos tem produzido cada vez maiores quantidades de ARS, onde a inadequação dos sistemas de manejo e armazenamento induz o seu lançamento em cursos d'água, o que pode levar a sérios desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, devido à alta DBO e da carga orgânica integrante.

Isso demonstra que é grande a produção de ARS tornando-se um fator preocupante do ponto de vista ambiental.

O uso da ARS vem sendo cada vez mais enfatizado como alternativa para minimizar custos com a adubação mineral e promover aumento na produção de matéria seca ($t\ MS\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), sendo este um relevante requisito para aumentar o número de bovinos em áreas de pastejo (SERAFIM, 2010).

Numa visão mais realista, os dejetos são considerados um problema ambiental, motivo pelo qual devem ser armazenados, tratados e descartados adequadamente (BERWANGER; CERETTA; SANTOS, 2008)

Os dejetos de suínos são compostos orgânicos que contêm vários nutrientes, principalmente, nitrogênio (N) e fósforo (P), mas têm outros minerais como zinco, cádmio, chumbo, selênio, e uma elevada carga de microrganismos potencialmente patogênicos (GUSMÃO, 2008).

Entre as causas do desbalanço de alguns nutrientes deve-se ao fato da adição às rações suínas de micronutrientes em doses excessivas para garantir a sua absorção o que pode levar ao acúmulo dos mesmos no solo, ainda que estes sejam encontrados naturalmente no solo. O Zn parece ser um dos elementos com grande probabilidade de causar problemas, devido a sua grande utilização em rações para leitões, além de Cu, Mn, e Fe (SCHERER, 1996 apud MATTIAS, 2006).

Oliveira (1993) alerta que quando a ARS é aplicada em grandes quantidades no solo ou armazenada em lagoas sem revestimento impermeabilizante, durante vários anos, poderá ocorrer sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção dos nutrientes.

O uso da ARS como biofertilizante é uma alternativa econômica que pode trazer benefícios ao produtor rural e ao meio ambiente, uma vez corretamente manejada evitando-se a contaminação dos corpos hídricos pelo lançamento direto ou indireto da

ARS, assim como o disposto por Konzen (2003) podem constituir fertilizantes eficientes e seguros na fertirrigação e fertilização das culturas, desde que precedidos dos ativos ambientais que assegurem a proteção do meio ambiente, antes de sua reciclagem, devendo as doses de dejetos de suínos obedecer à reposição da exportação de nutrientes pelas produções.

Assim, Mattias (2006) complementa que as adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos dejetos.

No mesmo sentido Segnafredo (1999) diz que enquanto persistir o desequilíbrio entre a composição química dos dejetos de suínos e as quantidades de nutrientes requeridas pelas plantas, recomenda-se um alerta quanto à sustentabilidade dos sistemas agrícolas adubados com tais detritos, porque eles podem resultar em acúmulo de nutrientes no solo, que em excesso, poderão causar danos ambientais.

Os componentes poluentes (carga orgânica elevada, nitrogênio, fósforo, cobre, sódio etc.) em particular da ARS, apresentam-se em concentrações suficientemente altas para constituírem risco de desequilíbrio ecológico, quando dispostos inadequadamente (GOMES FILHO et al., 2001).

A carga poluidora dos dejetos suínos é grande, segundo Oliveira (1993) o esgoto doméstico possui DBO de aproximadamente 200 mg L^{-1} , já o dejeito suíno apresenta poder poluente maior com DQO cerca de 260 vezes superior.

Os mananciais e fontes d'água podem ser contaminadas por dejetos suínos. O acúmulo e o extravasamento de dejetos ou o despejo ilegal desses resíduos em rios e a construção de esterqueiras próximas a essas fontes tem contaminado a água e interferido no desenvolvimento da vida em rios e lagoas. Há um aumento significativo na quantidade de bactérias, principalmente coliformes fecais (*Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Escherichia* e outras). A *Escherichia coli* pode ser considerada a de maior importância e patogenicidade para o homem e animais. Ela é responsável por severas enterites em humanos e pode também estar presente em alimentos provenientes das indústrias. Entre outros problemas microbiológicos oriundos dos dejetos suínos destaca-se a contaminação por *Salmonella*, sendo esta zoonose de importância mundial. A ampla distribuição do gênero *Salmonella* entre os animais e sua permanência no ambiente contribuem para que este microrganismo assuma um papel importante na saúde pública (WEISS et al., 2002 apud PEREIRA-RAMIREZ, 2003).

Conforme Erthal (2008) a aplicação de ARS no solo como meio de disposição dessas águas, no hemisfério ocidental, teve notável avanço nas décadas de 50 e 60, quando o interesse pela qualidade dos efluentes tratados mereceu grande atenção por parte dos órgãos responsáveis pela preservação ambiental. Ainda segundo o mesmo citando Kretschmer et al. (2002), há indicadores de que águas residuárias já eram utilizadas na agricultura na Grécia antiga e na civilização de Minan (3.000 a.C. a 1.000 d.C.).

Com o aumento dos custos da adubação mineral, o agricultor passou a ter uma nova visão sobre a adubação orgânica, dando importância à utilização de estercos que, normalmente, eram descartados na propriedade, passando a fazer uso desse material como agente modificador das condições físicas e químicas do solo e elevando o nível de fertilidade (SOUTO et al., 2005).

O uso eficiente de nutrientes pelas plantas, principalmente N, implica em menores custos de fertilizantes minerais, economia de energia e redução de riscos de poluição para as águas subterrâneas (FONSECA et al., 2007).

A ARS pode apresentar nutrientes em quantidades suficientes para serem aproveitadas na fertirrigação de culturas agrícolas, levando ao aumento da produção e produtividade, sendo que aproximadamente dois terços do nitrogênio, um terço do fósforo e quase 100% do potássio, encontram-se na água residuária na forma mineral, isto é, numa forma prontamente assimilável pelas culturas (GOMES FILHO et al., 2001).

A utilização do solo como meio depurador tem mostrado muitas vantagens, tanto de ordem técnica como econômica (QUEIROZ et al., 2004). Segundo van der Hoek et al. (2002) citado por Medeiros et al. (2005) as maiores vantagens do aproveitamento da ARS, são: conservação da água disponível, sua grande disponibilidade, possibilidade do aporte e a reciclagem de nutrientes (reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos) além de concorrer para a preservação do meio ambiente.

Segundo Fonseca et al. (2007) as principais mudanças nos solos após a irrigação com águas residuárias foram limitadas aos seguintes parâmetros: carbono total, nitrogênio total e N-mineral (na solução do solo), atividade microbiana e composição das comunidades microbianas do solo e sua função, Ca e Mg trocável, salinidade, sodicidade, dispersão de argila e condutividade hidráulica.

Os efeitos da aplicação de águas residuárias nas propriedades físicas e químicas do solo só se manifestam após longo período de aplicação e dependem das características do solo e do clima. A severidade de algum problema acometido ao solo pela aplicação de águas residuárias pode variar de acordo com o tempo de aplicação, composição e quantidade aplicada. O tipo de solo e a capacidade de extração das plantas também são fatores que influenciam nas consequências da aplicação da ARS (CONDÉ et al., 2012).

Isso demonstra a importância de verificar critérios técnicos para a aplicação de ARS no solo, visando à manutenção da qualidade do solo e da água.

2.3 Atributos químicos do solo

Quilu et al. (2017) verificaram aumento de pH com a aplicação de ARS, creditando isso ao fato de ser alta a concentração de bicarbonato de sódio na ARS, podendo ser usada como remediador da acidez do solo, uma vez que o bicarbonato das águas residuais neutraliza os íons H^+ no solo, e reage com Al^{3+} através de uma reação de bi-hidrólise, depois o H^+ e o Al^{3+} em solos ácidos são liberados por extração dos cátions da ARS (por exemplo, NH_4^+ , Ca^{2+}).

Ceretta et al. (2003) avaliando os atributos químicos do solo sob pastagem natural, após aplicação de ARS verificaram a redução do alumínio trocável até a camada de 10-20 cm refletindo também em decréscimo da saturação de alumínio no solo, principalmente com o uso da dose de $40\ m^3\ ha^{-1}$. Para o pH verificaram que praticamente não houve alteração.

Medeiros et al. (2005) verificaram que houve o incremento de pH, P, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} trocáveis, S disponível, matéria orgânica (M.O), N-total após a aplicação de água residuária de origem doméstica, também observaram redução da acidez trocável e potencial.

Oliveira et al. (2004) verificaram que após a aplicação de 153, 280, 416 e 556 mm de ARS no solo cultivado com milho o pH permaneceu praticamente inalterado, com acidez classificada como média, porém a acidez trocável (Al^{3+}) decresceu, provavelmente devido ao maior pH da ARS, os autores também verificaram uma grande mobilidade de cálcio.

Cabral et al. (2011) trabalhando com capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum), que recebeu doses de 0, 150, 300, 450, 600 e $750\ m^3\ ha^{-1}$ não verificaram

relação de dependência entre o pH do solo e as diferentes doses de ARS, já para o Al³⁺ foi verificada a redução dos teores em todas as camadas de solo estudadas.

Assim como Mattias (2006) que também não verificou influência direta no incremento de pH em relação a aplicação de ARS que difere de Queiroz et al. (2004) que verificaram o decréscimo do pH, soma de bases e da CTC e do alumínio trocável em solo que recebeu ARS.

Pereira Junior (2016) em seu trabalho com aplicação de ARS, verificou incremento com tendência linear de CTC pH 7,0 (T), onde observou valores de 2,52 a 3,85 cmol_c dm⁻³ em solo coletado na projeção da copa de *Corymbia citriodora* e valores de 3,00 a 5,04 cmol_c dm⁻³ em solo coletado na linha de plantio, após aplicação de doses de 0 a 800 m³ ha⁻¹ de ARS. A mesma tendência foi observada para a CTC efetiva (t), observando valores de 1,31 a 2,55 cmol_c dm⁻³ e de 1,57 a 3,91 cmol_c dm⁻³ em solos coletados na projeção da copa e na linha de cultivo de *C. citriodora*, respectivamente. O autor atribuiu tal efeito na CTC efetiva e potencial ao também observado crescimento de pH. Já para a Saturação por Bases (V%) foi também observado um incremento linear sendo que com as doses de 600 e 800 m³ ha⁻¹ de ARS o valor observado foi acima de 60%, considerado ideal para a maioria das culturas.

A possibilidade de alteração no pH do solo com a aplicação de ARS é mínima, principalmente tratando-se de solos altamente tamponados (SCHERER et al., 1984).

Rosa et al. (2017) verificaram uma redução do pH em solo cultivado com soja que recebeu doses de 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ de ARS.

Pereira Junior (2016) observou efeito das doses de ARS no pH em solo coletado na projeção da copa de *Corymbia citriodora*, observando incremento e uma tendência de crescimento linear, alcançando pH de 5,32 com a dose de 800 m³ ha⁻¹. O mesmo comportamento linear foi observado para soma de bases (SB), sendo que no solo coletado na projeção de copa, observou valores de 1,24 a 2,38 cmol_c dm⁻³ e 1,34 a 3,5 cmol_c dm⁻³ na linha de plantio após aplicações crescentes de ARS.

Mattias (2006) verificou o aumento do teor de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ em solo que recebeu a aplicação de ARS, porém esse teor alto observado não foi muito superior ao de solos que não receberam ARS, fato que possivelmente, segundo o autor, poderia ter ocorrido um maior crescimento das plantas nos locais com aplicação de ARS o que implicaria em maior extração de K⁺.

Diferentemente Cabral et al. (2011) que notaram uma redução de Ca²⁺ após a aplicação de doses de ARS em Latossolo Vermelho distroférreo, exceto na camada

mais superficial de 0-5 cm, porém quanto maior a dose aplicada, maior foi o teor de Ca²⁺ verificado, atribuindo o fato dos menores teores verificados se deva à uma possível maior extração do elemento possibilitada pela aplicação de ARS. Já para o Mg²⁺ verificaram um aumento significativo do teor após a aplicação de ARS. O contrário ocorreu com o K⁺ que houve uma redução significativa, sendo que onde foram aplicadas as maiores doses (750 e 600 m³ ha⁻¹) houve um menor crescimento de *Pennisetum purpureum* Schum, o que resultou em menor extração do mineral e consequentemente um maior remanescente no solo.

Ceretta et al. (2003) em seu estudo em solo sob pastagem natural, verificaram o aumento dos teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, já o teor de K⁺ diminuiu até a camada de 10-20 cm, na camada de 20-40 cm o menor decréscimo de K⁺ verificado pode ser considerado um indicativo da importância da sua exportação na matéria seca da pastagem natural, pois é acima desta profundidade do solo que se concentra a maior massa de raízes.

Queiroz et al. (2004) verificaram aumento da SB, assim como os níveis de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ com a aplicação de ARS, sendo que a acumulação de K⁺ foi menor em solo cultivado com capim braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf). O aumento da SB foi devido ao aumento de K⁺.

Scherer, Nesi e Massotti (2010) verificaram um acúmulo de K⁺ nas camadas superiores do solo, verificando uma maior mobilidade do elemento em um Latossolo.

Assim como Pereira Junior (2016) que também observou incremento de K⁺ que foi de 139% após aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS e 197% após aplicação de 800 m³ ha⁻¹ de ARS em solo coletado na projeção da copa de *Corymbia citriodora*. Já na linha de plantio observou um comportamento quadrático de K⁺ em função das doses de ARS, sendo que após a aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS houve incremento de 105% de K⁺ após a dose de 600 m³ ha⁻¹ de ARS houve decréscimo no teor do nutriente.

Rosa et al. (2017) verificaram um aumento no teor de K⁺, principalmente na camada de 0-20 cm, após a aplicação de ARS em Latossolo, relacionando ao alto teor de K⁺ na ARS. Verificaram também que é viável a aplicação de ARS em soja para suprimento de K⁺ e Zn em substituição à fertilização mineral.

Podem ocorrer perdas expressivas de K⁺ por escoamento superficial, pois a quase totalidade do K⁺ presente no esterco de suínos está na forma solúvel. Além disso, parte do K⁺ aplicado pode ter lixiviado além das camadas amostradas (CERETTA et al., 2003).

Mattias (2006) verificou incremento de fósforo em áreas com aplicação de ARS. No mesmo sentido Berwanger, Ceretta e Santos (2008), trabalhando em um Argissolo Vermelho distrófico que receberam doses de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de ARS, verificaram um aumento de P disponível na camada de até 15 cm de profundidade.

Cabral et al. (2011) verificaram um aumento no teor médio de fósforo (P) após a aplicação de ARS em solo cultivado com capim-elefante. Assim como Ceretta et al. (2003) que verificaram o incremento dos teores de P em solo sob pastagem natural no Rio Grande do Sul que receberam aplicação de ARS nas doses de 0, 20 e 40 m³ ha⁻¹, durante 4 anos, verificando ainda a migração de P para as camadas mais profundas do solo com o uso das maiores doses de ARS (20 e 40 m³ ha⁻¹).

Queiroz et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação intensiva de ARS nas características químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo com diferentes gramíneas forrageiras Quicuio da Amazônia (*Brachiaria humidicola* Rendle Schweick), braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf), coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) e tifon 85 (*Cynodon* spp.), verificaram o acúmulo de P disponível.

Li et al. (2014) trabalhando com solo hidromórfico cultivado com arroz compararam solo não fertilizado, fertilizado com superfosfato (12% de P₂O₅) e fertilizado com ARS a uma taxa de 26 (baixo), 39 (médio) e 52 (alto) kg P ha⁻¹ concluíram que há indicativo de que a prática contínua de aplicação de ARS aumentou o estoque de P disponível (H₂O-P, NaHCO₃-Pi e NaHCO₃-Po), moderadamente disponível (NaOH-Pi e NaOH-Po) e P adsorvido (HCl-P), exceto para o P residual, verificando também um aumento das atividades da fosfato mono-esterase no solo que recebeu ARS comparado com o solo não fertilizado. Demonstraram em seu estudo que a aplicação de ARS deve ser mantida em torno de 39 kg P ha⁻¹ para diminuir potenciais riscos ambientais e também para manter a atividade do fosfato mono-esterase e a produção de arroz na região estudada.

Prior (2008) trabalhando em Latossolo Vermelho distroférrico típico verificou após aplicação das doses de 112,5, 225, 337,5 e 450 m³ ha⁻¹ de ARS, a elevação dos teores de P, especialmente na camada mais superficial do solo.

Scherer, Nesi e Massotti (2010) avaliando o efeito da aplicação continuada de dejetos de suínos nas propriedades químicas dos principais solos da região suinícola do oeste de Santa Catarina, verificaram que os teores de P disponível aumentaram significativamente nas camadas superficiais em razão do uso de dejetos de suínos demonstrando que sucessivas aplicações de dejetos às vezes em quantidades superiores

às necessidades de P das culturas resultam em acúmulo do nutriente na superfície do solo, sobretudo em se tratando de áreas com sistema de plantio direto consolidado, em que os dejetos são sucessivamente aplicados na superfície do solo, sem incorporação.

Pereira Junior (2016) trabalhando com aplicação de doses de 0 a 800 m³ ha⁻¹ de ARS, não observou incremento significativo de P, S, Ca²⁺, Mg²⁺ bem como alteração nos teores de Al³⁺, M.O e boro.

Mattias (2006) e Cabral et al. (2011) não observaram aumento no teor de matéria orgânica em solos que receberam ARS. Ceretta et al. (2003) avaliando os atributos químicos do solo sob pastagem natural no Rio Grande do Sul que receberam aplicação de ARS nas doses de 0, 20 e 40 m³ ha⁻¹, durante 4 anos, verificaram o incremento de carbono orgânico (C.O) apenas na dose de 0-2,5 cm.

A preocupação com a salinidade de solos agrícolas em áreas de disposição final de dejetos líquidos suínos, não é considerada nas avaliações ambientais, ao contrário da relevância atribuída ao nitrogênio, ao fósforo, aos organismos patogênicos e aos metais (LI-XIAN, 2007 apud SANTOS, 2014).

Queiroz et al. (2004) verificaram acúmulo de Na⁺ em solo que recebeu aplicação de ARS, assim como Rosa et al. (2017) e Medeiros et al. (2011) que observaram um aumento no teor de Na⁺ em parcelas tratadas com ARS.

Conforme CFSEMG (1999) observa-se que não há estabelecido os níveis críticos de Na⁺ no solo. Essa ausência de um parâmetro dos níveis aceitáveis ou não aceitáveis de Na⁺ no boletim de recomendação do Estado faz com que seja menos eficiente as avaliações sobre as alterações no solo deste atributo.

Pereira Junior (2016) observou incremento de 400% de Na⁺ após a aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS e 1022% com a aplicação de 800 m³ ha⁻¹ de ARS em solo coletado na projeção da copa de *Corymbia citriodora*, sendo que na linha de plantio o incremento foi 754% e 1318% com as doses de 200 e 800 m³ ha⁻¹ de ARS respectivamente.

O processo de salinização consiste na concentração de sais mais solúveis que o gesso (CaSO₄.2H₂O), cuja solubilidade é de 2,41 g L⁻¹, nos horizontes ou camadas do perfil de solo. Os principais sais solúveis encontrados nos solos salinos são cloreto, sulfatos e bicarbonatos de sódio, cálcio e magnésio. Em menor quantidade podem ocorrer potássio (K⁺), amônio (NH₄⁺), nitratos (NO₃⁻) e carbonatos (CO₃²⁻) (RIBEIRO; RIBEIRO FILHO; JACOMINE, 2016).

A porcentagem de sódio trocável (PST) pode ser estimado pela equação:

$$PST = \frac{Na^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+ + H + Al^{3+}} \times 100$$

Enquanto a classificação dos solos quanto à sodicidade pode ser feita conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação dos solos quanto à sodicidade em função do PST.

Classe	PST
Não-sódico	<7%
Ligeiramente sódicos	7 – 10%
Mediamente sódicos	11 – 20%
Fortemente sódicos	21 – 30 %
Excessivamente sódicos	>30%

Fonte: Adaptado de Amorim et al. (2010).

A classificação dos solos quanto à sodicidade (solos sódicos e não-sódicos) tem por base os teores de sais solúveis e de sódio trocável. Assim, a quantidade de sódio trocável presente no solo em relação aos demais cátions adsorvidos é muito importante nos estudos de solos afetados por sais, sobretudo quando há predominância do íon sódio em relação aos demais cátions trocáveis no complexo sortivo (AMORIM et al., 2010).

Dentre os metais pesados, o cobre e o zinco têm sido motivos de maior preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação ambiental. Embora os dejetos de suínos apresentem baixas concentrações de Zn e Cu, que são elementos essenciais para a maioria dos seres vivos, sua aplicação em doses excessivas pode resultar na acumulação destes elementos no solo, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos demais níveis da cadeia alimentar (OLIVEIRA et al., 2004).

Embora seja o solo uma barreira natural de proteção aos aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade em reter metais pesados são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos, principalmente a longo prazo. Sabe-se que a maior ou menor mobilidade dos metais pesados será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de

troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001)

Os teores de metais pesados normalmente aplicados na ARS não refletem os teores encontrados no solo, indicando a transferência para outros compartimentos do ambiente, mais do que a transferência para as camadas mais profundas do solo. Um dos parâmetros de solo que tem maior influência no comportamento dos metais pesados nos solos é o pH, porque sob baixos valores de pH é maior a disponibilidade dos metais, fazendo com que possam atingir níveis de toxidez. Uma justificativa para este fato é que sob pH baixo é menor a capacidade de retenção desses elementos, porque diminui a CTC e a CTA dos solos (MATTIAS, 2006).

Os metais pesados não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo (CONDÉ et al. 2012).

Matos et al. (1997) não verificaram aumento nas concentrações de Cu e Zn trocáveis no perfil do solo submetido à aplicação de esterco líquido de suínos nas doses de 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹ de ARS.

Girotto et al. (2010) em estudo realizado em Argissolo Vermelho distrófico arênico que recebeu 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de ARS durante 78 meses, verificaram que teores de Cu e Zn aumentaram nas camadas superficiais do solo, com migração de Cu até a profundidade de 12 cm e de Zn até 10 cm. Para o Cu e Zn, Rosa et al. (2017) também verificaram incremento e sendo que os teores aumentaram a medida que as doses de ARS também aumentaram.

Resultados semelhantes ao de Pereira Junior (2016), que em seu trabalho verificou incremento linear de Cu e Zn em solos coletados na projeção da copa de *Corymbia citriodora*. Para o Cu observou incremento de 425% após a aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS e 161% com a dose de 800 m³ ha⁻¹ de ARS. No caso do Zn foi observado de 18% com aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de ARS e 139% com aplicação de 800 m³ ha⁻¹ de ARS.

Queiroz et al. (2004) verificaram acúmulo de Zn na profundidade de 0-0,20 m em solo Argissolo Vermelho Amarelo que recebeu aplicação de ARS a uma taxa de 800 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅, acumularam no solo, na profundidade de 0-0,20 m, já o Cu teve sua concentração reduzida, atribuindo ao ocorrido pela extração da cultura e pela

complexação com a matéria orgânica do solo que era adicionada com a ARS, tornando-se, dessa forma, não extraível com extratores fracos.

Conforme estudo conduzido por Scherer, Nesi e Massotti (2010), a aplicação de ARS influenciou significativamente a disponibilidade de Cu e a sua distribuição no perfil dos solos, observando um teor elevado na superfície do solo.

Se bem planejada, a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta poderá trazer benefícios, tais como fonte de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor, além da vantagem do solo apresentar grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao ambiente, através de reações químicas e por processos microbiológicos. Com isso, os efluentes de animais, apesar de apresentarem elevado potencial poluidor, podem se tornar alternativa econômica para a propriedade rural, se manejados adequadamente sem comprometer a qualidade ambiental (CONDÉ et al. 2012).

2.4 Sistemas agroflorestais (SAF's)

Da mesma forma que a aplicação de ARS os SAF's vem tendo o seu crescimento em implantações com uma proposta de melhoria das condições do solo e do meio ambiente, ajudando também na melhoria da qualidade do solo e da água. Uma vez que o sistema integra ao menos dois extratos diferentes, um sistema lenhoso (extrato arbóreo) e um extrato herbáceo (pastagem, culturas anuais) e estes podem ser implantados em diferentes arranjos, podendo ou não ter a inclusão de animais. Quando estes são incluídos chamamos de sistema agrosilvipastoril, sendo o diferencial o fato que independente dos extratos implantados, observa-se uma grande harmonia nesses sistemas consorciados.

Os objetivos dos SAF's são diversificar a produção, aumentar os níveis de matéria orgânica no solo, fixar o nitrogênio atmosférico, reciclar nutrientes, modificar o microclima e aperfeiçoar o sistema produtivo respeitando o conceito de produção sustentável, devendo ser compatível com práticas sócio-culturais locais e servir pra melhorar as condições de vida na região (SOMARRIBA, 1992).

Um conceito estritamente científico de sistema agroflorestal, deve possuir duas características em comum às outras formas de manejo agroflorestal de forma a separá-las dos outros modos de uso do solo: a) o cultivo de plantas perenes/lenhosas na mesma unidade em que se tem culturas agrícolas e/ou animais; b) deve haver uma interação

significativa (positiva e/ou negativa) entre os componentes lenhosos e não lenhosos do sistema, quer ecológicos e/ou econômicos (NAIR, 1993).

Dentre os efeitos positivos das árvores sobre as culturas podem ser apontados o incremento da fertilidade do solo, a melhoria do microclima, a manutenção da qualidade da água, o controle de pragas e plantas infestantes, a conservação da biodiversidade, o sequestro de carbono, o aumento da segurança alimentar principalmente para pequenos agricultores, podendo ainda ser utilizadas com espécies fitorremediadoras do solo. Dentre os efeitos negativos podem ser apontados o sombreamento, a competição, efeitos alelopáticos, o comportamento invasivo de algumas espécies e o aumento de patógenos prejudiciais já que dependendo da espécie arbórea escolhida esta pode ser hospedeira de pragas e doenças que podem prejudicar a cultura consorciada. A árvore no sistema agroflorestal tem importante papel, pois com seu sistema radicular bem desenvolvido possui maior adaptabilidade para os estresses ambientais e suas raízes abaixo da zona de cultivo, usam água das camadas inferiores do solo e capturam os nutrientes “perdidos” por causa da lixiviação (KOHLI et al., 2008).

Conforme Dubois (2008), na classificação de uso mais difundida, procura-se considerar os aspectos funcionais e estruturais como base para agrupar estes sistemas em categorias:

- a) Sistemas **silviagrícolas**: são caracterizados pela combinação de árvores, arbustos ou palmeiras com espécies agrícolas;
- b) Sistemas **silvipastoris**: são caracterizados pela combinação de árvores, arbustos ou palmeiras com plantas forrageiras herbáceas e animais;
- c) Sistemas **agrossilvipastoris**: são caracterizados pela criação e manejo de animais em consórcios silviagrícolas.

Esses sistemas podem ainda ser enquadrados em relação ao tempo em duas principais categorias de acordo com Dubois (2008), em sistemas concomitantes (ou simultâneos), nos quais as espécies são associadas no mesmo período, durante todo o ciclo das culturas. E sistema sequenciais, nestes existe uma relação cronológica entre as espécies que se sucedem no sistema ao longo do tempo.

Os sistemas agrossilvipastoris apresentam grande potencial para melhorar a qualidade de vida dos produtores rurais, podendo gerar renda e empregos, bem como conciliar as atividades produtivas com a preservação do meio ambiente, promovendo assim um bem-estar social a estes produtores (CORDEIRO; SILVA, 2010)

Segundo Vezzani e Mielniczuk (2009) o grande desafio em relação à qualidade do solo não está na identificação de um indicador ou na sua avaliação, e sim no planejamento de agroecossistemas complexos que privilegiem o cultivo diversificado de plantas. A complexidade dos ecossistemas é o que faz a diferença para o desempenho eficiente das funções do sistema solo, determinando sua qualidade e a qualidade ambiental.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Município de Uberlândia-MG, na Fazenda Bonsucesso localizada na rodovia Uberlândia-Campo Florido (MGC-455) km 20, nas coordenadas geográficas: latitude 19°05'07"S e longitude 48°22'00"W, e foi implantado em uma área que havia manejo intensivo de produção de pastagem de *Urochloa decumbens*.

O solo da área é um LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico Típico, com horizonte A moderado de textura arenosa (EMBRAPA, 2013). O clima da região, conforme a classificação de Köppen é do tipo tropical típico (Aw), com altitude média de 820 m e precipitação em torno de 1600 mm por ano, apresentando moderado déficit hídrico no inverno e excesso de precipitação no verão, e sob bioma Cerrado.

A implantação do sistema agroflorestal iniciou no mês de março de 2014, com a escolha e delimitação da área, ocasião que foram coletadas amostras de solo para caracterização química (Tabelas 4 e 5) e física (Tabela 5) da área, nas profundidades de 0-20, 20-40, 40-60 cm (EMBRAPA, 2011). Conforme os dados da Tabela 4 foi verificado que não havia necessidade de correção da acidez do solo.

Tabela 4 - Caracterização química do solo da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.

Prof.	pH H ₂ O	P	K	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al ³⁺	SB	T	V	m	M.O.
Cm		-- mg dm ⁻³ -					cmol _c dm ⁻³			-- % ---		g kg ⁻¹
0-20	5,7	9,6	29	0,0	0,9	0,5	1,8	1,47	3,27	45	0	17
20-40	5,7	3,3	15	0,0	0,7	0,2	1,8	0,94	2,74	34	0	7
40-60	5,4	1,3	13	0,3	0,5	0,2	1,6	0,73	2,33	31	29	8

Prof = profundidade; P, K = (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹); P disponível (extrator Mehlich-1); Ca, Mg, Al, (KCl 1 mol L⁻¹); H+Al = (Solução Tampão – SMP a pH 7,5); SB = Soma de Bases; T = CTC a pH 7,0; V = Saturação por bases; m% = Saturação por alumínio. M.O. = Método Colorimétrico. (EMBRAPA, 2011)

Tabela 5 - Teores de micronutrientes e argila no solo da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.

Prof.	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Argila
cm		mg dm ⁻³				-- g kg ⁻¹ --
0-20	0,11	0,8	36	3,6	1,2	114
20-40	0,07	0,8	23	1,8	0,5	152
40-60	0,07	0,6	16	1,4	0,1	157

B = (BaCl₂.2H₂O 0,0125% à quente); Cu, Fe, Mn, Zn = (DTPA 0,005 mol L⁻¹ + TEA 0,01 mol⁻¹ + CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ a pH 7,3). Argila: Método da pipeta (EMBRAPA, 2011).

Dois meses antes do plantio das mudas de *Corymbia citriodora* foi realizado o controle de formigas da área experimental e cerca de 200 m nas áreas adjacentes.

O plantio das mudas de *Corymbia citriodora* foi realizado no mês de dezembro de 2014. O sulcamento da linha de plantio foi realizado com sulcador a uma profundidade de 40 cm. A adubação de plantio e cobertura para o eucalipto foi realizada de acordo com a análise de solo e necessidade da planta conforme CFSEMG, 1999.

No plantio das mudas de *Corymbia citriodora* foi utilizado 150 g por metro linear de fosfato super simples (18% de P₂O₅) e a adubação de cobertura foi realizada com 150 g por planta do formulado 20-00-20, aos 90 e 150 dias após o plantio. O controle de plantas infestantes foi através de capina manual, aos 60, 120 e 180 dias após o plantio, respectivamente, em uma faixa de 80 cm sobre a linha de plantio.

O sistema de irrigação para aplicação da água residuária de suinocultura (ARS) foi instalado no mês de fevereiro de 2015 e foi realizado através de uma mangueira em cada parcela. O sistema agroflorestal foi o consócio entre *Corymbia citriodora* plantada em linha simples e *Urochloa decumbens* que foi mantida nas entrelinhas (Figura 1).

Figura 1 - *Corymbia citriodora* plantada em linha simples consorciada com *Urochloa decumbens*, Uberlândia-MG, 2017.



Fonte: O autor.

O espaçamento foi de dois metros entre plantas e quinze metros entre linhas de *Corymbia citriodora*. Cada parcela possui três metros de largura por dez metros de comprimento (cinco plantas), portanto com área de 30 m².

O delineamento estatístico utilizado é de blocos casualizados com cinco tratamentos e cinco repetições.

A água residuária de suinocultura (ARS) é proveniente da suinocultura da fazenda Bonsucesso, com 6.000 animais na fase de engorda, apresentando um volume médio de 110 m³ de ARS por dia.

Os tratamentos se constituíram de cinco doses de água residuária de suinocultura (ARS): 0, 200, 400, 600 e 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, as doses foram parceladas em três aplicações mensais, ocorrendo nos meses de junho, julho e agosto dos anos de 2015 e 2016. Foram coletadas amostras da ARS antes das aplicações, para caracterização química segundo EMBRAPA (2011) (Tabela 6).

Tabela 6 - Média da caracterização química mensal da água residuária de suinocultura aplicada.

Determinação	Unidade	ARS de Julho	ARS de Agosto	ARS de Setembro
Índice pH	pH	7	7,4	7,4
Densidade	%	1	1	1
Matéria orgânica	%	0,65	0,91	0,65
Carbono orgânico	%	0,36	0,5	0,36
Nitrogênio (N) total	%	0,35	0,47	0,14
Relação carbono / nitrogênio	%	1,03	1,07	2,57
Fósforo (P ₂ O ₅) total	%	0,07	0,07	0,08
Potássio (K ₂ O) sol. Em H ₂ O	%	0,36	0,18	0,36
Cálcio (Ca)	%	0,54	0,58	0,68
Magnésio (Mg)	%	0,05	0,06	0,1
Sódio (Na)	mg/L	200	300	700
Boro (B)	mg/L	0,05	0,16	0,16
Cobre (Cu)	mg/L	5	6	15
Ferro (Fe)	mg/L	11	10	20
Níquel (Ni)	mg/L	ns	ns	ns
Manganês (Mn)	mg/L	14	15	10
Zinco (Zn)	mg/L	5	5	9

A ARS foi aplicada na linha de plantio do *Corymbia citriodora* e as amostras de solo coletadas na linha de plantio, utilizando-se de um trado calador (Figura 2) com auxílio de uma marreta de 3 kg. Foram coletadas cinco sub-amostras de solo para compor uma amostra composta representativa do ponto de amostragem.

Figura 2 - Trado calador utilizado na coleta das amostras de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, Uberlândia – MG, 2016.



Fonte: O autor.

As amostras de solo coletadas foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 45°C durante 48h, sendo caracterizadas como terra fina seca em estufa (TFSE), em seguida, foram trituradas com uso de destorrador manual, passando por peneira de 2 mm de diâmetro para remover os torrões e impurezas.

Foram determinados seguinte parâmetros: pH em H₂O, alumínio (Al³⁺), fósforo (P-Mehlich), potássio (K⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), sódio (Na⁺), porcentual de sódio trocável (PST), cobre (Cu) e zinco (Zn), carbono orgânico (C.O) e posteriormente, calculada soma de bases (SB), CTC efetiva (t), CTC pH 7,0 (T), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%), relação potássio e sódio K⁺/Na⁺, relação cálcio e CTC pH 7 (Ca²⁺/T), relação magnésio e CTC pH 7 (Mg²⁺/T), relação potássio e CTC pH 7 (K⁺/T) (EMBRAPA, 2011).

Todas as análises foram realizadas do Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Uberlândia.

Para a análise dos dados, previamente foram realizados os testes de aditividade, normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias. Não havendo nenhuma restrição os dados foram submetidos à análise de regressão a 5% utilizando o programa estatístico SISVAR® (FERREIRA, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características relacionadas à acidez do solo

Para pH em H₂O nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm a análise de regressão foi significativa ($p<0,05$).

É possível observar na Figura 3A, um comportamento senoidal do pH em H₂O na camada de 0-20 cm, sendo observado valor médio (Tabela 7) de pH de 4,43 na ausência de aplicação e 4,65 na dose 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, isso após uma redução para 3,80 com a dose de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS. A tendência de redução do pH e depois de incremento do mesmo observada nesta camada superficial, pode ser devido à alternância de sobreposição entre as reações alcalinizantes promovidas pela ARS no solo, descritas por Quilu et al. (2017) e as reações de oxidação do N amoniacal a nitrato por processo microbiano que ocorrem, conforme Cassol et al. (2012), após a aplicação de ARS levando à acidificação do solo, que podem ser mais significativas nesta camada mais superficial, sendo que Rosa et al. (2017) também observaram redução do pH em um Latossolo cultivado com soja que recebeu doses de ARS.

Figura 3 - pH em H₂O nas camadas de 0-20 cm (A), 20-40 cm (B), 40-60 cm (C) após dois anos de aplicação de ARS.

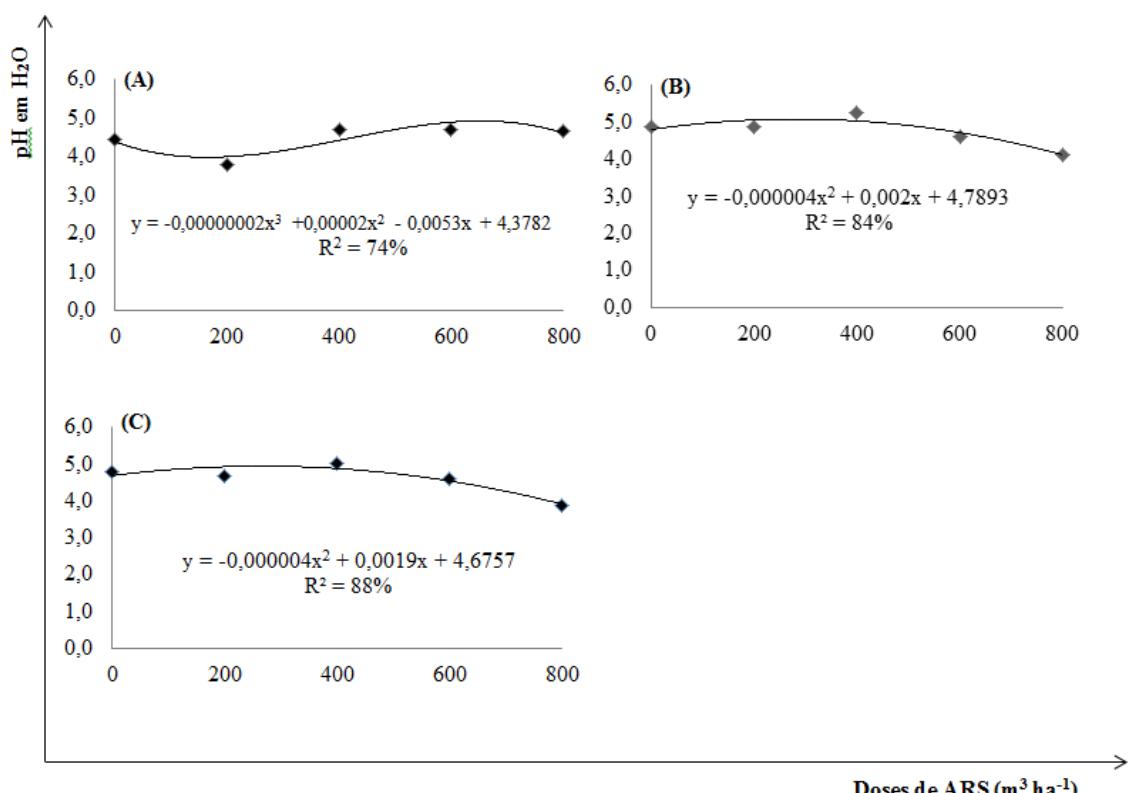


Tabela 7 - Médias observadas para pH em H₂O no solo após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		pH em H ₂ O				
	0-20 cm		20-40 cm		40-60 cm	
0		4,43		4,85		4,78
200		3,80		4,85		4,68
400		4,70		5,25		5,00
600		4,70		4,60		4,60
800		4,65		4,13		3,85
CV(%)		7,69		5,12		8,73

De maneira geral de acordo com a Tabela 7, nas camadas de 0-20 cm, observa-se que de acordo com as classes de interpretação para acidez ativa do solo (pH) (CFSEMG, 1999), nas doses de 0 e 200 m³ de ARS os valores estão classificados como muito baixos (<4,5) e nas demais doses classificados como baixo (4,5 a 5,4), indicando pequena influencia em função das doses.

Na camada de 20-40 cm (Figura 3B) foram observados valores médios (Tabela 7) de pH em H₂O de 4,85 com a dose controle (ausência de aplicação, 0 m³ ha⁻¹) e 200 m³ e 4,13 na dose 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, observando uma tendência de queda do pH em H₂O nesta camada conforme o aumento da dose de ARS aplicada. O maior valor nesta camada (5,25) ocorreu com dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, tal resultado se correlaciona ao fato de ser observado nessa dose e nesta camada o maior teor de Ca²⁺ bem como o teor de Al³⁺, e também ligado a uma possível menor extração de Ca²⁺ e Mg²⁺ pelas plantas nesse tratamento o que levou a ser observada uma baixa alteração da acidez.

Nesta camada observou-se que nas doses de 0 a 600 m³ ha⁻¹, ambas estão classificadas de acordo com a CFSEMG (1999) como baixas (4,5 a 5,4), e a de 800 m³ ha⁻¹, ficou classificada como muito baixa (<4,5). O mesmo foi verificado na camada de 40-60 cm (Figura 3C) com uma tendência de queda do pH conforme o aumento das doses aplicadas, sendo que conforme a equação da regressão a 5% a dose de 238 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS promoveria o maior valor de pH nesta camada.

As médias observadas de pH em H₂O nas camadas de solo estudadas não atingiram após os dois anos de aplicação os valores considerados adequados (5,5 a 6,0), conforme CFSEMG (1999).

De todas a médias observadas nas três camada de solo estudadas pode-se inferir que a ARS não teve, após os dois anos de aplicação, a capacidade de alterar o pH em H₂O do solo cultivado com *Corymbia citriodora* consorciada com *Urochloa*

decumbens, uma vez que em geral houve uma redução do pH em relação ao pH verificado antes da implantação do sistema, que pode ser muito mais devido à extração de Ca²⁺ e Mg²⁺ pelas plantas do que pela aplicação de ARS, uma vez que o pH da ARS aplicado é neutro ou levemente básico e contém um baixo teor de Ca²⁺ e Mg²⁺ (conforme Tabela 6) e mesmo as altas doses aplicadas levaram a uma acidificação do solo.

Os resultados são semelhantes aos observados por Oliveira et al. (2004), Cabral et al. (2011) e Mattias (2006) que não verificaram alteração do pH após aplicação de doses de ARS.

Para a acidez trocável (Al³⁺) a regressão não foi significativa a 5%, assim como para a saturação por Al³⁺ (m%).

Na camada de 0-20 cm, conforme as médias observadas (Tabela 8) foi verificado que com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS houve uma redução de 28% na acidez trocável enquanto que na camada de 20-40 e 40-60 cm houve um incremento de 10% e 47% de Al³⁺ respectivamente, o que está diretamente ligado ao baixo pH uma vez que com essa dose se observou os menores valores de pH (Tabela 7), nessas camadas do solo.

Considerando a composição da ARS aplicada, com baixa concentração de Ca²⁺ e um pH neutro ou levemente básico (Tabela 6), as doses de ARS não foram suficientes para alterar a concentração de Al³⁺ na solução do solo e da saturação por Al³⁺ (m%) no complexo de troca.

Para a acidez trocável (Al³⁺) o teor ideal no solo é zero, por causar interferência nas propriedades químicas do solo ocupando a CTC, em geral as médias observadas (Tabela 8) para este parâmetro foram classificadas como médio teor (de 0,51 a 1,00 cmol_c dm⁻³) independente da profundidade estudada e das doses de ARS aplicadas, já no caso de m% apenas na camada de 0-20 cm com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, houve a classificação do teor observado (26,80%) como um nível baixo (de 15,1 a 30%) e nas outras doses de ARS e nas outras camadas de solo estudadas a classificação foi como médio teor (de 30,1 a 50%) estando no limite critico da classe de interpretação, conforme CFSEMG (1999).

Pereira Junior (2016) também não verificou alteração nos atributos relacionados à acidez do solo após aplicação de ARS.

Tabela 8 - Médias observadas para acidez trocável (Al^{3+}) e saturação por Al^{3+} (m%), após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)		Al^{3+} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)				
0		0,72		0,68		0,53
200	0-20 cm	0,85		0,69		0,51
400		0,66		0,64		0,56
600		0,63		0,56		0,66
800		0,52		0,75		0,78
CV(%)		34,55		39,74		38,57
Dose de ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)		m (%)				
0		49,09		42,75		43,07
200	0-20 cm	49,38		43,71		33,78
400		29,03		32,57		34,44
600		36,65		30,86		40,39
800		26,80		43,98		29,99
CV(%)		33,15		32,16		33,67

Com as características do solo da área experimental e da ARS aplicada ficou verificado que a sua aplicação não garante níveis suficientes de pH. Mesmo o eucalipto, espécie similar a do *Corymbia citriodora*, possuir saturação máxima tolerada de alumínio de 30% de acordo com a CFSEMG (1999), observa-se que esse atributo pode estar prejudicando o desenvolvimento da cultura, visto que na maioria das profundidades observou-se valor superior ao descrito como ideal, chegando um valor de m% até 65% superior, assim como a acidez trocável (Al^{3+}), está classificada como média (0,51 a 1,00 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em todas as profundidades. Indicando que será necessária a suplementação de corretivos de solo para promover as alterações nesses atributos.

4.2 Características relacionadas à CTC do solo

Para o K^+ foi observada significância na análise de regressão ($p<0,05$) nas três camadas de solo estudadas (Figuras 4 A, B e C).

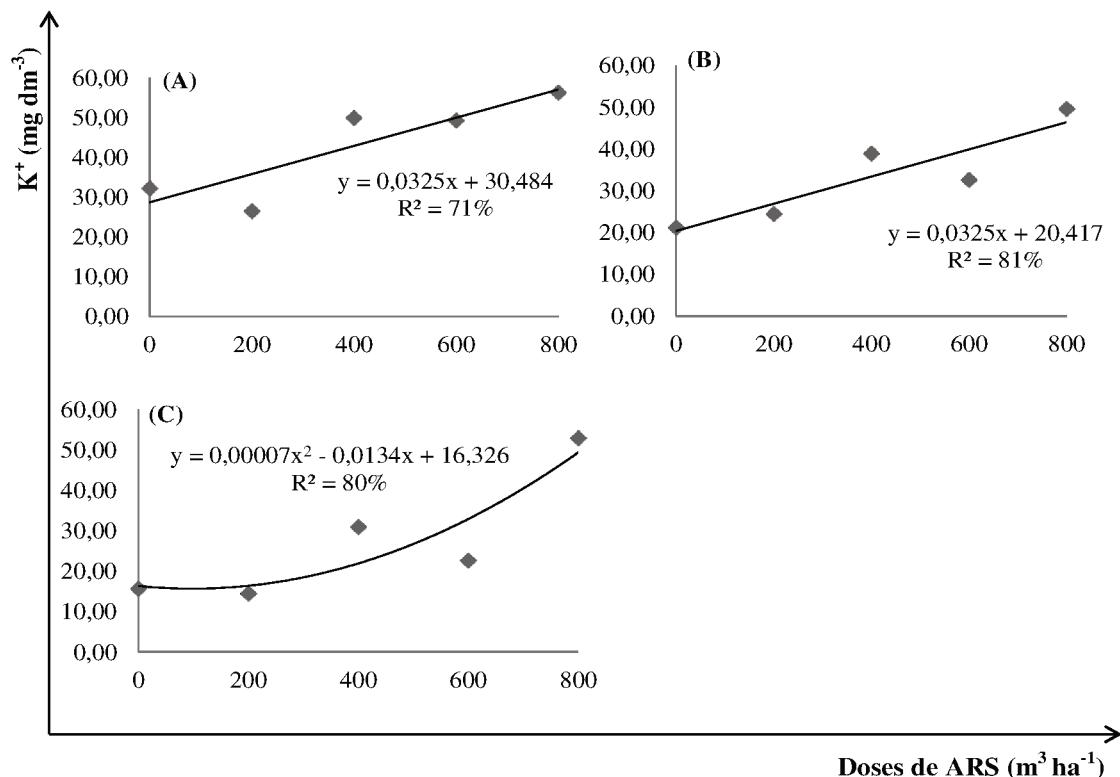
Na camada de 0-20 cm foi observada uma tendência de incremento de K^+ conforme há o aumento das doses de ARS, o mesmo foi observado nas demais camadas estudadas.

O menor valor médio observado na camada de 0-20 cm foi de 35,25 mg dm^{-3} de K^+ na ausência de aplicação de ARS e o maior valor (56,33 mg dm^{-3}) com a dose de 800 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de ARS, representando um incremento de 60%, já com a dose de 400

$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS o incremento foi de 42% de K^+ em relação a ausência de aplicação.

Na camada de 20-40 cm o incremento foi de 14% com aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, 83% com aplicação de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e 134% com a aplicação de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS.

Figura 4 - K^+ nas camadas de 0-20 cm (A), 20-40cm (B) e 40-60 cm (C), após dois anos de aplicação de ARS.



Na camada de 40-60 cm o incremento foi 97% com aplicação de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e 237% após a dose de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS.

Tendo em vista o teor de K^+ na ARS há que se preocupar com uma possível lixiviação de K^+ que foi verificada por Rosa et al. (2017), por se tratar de nutriente móvel no solo, o que pode ter influenciado os teores de K^+ verificados neste estudo, principalmente na camada de 40-60 cm onde foram verificados os maiores percentuais de incrementos devido a maior mobilidade deste nutriente indicando a distribuição da superfície para a camada inferior, além disso a absorção pelas plantas pode ter contribuído significativamente nos teores observados, por ser um macronutriente muito absorvido pelas plantas.

Os valores médios de K^+ observados (Tabela 9) na camada de 0-20 cm são em geral considerados valores médios (de 41 a 70 mg dm^{-3}) enquanto que nas camadas de

20-40 e 40-60 cm são considerados baixos (de 16 a 40 mg dm⁻³), conforme CFSEMG (1999).

Resultados semelhantes para K⁺ foram observados por Pereira Junior (2016), Rosa et al. (2017) e Queiroz et al. (2004) que verificaram incremento de K⁺ e difere de Cabral et al. (2011) que observaram redução de K⁺, em estudos com aplicação de ARS.

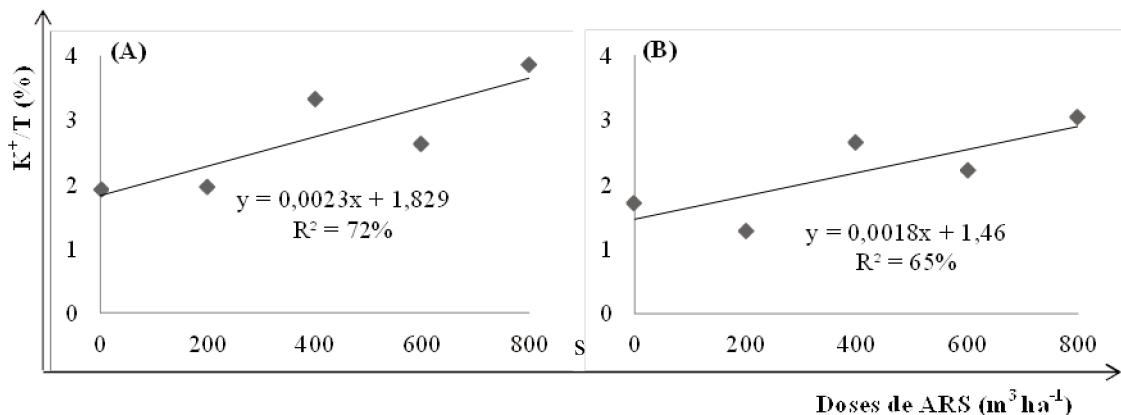
Tabela 9 - Médias observadas de K⁺ e relação K⁺/T, após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		K ⁺ (mg dm ⁻³)				
		0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm		
0		35,25	21,25		15,75	
200		26,50	24,25		14,50	
400		50,00	39,00		31,00	
600		49,31	32,67		22,67	
800		56,33	49,68		53,00	
CV(%)		28,40	24,91		22,88	
Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		K ⁺ /T (%)				
		0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm		
0		3,26	1,92		1,71	
200		1,49	1,96		1,28	
400		3,52	3,33		2,65	
600		4,11	2,63		2,22	
800		4,07	3,86		3,04	
CV(%)		34,40	27,66		32,26	

O balanço ideal de cátions no complexo de troca deve estar ocupado por 65% de Ca²⁺, 10% de Mg²⁺, 5% de K⁺ e 20% de H⁺, perfazendo uma saturação igual a 80% (BEAR; TOTH, 1948).

As médias observadas (Tabela 9) para a relação entre o teor de potássio e a CTC pH 7 (K⁺/T) revelam que o complexo de troca não está com uma quantidade ideal de íons K⁺, apresentando valores menores que 5%. Na camada de 0-20 cm a regressão para a relação K⁺/T foi significativa, apresentando comportamento linear ascendente ($y = 0,0021x + 2,442$, $R^2 = 39\%$), assim como nas camadas de 20-40 e 40-60 cm (Figura 5). O teor está abaixo do recomendado, apesar da tendência de incremento linear verificado nas três camadas, os grandes volumes de ARS aplicados podem ocasionar a lixiviação do K⁺ ou o escoamento superficial, ocasionando teores deste nutriente abaixo do recomendado. E conforme Rosolem, Machado e Brinholi (1984) quando o complexo de troca está saturado de maneira adequada o solo está em melhor equilíbrio, portanto em situações onde esta relação não é obedecida, existem condições para a ocorrência de deficiência induzida de um dos nutrientes.

Figura 5 - Relação K⁺/T nas camadas de 20-40 cm (A) e 40-60 cm (B), após dois anos de aplicação de ARS.



Para o Ca²⁺ não foi observado incremento significativo ($p>0,05$) com as diferentes doses aplicadas independente da profundidade de solo estudada. Conforme os dados da Tabela 6 as quantidades de Mg²⁺ e Ca²⁺, presentes na ARS aplicada no experimento são muito baixas e não foram capazes de alterar a quantidade destes nutrientes no solo tendo em vista a quantidade extraída pelas culturas.

Tabela 10 - Médias observadas de Ca²⁺ e da relação Ca²⁺/T, após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)	Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)					
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
0	0,30	0,50	0,37			
200	0,35	0,30	0,53			
400	0,75	0,60	0,50			
600	0,30	0,57	0,53			
800	0,40	0,23	1,07			
CV(%)	67,90	48,10	51,77			
Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)	Ca ²⁺ /T (%)					
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
0	10,78	17,73	15,68			
200	7,29	9,85	17,53			
400	20,06	20,00	16,36			
600	9,82	17,77	19,33			
800	10,44	7,17	21,90			
CV(%)	50,94	46,48	34,96			

Para o Ca²⁺ na camada de 0-20 cm dentre as médias observadas (Tabela 10) a maior (0,75 cmol_c dm⁻³) ocorreu com a dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS. Na camada de 20-40 cm foram observadas médias de 0,50 cmol_c dm⁻³ na ausência de ARS e a maior média (0,60 cmol_c dm⁻³) na dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS. Na camada de 40-60 cm

a maior média observada foi de 1,07 cmol_c dm⁻³ e ocorreu com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS.

A relação entre o teor de cálcio e a CTC pH 7 (Ca²⁺/T) ideal é de 65 a 85% e no presente estudo a análise de regressão não foi significativa a 5% nas três camadas de solo estudadas para esta relação, porém foi verificado que as médias observadas (Tabela 10) para este parâmetro foram observados valores bem abaixo da faixa recomendada, mostrando que a ARS não é uma boa promotora de incremento de Ca²⁺.

Para o Mg²⁺ houve diferença significativa ($p<0,05$) apenas na camada de 0-20 cm, com uma tendência linear de incremento ($y = 0,0004x + 0,0865$, $R^2 = 58\%$). Nesta camada a maior média observada (0,47 cmol_c dm⁻³) ocorreu com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS , resultando em incremento de 262% em relação à ausência de aplicação.

Nas demais camadas de solo estudadas a regressão a 5% não foi significativa e as médias observadas e os respectivos CV's (%) podem ser verificados na Tabela 11, sendo que na camada de 20-40 cm o maiores teores de Mg²⁺ (0,15 cmol_c dm⁻³) ocorreram com as doses de 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, valor 15% maior que na dose testemunha, enquanto na camada de 40-60 cm o maior teor de Mg²⁺ (0,17 cmol_c dm⁻³) ocorreu com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, 113% maior que a dose controle.

No geral as médias observadas (Tabela 11) para Mg²⁺ na três camadas de solo estudadas são considerados um teor muito baixo ($\leq 0,15$ cmol_c dm⁻³) enquanto que para o Ca²⁺ os teores observados são classificados como baixo ou muito baixo, conforme CFSEMG (1999).

A relação entre o teor de magnésio e a CTC pH 7 (Mg²⁺/T) ideal é de 10%, sendo que para este parâmetro a análise de regressão foi significativa a 5% apenas na camada de 0-20 cm apresentando tendência de incremento linear ($y = 0,0087x + 2,918$, $R^2 = 55\%$) sendo verificado que em geral as médias observadas (Tabela 11) para esta relação nas três camadas de solo estudadas estão abaixo do recomendado, provando que a ARS também não é uma boa promotora de incremento de Mg²⁺ no solo.

Os resultados para Ca²⁺ e Mg²⁺ corroboram ao observado por Pereira Junior (2016) que também não verificou incremento significativo de Ca²⁺ e Mg²⁺ e difere do observado por Ceretta et al. (2003) que verificaram aumento dos teores destes nutrientes em solo que recebeu ARS.

Tabela 11 - Médias observadas para Mg²⁺ e para a relação Mg²⁺/T, após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)				
	0-20 cm		20-40 cm		40-60 cm	
0		0,13		0,13		0,08
200		0,13		0,15		0,08
400		0,28		0,15		0,13
600		0,15		0,15		0,13
800		0,47		0,13		0,17
CV(%)		61,79		40,82		56,27
Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		Mg ²⁺ /T (%)				
	0-20 cm		20-40 cm		40-60 cm	
0		4,66		4,24		3,16
200		2,66		4,84		2,60
400		7,52		5,00		3,98
600		4,82		4,71		4,90
800		12,23		4,10		3,95
CV(%)		53,75		37,42		59,97

Em relação ao sódio trocável (Na⁺) a análise de regressão a 5% foi significativa apenas na camada de 40-60 cm, apresentando tendência linear de incremento ($y = 0,0429x + 61$, $R^2 = 35\%$), sendo que o maior média observada nesta camada foi de 107,50 mg dm⁻³ de Na⁺ com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ e representou um incremento de 155% em relação à ausência de aplicação.

Apesar da não significância na análise de regressão a 5% as médias observadas (Tabela 12) para Na⁺ após os dois anos de aplicação de ARS são altas. Na camada de 0-20 cm a maior média observada (117,50 mg dm⁻³ de Na⁺) ocorreu com a dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS e com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ ARS foi observado um valor médio de 110 mg dm⁻³ de Na⁺, representando um incremento de 104% e 91% respectivamente, em relação à ausência de aplicação.

Na camada de 20-40 cm a maior média observada foi de 112,50 mg dm⁻³ de Na⁺ com a dose de 600 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS o que representou um incremento de 125% em relação à ausência de aplicação.

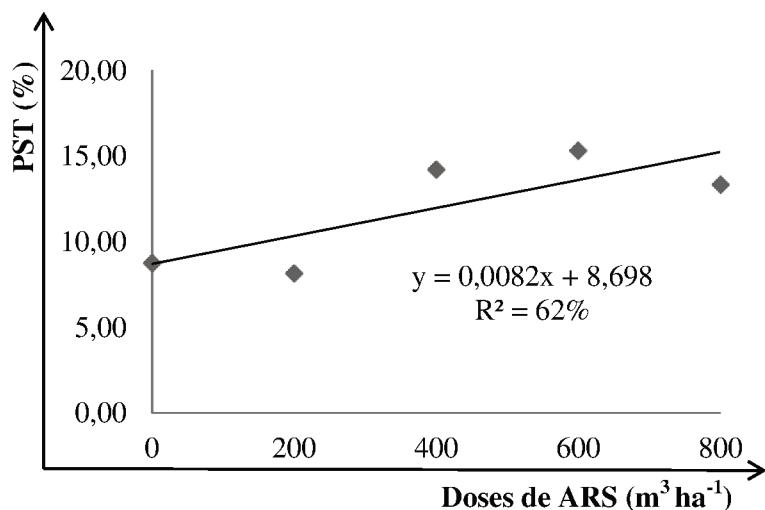
Tabela 12 - Médias observadas para Na^+ e porcentual de sódio trocável (PST), após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)		$\text{Na}^+ (\text{mg dm}^{-3})$				
	0-20 cm	57,50	20-40 cm	50,00	40-60 cm	50,00
0		87,50		80,00		90,00
200		117,50		100,00		82,50
400		110,00		112,50		60,83
600		110,00		102,50		107,50
CV(%)		33,49		42,60		30,42
Dose de ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)		PST (%)				
	0-20 cm	8,76	20-40 cm	7,28	40-60 cm	8,90
0		8,17		11,16		13,60
200		14,22		13,93		12,08
400		15,32		15,29		10,10
600		13,35		13,48		10,52
CV(%)		28,14		36,89		32,30

Os baixos teores de Ca^{2+} observados e os altos de Na^+ prejudicam a estrutura do solo, pois conforme Prado (2003) na medida em que o Ca^{2+} substitui o Na^+ , através da reação de troca catiônica, tem-se o predomínio de Ca^{2+} no complexo de troca e predomínio de cátions de maior valência e um aumento da concentração eletrolítica na solução do solo com consequente maior floculação do solo.

Com relação à porcentagem de sódio trocável (PST) a análise de regressão foi significativa a 5% na camada de 0-20 (Figura 6).

Figura 6 – Porcentagem de sódio trocável (PST) na camada de 0-20 cm após 2 anos de aplicação de ARS.



Conforme a Figura 6 foi observada uma tendência linear crescente da PST na camada de 0-20 cm, sendo que as médias observadas (Tabela 12) foram de 8,76 a

13,35% com pico em 15,32% com a dose de 600 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, condição que trata o solo como medianamente sódico (de 11 a 20%), vale ressaltar que mesmo com a testemunha o solo já foi considerado ligeiramente sódico (de 7-10%), conforme dados de Amorim et al. (2010).

A quantidade de Na⁺ adicionada ao solo pela ARS é preocupante uma vez que compete pelo sítio de troca catiônica com o Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, o que pode contribuir para uma perca destes cátions na solução do solo, principalmente o K⁺ que é facilmente lixiviado e que pode ter contribuído para os baixos teores apresentados por essas bases.

Ademais conforme Bond (1998) citado por Homem et al. (2014) altas concentrações de Na⁺ na solução do solo em comparação com as de Ca²⁺ e de Mg²⁺, podem causar deterioração da estrutura do solo, pela dispersão dos colóides e subsequente entupimento dos macroporos, causando decréscimo na permeabilidade à água e aos gases.

Este decréscimo na permeabilidade do solo implica em maior escoamento superficial e consequentemente maior perca de nutrientes. Isto pode estar também ligado ao fato que foram verificadas médias maiores (Tabela 12) de Na⁺ nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm em relação à mais profunda (40-60 cm), tendo em vista que o Na⁺ normalmente é muito móvel.

A relação calculada entre os teores de potássio e sódio (K⁺/Na⁺) não apresentou regressão significativa a 5% nas camadas de 0-20 e 20-40 cm enquanto que na camada de 40-60 cm foi observada uma tendência linear para este parâmetro ($y = 0,0154x + 15$ R² = 0,4234). As baixas médias apresentadas para a relação entre potássio e sódio (Tabela 13) demonstram que o Na⁺ ocupa maior parcela da CTC que o K⁺.

Tabela 13 - Médias observadas para a relação K⁺/Na⁺, após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		Na ⁺ /K ⁺ (%)				
	0-20 cm		20-40 cm		40-60 cm	
0		39,00		28,50		21,00
200		18,25		17,50		9,50
400		27,00		23,75		23,25
600		28,25		17,75		21,75
800		34,50		32,50		30,25
CV(%)		44,40		35,47		33,56

O excesso de Na⁺ em relação aos outros cátions no solo favorece a dispersão de argilas e o entupimento dos macroporos, sendo notável que a grande quantidade de Na⁺ observada no solo após os anos de aplicação de ARS prejudica a retenção de outras

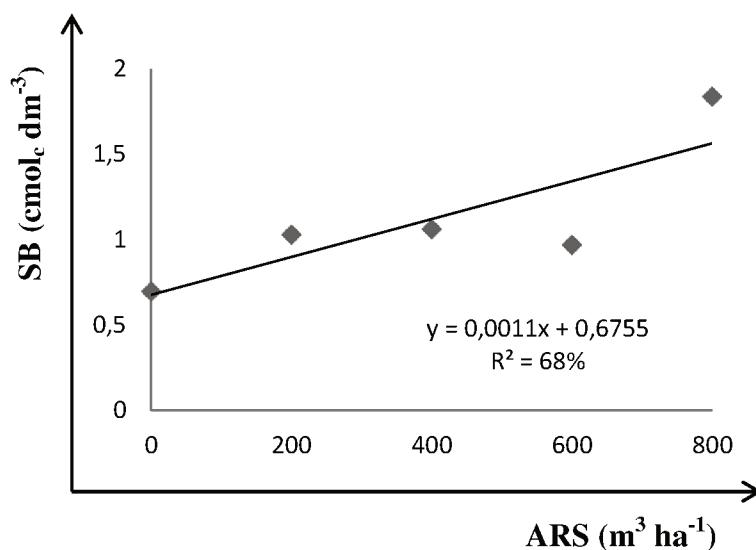
bases, principalmente o K⁺ que pode ser facilmente lixiviado, ou não encontrando condições de permeabilidade, que é agravada pela quantidade de Na⁺ no solo, pode ir para outros compartimentos do meio ambiente.

Para soma de bases (SB) a regressão foi significativa ($p<0,05$) nas três profundidades estudadas.

Na camada de 0-20 cm foi observada uma tendência linear de incremento de SB ($y = 0,0008x + 0,8654$, $R^2 = 43\%$), assim como na camada de 40-60 cm (Figura 7), enquanto que na camada de 20-40 cm foi verificado um comportamento quadrático.

Na camada de 0-20 cm a tendência de incremento de SB é linear ascendente, sendo que a maior média observada (1,66 cmol_c dm⁻³ de SB) ocorreu com a dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, representando um aumento de 116% de SB, devido também ao fato de se ter apresentado com esta dose o maior teor de Na⁺ (Tabela 12) para esta camada.

Figura 7 – Soma de bases (SB) na camada de 40-60 cm, após 2 anos de aplicação de ARS.



Na camada de 20-40 cm foi observada uma tendência de queda da SB após a dose de 600 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, sendo que o maior teor observado (1,29 cmol_c dm⁻³) ocorreu com esta dose, o que representou um incremento de 43% de SB. Conforme a equação da regressão de SB para esta camada ($y = -0,000002x^2 + 0,0017x + 0,8019$, $R^2 = 56\%$), é possível verificar que a dose de 425 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS proporcionaria um maior valor de SB.

Na camada de 40-60 cm o maior teor de SB foi de 1,84 cmol_c dm⁻³ e ocorreu com a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ ARS, o correspondente a 163% em relação a ausência de aplicação.

Nas camadas de 0-20 cm e 40-60 cm as médias observadas (Tabela 14) de SB foram classificadas como baixa, exceto nas doses testemunha e $800\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de ARS que foram classificadas como muito baixa e média, respectivamente. Na camada de 20-40 cm todas as médias foram classificadas como baixa, conforme CFSEMG (1999).

Tabela 14 - Médias observadas de soma de bases (SB) e saturação por bases (V%), após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS ($\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$)		SB ($\text{cmol}_c\text{ dm}^{-3}$)				
		0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm		
0		0,77		0,90		0,70
200		0,93		0,86		1,03
400		1,66		1,29		1,06
600		1,06		1,29		0,97
800		1,49		0,94		1,84
CV(%)		33,74		20,57		33,74
Dose de ARS ($\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$)		V (%)				
		0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm		
0		27,48		31,17		29,45
200		19,61		27,81		35,00
400		45,33		42,27		35,07
600		34,07		40,39		36,55
800		40,10		28,61		38,53
CV(%)		20,81		16,57		19,60

Tal resultado de incremento de SB corrobora aos verificados por Queiroz et al. (2004) e Pereira Junior (2016). No entanto como visto grande parte da SB está representada por K^+ e Na^+ , enquanto que os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} são menores.

Para o parâmetro Saturação por Bases (V%) a regressão foi significativa nas camadas de 0-20 cm com tendência linear de incremento ($y = 0,0199x + 25,378$, $R^2 = 38\%$), nesta a maior média observada de V% foi de 45,33% e ocorreu com a dose de $400\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de ARS e representou um incremento de 65% em relação à ausência de aplicação.

Na camada de 20-40 cm a maior média de V% observada foi de 42,27% e também ocorreu com a dose de $400\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de ARS. Conforme a equação de regressão calculada para esta camada ($y = -0,00006x^2 + 0,0511x + 27,819$, $R^2 = 46\%$), a dose que corresponderia a um maior valor de V% seria a de $426\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ de ARS.

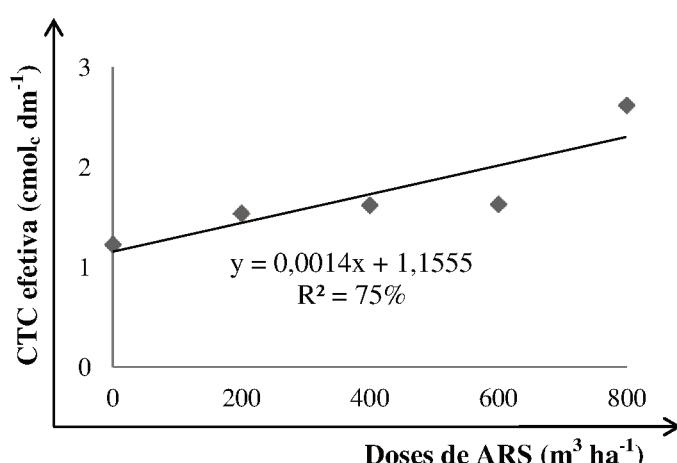
Nas camadas de 0-20 e 20-40 cm os teores observados (Tabela 14), com a dose de $400\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de ARS, foram classificados como um médio teor e os demais como baixo teor. Na camada de 40-60 cm não foi observada significância ($p > 0,05$), as

médias observadas foram de 29,45 a 38,53% e foram classificados como baixo teor, conforme CFSEMG (1999).

Há que se pontuar que os valores representados de V% são baixos devido ao baixo pH em H₂O apresentado pelo solo e ao teor de Al³⁺ que aumenta a CTC pH 7 (T) associado aos baixos valores de soma de bases (SB) o que em consequência reduz a saturação por bases.

No caso da CTC efetiva (t) a análise de regressão foi significativa ($p<0,05$) nas camadas de 0-20 cm apresentando um comportamento quadrático e na camada de 40-60 cm comportamento linear (Figura 11).

Figura 8 - CTC efetiva (t) na camada de 40-60 cm, após dois anos de aplicação de ARS.



Na camada de 0-20 cm houve comportamento quadrático, sendo que por meio da equação da regressão calculada ($y = -0,000002x^2 + 0,0021x + 1,5039$, $R^2 = 43\%$) é possível verificar que com a dose de 525 m³ ha⁻¹ ocorreria o maior valor de CTC efetiva nesta camada, vale ressaltar que houve incremento de 19% após aplicação de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ e de 35% após aplicar 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ ARS.

Na camada de 40-60 cm foi observada uma tendência crescente de t com o aumento das doses. A menor média observada (Tabela 15) ocorreu na ausência de aplicação e a maior (2,62 cmol_c dm⁻³) ocorreu com a dose 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, representando um aumento de 113%. Ocorreram ainda, nesta camada, aumento de 25% após a dose de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS e 33% após as doses de 400 e 600 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS.

Na camada de 20-40 cm a maior média (1,92 cmol_c dm⁻³) ocorreu também com a dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, porém nesta camada não foi verificada significância ($p>0,05$).

As médias observadas (Tabela 15) para t nas três camadas de solo foram em geral classificadas como um baixo teor (de 0,81 a 2,30 cmol_c dm⁻³) havendo apenas uma média classificada como um médio teor que ocorreu na camada de 40-60 cm após a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, conforme CFSEMG (1999).

A pouca alteração de t apresentada pode ter relação com o baixo teor de carbono orgânico do solo em estudo, sendo que Erthal (2008) após verificar aumento da CTC do solo justificou à presença de colóides orgânicos do efluente e ainda de acordo com Homem et al. (2014) em solo de textura arenosa o nível de t fica basicamente dependente da matéria orgânica.

Tabela 15 - Médias observadas de CTC efetiva e CTC pH 7, após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		t (cmol _c dm ⁻³)				
0		1,49		1,58		1,23
200	0-20 cm	1,78	20-40 cm	1,55	40-60 cm	1,54
400		2,33		1,92		1,63
600		1,68		1,85		1,63
800		2,01		1,69		2,62
CV(%)		16,04		14,49		24,96
Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		T (cmol _c dm ⁻³)				
0		2,79		2,90		2,36
200	0-20 cm	4,65	20-40 cm	3,08	40-60 cm	2,91
400		3,71		3,09		3,06
600		3,11		3,19		2,64
800		3,63		3,27		4,67
CV(%)		15,24		10,69		23,16

Para CTC pH 7 (T) a regressão foi significativa a 5% nas camadas de 0-20 cm apresentando comportamento quadrático e 40-60 cm comportamento linear ($y = 0,0022x + 2,254$, $R^2 = 57\%$).

Na camada de 0-20 cm a equação de regressão ($y = -0,000004x^2 + 0,0034x + 3,211$, $R^2 = 20\%$) demonstra que com a dose de 425 m³ ha⁻¹ de ARS ocorreria o maior valor de T. Houve incremento de 67% com aplicação de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS nesta camada. Enquanto que na camada de 40-60 cm a maior média observada ocorreu com a dose de 800 m³ ha⁻¹ de ARS o que correspondeu a um incremento de 98% de T.

Na camada de 0-20 cm as médias de T observadas (Tabela 15), foram classificadas como baixo nível (de 1,61 a 4,30 cmol_c dm⁻³) exceto após a dose de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS que foi classificado como nível médio. Na camada de 20-40 cm todas as médias observadas foram classificadas como um baixo nível e na camada de

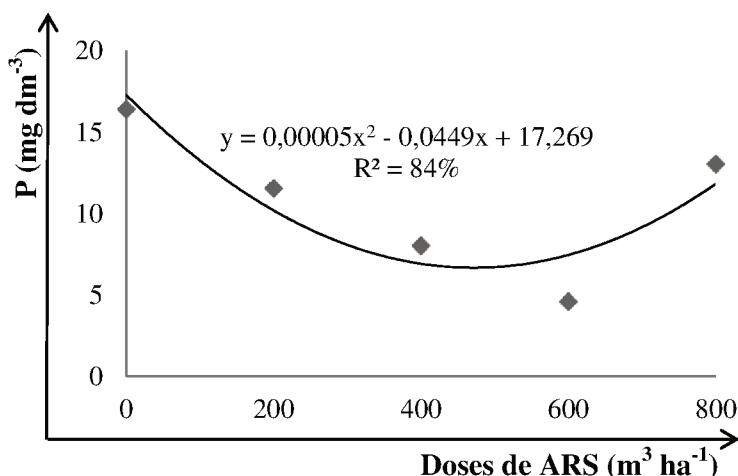
40-60 cm os valores de T foram classificados com baixo teor exceto após a dose de 800 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS que foi classificado como um médio teor, conforme CFSEMG (1999).

Conforme os dados apresentados há um baixo valor de soma de bases no solo, sendo que grande parte desta está composta apenas pelos cátions Na⁺ e K⁺, os baixos valores de CTC efetiva se relacionam aos baixos valores de Ca²⁺ e Mg²⁺ apresentados e a diferença entre esta e a CTC pH 7 à saturação do complexo de troca com íons H⁺ e Al³⁺, que por sua vez possuem maior representação devido ao baixo pH apresentado.

4.3 Fósforo e Carbono Orgânico

Para o fósforo (P) não foi verificada significância após a análise de regressão a 5% de probabilidade, exceto para a camada de 20-40 cm (Figura 9).

Figura 9 - Fósforo (P) na camada de 20-40 cm após 2 anos de aplicação de ARS.



Na camada de 20-40 cm a regressão foi significativa, sendo que a curva teve uma tendência de queda com as doses 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, e depois um tendência de incremento já com a dose de 800 m³ ha⁻¹ m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de ARS, a média observada com a maior dose de ARS foi de 13,05 mg dm⁻³ de P. A equação de regressão calculada para esta camada, demonstrada na Figura 9, revela que a dose que proporcionaria o menor teor de P seria a de 449 m³ ha⁻¹ de ARS.

As médias observadas de P (Tabela 16) nas três camadas de solo foram maiores na ausência de aplicação e em geral o nível de P disponível foi considerado baixo ou muito baixo, conforme CFSEMG, (1999).

Tabela 16 - Médias observadas de fósforo (P), após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m³ ha⁻¹)		P (mg dm⁻³)				
0		16,83		16,40		10,23
200		8,23		11,55		5,60
400		12,15		8,03		4,57
600		11,95		4,60		8,17
800		9,90		13,05		9,83
CV(%)		45,96		42,43		66,31

Este fato está relacionado com o baixo pH em H₂O apresentado pelo solo em estudo o que aumenta a fixação P, fato que é mais ocorrente em solos intemperizados, e com alto teor de Al³⁺ e baixo nível de Ca²⁺ e Mg²⁺. Esse fato demonstra que a correção do solo é necessária para aumentar a quantidade de P disponível e que a ARS não é uma boa promotora de incremento de P.

Tal resultado é semelhante ao de Pereira Junior (2016) que não verificou incremento significativo de P em solo que recebeu ARS e diferente de Mattias (2006), Cabral et al. (2011), Queiroz et al. (2004), Li et al. (2014), Prior (2008) e Scherer, Nesi e Massotti (2010) que verificaram aumento do P disponível.

A regressão para o parâmetro carbono orgânico (C.O) não foi significativa a 5%, nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm. As médias observadas e o respectivo C.V(%) estão contidos na Tabela 17. Resultados semelhante aos observados por Mattias (2006), Cabral et al. (2011) e Pereira Junior (2016).

Tabela 17 - Médias observadas de carbono orgânico (C.O), após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m³ ha⁻¹)		C.O (dag kg⁻¹)				
0		0,70		0,51		0,45
200		0,63		0,57		0,47
400		0,80		0,56		0,42
600		0,58		0,54		0,42
800		0,58		0,55		0,47
CV(%)		21,22		24,18		25,25

Nas camadas estudadas independente da dose aplicada de ARS as médias observadas de C.O foram classificadas como nível baixo, conforme CFSEMG (1999).

Isso se deve ao fato do carbono orgânico depositado pela aplicação de ARS é rapidamente degradado, aliado ao fato de ser aplicado sob um clima tropical e sem incorporação, resultando o fato que a ARS não é uma boa promotora de incremento de carbono no solo. Homem et al. (2014) chegaram a verificar decréscimo de matéria

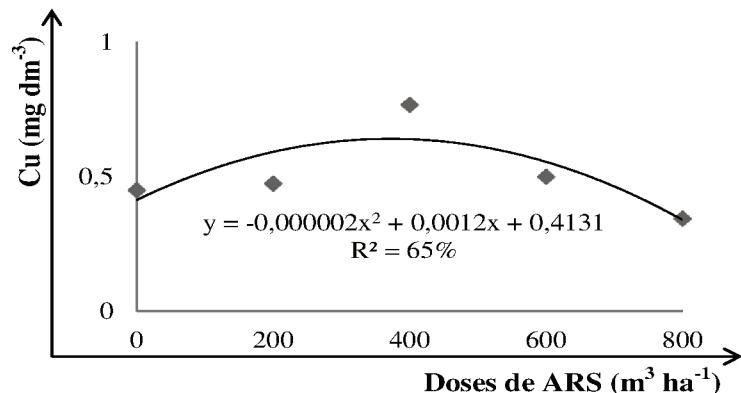
orgânica em solo que recebeu ARS relacionando ao fato ao aumento da população microbiana do solo, causando um estímulo à decomposição, ocorrendo no solo efeito “priming”.

4.4 Metais Pesados

Para o metal pesado cobre (Cu) foi observada significância pelo teste de regressão a 5% na camada de 20-40 cm apresentando um comportamento quadrático ($y = -0,000003x^2 + 0,0028x + 0,4709$, $R^2 = 37\%$), assim, conforme a equação de regressão, a dose de $467 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ promoveria o maior teor de Cu. Nesta camada a maior média observada ($1,60 \text{ mg dm}^{-3}$ de Cu) ocorreu com a dose de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS (incremento de 220% em relação à ausência de aplicação) e a menor ($0,50 \text{ mg dm}^{-3}$ de Cu) ocorreu na ausência de aplicação. Houve incremento de 40% de Cu com aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e 90% com $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS.

A regressão a 5% também foi significativa na camada de 40-60 cm (Figura 10).

Figura 10 - Cobre na camada de 40-60 cm após 2 anos de aplicação de ARS.



Na camada mais profunda de solo estudado houve a mesma tendência que na camada de 20-40 cm, sendo que a maior média ($0,77 \text{ mg dm}^{-3}$ de Cu) foi observada com a dose de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS, conforme a equação de regressão (Figura 10) para esta camada a dose de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS promoveria o maior incremento de Cu no solo. Houve aumento de 7% com aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e chegou a ser de 71% com aplicação de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de ARS.

As médias observadas (Tabela 18) para o Cu nas três camadas de solo foram em geral classificadas como um nível médio (de $0,8$ a $1,2 \text{ mg dm}^{-1}$), ou seja no nível crítico, uma vez que o Cu é considerado alto no solo quando o teor é maior que $1,8 \text{ mg dm}^{-1}$, conforme CFSEMG (1999).

Tabela 18 - Médias observadas para cobre (Cu) e zinco (Zn), após dois anos de aplicação de ARS.

Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		Cu (mg dm ⁻³)		
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	
0	0,65	0,50	0,45	
200	0,85	0,70	0,48	
400	0,74	1,60	0,77	
600	0,85	0,68	0,50	
800	0,85	0,95	0,35	
CV(%)	35,68	47,11	47,11	
Dose de ARS (m ³ ha ⁻¹)		Zn (mg dm ⁻³)		
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	
0	0,83	0,50	0,40	
200	0,58	0,70	0,45	
400	0,75	1,88	0,43	
600	0,71	0,58	0,30	
800	1,29	0,63	0,28	
CV(%)	64,14	58,88	35,78	

Os resultados demonstram que com as maiores doses ocorreu um decréscimo de Cu nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, o que pode estar relacionado a uma maior retenção na camada superficial pela complexação com a matéria orgânica, conforme verificado por Matos et al. (1997).

Ainda conforme Mattias (2006) os teores de metais pesados normalmente aplicados na ARS não refletem os teores encontrados no solo, indicando a transferência para outros compartimentos do ambiente, mais do que a transferência para as camadas mais profundas do solo.

Para o zinco (Zn) foi observada significância pela análise de regressão a 5% apenas na camada de 20-40 cm com comportamento quadrático ($y = -0,000005x^2 + 0,004x + 0,4342$, $R^2 = 41\%$). Conforme a equação descrita a dose que promoveria maior incremento de Zn seria a correspondente a 400 m³ ha⁻¹ de ARS, ou seja, deve-se ter a cautela para não aplicar doses excessivas o que possivelmente ocasionaria o excesso deste metal no solo. Nesta camada após a dose de 400 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, foi observada a maior média (1,88 mg dm⁻³ de Zn) representando um incremento de 276% em relação a ausência de aplicação.

Na camada de 0-20 cm não foi observado significância na análise de regressão a 5%, sendo que a maior média observada nesta camada foi de 1,29 mg dm⁻³ de Zn, que ocorreu após ser aplicada a maior dose do experimento.

Conforme Paganini, Souza e Bocchiglieri (2004) grande quantidade de Zn pode ser fixado na fração orgânica do solo podendo ser também temporariamente

imobilizado nos microrganismos quando se adiciona matéria orgânica ao solo, o que pode ter influenciado os resultados observados na camada superficial.

Na camada de 40-60 cm também não foi observada significância ($p>0,05$) na análise de regressão, sendo observado nesta camada que as menores médias ocorreram com as doses de 600 e 800 $m^3 ha^{-1} ano^{-1}$ de ARS, o que parece indicar que os maiores volumes aplicados transportaram o Zn para além das camadas de solo estudadas ou conforme Mattias (2006) para outros compartimentos do meio ambiente.

As médias observadas para o Zn (Tabela 18) foram em sua maioria classificadas como um baixo teor (de 0,5 a 0,9 $mg dm^{-3}$) porém também foram verificados teores considerados bons (de 1,6 a 2,2 $mg dm^{-3}$), devendo monitorar o incremento deste metal uma vez que valores acima de 2,2 $mg dm^{-3}$ são considerados altos, conforme CFSEMG, (1999).

Resultados de incremento de Cu e Zn foram observados por Pereira Junior (2016) e Girotto et al. (2010).

Em solos que recebem ARS deve-se monitorar a quantidade dos metais pesados Cu e Zn que podem acumular no solo principalmente em ambientes ácidos que conforme Sodré, Lenzi e Costa (2001) determinam maior mobilidade dos metais no solo, enquanto condições de pH acima de seis favorecem a sua retenção, principalmente em solos com elevado grau de intemperização, onde os grupos funcionais da superfície dos componentes coloidais são, na sua maioria, pH dependentes.

5 CONCLUSÕES

A aplicação de água resíduária de suinocultura não alterou o alumínio trocável, saturação por alumínio, cálcio e a relação entre os teores de cálcio e CTC pH 7 e o carbono orgânico.

O pH do solo foi praticamente inalterado, e o baixo pH determinou maior adsorção de fósforo sendo verificado inclusive redução na camada de 20-40 cm.

Houve incremento de magnésio (na camada superficial), potássio e sódio, sendo que o porcentual de sódio trocável chegou a ocupar 15,32% da CTC.

O incremento de CTC efetiva, CTC pH 7, saturação por bases e soma de bases foi principalmente devido aos maiores teores de potássio, sódio e alumínio (devido ao baixo pH) verificados.

As relações entre potássio e CTC e magnésio e CTC estão abaixo do recomendado.

Houve incremento de metais pesados cobre e zinco, sendo necessário monitorá-los para evitar a contaminação do meio ambiente.

Devidos aos teores de sódio e metais não se recomenda aplicar doses maiores que 200 m³ ha⁻¹.

A aplicação de ARS pode necessitar de complementação com adubação mineral e ou corretivos de solo.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. G. C. M. **Tratamento e valorização de dejetos da suinocultura através de processo anaeróbio** – Operação e avaliação de diversos reatores em escala real. 2007. 149 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. Disponível em: <<http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/90693>> Acesso em: 02 nov. 2017.
- AMORIM, J. R. A.; CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R.S.; BASSOI, L.H.; SILVA FILHO, J.G. **Espacialização da Porcentagem de Sódio Trocável do Solo no Perímetro Irrigado Califórnia, em Canindé de São Francisco**, Sergipe – Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2010. Disponível em: <http://www.cptc.embrapa.br/publicacoes_2010/bp_61.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2018.
- BEAR, F. E.; TOTH, S.J. Influence of calcium on availability of other soil cations. **Soil Science**, [S.I], v. 65, p. 69-74, 1948.
- BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, 2008, v. 32, n. 6, p. 2525-2532. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000600029>>. Acesso em: 08 nov. 2017.
- CABRAL, J. R.; FREITAS, P.S.L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residiária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n. 8, p. 823–831, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011000800009>>. Acesso em: 02 nov. 2017.
- CASSOL, P. C., COSTA, A. C., CIPRANDI, O., PANDOLFO, C. M., ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejeito suíno. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1911-1923. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000600025>>. Acesso em: 14 fev. 2018.
- CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J. BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2003000600009>>. Acesso em: 08 nov. 2017.
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - CFSEMG, **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5^a aproximação**, Belo Horizonte: EPAMIG, 1999, p.180.
- CONDÉ, M. S; HOMEM, B. G. C; ALMEIDA NETO, O. B. de; SANTIAGO A. M. F. Influência da aplicação de águas residuárias de criatórios de animais no solo: atributos químicos e físicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, Viçosa, v. 2, n. 1, p. 99-106, Julho, 2012. Disponível em: <<http://www.rbas.com.br/index.php/rbas/article/view/63/60>>. Acesso em: 02 nov. 2017.

CORDEIRO, S. A.; SILVA, M. L. Análise técnica e econômica de Sistemas Agrossilvipastoris, In: OLIVEIRA NETO, S. N et al. (Org.). **Sistema Agrossilvipastoril Integração Lavoura, Pecuária e Floresta**. Viçosa, MG: Sociedade de Investigações Florestais, 2010. cap. 5.

COSTA, T. V. M.; OLTRAMARI, A. P.; MONTOYA, M. A.; ONGARATTO, A. P.; BENETTI, L.; **A Competitividade da Suinocultura da Região da Produção/RS Através da Análise do Cluster agroindustrial**. Texto para discussão 03/02-Universidade Federal de Passo Fundo, [S.I] 2002. Disponível em: <http://cepeac.upf.br/download/td_03_2002.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2018.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO I. E. (1998) **Manejo de Dejetos Suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa. Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS. (BIPERS Nº 11) Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/down.php?tipo=publicacoes&cod_publicacao=186>. Acesso em: 10 nov. 2016.

DUBOIS, J., Classificação e Breve Caracterização de SAF's e Práticas Agroflorestais. In: May, P. H. et al. (Org.). **Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar, 2008. cap. 1.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Dados eletrônicos, Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011. 230 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2013.

ERTHAL, V. J. T. **Fertirrigação de capim-Tifton 85 e a aveia preta com águas residuárias de bovinocultura:** efeitos no solo e nas plantas. 2008. 96 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008. Disponível em: <<http://locus.ufv.br/handle/123456789/645>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

FERREIRA, D. F.. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciênc. agrotec Lavras**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, Dec. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-7054201100060001>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; PAULA, A.M.; VICTÓRIA, R.L. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agricola** (Piracicaba, Braz.), v. 64, n. 2, p. 194-209, March/Apr. 2007. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162007000200014> >. Acesso em: 08 nov. 2017.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R., SILVA, L. S., LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; COSTA, B. V. R.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeto líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 3, mayo/jun., 2010, p. 955-965. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000300037>>. Acesso em: 09 nov. 2017.

GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; MARTINEZ, H. E. P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 131-134, 2001. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662001000100024>>. Acesso em: 02 nov. 2017.

GUSMAO, Maria. M. F. e C. C. **Produção de Biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina**. 2008. 170 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. Disponível em: <<http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/91616>>. Acesso em: 02 nov. 2017.

HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B; CONDE, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I.M. Efeito do uso prolongado de água residuária de suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um latossolo vermelho-amarelo. **Científica**, Jaboticabal, v. 42, n. 3, p. 299–309, 2014 Disponível em: <<http://cientifica.org.br/index.php/cientifica/article/view/507/349>>. Acesso em: 24 fev. 2018.

KOHLI, K. R.; SINGH, H.P.; BATISH, D. R.; JOSE, S. Ecological Interaction in Agroforestry: An Overview. In: BATISH, D. R.; KOHLI, R. K.; JOSE, S.; SINGH, H. P. **Ecological Basis of Agroforestry**, 2008, cap. 1.

KONZEN, E. A. **Fertilização de Lavoura e Pastagem com Dejetos de Suínos e Cama de Frango**. Sete Lagoas, Embrapa Milho e Sorgo 2003. (Circular Técnica, 31)

LI, L.; LIANG, X.; YE, Y.; ZHAO, Y.; ZHANG, Y.; JIN, Y.; YUAN, J.; CHEN, Y. Effects of repeated swine manure applications on legacy phosphorus and phosphomonoesterase activities in a paddy soil. **Biology and Fertility of Soils**, [S.I] 51(2):167-181, Feb. 2014.

MATOS, A. T. de; SEDIYAMA, M. A. N.; FREITAS, S. P.; VIDIGAL, S. M.; G. N. C. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista CERES**, Viçosa, v. 44, n. 254, p. 399-410, 1997.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 165 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria 2006. Disponível em: <<http://repositorio.ufsm.br/handle/1/3331>>. Acesso em: 07 nov. 2017.

MEDEIROS S. S., GHEYI, H.R, PÉRZ-MARIN, A. M., SOARES, F. A. L., FERNANDES P. D. Características químicas do solo sob algodoeiro em área que recebeu água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,

Viçosa, 35(3):1047-1055, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000300038>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A.T.; SOUZA, J. A. A.. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n.4, p. 603-612, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662005000400026> Acesso em: 08 nov. 2017.

MIELE, M.; SANTOS FILHO, J. I.; MARTINS, F. M.; SANDI, A. J. O desenvolvimento da suinocultura nos últimos 35 anos. In: VILAS BOAS-SOUZA, J. C. P.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S.. (Org.). **Sonho, desafio e tecnologia. 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011, cap. 3. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/105259/1/publicacao-1z33f2s.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Dordrecht: Kluwer, 499p., 1993.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Sci. agric.**, Piracicaba , v. 58, n. 4, p. 807-812, dez. 2001 . Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162001000400024>>. Acesso em: 12 maio 2018.

OLIVEIRA, P. A. V., coord. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 1993. 188p.(EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27)

OLIVEIRA, R. A.; FREITAS, W. S.; GALVÃO, J. C. C.; PINTO, F. A.; CECON, P. R. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Brasília, v. 3, n. 3, p. 357-369, 2004. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/104256/1/Efeito-aplicacao.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2018.

PAGANINI, W. S.; SOUZA, A.; BOCCIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Eng. Sanit. Ambient.** [online] v. 9, n.3 – jul/set 2004, 225-239. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000300009>>. Acesso em 12 maio 2018.

PEREIRA JUNIOR, A. M. **Uso de água residuária de suinocultura em sistema agroflorestal**. 2016. 73 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Uberlândia 2016. Disponível em <<http://repositorio.ufu.br/handle/123456789/18073>>. Acesso em 06 jun. 2017.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M. KOETZ, P. R. Influência da carga orgânica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 9, n. 4, p. 413-420, out-dez, 2003. Disponível em : <<http://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/CAST/article/view/643/644>>. Acesso em: 06 nov. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFA E ESTATÍSTICA - IBGE, **Produção da Pecuária Municipal 2015**, Rio de Janeiro, v. 43, p. 1-49, 2015. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2015_v43_br.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFA E ESTATÍSTICA - IBGE, **Produção da Pecuária Municipal 2016**, Rio de Janeiro, v. 44, p. 1-51, 2016. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2016_v44_br.pdf>. Acesso em: 07 nov. 2017.

PRADO, R. M. A calagem e as propriedades físicas de solos tropicais: revisão de literatura. **Rev. biociênc.**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 7-16, jul-set 2003. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs/index.php/biocencias/article/view/115>>. Acesso em: 07 maio 2018.

PRIOR, M. **Efeito da água resíduária de suinocultura no solo e na cultura do milho**. 2008, 120 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2008. Disponível em: <<http://repositorio.unesp.br/handle/11449/106631>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivados com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, set-out, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782004000500024>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

QUILU, C.; XUELING, W.; LIGEN, X.; YUHUA, Z.; QIFA, Z. High-quality, ecologically sound remediation of acidic soil using bicarbonate-rich swine wastewater. **Scientific Reports** 7, [online], Article number: 11911 (2017). Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41598-017-12373-9>>. Acesso em: 25 fev. 2018.

RIBEIRO, M. R.; RIBEIRO FILHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T. Origem e classificação dos solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. (ed.) **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**, Fortaleza - CE, 2016, cap. 2. Disponível em: <<http://portal.insa.gov.br/acervo-livros/980-manejo-da-salinidade-na-agricultura-ensaios-basicos-e-aplicados>>. Acesso em: 13 nov. 2017.

ROSA, D. R.; SAMPAIO, S.C; PEREIRA, P. A. M.; MAULI, M. M.; REIS, RALPHO R. Swine wastewater: impacts on soil, plant, and leachate. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 37, n. 5, p. 928-939, sept./oct. 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162017000500928>. Acesso em: 08 nov. 2017.

ROSOLEM, C. A.; MACHADO, J. R.; BRINHOLI, O. Efeito das relações Ca/Mg, Ca/K, Mg/K do solo na produção de sorgo sacarino. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, 19(12): 1443-1448, dez. 1984. Disponível em: <<http://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/16216/10399>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

SANTOS, R. C. **Cobre, zinco, manganês e sódio em rações, dejetos líquidos de suínos e solos de áreas de uso agrícola.** Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/104836>>. Acesso em: 06 nov. 2017.

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G.; JUCKSCH, I.; NADAL, R. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho.** Florianópolis: EMBRAPA, 1984. 26 p. (Boletim Técnico, 24).

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo, influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, vol. 34, núm. 4, julho-agosto, 2010, p. 1375-1384. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000400034>>. Acesso em: 09 nov. 2017.

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 16, n. 3, p. 129-141, 1999. Disponível em: <<http://seer.sct.embrapa.br/index.php/cct/article/view/8907/5028>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

SERAFIM, R. S.; **Produção e composição química da Brachiaria brizantha cv. Marandú adubada com água residiária de suinocultura.** 2010. 96f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, 2010. Disponível em: <<http://alsafi.ead.unesp.br/handle/11449/105235?show=full>>. Acesso em 08 nov. 2017.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 324- 330, 2001. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000300008>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, M. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residiária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 346-357, mar./abr. 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000200017>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

SOMARRIBA, E. Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. **Agroforestry Systems**, 19:233-240, 1992. (online). Disponível em: <<http://doi.org/10.1007/BF00118781>>. Acesso em: 14 fev. 2018.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; ARAUJO, G. T.; SOUTO, L. S. Decomposição de Esterco disposto em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, 29:125-130, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v29n1/23529>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

TRAMONTINI, P. Para promover o consumo de carne suína e seus derivados. **ANUALPEC**: Anuário de Pecuária Brasileira. São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://sbmaonline.org.br/anais/iii/palestras/pdfs/iiip14.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2018.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 33:743-755, 2009. Viçosa-MG, Universidade Federal de Viçosa. 2008. 96p. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000400001>>. Acesso em: 08 nov. 2017.