

GIOVANNI DE OLIVEIRA GARCIA

ALTERAÇÕES QUÍMICAS, FÍSICAS E MOBILIDADE DE ÍONS NO SOLO
DECORRENTES DA APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA
LAVAGEM E DESPOLPA DE FRUTOS DO CAFEIRO CONILON

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do
Título de “Magister Scientiae”

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL

2003

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e pela oportunidade bendita.

A meus pais, Celsino de Oliveira Garcia e Maria das Graças de Oliveira Garcia, aos meus irmãos, Leandro e Gracianne de Oliveira Garcia, aos meus tios, João Silvério de Oliveira e Wildyneide Fonseca de Oliveira e seus filhos Adriane, Viviane, Silvério e Josiane ao Wander e Wanderson, pelo carinho, apoio e compreensão nos momentos de dificuldade e impaciência.

A Josiléia Curty de Oliveira por se fazer e estar presente mesmo distante.

Ao professor Paulo Afonso Ferreira, pela orientação, confiança e apoio nos momentos difíceis.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realizar este curso.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural (Incaper) pelo apoio durante a realização do experimento.

Aos professores conselheiros Antônio Teixeira de Matos, Hugo Alberto Ruiz, Sebastião Martins Filho e ao pesquisador Luiz Carlos Prezzoti pelas valiosas sugestões e esclarecimentos.

Aos professores Julião Soares de Souza Lima, Edvaldo Fialho dos Reis e José Carlos Lopes pelo incentivo e apoio durante a iniciação científica.

Aos laboratoristas Simão, Braz, Cláudio e Lucimar, pelo apoio e colaboração na realização das análises laboratoriais.

Aos funcionários da Fazenda Experimental de Marilândia Abraão Carlos Verdin, Paulo Volpi, Francisco Zucatelli, Gustavo Basseti Bazoni e Cristiane Bonfá pelo apoio para com a montagem dos experimentos.

Aos companheiros de república Adriano Ribeiro Guerra e sua noiva Daniela, Adésio Ferreira, Cristiano Tagliaferre, e a “Dona” Graça pelo companheirismo que também de certa forma contribuíram para a conclusão deste trabalho.

Aos amigos Otacílio Rangel, Mário Areas, Ricardo Schimidt, Sady Júnior, Walfredo Sergio, Paola, Gustavo, Mozart, Cláudia, Flávia, André, Ralini, Guilherme Lira, Cristiano Zinato, Adão, Delfran, Flávio, Dálmácio, Rafael, Roberto Avelino, Chicão, “Seu” Antônio, Geraldo Avancini, Guilherme Gontijo, Alexandre e a todos amigos do Departamento de Engenharia Agrícola pela colaboração e amizade.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

GIOVANNI DE OLIVEIRA GARCIA, filho de Celsino de Oliveira Garcia e Maria das Graças de Oliveira Garcia, nasceu em Alegre, ES, em 19 de agosto de 1977.

Em outubro de 2001, graduou-se em Agronomia pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Alegre – ES, diplomando-se em março de 2002.

Em agosto de 2001, ingressou no Programa de Mestrado em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se a defesa de tese em março de 2003.

ÍNDICE

	Pagina
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1. Cafeeiro conilon (<i>Coffea canephora</i> Pierre): aspectos gerais.....	3
2.1.1. Origem, histórico produtivo e importância econômica para o Estado do Espírito Santo.....	3
2.1.2. Produção.....	5
2.2. Processamento dos frutos e comercialização dos grãos do cafeeiro conilon.....	6
2.3. Resíduos gerados no processamento dos frutos do cafeeiro conilon.....	8
2.3.1. Legislação ambiental referente ao lançamento de efluentes em corpos d'água receptores.....	9
2.4. Uso de águas residuárias no cultivo agrícola.....	11
2.5. Impacto agroambiental ocasionado pelo uso agrícola de águas residuárias.....	13

2.5.1.	Efeitos no solo e nas plantas.....	14
2.5.2.	Salinidade das águas residuárias e salinidade do solo.....	15
2.6.	Deslocamento de solutos no solo.....	17
2.6.1.	Fator de retardamento e coeficiente dispersão-difusão.....	19
3.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
3.1.	Coleta e caracterização física e química das águas residuárias.....	21
3.2.	Coleta e caracterização química e físico-hídrica dos materiais de solos.....	23
3.3.	Propriedades químicas e físico-hídricas dos solos em resposta à aplicação da água residuária.....	25
3.4.	Transporte de solutos em colunas de solos em resposta a aplicação de água residuária.....	28
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
4.1.	Caracterização de água residuária da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro conilon.....	30
4.2.	Alterações nas características físico-hídricas nos solos, decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro conilon.....	32
4.2.1.	Equivalente de umidade.....	32
4.2.2.	Argila dispersa em água.....	33
4.3.	Alterações nas características químicas dos solos decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro conilon.....	38
4.3.1.	pH.....	38
4.3.2.	Cálcio.....	39
4.3.3.	Magnésio.....	40
4.3.4.	Fósforo.....	41
4.3.5.	Potássio.....	42
4.3.6.	Razão de adsorção de potássio	45
4.3.7.	Sódio.....	50

4.3.8. Saturação por sódio.....	51
4.3.9. Razão de adsorção de sódio	52
4.3.10. Soma de Bases.....	52
4.3.11. Saturação por bases.....	54
4.3.12. Capacidade de troca de cátions efetiva.....	55
4.3.13. Capacidade de troca de cátions total.....	57
4.3.14. Alumínio.....	57
4.3.15. Saturação por alumínio.....	60
4.3.16. Acidez potencial.....	62
4.3.17. Carbono orgânico.....	63
4.3.18. Zinco.....	65
4.3.19. Ferro.....	65
4.3.20. Cobre.....	66
4.3.21. Boro.....	67
4.3.22. Manganês.....	68
4.3.23. Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo	69
4.4. Curvas de efluente de potássio, sódio, cálcio e magnésio dos solos.....	72
5. RESUMO E CONCLUSÕES.....	78
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
ANEXO A.....	88

RESUMO

GARCIA, Giovanni de Oliveira, M.S., Universidade Federal de Viçosa, Março de 2003. **Alterações químicas, físicas e mobilidade de íons no solo decorrentes da aplicação da água residuária da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro conilon.** Orientador: Paulo Afonso Ferreira. Conselheiros: Antônio Teixeira de Matos e Hugo Alberto Ruiz.

O presente trabalho foi desenvolvido visando caracterizar a água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon, avaliar as alterações químicas e físico-hídricas no solo conseqüentes da aplicação dessas águas, bem como determinar os fatores de retardamento e os coeficientes dispersivos-difusivos dos íons de potássio, sódio, cálcio e magnésio presentes nestas águas. As alterações químicas nos materiais de solos foi determinada, incubando-os, por 20 dias, em recipientes com capacidade de quatro litros saturados com quatro diluições da água residuária. Os parâmetros de transporte de potássio, sódio, cálcio e magnésio, presentes na água residuária, foram determinados em colunas dos três solos contendo materiais do horizonte A. As concentrações relativas das amostras oriundas do efluente e os respectivos volumes de poros constituíram dados de entrada no modelo computacional DISP,

enquanto os dados de saída do modelo foram as curvas de efluentes, para cada íon analisado, e os respectivos valores do fator de retardamento e coeficiente dispersivo-difusivo. As concentrações de sódio e potássio, os valores do pH, saturação de bases, CTC efetiva, soma de bases e condutividade elétrica do extrato do solo saturado, aumentaram com a concentração da água residuária. Por outro lado, os valores de alumínio trocável, saturação por alumínio e acidez potencial ($H+Al$) diminuíram. As altas concentrações da água residuária diminuíram a proporção de argila dispersa em água e aumentaram os valores da razão de adsorção de potássio, além de apresentar risco de contaminação de águas subterrâneas pelos íons presentes nestas águas. As águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon apresentaram reais possibilidades de uso no cultivo agrícola, contanto que seja respeitada a concentração adequada ao tipo de solo e profundidade do lençol freático, além das diretrizes técnicas fundamentadas nas exigências nutricionais da cultura instalada.

ABSTRACT

GARCIA, Giovanni de Oliveira, M.S., Universidade Federal de Viçosa, March 2003. **Chemical and physical changes and ion mobility in the soil caused by application of the wastewater from pulping and washing the conilon coffee beans.** Adviser: Paulo Afonso Ferreira. Committee members: Antônio Teixeira de Matos and Hugo Alberto Ruiz.

This study aimed to characterize the wastewater from pulping and washing the conilon coffee beans, to evaluate the chemical and hydric-physical changes in soil resulting from the application of these waters, as well as to determine the retardation factors and the diffusive-dispersive coefficients of the potassium, sodium, calcium and magnesium ions in these waters. The chemical changes in the soil materials were determined, by incubating these materials for 20 days in 4L containers which were saturated with four wastewater dilutions. The transport parameters of potassium, sodium, calcium and magnesium in the wastewater were determined in the columns of those three soils containing the materials of the A horizon. The relative concentrations of the samples originating from the effluent and the respective pore volumes were the input data in the computational model DISP, whereas the output data were the effluent curves for each analyzed ion and respective values of the retardation factor and diffusive-

dispersive coefficient. The concentrations of sodium and potassium, the values of pH, base saturation, effective CTC, the basis sums, and the electric conductivity of the saturated soil extract were increased as the wastewater concentration increased. On the other hand, the values of the exchangeable aluminum, aluminum saturation, and potential acidity (H+Al) were diminished. The high concentrations of the wastewater reduced the proportion of the water-dispersed clay, but increased the values of the potassium adsorption ratio besides showing the risk to contamination of the underground waters by the ions contained in these waters. The wastewaters from pulping and washing the conilon coffee beans presented real possibilities to be used in the agricultural cropping, provided that its concentration is appropriate to either the soil type and water table depth, in addition to the technical guidelines based on nutritional requirements of the crop.

1. INTRODUÇÃO

A pesquisa científica na área da medicina tem permitido, ao homem, um conhecimento profundo do corpo humano e das doenças que o afetam, resultando em maior tempo de vida. Aliada aos dogmas religiosos e à cultura arcaica de grande parte da população, esta realidade tem resultado no crescimento do número de habitantes em várias partes do planeta.

O ser humano é gerador permanente de resíduos, tanto daqueles decorrentes de seu próprio metabolismo quanto inerentes à atividade agroindustrial, que aumentam em decorrência do crescimento populacional (Melo e Marques, 2000).

Atualmente, em grande parte do planeta, observa-se uma grande deterioração da qualidade das águas. As causas primárias dessa deterioração estão vinculadas ao crescimento populacional, nas últimas décadas, notadamente nos meios urbanos, além do incremento da produção nas mais diversas atividades agroindustriais.

Como conseqüência da produção em larga escala de bens de consumo ocorre a geração de grande quantidade de resíduos sólidos, líquidos e gasosos. O lançamento de águas residuárias nos corpos d'água naturais leva ao estabelecimento de processos poluidores, fortemente prejudiciais aos sistemas

aquáticos e comprometedores dos usos aos quais o recurso hídrico estava destinado (Von Sperling, 1997).

Atualmente, a preocupação por parte de vários segmentos da sociedade em conter os desequilíbrios ecológicos, provocados pelo descarte de resíduos urbanos e agroindustriais, tem motivado o desenvolvimento de pesquisas no sentido de buscar soluções para a utilização econômica desses resíduos. No contexto agrônômico, tem-se procurado utilizá-los como material condicionador do solo e como fertilizantes, tais como o composto de lixo urbano, lodo de esgoto, lodo da indústria de celulose e papel, águas residuárias provenientes da indústria sucroalcooleira, do beneficiamento dos frutos do cafeeiro, dentre outros (Messias & Moraes, 1992; Ros et al., 1993; Forte & Campos Neto, 1995; Novelino et al., 1995; Souza et al., 1996). Por outro lado, os efeitos no solo conseqüentes à aplicação da água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro e à mobilidade dos principais íons, nela presentes, ainda não foram bem estudados.

Do exposto, os objetivos deste trabalho foram: determinar a concentração dos componentes de natureza química e física da água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon; avaliar as alterações químicas e físicas no solo, conseqüentes da aplicação dessas águas; e determinar os fatores de retardamento e o coeficiente dispersivo-difusivo dos íons de potássio, cálcio, magnésio e sódio presentes na água residuária.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Cafeeiro conilon (*Coffea canephora* Pierre): aspectos gerais

2.1.1. Origem, histórico produtivo e importância econômica para o estado do Espírito Santo

A espécie *Coffea canephora* é originária de florestas tropicais úmidas de baixas altitudes, que se estendem desde a costa oeste até à região central do continente africano, especialmente República da Guiné, Uganda e Angola (Charrier & Berthaud, 1985). A espécie possui ampla distribuição geográfica, sendo a África Central, em especial o Congo, os centros ricos em diversidade genética da espécie (Carvalho & Mônaco, 1969).

No Brasil, a espécie *C. canephora* foi introduzida por volta de 1920, no estado do Espírito Santo e, segundo consta, relatos na literatura, pelo então ex-governador do estado Jerônimo Monteiro. As primeiras sementes foram plantadas em Cachoeiro do Itapemirim, sendo posteriormente introduzidas na

região norte do Estado (Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo - BANDES, 1987).

A exploração comercial da espécie *C. canephora* no Brasil foi iniciada nos anos 50, com o surgimento do café solúvel e seu emprego nas misturas variadas de café torrado e moído. O objetivo inicial do cultivo foi a exploração de áreas consideradas marginais para o cafeeiro arábica (Silva & Costa, 1995).

A história da economia brasileira possui uma estreita interface com o desenvolvimento da cafeicultura, tamanha a importância desta atividade, que chegou a representar cerca de 75% da receita cambial do País. Entretanto, a partir da década de 50, essa participação percentual vem sendo reduzida, substancialmente, mas merecendo ainda uma atenção especial (Fonseca, 1999).

De acordo com Tristão (1995) a cafeicultura é a atividade agrícola que mais gera empregos no Brasil e constitui um relevante fator de distribuição de renda. Segundo esse autor, o agronegócio café, emprega cerca de três milhões de pessoas, ou seja, 6% da população brasileira economicamente ativa, em sua cadeia produtiva composta de: produção transporte, armazenamento, comunicação, rede bancária, serviços financeiros, corretagem, bolsas, portos, embalagens, publicidade, processamento, industrialização e comercialização.

No estado do Espírito Santo, estima-se que 550 mil pessoas de uma população de 2,6 milhões de habitantes dependem, diretamente, do cultivo do cafeeiro como meio de vida, sendo 300 mil pessoas na zona rural e 250 mil na urbana. Outro ponto relevante é que das 82.587 propriedades rurais existentes no Estado, o cafeeiro é cultivado em 53.172 delas, o que corresponde a quase 65% do total de propriedades. Embora expondo uma pauta relativamente diversificada de produtos agrícolas, o Estado apresenta predominância muito forte do café conilon e pecuária, em termos de renda gerada.

Realmente, esta é uma das sérias limitações à estabilidade de renda provenientes da agricultura no Estado. Tal fato decorre dos ciclos de preços baixos, especialmente para o caso dos grãos de café, restringindo as condições de sobrevivência dos produtores rurais, especialmente dos parceiros e pequenos proprietários, que representam o maior contingente de mão-de-obra envolvida com a produção cafeeira.

O Espírito Santo é o principal produtor brasileiro de *C. canephora*, predominando a variedade conilon. O Estado detém 70% da produção nacional da espécie, com uma produção variando de 2,5 a 3,5 milhões de sacas por ano, seguindo-se os estados de Rondônia (23%), Bahia (3,6%), Minas Gerais (1,3%), Mato Grosso (1,1%), Rio de Janeiro (0,2%) e outros (0,6%) (Matiello, 1998).

Esta espécie caracteriza-se por suas notáveis propriedades na produção dos denominados “cafés solúveis”, sendo, contudo, muito freqüente sua utilização em misturas com *Coffea arabica* na industrialização de cafés torrados e moídos, proporcionando, ao produto final, uma expressiva capacidade de competição no mercado, tendo em vista o maior rendimento industrial e os menores preços médios praticados na comercialização.

Apesar de o estado do Estado do Espírito Santo ser o maior produtor de grãos de café conilon, no Brasil, a produtividade média de grãos de café beneficiado é baixa, cerca de 12 sc ha⁻¹, sendo o uso de cultivares inadequados o principal motivo deste baixo rendimento.

No Brasil, em geral, a utilização de novas tecnologias vem mudando o perfil da cafeicultura com a introdução de cultivares mais produtivos e adaptados aos diferentes sistemas de cultivo, de modo a minimizar os riscos econômicos do processo de produção (Fonseca, 1999).

2.1.2. Produção

O café é um dos produtos primários de maior valor no mercado mundial, sendo os Estados Unidos seu maior consumidor. O cultivo, processamento, comercialização, transporte e marketing do café propiciam empregos para milhões de pessoas no mundo, sendo este produto crítico para a economia e a política de muitos países em desenvolvimento. Nestes, a exportação do café representa um segmento substancial do mercado externo, chegando, em alguns casos, a ultrapassar 70% (Ronchi et al., 2001).

A América do Sul é a região do planeta que concentra a maior produção de grãos de café, sendo que, nas duas últimas décadas, o Brasil e a Colômbia, sozinhos, produziram em torno de 40% do total mundial.

As estatísticas mostram que o Brasil ocupa, ainda, a primeira posição entre os países produtores e exportadores de grãos de café no mundo. Nos últimos anos, entretanto, a participação do café brasileiro no total das exportações mundiais, incluindo os cafés solúveis, vem alcançando apenas 22 a 25%, ao passo que, no final da década de 50, detinha mais da metade deste mercado (Fonseca, 1999).

De acordo com os dados fornecidos pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2002), a safra brasileira de grãos de café, nos anos 2002 e 2003, é estimada em 44,69 milhões de sacas, assim distribuídas em milhões de sacas, por Estado: MG com 22,715 (50,83%), ES 8,99 (20,12%), SP 5,56 (12,44%), BA 2,38 (5,33%), RO 1,96 (4,39%), PR 1,95 (4,36%), MT 0,4 (0,89%), PA 0,29 (0,65%), RJ 0,265 (0,59%), e outros com 0,18 (0,40%).

2.2. Processamento dos frutos e comercialização dos grãos do cafeeiro conilon

Segundo Vegro & Carvalho (1994), um adequado processamento pós-colheita é sempre fator importante para a obtenção de um produto de boa qualidade, principalmente no caso de grãos de café, constituem um dos produtos que mais agregam valor com a melhoria da qualidade.

O mercado de grãos de café, notadamente o externo, tornou-se bastante exigente nos últimos anos, no que se refere à qualidade do produto. Grãos que proporcionam bebida de má qualidade têm mercado restrito, enquanto os de boa bebida têm grande mercado.

Em decorrência desta seletividade comercial, cria-se ambiente de crescente competitividade e de exigências com preservação do meio ambiente,

passando as empresas a preocuparem-se com o aproveitamento de resíduos e subprodutos gerados na atividade de transformação.

Segundo Matos et al. (2001), na tentativa de conquistar clientes no exterior, o grande paradigma da cafeicultura brasileira, nos tempos atuais, tornou-se a busca por melhoria da qualidade do produto e a preservação ambiental, juntamente com o aumento da produtividade, uma vez que, com estes atributos, o produto adquire maior valor tanto no mercado nacional quanto internacional.

Conforme Matiello (1991) e Pinto (2001), o processamento ou preparo dos frutos do cafeeiro, após a colheita, pode ser feito por via seca, resultando nos ‘cafés de terreiro’, ou por via úmida, resultando nos ‘cafés despulpados’.

No Brasil, a maior parte do fruto é ainda preparada por via seca, sendo que a qualidade do produto final depende da umidade e da temperatura, durante a fase de produção, das condições climáticas durante o período de colheita (pluviosidade e umidade do ar) e dos cuidados na colheita e no preparo, evitando-se as fermentações indesejáveis, que ocorrem na mucilagem açucarada dos frutos. A preparação por via úmida, dando origem aos ‘cafés despulpados’ é feita a partir de frutos maduros, o que facilita a eliminação da polpa, fonte de fermentação, resultando em grãos de café de boa qualidade, independentemente da zona de produção.

Segundo Cortez (2002), na busca por um produto de melhor qualidade, os produtores de grãos de café conilon do Espírito Santo começam a investir em técnicas, que melhoram a qualidade do grão, visando conseguir um preço melhor. Em algumas fazendas do norte do Espírito Santo, já se produz o conilon cereja descascado. É crescente a tendência de o conilon ser processado ainda na fazenda como se faz com o arábica. Grande parte do café conilon produzido no Brasil chega, ao consumidor, misturado em pequenas proporções com o arábica, considerado mais nobre e que já possui classificação de sabor desde a década de 50. O autor salienta, ainda, que esta realidade pode mudar em breve, pois, amostras de grãos de café obtidas, diretamente nas fazendas, estão sendo usadas numa pesquisa que irá resultar na primeira classificação, em relação à bebida, para os grãos de café conilon. Há uma perspectiva que à medida que a qualidade

do conilon melhorar, haverá um aumento de sua proporção em misturas, bem como um melhor preço para o produtor, para a indústria e para o consumidor. Por enquanto, o preço de mercado do café conilon é baseado apenas na aparência e na quantidade de defeitos. Ainda não existe uma classificação conforme a qualidade da bebida, como ocorre com o arábica.

2.3. Resíduos gerados no processamento dos frutos do cafeeiro conilon

No Brasil, conforme relatado por Soccol et al. (2000), o maior problema no processamento por via úmida dos frutos do cafeeiro é a destinação dos resíduos líquidos e sólidos, que resultam, geralmente, em aumento significativo dos problemas ambientais, em razão do grande volume de água de lavagem usado no descascamento e despulpamento, além de grandes volumes de polpas úmidas e cascas.

Matos et al. (2001) afirmam que para o processamento do fruto por via seca, a água é utilizada apenas nos lavadores para separação de impurezas, resultando na geração de pequeno volume de água residuária poluente. O processamento por via úmida, por outro lado, constitui uma forte fonte poluidora, pois, gera três a quatro litros de água residuária por quilograma de café processado.

Segundo Vasco (1999), nos últimos anos, na Colômbia, cuja a produção média anual é de 12 milhões de sacas (720 mil toneladas), foram geradas 369 mil toneladas de material poluente, o que corresponderia a uma carga poluidora fluvial similar àquela gerada por uma população de 20 milhões de habitantes. O autor adverte, ainda, que o processamento do fruto do cafeeiro por via úmida vem se tornando, cada vez mais, atrativo por conferir ao produto maior valor comercial. Entretanto, a disposição dos resíduos orgânicos e das águas residuárias, gerados neste processo, constitui um dos principais problemas para as unidades de processamento de frutos. Por esta razão, os resíduos sólidos (casca ou polpa dos frutos) gerados no processamento devem ser dispostos de

forma adequada, evitando-se a contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas.

Segundo Matos et al. (2000), os resíduos gerados no processo de beneficiamento por via úmida transformaram-se em grande problema para os produtores, que instalaram máquinas de beneficiamento em suas propriedades com o intuito de produzir grãos de café mais finos ou de melhor qualidade. Isso tem levado a um aumento significativo de problemas ambientais, ocasionados por grandes volumes de águas residuárias, cascas e polpas úmidas.

2.3.1. Legislação ambiental referente ao lançamento de efluentes em corpos d'água receptores

A legislação ambiental brasileira estabelece critérios para a disposição de efluentes em cursos d'água naturais e prevê punições aos infratores.

Baracho Júnior (1995) alerta sobre a Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, em seu artigo 3º, inciso I, definindo o meio ambiente como o 'conjunto de condições, leis, influência e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas'. O autor esclarece que um dos instrumentos básicos de gestão, empregados pelas normas jurídicas de caráter ambiental, consiste no controle da poluição-degradação ambiental.

Como a utilização de instrumentos de repressão e de reparação do dano envolve fatores complexos, o ordenado jurídico brasileiro consagra a prevenção do dano como instrumento para a realização da Política Nacional do Meio Ambiente. Dessa forma, torna-se necessário o licenciamento ambiental para o desenvolvimento das atividades consideradas efetivas ou, potencialmente, poluidoras.

O lançamento direto de efluentes em corpos d'água receptores, no estado do Espírito Santo, deve atender a padrões estabelecidos tanto pela Legislação Federal (Resolução CONAMA 20/86) quanto Estadual, por meio do DECRETO

Nº 2.299 de 09 de junho de 1986, a qual regulamenta a Lei Nº 3.582, de 03 de novembro de 1983, que dispõe sobre as medidas de proteção, conservação e melhoria do meio ambiente no estado do Espírito Santo. Estabelece normas e padrões de qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções d'água e dá outras providências (SEAMA, 2002). O artigo 6º desta lei estabelece que, para garantir a qualidade e a preservação dos recursos hídricos, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, diretos ou indiretamente, nos corpos de água se obedecerem, dentre outras, a Legislação Federal que regula a espécie e Normas Estaduais e Municipais específicas, quando houver.

Segundo Alem Sobrinho (2000), a Legislação Federal e as legislações estaduais classificam os corpos de água, em função de seus usos preponderantes, estabelecendo, para cada classe de água, os padrões de qualidade a serem obedecidos.

No Brasil, como o enquadramento formal ainda é incipiente, a maioria dos corpos receptores estão, provisoriamente, enquadrados na classe 2, destacando-se as seguintes características, como padrões de qualidade, a serem mantidos no corpo receptor: $DBO \leq 5 \text{ mg L}^{-1}$; Oxigênio Dissolvido $\geq 5 \text{ mg L}^{-1}$; Nitrato $\leq 10 \text{ mg L}^{-1}$; Amônia $\leq 0,02 \text{ mg L}^{-1}$; Fósforo $\leq 0,025 \text{ mg L}^{-1}$.

Segundo esse autor, a Resolução nº 20 de 1986, do CONAMA, estabelece como padrões de efluentes, dentre outros, os seguintes valores: pH entre 5 e 9; materiais sedimentáveis até 1 mg L^{-1} , em cone Imhoff; óleos minerais em até 20 mg L^{-1} ; óleos vegetais e gorduras animais em até 50 mg L^{-1} ; ausência de materiais flutuantes; e nitrogênio amoniacal menor que 5 mg L^{-1} . Além destas limitações para os padrões de efluentes, é imposto um limite de DBO do efluente de 60 mg L^{-1} .

Estes padrões foram fixados de forma inter-relacionada com os padrões de qualidade dos corpos receptores, objetivando, na verdade, a preservação da qualidade do corpo d'água (Von Sperling, 1996). Em outras palavras, o descarte de um efluente em coleções d'água deve satisfazer, simultaneamente, os padrões de lançamento e aqueles relativos à qualidade do corpo receptor, podendo o primeiro ser excedido, com permissão do órgão ambiental, desde que o segundo seja resguardado.

2.4. Uso de águas residuárias no cultivo agrícola

Segundo Ayers e Westcot (1991) os grandes projetos de irrigação podem trazer prosperidade para uma localidade. Entretanto, o conseqüente uso intensivo das terras e águas pode criar situações indesejáveis, tais como a alteração e degradação da qualidade da água.

Diante da necessidade de utilizar, a partir de certo momento, águas de qualidade inferior nas atividades agrícolas e industriais, assim como no suprimento de estações de tratamento de água para o abastecimento humano, tornou-se indispensável a avaliação da qualidade das águas, conforme o uso ao qual são destinadas.

A utilização agrícola de águas residuárias elimina uma fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas e, ou superficiais e mantém sua qualidade indispensável a outros fins. A agricultura utiliza maior quantidade de água e pode tolerar águas de qualidade inferior, impróprias para a indústria e uso doméstico. É inevitável, portanto, que exista uma crescente tendência para se encontrar, na agricultura, a solução para os problemas relacionados à eliminação de efluentes. O uso agrícola dessas águas residuárias deve ser, cuidadosamente, planejado no sentido de controlar, em longo prazo, os efeitos de salinidade, sodicidade, nutrientes e oligoelementos sobre o solo e culturas.

Segundo Costa et al. (1999), na agricultura moderna, grande quantidade de adubos químicos, adubos orgânicos, águas residuárias e, até mesmo, resíduos diversos de substâncias químicas são adicionados ao solo, na forma de fertilizantes. Estes insumos, quando aplicados acima da capacidade suporte do solo, podem liberar íons e compostos tóxicos ou não, que poderão poluir o solo e águas subterrâneas. Os íons disponibilizados na solução do solo podem ser adsorvidos ao solo, absorvidos pelas plantas ou lixiviados das camadas superficiais do solo.

Análises conduzidas em laboratórios, por Matos et al. (2001), indicaram que a água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro possui DBO em torno de 6.000 mg L^{-1} , valor este muito acima do permitido pela legislação ambiental para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Gonçalves et al. (2000), avaliando as características da água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro, predominantemente cereja, em sistemas sem recirculação de água, encontrou valores de condutividade elétrica de $0,948 \text{ dS m}^{-1}$, 202 mg L^{-1} de fósforo e de $209,4 \text{ mg L}^{-1}$ de potássio. No entanto, Pinto et al. (2000) relatam que as informações sobre estas águas residuárias ainda são insuficientes, o que dificulta a elaboração de propostas eficazes para seu tratamento e utilização.

Com base nos resultados já apresentados, verifica-se que existe a possibilidade de aproveitamento dos nutrientes contidos na água residuária do processamento de frutos do cafeeiro no cultivo agrícola, utilizando a técnica de fertirrigação. A utilização dessa água, como fertilizante, deve ser feita de forma criteriosa para que não venha a causar prejuízos ao solo e à cultura explorada.

Segundo Costa et al. (1999), a técnica de fertirrigação possibilita ao uso de adubos minerais, bem como de águas residuárias de origem orgânica como vinhaça, chorume, etc. No entanto, a qualidade da água, o tipo e concentração de nutrientes nela presentes, a uniformidade de distribuição e a mobilidade dos nutrientes no solo podem variar, sendo, portanto fundamental uma uniformidade de aplicação para o sucesso da fertirrigação.

Vieira e Ramos (1999) advertem que, para um adequado manejo do sistema de fertirrigação, é importante conhecer a textura, a capacidade de troca catiônica (CTC), a salinidade, o pH, os teores de macro e micronutrientes, a mobilidade dos nutrientes no solo, além das características fisiológicas da cultura, tais como a tolerância à salinidade, absorção de nutrientes, entre outras.

De acordo com esses autores, a fertirrigação é utilizada para complementar a adubação de plantio, cujo efeito diminui com o avanço do ciclo de vida da cultura. Os autores concluem, ainda, que o correto seria aplicar, no momento do plantio, fertilizantes que sirvam de fonte de nutrientes para os primeiros estádios de desenvolvimento da cultura e, após esse período, iniciar as

fertirrigações de modo a ajustar o fornecimento de nutrientes às necessidades da cultura.

2.5. Impacto agroambiental ocasionado pelo uso agrícola de águas residuárias

O uso inadequado de certas águas residuárias, dentre elas a da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro, pode ocasionar alguns efeitos benéficos e, ou adversos sobre solo e plantas (Paganini, 1997).

Melo (1978) adverte que embora o uso de efluentes normalmente resulte na economia de água e fertilizantes, reciclagem de nutrientes e aumento da produção agrícola, podem ocorrer problemas para as culturas e solo, quando, por exemplo, o nitrogênio e outros nutrientes forem aplicados em excesso, assim como para os animais e seres humanos, quando o efluente apresentar organismos patogênicos.

Segundo Ayers e Westcot (1991), a irrigação com águas residuárias pode contaminar os solos, o ar, as águas subterrâneas e as plantas da área vizinha aos campos irrigados. A magnitude dessa contaminação depende do tipo de água residuária usada, das condições climáticas predominantes, da cultura irrigada e do próprio sistema de irrigação. Quando o solo e as culturas são adequados, o efluente pode ser aplicado por sulco, para não contaminar o ar e a parte aérea das culturas. A aplicação de efluentes por meio de sistemas que economizam água, como no caso do gotejamento, é o método mais seguro, além de apresentar menores riscos de contaminação ambiental. Os métodos de irrigação por aspersão têm o maior potencial de contaminação microbiana do ar, além de ocasionar queimas na parte aérea das culturas.

2.5.1. Efeitos no solo e nas plantas

Águas com alta salinidade podem causar danos à vegetação por simples contato direto; os sais podem acumular-se no solo, inibindo a germinação e o crescimento das plantas, além dos efeitos osmóticos ou de toxicidade de certos íons poderem prejudicar o desenvolvimento da vegetação.

O uso de águas residuárias com baixa salinidade, porém com alta porcentagem de sódio trocável (PST), acima de 10 a 15, pode promover a dispersão das partículas de argila, provocando diminuição na permeabilidade do solo, vindo a causar redução na aeração do solo e inibição do desenvolvimento radicular das plantas, com conseqüente perda de produtividade.

Segundo Born (1991). o risco de aplicação de águas residuárias com salinidade inadequada, bem como os riscos da aplicação de sódio e outros íons específicos, devem ser considerados com rigor, quando se analisa a conveniência de utilização de águas residuárias na irrigação.

Oliveira (1993) alerta para o fato que as necessidades nutricionais de uma dada cultura dificilmente seriam supridas, integralmente, apenas com a aplicação de efluentes no solo, pois, nestes, as relações entre as concentrações de N, P e K são, em geral, diferentes das requeridas pelas culturas, sendo, portanto, necessária uma complementação com fertilizantes minerais para atender as demandas restantes.

Segundo Oliveira et al. (2000), a irrigação com líquidos contendo altas concentrações de sólidos pode provocar alterações na capacidade de infiltração de água no solo, ocasionadas pelo entupimento dos macroporos e pela formação de crostas em sua superfície. A formação de crostas superficiais ocasiona problemas de infiltração, de germinação e de emergência das plântulas. Segundo Detar (1980), líquidos contendo mais de 200 mg L⁻¹ de sólidos totais não infiltrarão no solo em taxas idênticas às observadas com água.

Oliveira et al. (2000) observaram que a aplicação de águas residuárias da suinocultura em um Argissolo Vermelho Amarelo, em diferentes concentrações de sólidos totais, provocou redução na capacidade de infiltração do solo com o

aumento da concentração de sólidos e que as aplicações sucessivas intensificaram esta redução, quando a taxa de infiltração básica igualou-se a zero.

Os autores também observaram que a aplicação de águas residuárias, na concentração de 269 mg L^{-1} , promoveu um acúmulo de lodo na superfície do solo, após a segunda aplicação, provocando a impermeabilização desse solo e fazendo com que sua taxa de infiltração permanecesse nula. Eles concluíram que a concentração de sólidos foi mais importante na redução da capacidade de infiltração do solo do que os níveis de razão de adsorção de sódio e de salinidade das águas residuárias.

Fuentes et al. (2002) observaram, em solos irrigados com águas residuárias oriundas de sistemas de drenagem agrícola, durante um período de cinco anos, um aumento na concentração de Na em relação ao Ca e Mg. Os autores concluíram que a aplicação de tais águas residuárias, sem um tratamento, prévio poderá ocasionar a salinização e sodificação do solo.

Pagliai et al. (1981) e Ortega et al. (1981) observaram que a aplicação de lodo de esgoto no solo aumentou a porosidade total do solo em diversas condições experimentais. Khaleel et al. (1981), em experimentos similares, observaram efeitos sobre a densidade do solo. Por outro lado, Jorge et al. (1991), monitorando um Latossolo Vermelho Escuro argiloso distrófico, não observaram efeito na porosidade e densidade do solo após quatro anos de aplicação de lodo de esgoto, em dose de até 80 t ha^{-1} parcelada de 20 em 20 t, ou aplicada de uma só vez.

Mikkelsen et al. (1997) afirmam que a disposição de água residuária no solo, por períodos longos, pode resultar em acúmulo de nutrientes excedendo as exigências das plantas.

2.5.2 Salinidade das águas residuárias e salinidade do solo

A condutividade elétrica de uma água é tanto maior quanto maior for a concentração de eletrólitos nela dissolvidos, ou seja, a salinidade da água de

irrigação, ou mesmo da água residuária pode ser determinada, medindo-se sua condutividade elétrica, CE, (Ferreira, 2001).

A literatura australiana recomenda a classificação das águas residuárias, a serem utilizadas na irrigação, de acordo com o total de sais dissolvidos, conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Classes de salinidade para águas residuárias utilizadas na irrigação

Descrição	CE (dS m ⁻¹)
Baixa salinidade	0-0,3
Média salinidade	0,3-0,8
Alta salinidade	0,8-2,3
Muito alta salinidade	2,3-5,5
Extremamente alta	> 5,5

Fonte: EPA – Austrália (1991).

Segundo Born (1991), embora a salinidade (CE) da água residuária a ser usada na irrigação seja uma característica importante, ela não deve ser considerada isoladamente, mas, juntamente com as condições intervenientes em geral, pois os fatores alteram-se, acentuadamente, de local para local.

Como no caso da água, a condutividade elétrica é usada como um indicador da salinidade do solo, mediante medições no extrato do solo saturado (CEs) (EPA, 1992). Segundo Kandiah (1985), a importância da salinidade consiste de sua relação com o potencial osmótico da solução do solo, toxicidade a íon específico e degradação das condições físicas prováveis de ocorrer no solo.

2.6. Deslocamento de solutos no solo

A água presente no solo nunca é, quimicamente, pura. A quantidade total de sais dissolvidos varia consideravelmente, dependendo de uma série de fatores, tais como a precipitação, natureza do solo e da rocha matriz, temperatura da água, atividade humana, dentre outros.

Ao movimentar-se no solo, a água arrasta consigo os solutos, sendo que uma parte destes poderá ser adsorvida ao complexo coloidal, outra parte absorvida pelas plantas ou, ainda, precipitada. Entretanto, o movimento de solutos no solo não acontece, apenas, em decorrência do deslocamento de água, pois, eles podem também difundir-se na água, em resposta a gradientes de concentração. Ao mesmo tempo, os solutos reagem entre si e interagem com a matriz do solo, compondo uma sucessão cíclica de processos físicos e químicos inter-relacionados. Estas interações envolvem características químicas, mineralógicas e físicas do solo, podendo ser influenciadas por uma série de fatores como a acidez, temperatura, potencial de óxido-redução, composição e concentração da solução do solo (Prevedello, 1996).

Segundo Ferreira (2001), o deslocamento de fluidos miscíveis é um processo, que ocorre quando um fluido mistura-se com outro fluido e o desloca. A lixiviação de sais no solo e a conseqüente movimentação de íons no perfil são exemplos de deslocamento miscível. Segundo o autor, um soluto químico dissolvido em água quando aplicado no solo e, em seguida, é aplicada água pura para transportá-lo para dentro do perfil caracteriza-se um pulso.

O entendimento sobre os processos de transporte de fertilizantes, herbicidas e pesticidas no solo auxilia a prevenir lixiviação para as camadas mais profundas (Miranda e Duarte, 2002).

Segundo Dodds et al. (1998) quando os fertilizantes são deslocados para os estratos inferiores do perfil do solo, além de tornarem-se indisponíveis às plantas, acarretam riscos de contaminação das águas subterrâneas. Dessa forma, a contaminação por nitrato e pesticidas tem-se tornado um sério problema ambiental, visto que as áreas agrícolas possuem diferentes graus de exploração e

potencial de poluição do lençol freático, dependendo do tipo de solo, geologia, clima e, principalmente, do manejo das práticas agrícolas (Singh & Kanwar, 1995).

Segundo Vieira e Ramos (1999), todas as formas de nitrogênio são móveis no solo, sendo que este nutriente pode movimentar-se livremente, como é o caso do NO_3^- , pois, nesta forma, o nitrogênio é menos adsorvido pelos colóides do solo, ficando sujeito a perdas por lixiviação e redução. O nitrogênio na forma de uréia (forma amídica) é tido como de movimentação moderada, pois, este se comporta-se como uma molécula neutra. Logo, a uréia move-se facilmente com a água no solo até deparar-se com a uréase, que é a enzima responsável por sua hidrólise, ou seja, por sua transformação em NH_4^+ . O nitrogênio na forma de NH_4^+ (amônio), entretanto, apresenta, movimentação limitada, pois, nesta forma, pode ser adsorvido aos colóides do solo.

O fósforo, em geral, movimenta-se pouco na maioria dos solos, principalmente nos argilosos, devido à forte adsorção e a formação de precipitação com os constituintes do solo.

O cálcio e o magnésio são menos móveis no solo, pois, são retidos nas superfícies da argila e da matéria orgânica, negativamente carregadas.

Segundo Miranda e Duarte (2002) as teorias que descrevem os processos físicos e químicos, que ocorrem no solo, aliadas às técnicas de resoluções analíticas e numéricas da equação de transporte de solutos no solo e aos recursos computacionais disponíveis, possibilitam, por meio da aplicação de modelos de simulação, prever riscos de contaminação e impactos de determinados componentes químicos no meio solo-água e plantas.

Um grande número de modelos de simulação foi desenvolvido, na última década, para descrever o movimento de solutos através do perfil do solo. Todavia, há grande dificuldade em envolver todas as características pertinentes ao meio ambiente, a fim de obter um modelo realmente capaz de prever o processo de deslocamento e retenção dos solutos no meio.

2.6.1. Fator de retardamento e coeficiente dispersão-difusão

A mobilidade de solutos no solo relaciona-se inversamente, à adsorção dos mesmos à fração sólida ou às condições do meio, que favoreçam a precipitação dos íons (Matos et al. 1998). A adsorção iônica ao complexo sortivo do solo faz com que os íons mantenham intercâmbio com aqueles presentes na solução do solo, proporcionando, ora sua adsorção na fração sólida do solo, ora sua disponibilização no meio aquoso.

A presença de diferentes espécies de cátions na solução do solo proporciona competição entre eles, pelos sítios de adsorção, favorecendo a lixiviação daqueles com menor força de adsorção, o que constitui um alerta quanto ao perigo de contaminação dos mananciais de água subterrânea.

Campos e Elbachá (1991), citados por Matos (1995), definem o fator de retardamento como a capacidade de retenção ou efeito tampão do solo, para um elemento ou composto existente em um resíduo. Para Valocchi (1984), citado por Matos (1995), o fator de retardamento representa a defasagem entre a velocidade de avanço de um soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução percolante, sendo, desta forma, o fator de retardamento uma característica que, indiretamente, expressa a capacidade do solo em reter íons. Portanto, fica clara sua dependência das interações entre a fase líquida e a fase sólida, durante a percolação no solo.

Segundo Van Genuchten e Wierenga (1986), o coeficiente dispersivo-difusivo é uma característica física da equação de transporte de solutos, que expressa o efeito aditivo de dois fenômenos de mistura na interface de dois solutos: a difusão, que é o movimento térmico natural de constituintes dissolvidos e que ocorre em razão da existência de gradientes de concentração, e a dispersão mecânica, movimento diferenciado de solutos no solo, proporcionado por variações na velocidade de deslocamento da solução dentro dos poros individuais e entre poros de diferentes formas, tamanhos e direções.

Esses autores afirmam que modo mais prático e preciso de estimar os valores do fator de retardamento e do coeficiente dispersivo-difusivo consiste em

usar soluções analíticas da equação de transporte de solutos, empregando modelos computacionais.

Esses modelos estimam o coeficiente dispersivo-difusivo e o fator de retardamento, por meio de ajustamento do modelo teórico aos dados experimentais, obtidos em colunas de solo, em condições laboratoriais ou de campo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Coleta e caracterização física e química das águas residuárias

As amostras de água residuária foram coletadas, durante o período de colheita e processamento dos frutos do cafeeiro conilon, durante os meses de julho e agosto de 2002, na Fazenda Experimental de Marilândia, pertencente ao do Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural (Incaper), município de Marilândia – ES.

Durante as etapas de lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon foram coletadas quatro amostras de água de efluentes distintos: água utilizada apenas para a lavagem dos frutos (E1) e os efluentes oriundos da primeira (E2), segunda (E3) e terceira (E4) despolpa e desmucilagem dos frutos do cafeeiro. Por motivos de economia de água, o efluente da primeira despolpa era recirculado para realizar a segunda despolpa, enquanto o efluente da segunda despolpa também era recirculado para realizar a terceira despolpa. Cada despolpa, em média, consumia 15 m³ de água e compreendia um volume de aproximadamente

10 m³ de frutos colhidos. As amostras de água foram colocadas em recipientes plásticos, sendo em seguida, transportadas para Viçosa.

Subamostras de cada água residuária de, aproximadamente, dois litros foram acondicionadas em recipientes plásticos e conservadas em caixas de isopor, contendo gelo, e levadas para o Laboratório de Qualidade de Água do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, onde foram efetuadas as seguintes análises: pH, por potenciometria; demanda química de oxigênio (DQO), pelo método do refluxo aberto; demanda bioquímica de oxigênio (DBO), por meio da determinação do oxigênio dissolvido nas amostras (Método Winkler), APHA (1995); as concentrações de nitrogênio e fósforo, determinadas por colorimetria; as concentrações de cálcio e magnésio por titulometria, e de potássio e sódio por fotometria de chama (Rump e Krist, 1992).

Foram feitas as determinações para: sólidos sedimentáveis (SP), em cone de Imhoff; sólidos totais (ST), após secagem em estufa a 110°C, por 24 horas; sólidos fixos totais (SFT), por combustão em mufla a 550°C; sólidos voláteis totais (SVT), por diferença entre os sólidos totais e fixos; e sólidos em suspensão (SS), em filtros de acetato de celulose de 0,45 mm. A condutividade elétrica (CE) foi medida com o auxílio de condutivímetro.

Na Tabela 2, são apresentados os valores médios dos componentes de natureza química e física, presentes nas águas residuárias analisadas.

Tabela 2 – Valores médios dos componentes de natureza química e física presentes nas águas residuárias, obtidas durante o período de processamento, nas etapas de lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon

Características	Efluente			
	E1	E2	E3	E4
PH	4,9	4,7	4,1	4,1
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,25	0,58	0,72	0,99
Sólidos sedimentáveis (mg L ⁻¹)	17	< 1	180	330
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	1.069	4.889	5.504	6.403

Tabela 2 – Continuação

Características	Efluente			
	E1	E2	E3	E4
Sólidos em suspensão (mg L ⁻¹)	380	850	1.888	2.336
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	689	4.039	3.616	4.067
Sólidos fixos totais (mg L ⁻¹)	390	126	706	848
Sólidos voláteis totais (mg L ⁻¹)	679	4.763	4.798	5.555
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	1.520	5.148	10.667	11.000
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L ⁻¹)	411	2.525	3.184	3.374
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	76,8	105,5	124,6	160,0
Fósforo total (mg L ⁻¹)	5,0	8,8	10,8	13,9
Sódio (mg L ⁻¹)	25,5	45,0	58,3	77,1
Potássio (mg L ⁻¹)	41,0	115,0	153,7	204,7

E1 – Efluente do lavador; E2 – Efluente do despolpador (1ª despolpa); E3 – Efluente do despolpador (2ª despolpa = 1ª recirculação de água); E4 – Efluente do despolpador (3ª despolpa = 2ª recirculação de água).

3.2. Coleta e caracterização química e físico-hídrica dos materiais de solos

As amostras a serem utilizadas na determinação dos valores das características físico-hídricas e químicas dos solos foram retiradas às profundidades de 0 a 40 e 40 a 100 cm, respectivamente, em três tipos de solos, classificados como Aluvial Eutrófico, Argissolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, todos os solos sob cultivo do cafeeiro.

Após secagem ao ar, os solos foram destorroados e passados em peneira de 4 mm, sendo em seguida, retirada uma subamostra que foi, então, levada ao Laboratório de Solo e Água do Departamento de Engenharia Agrícola e aos laboratórios de Física do Solo e Análises de Rotina do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, afim de proceder às as caracterizações química e físico-hídrica.

As análises químicas constituíram de determinação dos teores de P disponível, K, Ca, Mg, Na, Al trocável, H+Al e matéria orgânica, bem como a saturação de bases, CTC efetiva e pH. Na análise física dos solos, foram efetuadas as determinações de: massa específica, pelo método da proveta; partículas, pelo método do balão volumétrico; análise granulométrica, pelo método da pipeta; e equivalente de umidade, pelo método da centrífuga (EMBRAPA, 1997).

Os resultados das análises físico-hídricas e químicas dos solos são apresentados nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 – Resultados das análises granulométrica e físico-hídricas para caracterização dos materiais de solos

Solo	Aluvial		Argissolo		Latosolo	
	0-40	40-100	0-40	40-100	0-40	40-100
Profundidade (cm)						
Areia grossa (dag kg ⁻¹)	60	60	44	26	12	4
Areia fina (dag kg ⁻¹)	21	18	12	7	6	6
Silte (dag kg ⁻¹)	6	8	5	6	28	25
Argila (dag kg ⁻¹)	13	14	39	61	54	65
M _{ES} (kg dm ⁻³)	1,30	1,24	1,15	1,14	1,12	1,08
M _{EP} (kg dm ⁻³)	2,56	2,55	2,53	2,53	2,51	2,51
P (m ³ m ⁻³)	0,546	0,559	0,595	0,606	0,608	0,617
EU (kg kg ⁻¹)	0,119	0,129	0,177	0,233	0,362	0,379
CC (kg kg ⁻¹)	0,187	0,196	0,238	0,288	0,402	0,418

M_{ES} – Massa específica do solo; M_{EP} – Massa específica das partículas; P – Porosidade; EU – Equivalente de umidade; e CC – Capacidade de campo.

Tabela 4 – Resultados da análise química para caracterização dos materiais de solos

Características	Aluvial		Argissolo		Latossolo	
	0-40	40-100	0-40	40-100	0-40	40-100
pH	4,81	4,88	4,68	4,65	5,92	4,98
P (mg dm ⁻³)	1,5	1,2	0,7	0,9	1,8	1,0
K (mg dm ⁻³)	50	38	20	16	110	24
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,23	0,44	0,71	0,80	3,38	0,64
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,95	0,91	0,33	0,32	2,10	0,23
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,2	0,2	0,4	0,4	0,0	0,1
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	3,0	2,4	3,3	3,2	4,0	3,8
SB (cmol _c dm ⁻³)	2,31	1,45	1,09	1,16	5,76	3,03
CTC _e (cmol _c dm ⁻³)	2,51	1,65	1,49	1,56	5,76	3,03
CTC _{7,0} (cmol _c dm ⁻³)	5,31	3,85	4,39	4,36	9,76	6,73
V (%)	43,5	37,7	24,8	26,6	59,0	43,5
m (%)	8,0	12,1	26,8	25,6	0,0	3,3
CO (dag kg ⁻¹)	5,31	5,53	5,76	5,88	5,98	6,21
P-rem (mg L ⁻¹)	32,0	27,8	33,4	32,1	20,3	11,1

pH em água; P e K – Extrator de Mehlich 1; Ca, Mg e Al – Extrator KCl – 1 mol L⁻¹; H+Al – Extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ – pH 7,0; SB – Soma de bases trocáveis; CTC_e – Capacidade de roca catiônica efetiva; CTC_{7,0} – Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V – Índice de saturação de bases; m – Índice de saturação de Alumínio; CO – Carbono orgânico; P-rem – Fósforo remanescente

3.3. Propriedades químicas e físico-hídricas dos solos em resposta à aplicação da água residuária

Para determinar as alterações químicas nos materiais de solos conseqüentes às aplicações de águas residuárias, foi efetuada a incubação dos materiais de solo em vasos com capacidade de quatro litros.

Os materiais de solo foram saturados com quatro diluições, do efluente E4, correspondentes às lâminas a 4,5; 5,5 e 8,0 mm para os solos Aluvial, Argissolo e Latossolo, respectivamente.

O experimento foi montado em delineamento inteiramente casualizado e conduzido no esquema fatorial 3×2×5, correspondendo a três solos, duas profundidades amostradas e cinco concentrações de água residuária (0; 25; 50; 75 e 100%ARC) com três repetições

As diluições foram calculadas, conforme a metodologia citada por Ferreira (2001), a qual fundamenta-se na mistura de duas águas, sendo uma de qualidade marginal e outra de boa qualidade, para a irrigação de culturas visando à ampliação de áreas para cultivo agrícola.

Segundo esse autor, esta metodologia baseia-se na combinação entre a condutividade elétrica das duas águas em questão, sendo que a água resultante deve apresentar condutividade elétrica que permita seu uso em cultivos agrícolas. A mistura foi feita, empregando-se expressão:

$$C_{mt} = \frac{C_{ab} \times Q_{ab} + C_{am} \times Q_{am}}{Q_{ab} + Q_{am}} \quad (\text{Eq. 01})$$

em que

C_{mt} – condutividade elétrica da mistura das águas, dS m^{-1} ;

C_{ab} – condutividade elétrica da água de boa qualidade, dS m^{-1} ;

C_{am} – condutividade elétrica da água marginal, dS m^{-1} ;

Q_{ab} – lâmina de água de boa qualidade, cm; e

Q_{am} - lâmina de água marginal, cm.

O experimento foi montado em área protegida, anexa ao Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Agrícola/UFV, sob condições ambientais.

A Tabela 5 apresenta a caracterização química das águas utilizadas nos experimentos.

Tabela 5 – Caracterização química das águas utilizadas nos experimentos

Características	Concentrações da ARC				
	0%	25%	50%	75%	100%
pH	6,39	7,18	7,39	7,44	7,51
CE _{ai} (dS m ⁻¹)	2,50 × 10 ⁻²	1,11	1,62	2,04	2,74
P (mg L ⁻¹)	0,0	1,9	4,4	7,0	10,2
K (mg L ⁻¹)	2,5	60,8	123,4	185,7	253,8
Na (mg L ⁻¹)	1,0	17,4	38,9	55,9	80,4
Ca + Mg (cmol _c L ⁻¹)	2,0	4,5	5,5	6,6	7,1
RAS (cmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0,04	0,51	1,01	1,34	1,86
RAP (cmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0,06	1,04	1,91	2,69	3,46
RASP (cmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0,11	1,54	2,91	4,10	5,32

CE_{ai} - Condutividade elétrica da água de irrigação; RAS – Razão de adsorção de sódio e RAP – Razão de adsorção de potássio, RASP – Razão de adsorção de sódio e potássio.

Durante o período de incubação, os vasos foram cobertos com sacos plásticos para evitar perdas de água por evaporação. Assim, o solo manteve-se úmido durante o período de incubação de 20 dias, quando foram coletadas, de cada recipiente, amostras para realização das análises químicas e físicas, anteriormente descritas.

Os resultados foram analisados, estatisticamente, ao nível de significância de 5%, sendo os valores significativos de caráter quantitativo submetidos à análise de regressão, para determinação da relação existente entre os efeitos ocasionados no solo, decorrentes das concentrações de água residuária aplicada, e os valores de caráter qualitativo submetidos a um teste de média para determinar a diferença entre os tratamentos aplicados.

3.4. Transporte de solutos em colunas de solos em resposta à aplicação de água residuária

Este ensaio foi realizado no Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola/UFV, usando-se colunas de PVC rígido de 0,20 m de comprimento e 0,05 m de diâmetro.

Na determinação das características de transporte de potássio, sódio, cálcio e magnésio, presentes na água residuária bruta, usaram-se materiais da amostra de 0-40 cm dos três tipos de solo (Aluvial, Argissolo e Latossolo) conforme apresentado nas Tabelas 3 e 4.

No ensaio de colunas, utilizou-se apenas a água residuária bruta (E4) sem diluições. As colunas foram preenchidas com agregados de solo de até dois milímetros, devidamente homogeneizados. Foi realizada uma repetição, para cada tipo de solo.

Inicialmente, as colunas de solos foram saturadas com água destilada, processo este realizado de forma lenta, quando as colunas foram colocadas dentro de recipiente com altura de lâmina de água equivalente a 2/3 da altura da coluna, deixando-as em repouso por 24 horas.

A seguir as colunas foram, interligadas a frascos de Mariotte contendo água destilada, por um período suficiente para atingir o escoamento permanente, isto é, até que toda seção inferior da coluna contribuísse para a vazão.

Os frascos de Mariotte contendo a água residuária eram, em seguida, interligados às colunas de solo. Frascos foram utilizados na coleta de efluente, para determinação das concentrações iônicas no efluente. Foi coletado um volume de 20 mL, correspondente a 0,2 volume de poros, determinado em função do volume de poros da amostra de solo na coluna, da exigência de um volume mínimo para as análises químicas e do número de pontos para gerar a curva experimental de efluentes.

A superfície do solo foi coberta com mecha de lã de vidro a fim de evitar alterações superficiais, durante a aplicação da água, e garantir uniformidade de

infiltração. O ensaio foi finalizado quando a condutividade elétrica do efluente coletado tornava-se constante, ou seja, igual àquela da água aplicada.

As concentrações relativas das amostras oriundas do efluente constituíram dados de entrada do modelo computacional DISP, cujos dados de saída foram as curvas de efluentes, para cada íon analisado, a partir do qual foi possível a determinação dos respectivos valores do fator de retardamento e coeficiente dispersivo-difusivo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização da águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon

Em razão das etapas envolvidas no processo de lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon e do grau de maturação dos frutos, as águas residuárias apresentaram alta variabilidade, relativamente às características analisadas, conforme apresentado na Tabela 2. Merecem destaque os altos valores médios de DBO das águas residuárias, caracterizando a necessidade de tratamento desses efluentes antes de retorná-los a um corpo hídrico receptor.

Matos et al. (2001), ao caracterizar a água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro arábica, encontraram valores de ST de 3.675 g L^{-1} ; CE de 0.95 dS m^{-1} ; pH de 5,2; N, P e K total de 246,0; 2,0 e $346,0 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, e DBO de 3.242 mg L^{-1} . A análise destes resultados mostra que a água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro arábica, em comparação com aquela do cafeeiro conilon, apresenta maiores concentrações de

N e K total, bem como maiores valores de CE e pH e menor concentração de ST. Por outro lado, a DBO apresentou valores bem próximos.

Matos et al. (2002) apresentam a hipótese devido ao fato de os frutos do conilon apresentarem um mesocarpo menos aquoso e menor diâmetro, para um mesmo volume de frutos processados, há uma maior massa de frutos conilon em relação ao arábica. Como a quantidade de água utilizada nos lavadores e processadores é baseada, apenas, no volume de frutos processados, o processamento do conilon proporciona contato da água com maior massa de frutos, apresentando maior quantidade de sólidos. Entretanto, a qualidade química dos grãos, é diferente, pois as águas de processamento do arábica apresentaram, invariavelmente, maiores concentrações de nutrientes.

O uso agrícola dessas águas como fertilizante deve ser precedido de um adequado planejamento do manejo, segundo as recomendações de disponibilização de nutrientes às culturas.

Como o meio de aplicação dessas águas ao solo são os sistemas de irrigação, via de regra, já implantados, seria recomendável a utilização de filtros para retirada de materiais grosseiros que, possivelmente, causariam problemas de entupimento de emissores, além de danos às tubulações.

Observando os valores apresentados na Tabela 5 e seguindo as diretrizes para a avaliação da qualidade de água para a irrigação propostas por Ayers e Westcot (1991) e, também, levando-se em consideração os resultados encontrados para as características CE_{ai} e RAS, a água com 0% da ARC apresentou severo grau de restrição ao uso, podendo provocar severa redução na capacidade de infiltração do solo, e as demais águas apresentaram nenhum grau de restrição ao uso, não ocasionando desta forma nenhuma redução na capacidade de infiltração do solo. Vale lembrar que na classificação de água para irrigação proposta por Ayers e Westcot (1991), pressupõe-se uma fração de lixiviação de 15 a 20%.

4.2. Alterações das características físico-hídricas nos solos, decorrentes da aplicação da água residuária da lavagem e despolpa do cafeeiro conilon

4.2.1. Equivalente de umidade

Conforme os resultados obtidos na análise de variância, apresentados na Tabela 1A (ANEXO A), o equivalente de umidade dos solos não foi afetado pelas cinco concentrações da ARC. Observando os valores médios desta característica, apresentados na Tabela 6, o Latossolo apresentou valores superiores, seguidos pelo Argissolo e do Aluvial, respectivamente.

Tabela 6 – Valores médios¹ do equivalente de umidade, dos solos obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Característica	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Equivalente de umidade (kg kg ⁻¹)	0,121 c	0,213 b	0,307 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

O equivalente de umidade é um ponto, que representa a retenção de água pelo solo e que está próximo à capacidade de campo. Diante disso, observa-se que as aplicações das concentrações da ARC não afetaram a capacidade de retenção de água pelos solos. Isso pode estar ligado à concentração de materiais sólidos orgânicos nessas águas, pois, o acúmulo de material orgânico no solo contribui, em parte, para maior retenção de água pelo solo. Com a aplicação das águas aos solos, todo material orgânico presente sofreu uma rápida decomposição, não interferindo, assim, em alterações na retenção de água pelos solos.

4.2.2. Argila dispersa em água

O efeito das cinco concentrações de água residuária, aplicada aos solos, sobre a argila dispersa em água mostrou-se significativo nas profundidades de 0-40 e 40-100 cm (Tabela 2A, em anexo).

Conforme os resultados obtidos, observa-se, nas Figuras de 1 a 6, que a aplicação da ARC nas cinco concentrações diminuiu a proporção da argila dispersa em água nos diferentes solos, em suas respectivas profundidades.

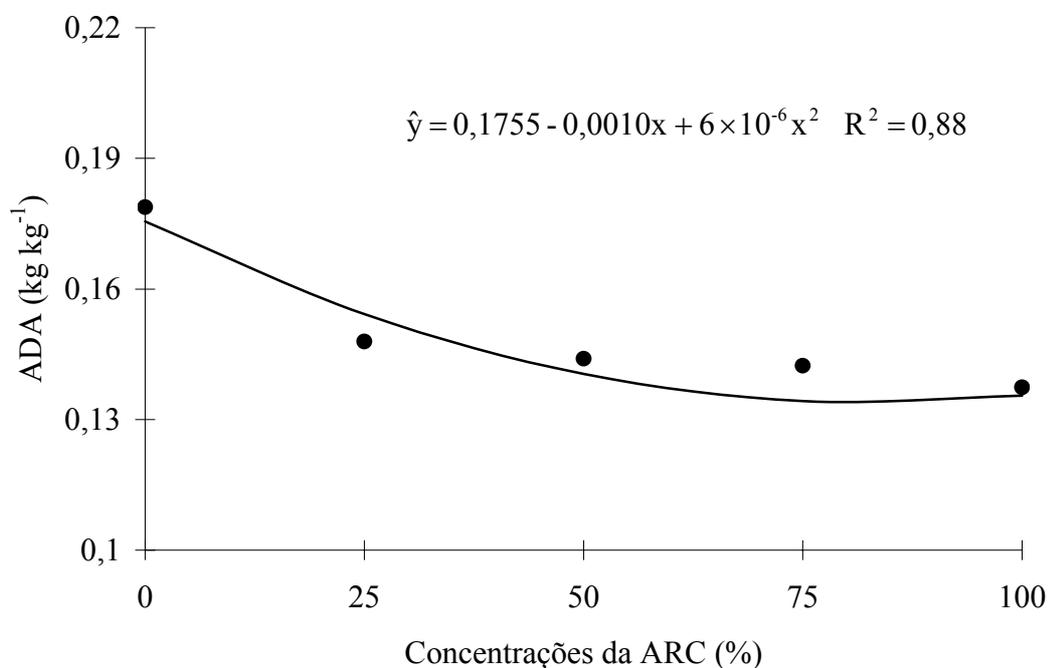


Figura 1 – Argila dispersa em água à profundidade de 0-40 cm do solo Aluvial, decorrente da aplicação das cinco concentrações da ARC após o período de incubação.

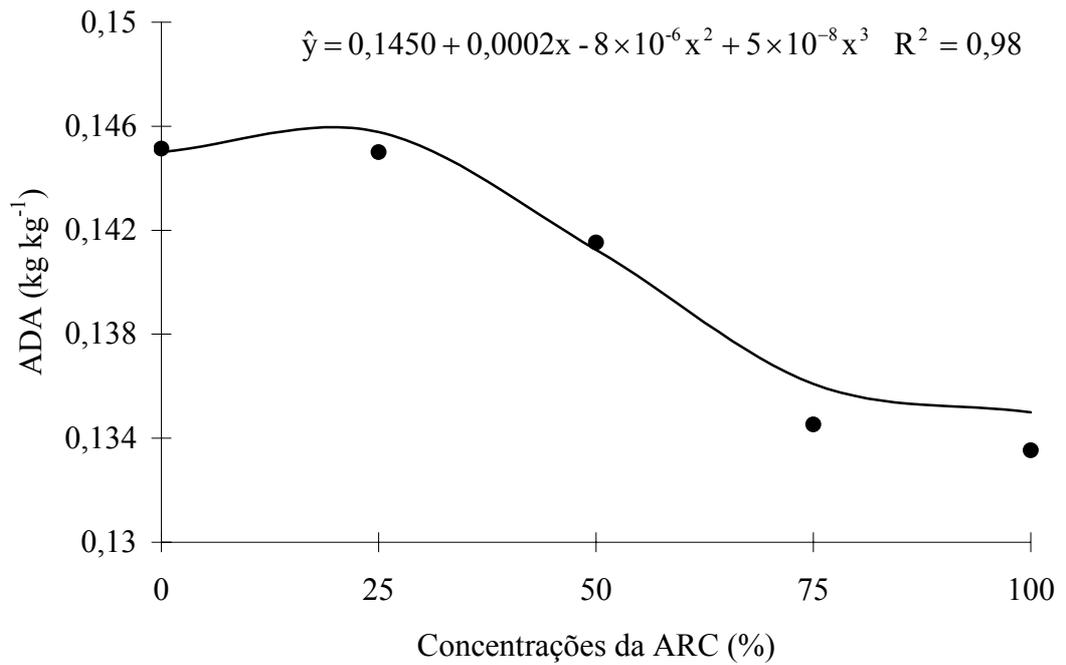


Figura 2 – Argila dispersa em água à profundidade de 40-100 cm do solo Aluvial decorrente da aplicação das cinco concentrações da ARC após o período de incubação.

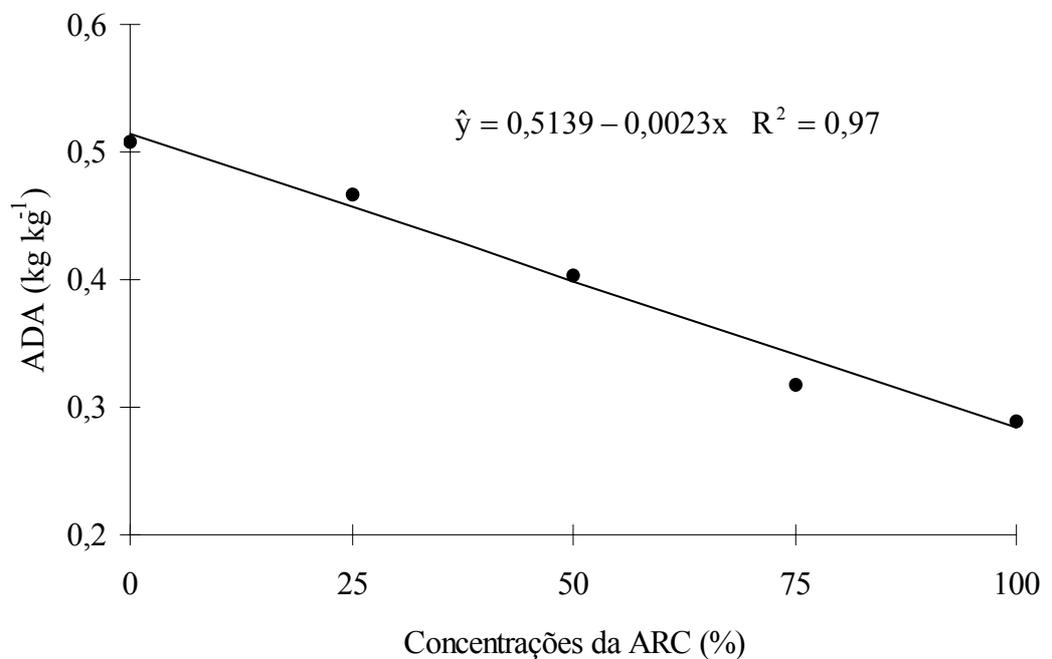


Figura 3 – Argila dispersa em água à profundidade de 0-40 cm do solo Argissolo, decorrente da aplicação das cinco concentrações da ARC após o período de incubação.

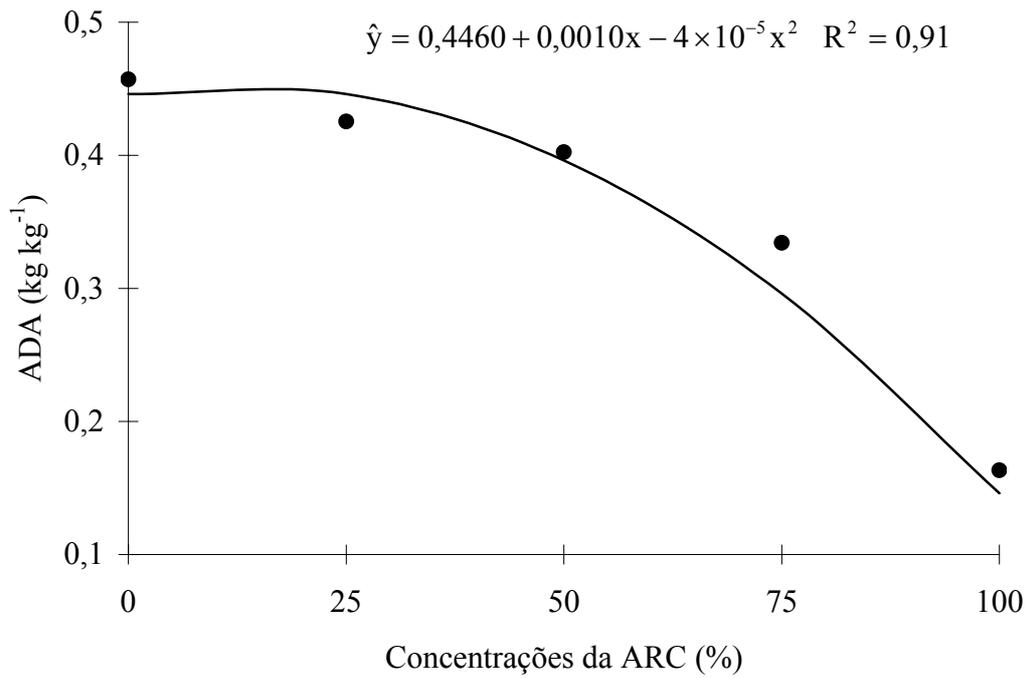


Figura 4 – Argila dispersa em água à profundidade de 40-100 cm do solo Argissolo, decorrentes da aplicação das cinco concentrações da ARC após o período de incubação.

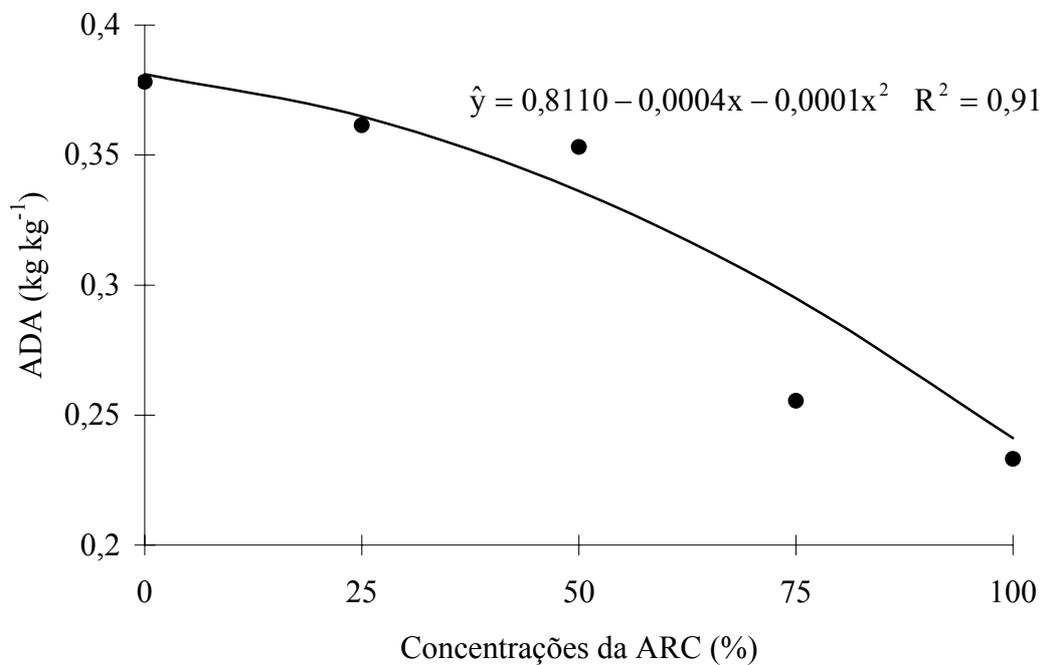


Figura 5 – Argila dispersa em água à profundidade de 0-40 cm do solo Podzólico, decorrentes da aplicação das cinco concentrações da ARC após o período de incubação.

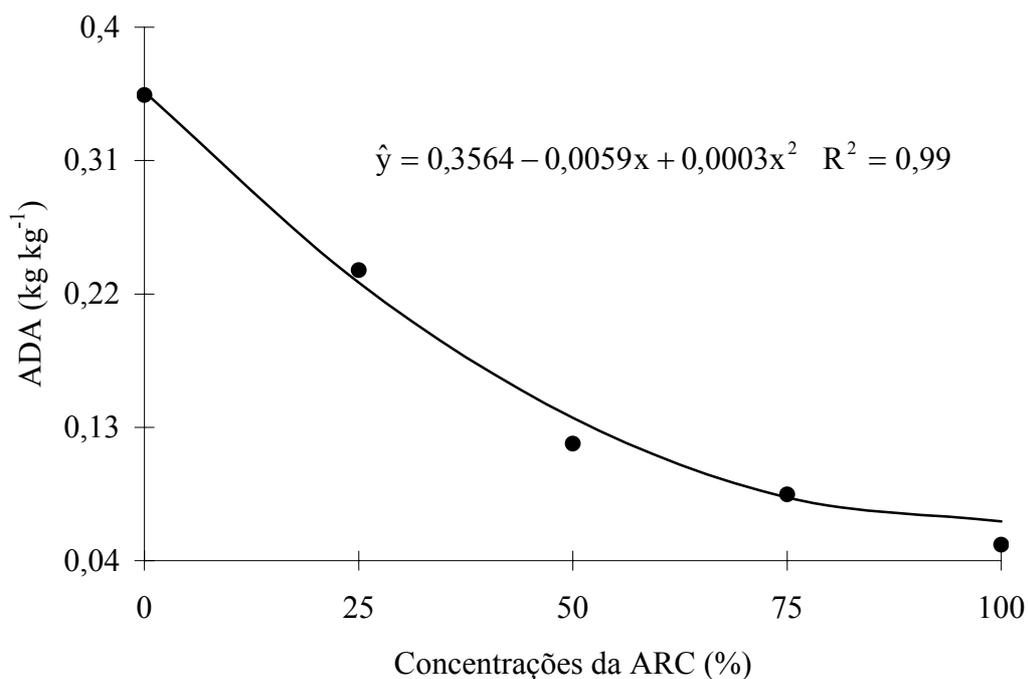


Figura 6 – Argila dispersa em água à profundidade de 40-100 cm do solo Podzólico, decorrentes da aplicação das cinco concentrações da ARC após o período de incubação.

Quando os íons Na^+ e, ou, K^+ predominam em concentrações elevadas, na solução do solo, a energia de adsorção desses íons torna-se alta, podendo substituir íons trivalentes como Al^{3+} e íons divalentes como o Ca^{+2} e Mg^{+2} no complexo de troca podendo provocar dispersão das partículas de argila no solo.

Sabe-se que, em soluções mistas, as concentrações baixas favorecem, ainda mais, a adsorção dos íons bivalentes, em relação aos monovalentes. Parece ter sido isto o que ocorreu com a ADA, em todos os solos em seus horizontes, prevalecendo o efeito do cálcio e magnésio.

As Tabelas 7 e 8 apresentam os valores médios de argila dispersa em água, relativos às diferentes concentrações da água residuária às profundidades amostradas e nos três tipos de solo. De acordo com os resultados obtidos, em geral, os valores médios da argila dispersa em água não diferiram entre si com a aplicação da ARC.

Tabela 7 - Valores médios¹ da argila dispersa em água às profundidades dos solos, após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

ARC	Profundidades					
	0-40 cm			40-100 cm		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo	Aluvial	Argissolo	Latossolo
0%	0,137 b	0,289 a	0,378 a	0,141 b	0,425 a	0,008 b
25%	0,179 b	0,403 a	0,255 b	0,133 a	0,334 a	0,136 a
50%	0,148 b	0,318 a	0,233 a	0,145 a	0,163 a	0,119 a
75%	0,144 b	0,466 a	0,316 a	0,145 b	0,402 a	0,018 b
100%	0,142 b	0,508 a	0,353 b	0,134 b	0,457 a	0,354 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Tabela 8 - Valores médios¹ da argila dispersa em água nos solos em suas profundidades, após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

ARC	Solo					
	Aluvial		Argissolo		Latossolo	
	0-40	40-100	0-40	40-100	0-40	40-100
0%	0,137 a	0,141 a	0,289 a	0,425 a	0,378 a	0,008 b
25%	0,179 a	0,133 a	0,403 a	0,334 a	0,255 a	0,136 a
50%	0,148 a	0,145 a	0,318 a	0,163 a	0,233 a	0,119 a
75%	0,144 a	0,145 a	0,466 a	0,402 a	0,316 a	0,018 b
100%	0,142 a	0,134 a	0,508 a	0,457 a	0,353 a	0,354 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3. Alterações nas características químicas dos solos, decorrentes da aplicação da água residuária da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro conilon

4.3.1. pH

O pH dos solos foi afetado pela aplicação das cinco concentrações da ARC, (Tabela 3A, em anexo). De acordo com os resultados obtidos, a ARC, em suas cinco concentrações, aumentou linearmente os valores do pH nos solos (Figura 7).

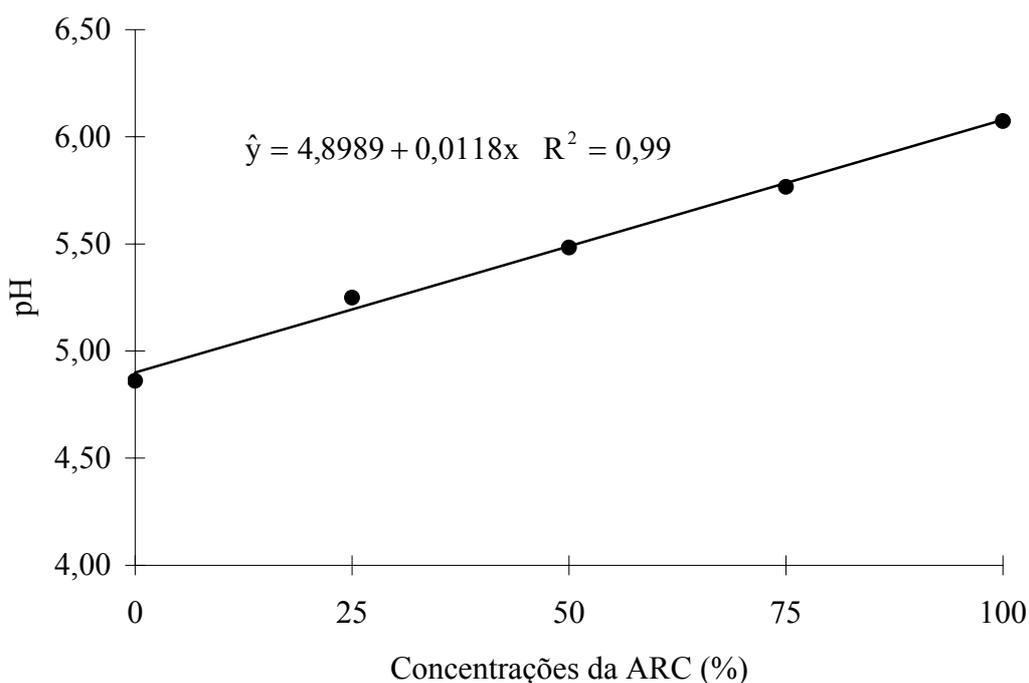


Figura 7 – Valores do pH nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Sabe-se que pH é um indicativo das condições gerais de fertilidade de um solo e que seus valores são em função da atividade do íon H^+ presente na solução do solo. Conforme observado na Tabela 5, o pH aumentou com a aplicação das cinco concentrações da ARC, passando de 4,89 (0% ARC) para 6,07 (100%

ARC). Portanto, a sua aplicação nos solos provocou a conversão de íons de H^+ em água e dióxido de carbono (CO_2), elevando os valores do pH desses solos.

Na Tabela 9 os valores médios do pH encontrados nos solos, mostram, que apenas o Argissolo diferiu, estatisticamente.

Tabela 9 – Valores médios¹ do pH dos solos obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Característica	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
pH	5,52 a	5,37 b	5,58 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Diversos autores, dentre eles, Oliveira (2001) e Marques (1977), observaram também aumentos nos valores do pH, de modo geral, com a aplicação de lodo de esgoto no solo. Silva et al. (1998) observaram elevação nos valores de pH de uma Terra Roxa Estruturada, cultivada com cana-de-açúcar, aos 114 dias após a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto.

4.3.2. Cálcio

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (Tabela 4A, em anexo), a concentração de cálcio nos solos foi afetada pela aplicação da ARC, contudo, os valores médios deste nutriente permaneceram, praticamente, constantes em $2,03 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ com a aplicação da ARC.

De acordo com a interação solo \times profundidade e observando, na Tabela 10, os valores médios deste nutriente, o Latossolo apresentou uma maior concentração de cálcio à profundidade de 0-40 cm seguindo-se o Argissolo e o Aluvial, que não diferiram estatisticamente entre si. Por outro lado, a concentração de cálcio não diferiu entre os solos à profundidade de 40-100 cm.

Tabela 10 - Valores médios¹ dos teores de cálcio nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Cálcio	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	-----cmol _c dm ⁻³ -----	
Aluvial	1,81 b A	1,08 a A
Argissolo	2,45 b A	1,45 a A
Latossolo	4,51 a A	1,83 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A variação na concentração de cálcio com a profundidade ocorreu apenas no Latossolo, sendo o menor valor encontrado à profundidade de 40-100 cm.

4.3.3. Magnésio

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (Tabela 5A, em anexo), ao contrário do cálcio, a concentração de magnésio nos solos não foi afetada pela aplicação da ARC.

Conforme a interação solo × profundidade e observando, na Tabela 11, os valores médios deste nutriente, o Latossolo apresentou uma maior concentração de magnésio às profundidades de 0-40 e 40-100 cm. O Argissolo e o Aluvial não diferiram, estatisticamente, entre si na profundidade de 0-40 cm e na profundidade de 40-100 cm, porém o Argissolo foi superior quanto à concentração deste elemento, em relação ao Aluvial.

Tabela 11 - Valores médios¹ dos teores de magnésio nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Magnésio	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	-----cmol _c dm ⁻³ -----	
Aluvial	0,63 b A	0,75 b A
Argissolo	0,41 b A	0,43 c A
Latossolo	2,30 a A	1,68 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Assim como o cálcio, a variação na concentração de magnésio com a profundidade ocorreu apenas no Latossolo, sendo o menor valor encontrado à profundidade de 40-100 cm.

4.3.4. Fósforo

A concentração de fósforo nos solos não foi afetada pela aplicação da ARC (Tabela 6A, em anexo). Por outro lado, na Tabela 12, observa-se que o solo Aluvial apresentou maior concentração deste nutriente, em ambas as profundidades, seguido pelo Argissolo e Latossolo.

A variação na concentração de fósforo com a profundidade ocorreu somente no Aluvial e no Argissolo, sendo o menor valor encontrado à profundidade de 40-100 cm.

Tabela 12 - Valores médios¹ dos teores de fósforo nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Fósforo	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- mg dm ⁻³ -----	
Aluvial	4,21 a A	3,29 a B
Argissolo	2,63 b A	1,01 b B
Latossolo	0,98 c A	0,96 c A

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A disponibilidade de fósforo no solo varia com o pH do solo. Sabe-se que o pH do solo que proporciona maior disponibilidade de fósforo está entre 6,0 e 6,5. Mesmo com o aumento no valor do pH dos solos, observado na Figura 7, a disponibilidade deste nutriente apresentou-se baixa, principalmente no Latossolo, em razão de sua insolubilização, ou seja, de sua fixação pelo solo.

4.3.5. Potássio

De acordo com a análise de variância (Tabela 7A, em anexo), a concentração de potássio foi afetada, significativamente, pela aplicação da ARC, ocorrendo um aumento linear de seus valores, em todos os solos, como observado nas Figuras 8, 9 e 10.

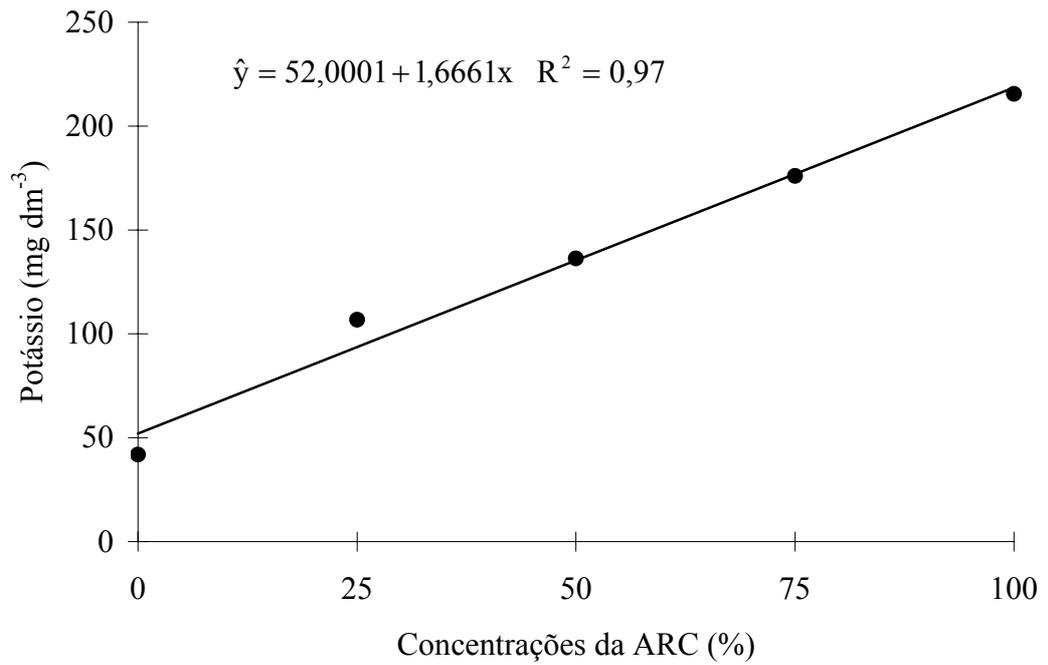


Figura 8 – Teor de potássio no Aluvial após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

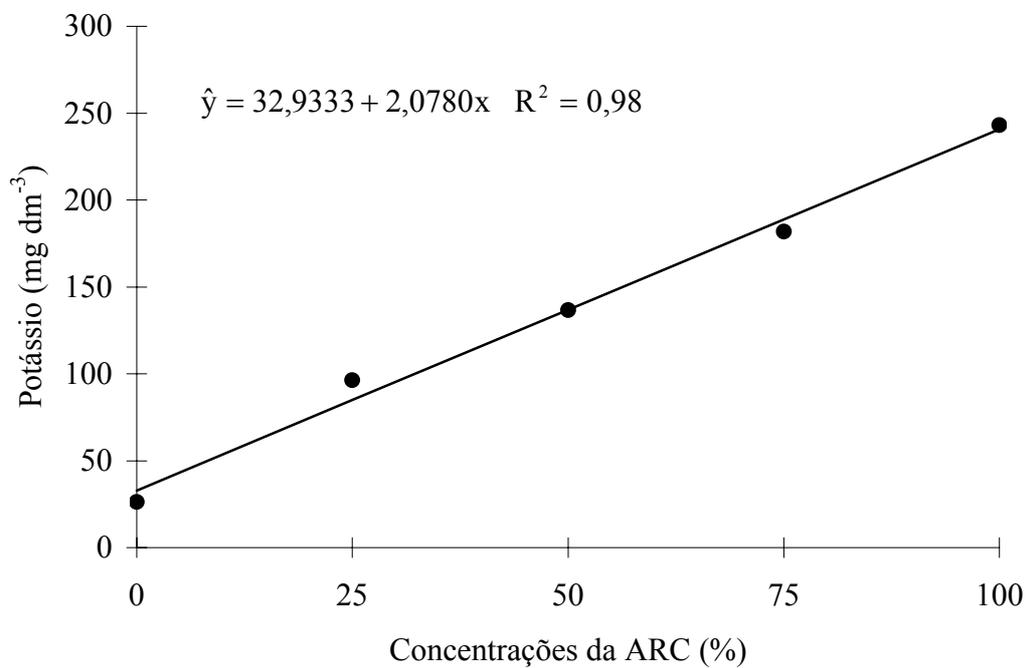


Figura 9 - Teor de potássio no Argissolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

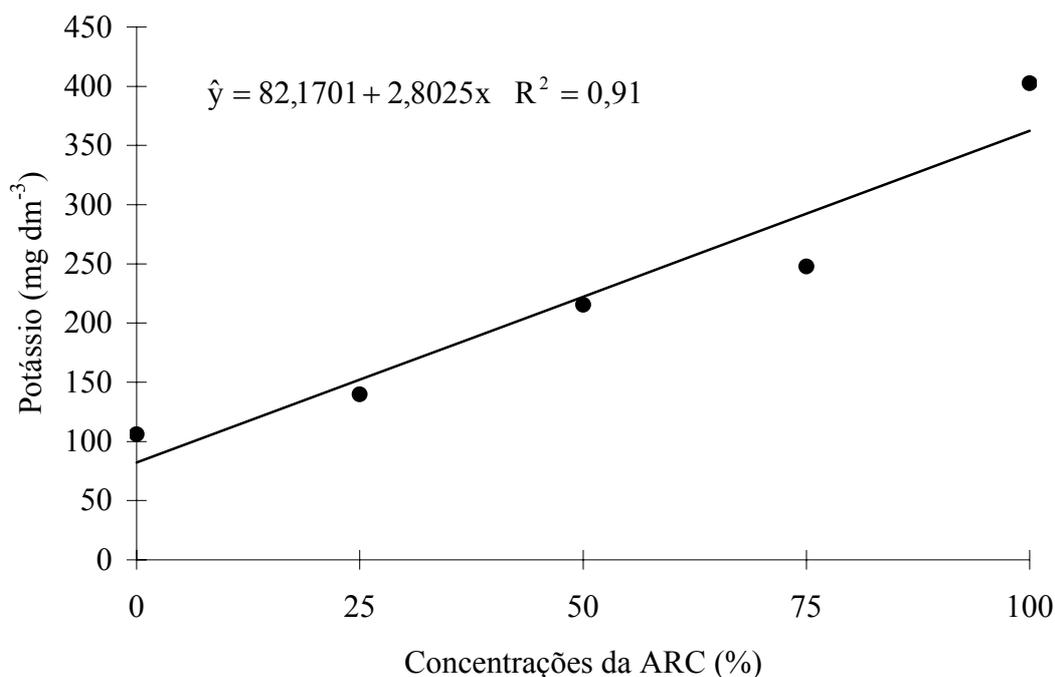


Figura 10 - Teor de potássio no Latossolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

O aumento da concentração de potássio na solução do solo é creditado a elevada concentração deste nutriente na ARC. Conforme apresentado nas Tabelas 2 e 5, as águas utilizadas nos ensaios apresentavam considerável concentração de potássio, provocando o aumento da concentração deste nutriente no solo.

Pinto (2001) também observou aumento no teor de potássio no solo, que passou de 151,58 mg dm⁻³ para 376,75 mg dm⁻³, decorrente da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro arábica.

Nas Figuras 8, 9 e 10, nota-se que o Latossolo seguido do Argissolo e depois o Aluvial, para as mesmas concentrações da ARC, acumulou maiores concentrações de potássio. Tal fato alerta para os riscos ocasionados pela aplicação descontrolada deste efluente no solo, podendo os íons de potássio substituir os íons de cálcio, afetando, assim, a estrutura do solo. Além disso, o acúmulo de potássio no solo pode causar um possível dano salino às plantas.

Na Tabela 13, observa-se que, no Latossolo, os valores médios da concentração de potássio trocável são superiores, em todas as concentrações aplicadas, seguido pelo Argissolo e Aluvial.

Tabela 13 - Valores médios¹ da concentração de potássio dos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solos	Potássio (mg dm ⁻³)				
	Concentrações				
	0% ARC	25% ARC	50% ARC	75% ARC	100% ARC
Aluvial	26,17 b	96,33 b	136,33 b	176,00 b	215,50 b
Argissolo	41,83 b	106,83 b	136,67 b	181,33 b	243,17 b
Latossolo	106,17a	139,76 a	215,33 a	247,67 a	402,50 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Na Tabela 14, observa-se que a variação da concentração de potássio nos solos com a profundidade ocorreu somente no Latossolo sendo o menor valor encontrado à profundidade de 40-100 cm.

Tabela 14 - Valores médios¹ dos teores de potássio nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Potássio	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- mg dm ⁻³ -----	
Aluvial	136,80 b A	133,80 b A
Argissolo	131,80 b A	141,86 b A
Latossolo	265,06 a A	179,50 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.6. Razão de adsorção de potássio

De acordo com os resultados da análise de variância (Tabela 8A, em anexo), os valores médios da RAP nos solos foram afetados, significativamente, pela interação tripla (Concentrações × Profundidades × Solos) ocorrendo um aumento linear de seus valores em todos os solos, conforme se observa nas Figuras de 11 a 16.

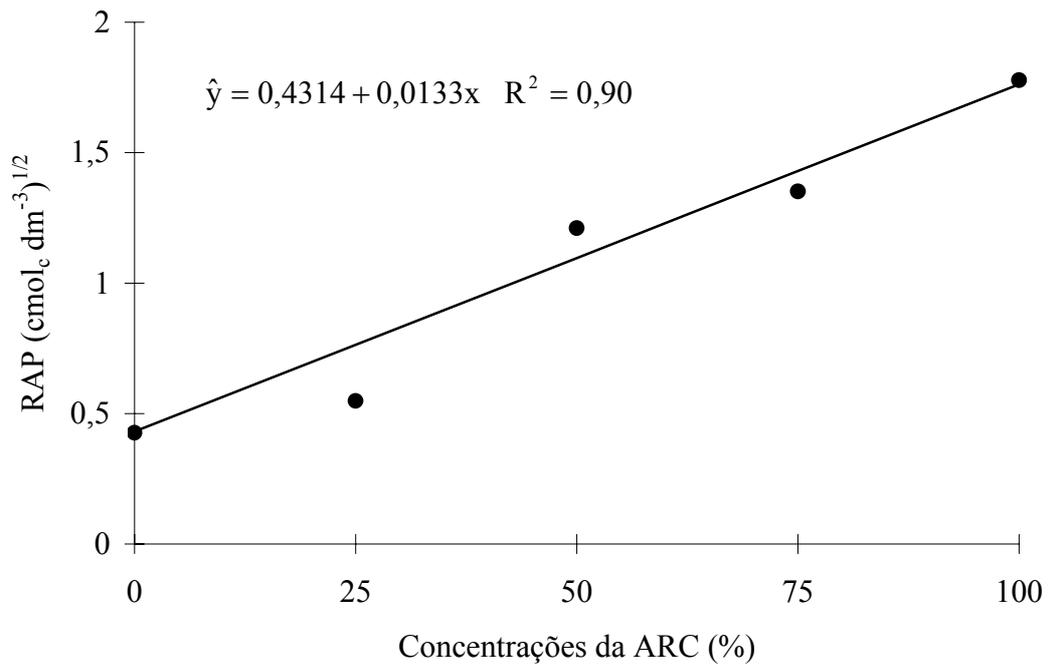


Figura 11 – Razão de adsorção de potássio à profundidade de 0-40 cm do Aluvial após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

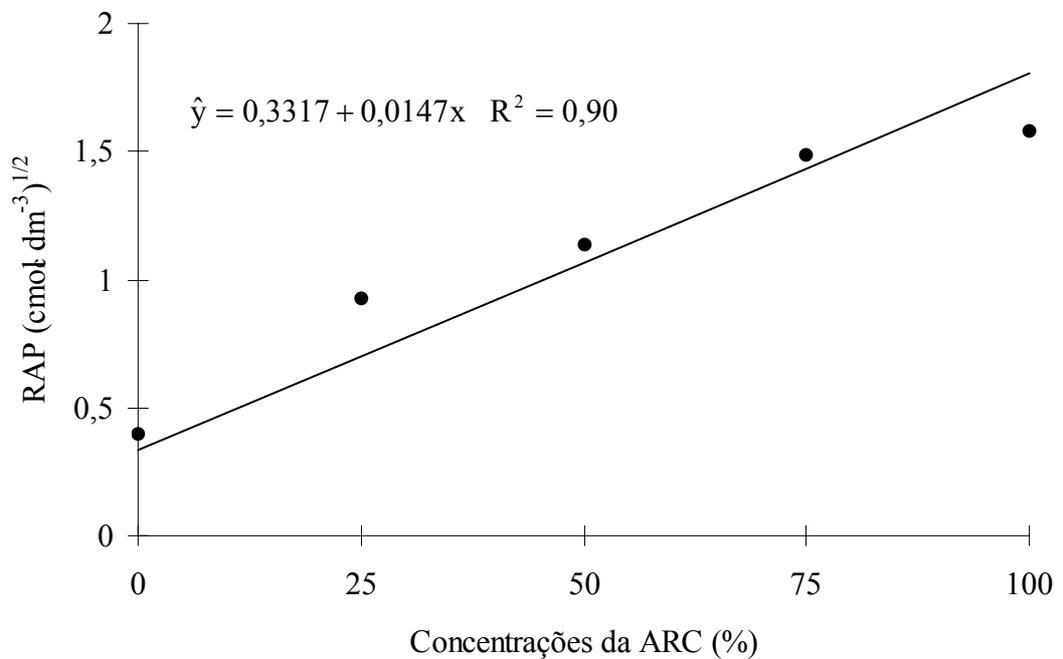


Figura 12 – Razão de adsorção de potássio à profundidade de 40-100 cm do Aluvial após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

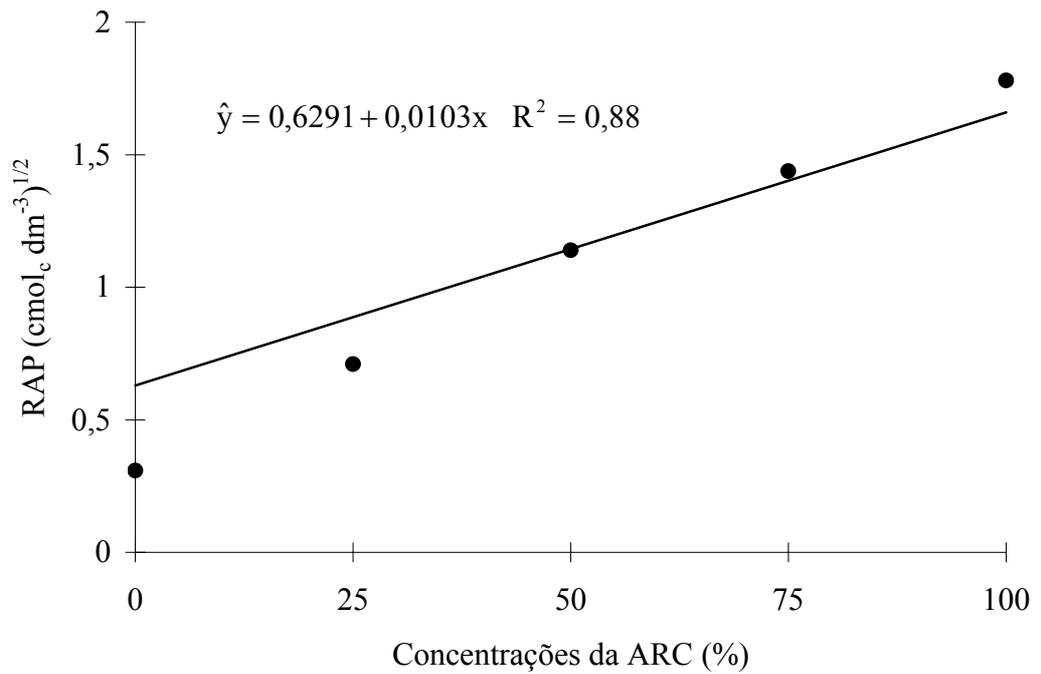


Figura 13 – Razão de adsorção de potássio à profundidade de 0-40 cm do Argissolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

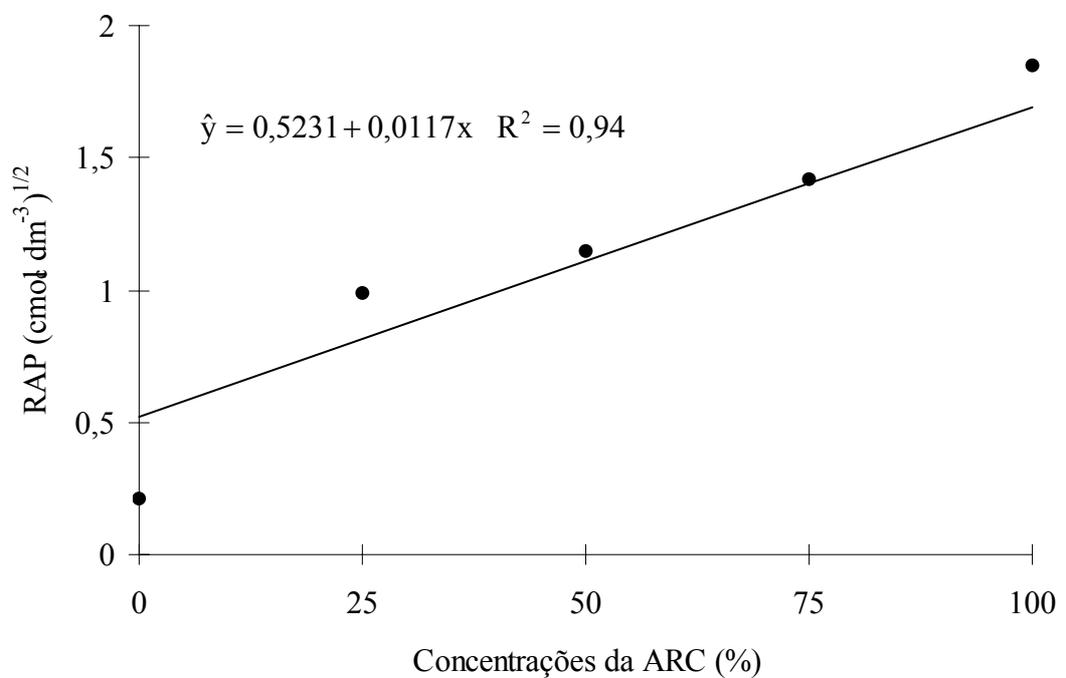


Figura 14 – Razão de adsorção de potássio à profundidade de 40-100 cm do Argissolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

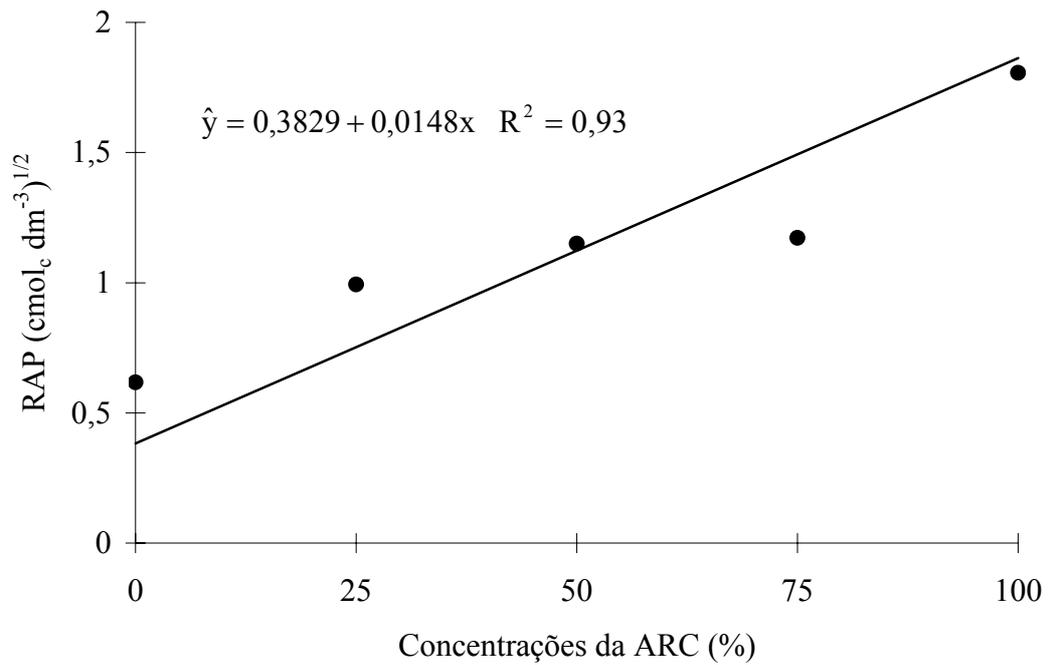


Figura 15 – Razão de adsorção de potássio à profundidade de 0-40 cm do Latossolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

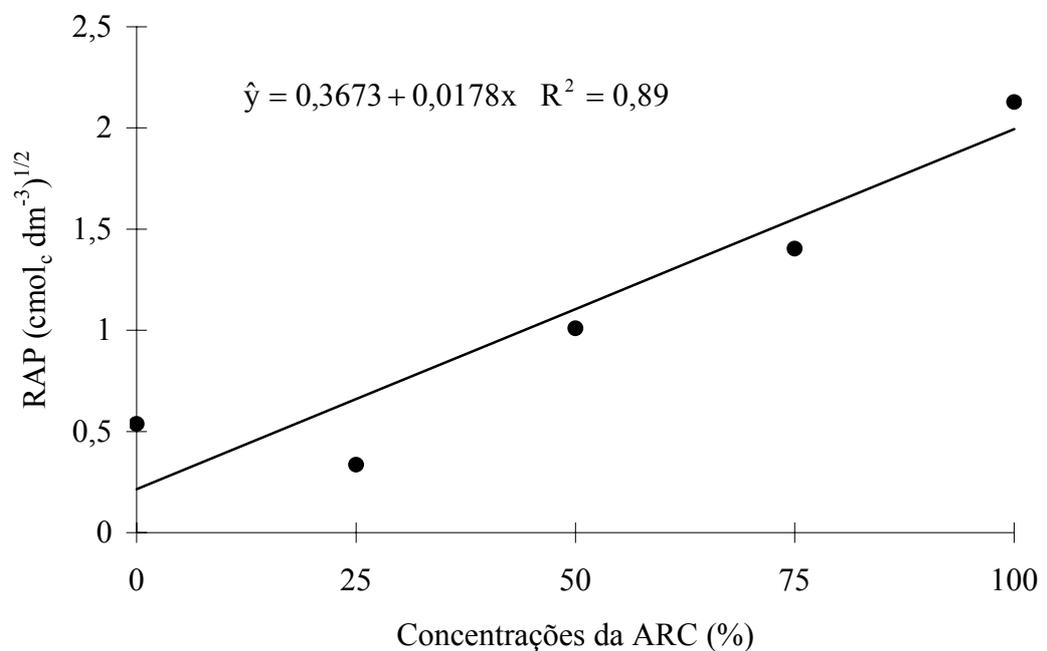


Figura 16 – Razão de adsorção de potássio à profundidade de 40-100 cm do Latossolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Nas Tabelas 15 e 16 estão apresentados os valores médios da razão de adsorção de potássio nas profundidades e nos solos, respectivamente, após o período de incubação com a ARC em suas cinco concentrações. Conforme os resultados obtidos, em geral, as médias correspondentes à característica analisada não diferiram entre si, para os desdobramentos estudados.

Tabela 15 - Valores médios¹ da razão de adsorção de potássio às profundidades dos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

ARC	Profundidades					
	0-40 cm			40-100 cm		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo	Aluvial	Argissolo	Latossolo
0%	0,43 a	0,31 a	0,61 a	0,40 a	0,20 a	0,50 a
25%	0,72 a	0,70 a	0,99 a	0,93 a	0,99 a	0,32 b
50%	1,21 a	1,12 a	1,15 a	1,14 a	1,16 a	1,05 a
75%	1,35 a	1,44 a	1,16 a	1,49 a	1,42 a	1,40 a
100%	1,79 a	1,78 a	1,80 a	1,56 c	1,84 b	2,11 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Tabela 16 - Valores médios¹ da razão de adsorção de potássio às profundidades dos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

ARC	Solo					
	Aluvial		Argissolo		Latossolo	
	0-40	40-100	0-40	40-100	0-40	40-100
0%	0,43 a	0,40 a	0,31 a	0,20 a	0,61 a	0,50 a
25%	0,93 a	0,72 a	0,99 a	0,70 a	0,99 a	0,32 b
50%	1,21 a	1,15 a	1,12 a	0,16 a	1,15 a	1,05 a
75%	1,35 a	1,49 a	1,44 a	1,43 a	1,16 a	1,40 a
100%	1,78 a	1,58 a	1,78 a	1,84 a	1,81 a	2,11 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.7. Sódio

De acordo com a análise de variância (Tabela 9A, em anexo), a concentração de sódio nos solos foi afetada, significativamente, pela aplicação da ARC.

Na Figura 17, observa-se que a concentração de sódio nos solos aumentou, linearmente, com a aplicação da ARC, em suas concentrações.

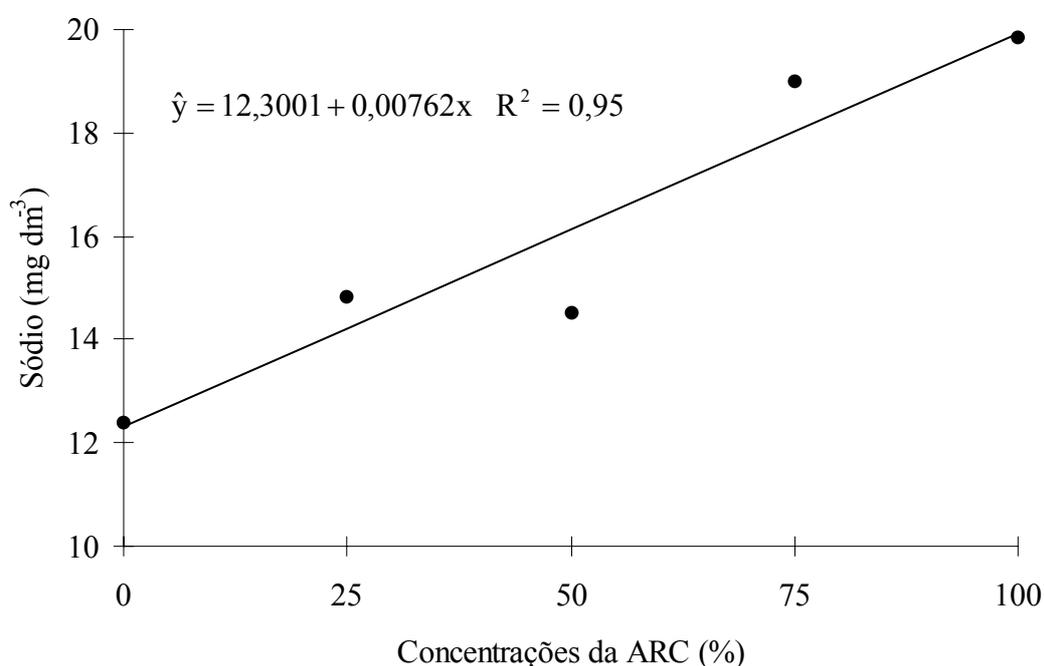


Figura 17 - Teor de sódio nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

De acordo com os valores médios da concentração de sódio nos solos após o período de incubação com a ARC, apresentados na Tabela 17, verifica-se que os solos Aluvial e Latossolo não diferiram, estatisticamente, entre si, ao passo que o Argissolo apresentou o menor valor médio de concentração deste elemento.

Tabela 17 – Valores médios¹ da concentração de sódio nos solos obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Característica	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Sódio (mg dm ⁻³)	18,87 a	10,50 b	18,97 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Do ponto de vista da análise de fertilidade, as informações mais importantes são fornecidas pela condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, na qual o Na pode ter grande influência devido à sua alta solubilidade.

4.3.8. Saturação por sódio

De acordo com o resultado da análise de variância para esta característica (Tabela 10A em anexo), a aplicação da ARC não afetou, significativamente, a saturação por sódio dos solos.

Na Tabela 18, observa-se que o solo Aluvial apresentou maior porcentagem de saturação por sódio, em relação aos demais solos, ao passo que o Latossolo não diferiu estatisticamente do Argissolo, quanto a esta característica.

Tabela 18 – Valores médios¹ de saturação de sódio nos solos, obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Característica	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Saturação de Sódio (%)	3,52 a	1,86 b	1,55 b

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Embora a concentração do Na nos solos tenha aumentado com a aplicação das concentrações da ARC (Figura 17), sua concentração em relação aos outros

cátions, representados pela saturação por sódio, não apresentou valor significativo a ponto de ocasionar, efeitos adversos na produtividade da cultura instalada, ou mesmo na estrutura dos solos.

4.3.9. Razão de adsorção de sódio

Na Tabela 11A (em anexo), observa-se que os valores da RAS não foram afetados, significativamente, pela aplicação da ARC.

Na Tabela 19, observa-se que a razão de adsorção de sódio não diferiu, significativamente, entre os solos.

Tabela 19 – Valores médios¹ da razão de adsorção de sódio nos solos obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Característica	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Razão de Adsorção de Sódio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{1/2}	0,195 a	0,108 a	0,126 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.10. Soma de bases

A soma de bases dos solos foi afetada, significativamente, pela aplicação da ARC (Tabela 12A, em anexo).

Na Figura 18, observa-se que a aplicação da ARC, nas cinco concentrações aumentou, linearmente, os valores da soma de bases nos solos.

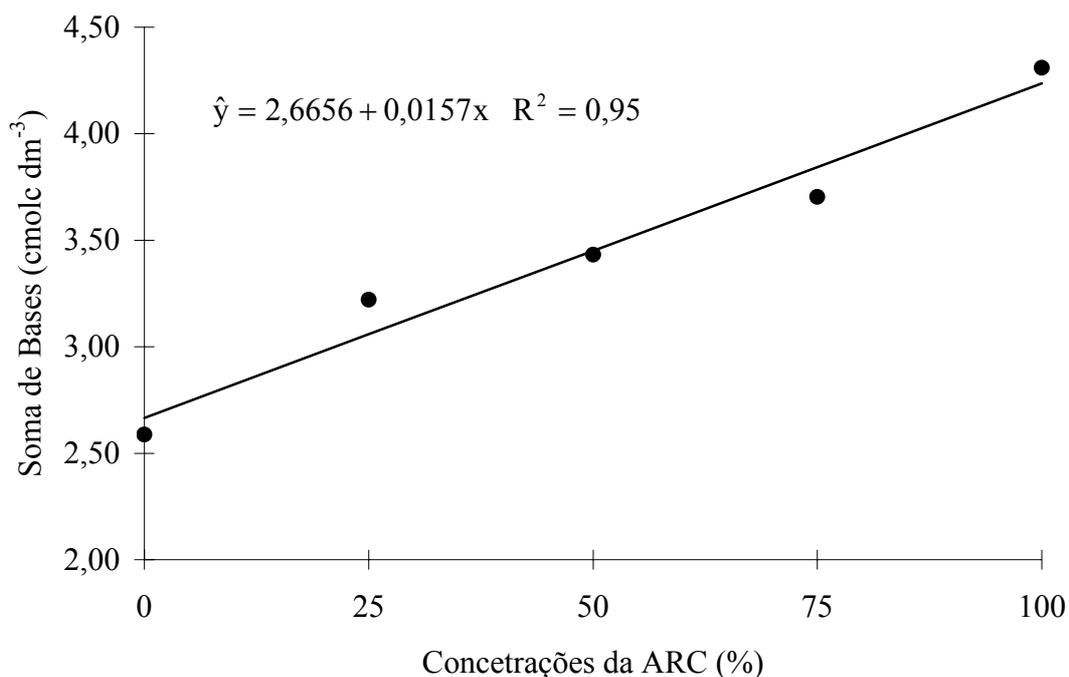


Figura 18 – Valores da soma de bases nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Conforme se pode observar na Figura 7, o aumento nos valores do pH com a aplicação das cinco concentrações da ARC aumentou a disponibilidade de cátions nos solos, retratados nos aumentos dos valores de soma de bases (SB).

Na Tabela 20, nota-se que o Latossolo apresentou os maiores valores de soma de bases, enquanto o Argissolo e o Aluvial não diferiram, estatisticamente, entre si.

Em relação à variação com a profundidade, apenas o Latossolo apresentou valores estatisticamente diferentes, sendo que o menor valor foi encontrado à profundidade de 40-100 cm.

Tabela 20 - Valores médios¹ da soma de bases nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Soma de bases	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	-----cmol _c dm ⁻³ -----	
Aluvial	2,24 b A	2,26 b A
Argissolo	2,24 b A	2,29 b A
Latossolo	7,58 a A	4,07 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.11. Saturação por bases

A saturação por bases foi afetada, significativamente, pela aplicação da ARC, em suas cinco concentrações. (Tabela 13A, em anexo).

Na Figura 19, observa-se que os valores de saturação por bases nos solos aumentaram, linearmente, com a aplicação da ARC. Este acréscimo é devido ao aumento nos valores da soma de bases (Figura 18) decorrentes do aumento nos valores do pH.

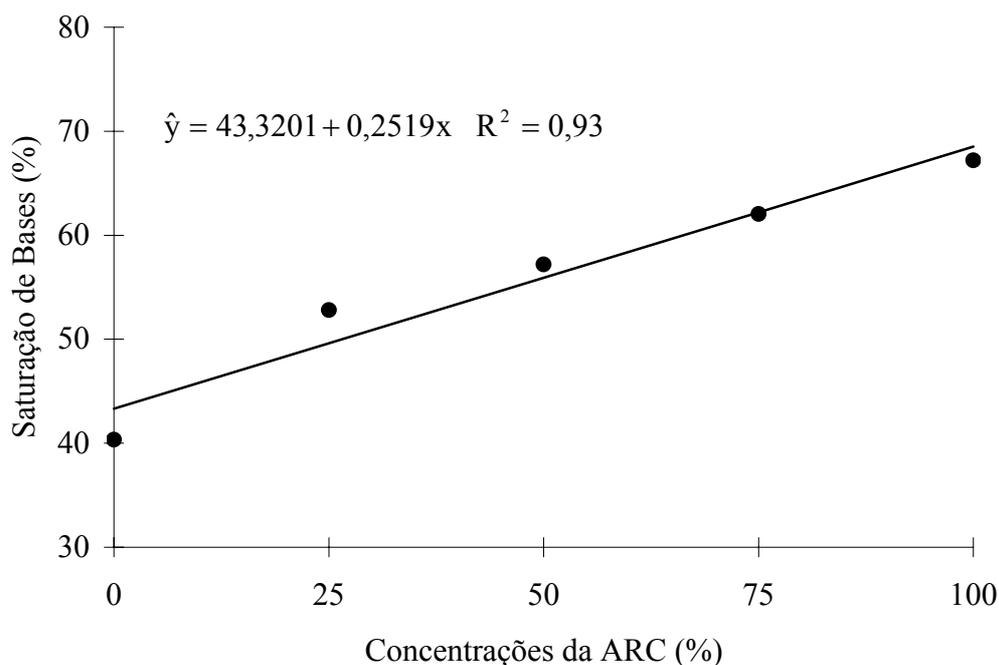


Figura 19 – Valores da saturação por bases nos solos durante o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Na Tabela 21, nota-se que o Latossolo apresentou maiores valores de saturação por bases, seguido pelo Argissolo e o Aluvial. A variação com a profundidade ocorreu apenas no Latossolo, sendo encontrados os menores valores de saturação por bases à profundidade de 40-100 cm.

Tabela 21 - Valores médios¹ da saturação por bases nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Saturação por bases	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	-----%-----	
Aluvial	48,26 c A	45,85 c A
Argissolo	53,93 b A	56,32 b A
Latossolo	70,34 a A	60,76 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.12. Capacidade de troca de cátions efetiva

Os valores da CTC efetiva nos solos foram afetados, significativamente, pela aplicação da ARC (Tabela 14A, em anexo). Na Figura 20, observa-se que os valores da CTC efetiva aumentaram linearmente com a aplicação das cinco concentrações da ARC. Semelhante ao que ocorreu com a soma de bases e a saturação por bases (Figuras 18 e 19) estes aumentos foram devido à elevação nos valores do pH. (Figura 7).

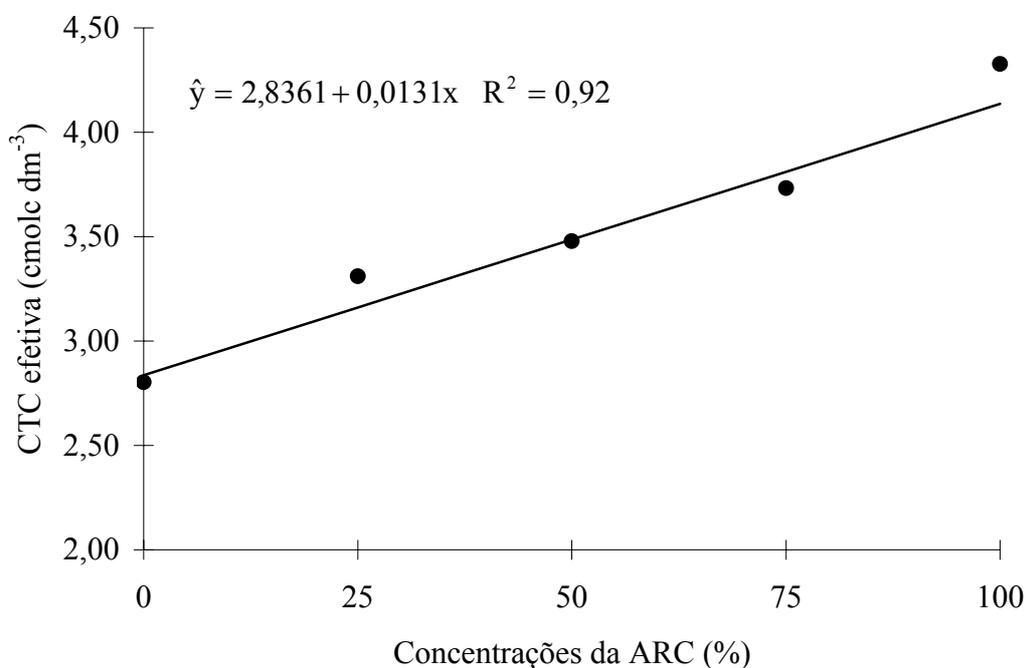


Figura 20 – Valores da CTC efetiva nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Na Tabela 22, os valores da CTC efetiva apresentaram o mesmo comportamento da saturação por bases, apresentado na Tabela 21.

Tabela 22 - Valores médios¹ da CTC efetiva nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	CTC efetiva	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- cmol _c dm ⁻³ -----	
Aluvial	2,26 b A	2,33 b A
Argissolo	2,39 b A	2,44 b A
Latossolo	7,61 a A	4,14 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.13. Capacidade de troca de cátions total

Ao contrário da CTC efetiva, a CTC total não foi afetada pela aplicação da ARC (Tabela 15A, em anexo). Na Tabela 23, entretanto, observa-se que a CTC total apresentou o mesmo comportamento da CTC efetiva, apresentada na Tabela 20.

Tabela 23 - Valores médios¹ da CTC total nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	CTC total	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- cmol _c dm ⁻³ -----	
Aluvial	4,14 c A	4,00 c A
Argissolo	4,61 b A	5,05 b A
Latossolo	10,32 a A	6,63 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.14. Alumínio

Os resultados da análise de variância (Tabela 16A, em anexo) mostram que a concentração de alumínio trocável nos solos foi afetada pela aplicação da ARC, em suas cinco concentrações.

Nas Figuras 21 e 22, observa-se que a concentração de alumínio trocável, em ambos os solos, apresentaram relação quadrática, cujo os valores decresceram com o aumento na concentração da ARC aplicada.

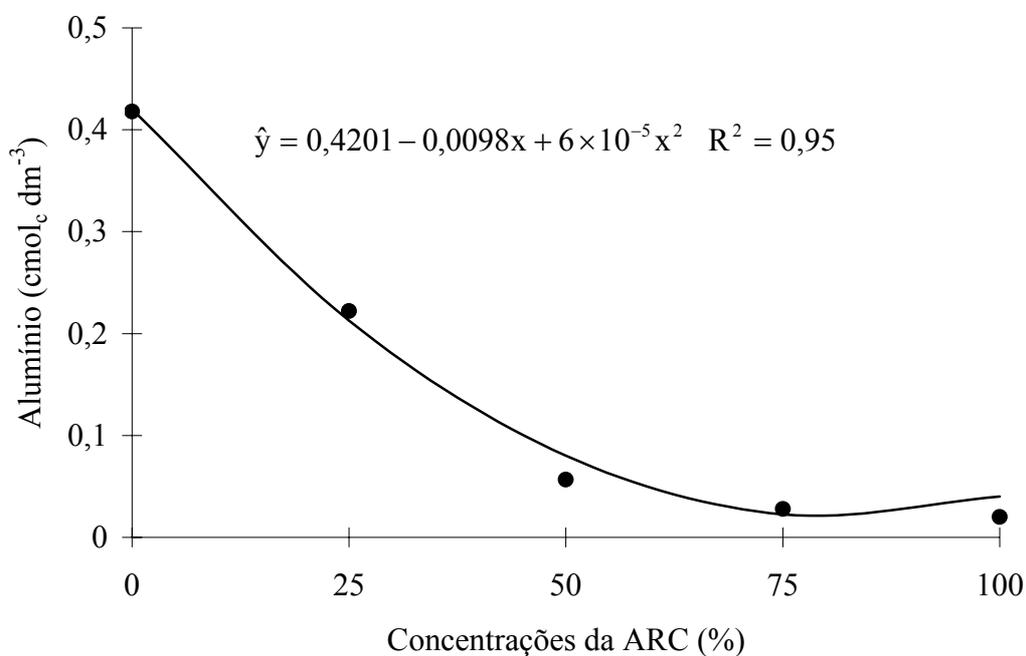


Figura 21 – Teor de alumínio trocável na profundidade de 0-40 cm nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

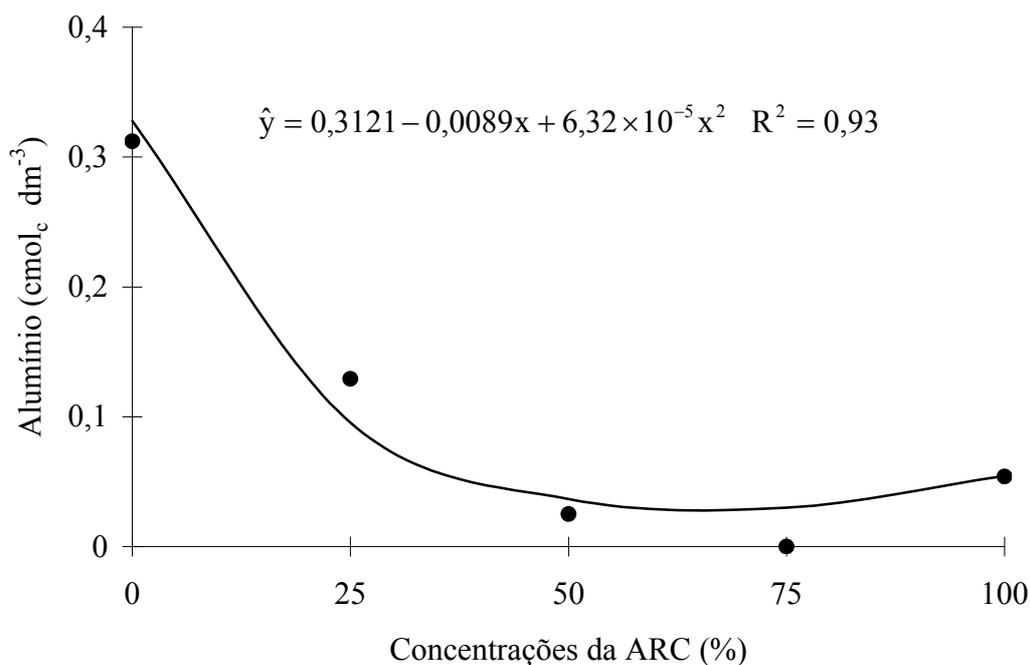


Figura 22 – Teor de alumínio trocável na profundidade de 40-100 cm dos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Quanto aos valores médios de alumínio trocável (Tabela 24) observa-se que, na profundidade de 0-40 cm o Latossolo não diferiu estatisticamente do Argissolo. Entretanto, o Latossolo não diferiu do Aluvial na profundidade de 40-100 cm.

Tabela 24 - Valores médios¹ da concentração de alumínio trocável nos solos com a profundidade após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Alumínio trocável	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- cmol _c dm ⁻³ -----	
Aluvial	0,09 b A	0,07 b A
Argissolo	0,15 a A	0,16 a A
Latossolo	0,20 a A	0,09 b B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A variação do alumínio trocável com a profundidade ocorreu, apenas, no Latossolo, sendo encontrados os menores valores à profundidade de 40-100 cm.

Na Tabela 25, nota-se que a aplicação da ARC alterou, apenas, a concentração de alumínio trocável às concentrações de 0 e 25%, permanecendo, estatisticamente, iguais nas demais concentrações.

Tabela 25 - Valores médios¹ da concentração de alumínio trocável nos solos após o período de incubação decorrentes da aplicação das cinco concentrações da ARC

Concentrações da ARC	Alumínio trocável	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- cmol _c dm ⁻³ -----	
0 %	0,42 A	0,33 B
25 %	0,22 A	0,09 B
50 %	0,06 A	0,04 A
75 %	0,30 A	0,28 A
100 %	0,02 A	0,05 A

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.15 Saturação por alumínio

A saturação por alumínio foi afetada, significativamente (Tabela 17A, em anexo), pela aplicação da ARC em suas cinco concentrações.

As Figuras 23, 24 e 25 mostram o declínio na saturação por alumínio nos três solos com o aumento na concentração das águas residuárias.

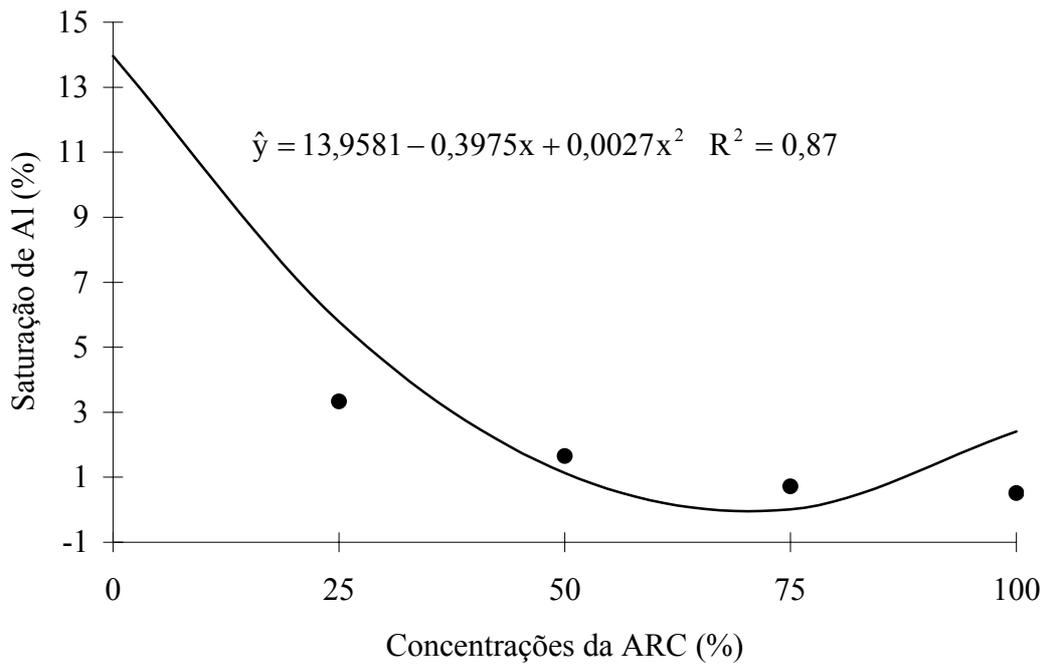


Figura 23 – Saturação por alumínio no solo Aluvial após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

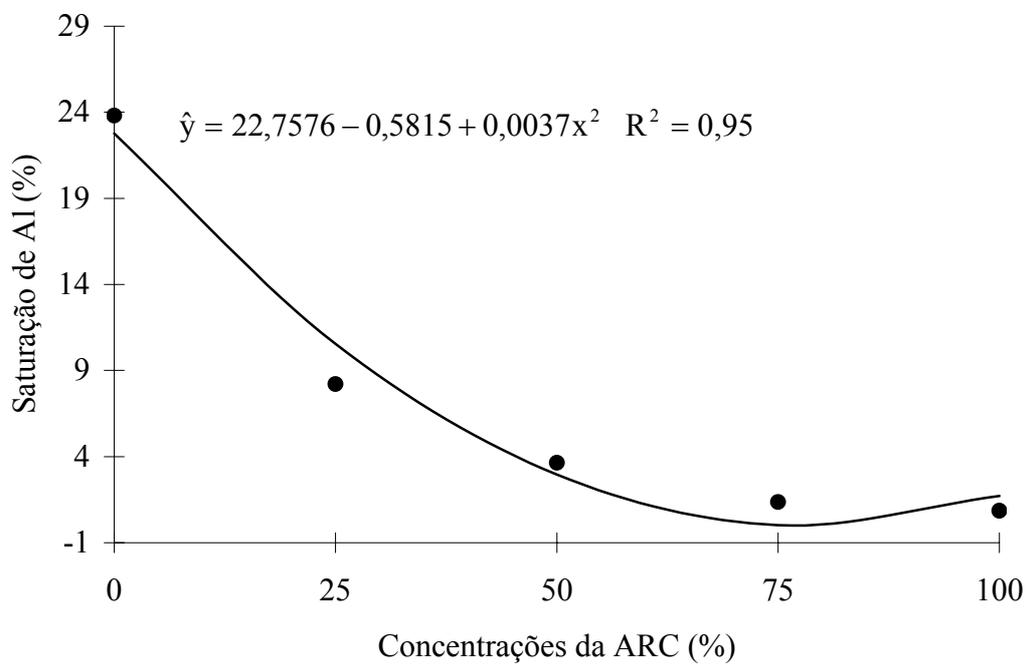


Figura 24 – Saturação por alumínio no Argissolo após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

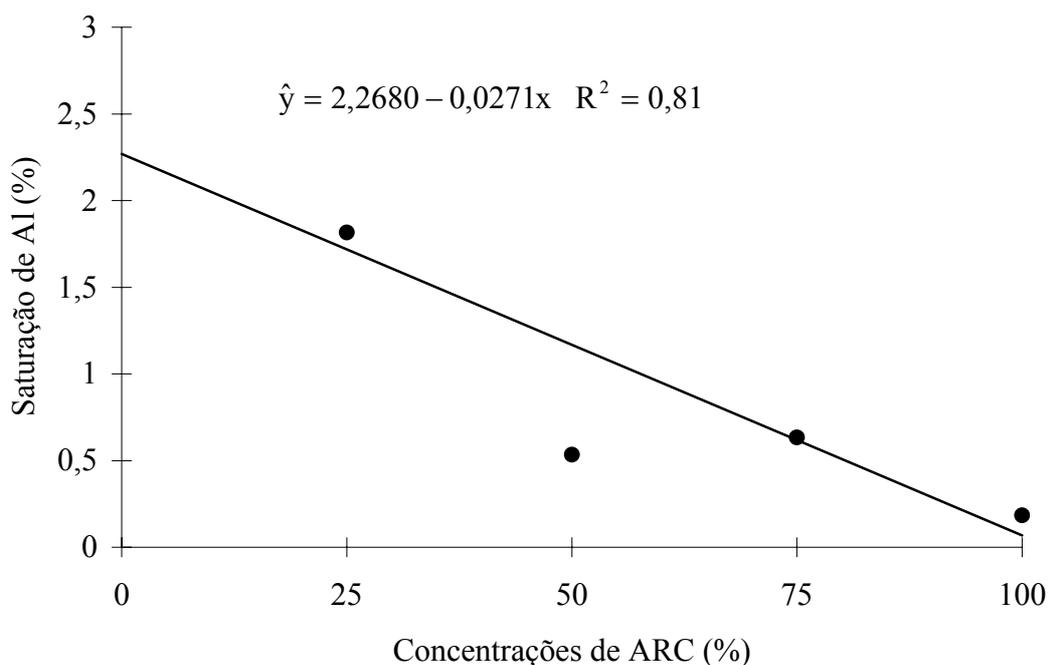


Figura 25 – Saturação por alumínio no Latossolo, após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Tomé Júnior (1997) classifica os valores de saturação de Al abaixo ou não prejudicial ao desenvolvimento das plantas, quando inferiores a 15%. A competição nos sítios de troca dos solos resultou em diminuição da porcentagem de saturação de alumínio. Os resultados apresentados nas Figuras 23, 24 e 25 indicam, portanto, o efeito benéfico da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro nos solos.

Na Tabela 26, observa-se que o Argissolo apresentou maior porcentagem de saturação de alumínio, em relação ao Aluvial e Latossolo, quando receberam água com concentração 0 e 25% deste elemento. Nas concentrações da água acima deste valor, a saturação de alumínio não diferiu, estatisticamente, entre os solos.

Na Tabela 26, nota-se que, em geral, os solos apresentaram baixos valores de saturação de alumínio, exceto o Argissolo e o Aluvial, ao receberem apenas água.

Tabela 26 - Valores médios¹ da saturação de alumínio dos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Saturação de Al (%)				
	Concentrações				
	0% ARC	25% ARC	50% ARC	75% ARC	100% ARC
Aluvial	15,02 b	3,33 b	1,65 a	0,72 a	0,52 a
Argissolo	23,80 a	8,21 a	3,65 a	1,37 a	0,85 a
Latossolo	3,35 c	1,81 b	0,53 a	3,63 a	0,18 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas, não diferem entre si em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

O decréscimo nos valores de Al^{3+} às profundidades amostradas (Figuras 21 e 22) e na saturação de alumínio dos diferentes solos (Figuras 23, 24 e 25) está relacionado à elevação nos valores de pH dos solos. Em pH acima de 5,5, o alumínio trocável é convertido em hidróxido de alumínio $[Al(OH)_3]$, o qual precipita-se, enquanto a CTC efetiva do solo aumenta consideravelmente.

4.3.16. Acidez potencial

A acidez potencial, representada por H+Al, foi afetada, significativamente, pela aplicação da ARC (Tabela 18A, em anexo).

De acordo com os resultados, a aplicação das cinco concentrações da ARC decresceu os valores de acidez potencial (H+Al) dos solos (Figura 26).

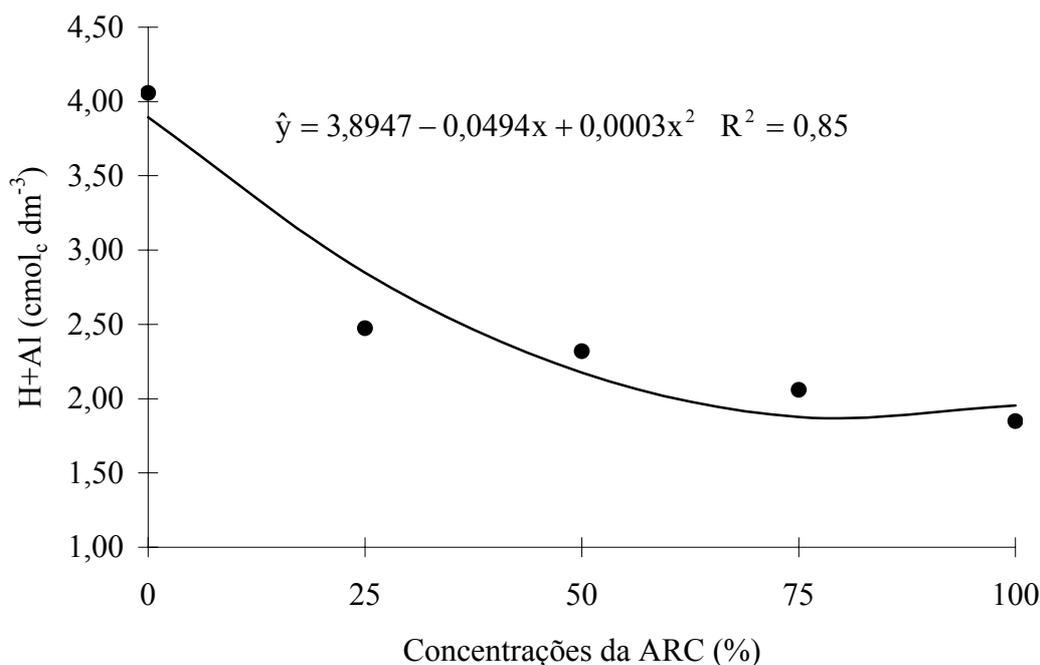


Figura 26 – Valores da acidez potencial (H+Al) nos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Oliveira (2001) e Marques (1997) observaram diminuição na acidez potencial, de modo geral, com a aplicação de lodo de esgoto no solo. Silva et al. (1998), também observaram diminuição nos valores de H+Al de uma Terra Roxa Estruturada, cultivada com cana-de-açúcar aos 114 dias após a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto.

4.3.17. Carbono orgânico

As concentrações da água residuária afetaram, significativamente, os valores médios de carbono orgânico (Tabela 19A, em anexo), Estes, porém, permaneceram próximos a um valor praticamente constante, de 0,228 dag kg⁻¹.

Quanto aos valores do conteúdo de carbono orgânico nos solos, apresentados na Tabela 27, nota-se que, na profundidade de 0-40 cm o Latossolo apresentou maior valor, enquanto que na profundidade de 40-100 cm, o Aluvial diferiu dos demais solos.

A variação com a profundidade ocorreu, somente, no Latossolo, sendo o menor valor encontrado à profundidade de 40-100 cm.

Tabela 27 - Valores médios¹ do conteúdo de carbono orgânico nos solos com a profundidade após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Carbono orgânico	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- dag kg ⁻¹ -----	
Aluvial	0,14 c A	0,11 b A
Argissolo	0,25 b A	0,32 a A
Latossolo	0,51 a A	0,25 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Após o período de incubação, o conteúdo de carbono orgânico mostrou-se variável com a profundidade (Tabela 28) apenas quando a ARC apresentava concentrações 0 e 25%.

Tabela 28 - Valores médios¹ do conteúdo de carbono orgânico decorrente da aplicação das cinco concentrações da ARC nas profundidades amostradas dos solos após o período de incubação

Concentrações da ARC	Carbono orgânico	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- cmol _c dm ⁻³ -----	
0 %	0,36 A	0,20 B
25 %	0,34 A	0,19 B
50 %	0,23 A	0,29 A
75 %	0,31 A	0,22 A
100 %	0,25 A	0,24 A

¹ Médias seguidas pela mesma letra maiúsculas em colunas em cada profundidade, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.18. Zinco

A aplicação da ARC não afetou a concentração de zinco nos solos (Tabela 20A, em anexo). Por outro lado, na Tabela 29, observa-se que o Latossolo apresentou maior concentração deste elemento, em ambas as profundidades, seguido pelo Argissolo e Aluvial.

Também, apenas o Latossolo apresentou variação na concentração com a profundidade, fato este decorrente da fixação deste elemento pelos argilominerais neste solo, aos quais são, em geral, mais reativos.

Tabela 29 - Valores médios¹ de zinco nos solos com a profundidade após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Zinco	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- mg dm ⁻³ -----	
Aluvial	1,27 c A	1,13 c A
Argissolo	2,80 b A	2,65 b A
Latossolo	8,40 a A	4,97 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.19. Ferro

Assim como ocorreu com o zinco, a concentração de ferro no solo não foi afetada pela aplicação da ARC (Tabela 21A, em anexo). Por outro lado, a variação na concentração de ferro com a profundidade ocorreu, apenas, nos solos Aluvial e Latossolo.

Na Tabela 30, observa-se que o solo Aluvial apresentou a maior concentração de ferro, comparativamente aos demais solos em ambas as profundidades, seguido pelo Latossolo. Possivelmente, tal fato seja decorrente da

disposição deste elemento neste solo, devido à elevação do nível das águas, durante períodos chuvosos, o que mudaria a forma Fe^{3+} (insolúvel) para Fe^{2+} (solúvel), em condições de deficiência de arejamento no solo.

Tabela 30 - Valores médios¹ de ferro nos solos com a profundidade após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Ferro	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- mg dm ⁻³ -----	
Aluvial	317,06 a A	274,33 a B
Argissolo	54,24 c A	57,40 c A
Latossolo	102,68 b B	80,00 b B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.20. Cobre

A concentração de cobre também não foi afetada pela aplicação da ARC (Tabela 22A, em anexo), bem como não ocorreu variação em sua concentração com a profundidade.

Os valores médios da concentração de cobre, apresentados na Tabela 31, mostram que o Latossolo apresentou concentração superior, enquanto, o Argissolo e o aluvial não diferiram, estatisticamente, entre si.

Tabela 31 – Valores médios¹ de cobre obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Características	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Cobre (mg dm ⁻³)	2,10 b	2,44 b	3,01 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.21. Boro

As concentrações da ARC afetaram, significativamente, os valores médios de boro (Tabela 23A, em anexo) cujo valor ficou, praticamente, constante em $0,251 \text{ mg dm}^{-3}$.

Os valores médios da concentração de boro, apresentados na Tabela 32, mostram que o Latossolo não diferiu, estatisticamente, do Argissolo, ao passo que a menor concentração foi encontrada no Aluvial. Outro aspecto a ser observado, refere-se à variação com a profundidade, pois, as concentrações de boro com a profundidade foram, estatisticamente, iguais em todos os solos.

Tabela 32 - Valores médios¹ de boro nos solos com a profundidade após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Boro	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- mg dm ⁻³ -----	
Aluvial	0,24 b A	0,20 b A
Argissolo	0,33 a A	0,32 a A
Latossolo	0,32 a A	0,32 a A

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Os resultados apresentados na Tabela 33, mostram que a aplicação da ARC, nas cinco concentrações, não alterou a concentração de boro nas profundidades amostradas.

Tabela 33 - Valores médios¹ de boro nos solos após o período de incubação decorrentes da aplicação das cinco concentrações da ARC

Concentrações da ARC	Boro	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- mg dm ⁻³ -----	
0 %	0,32 a	0,30 a
25 %	0,31 a	0,30 a
50 %	0,27 a	0,28 a
75 %	0,28 a	0,28 a
100 %	0,30 a	0,28 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.22. Manganês

Semelhantemente ao cobre, a concentração de manganês não foi afetada pela aplicação da ARC (Tabela 24A, em anexo). Entretanto, na Tabela 34, observa-se que o Latossolo apresentou maior concentração deste elemento, seguido pelo Argissolo e, posteriormente, o Aluvial.

Tabela 34 – Valores médios¹ de manganês dos solos obtidos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Características	Solo		
	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Manganês (mg dm ⁻³)	23,44 c	54,13 b	178,01 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúscula em linhas não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

4.3.23. Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo

Os valores da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes) foram afetados pela aplicação da ARC (Tabela 25A, em anexo).

De acordo com os resultados, apresentados na Tabela 35, o Latossolo apresentou maiores valores de CEes, em ambas as profundidades, seguidos pelo Argissolo juntamente com o Aluvial.

Em todos os solos, os menores valores de CEes foram encontrados na profundidade de 40-100 cm.

Tabela 35 - Valores médios¹ da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo com a profundidade após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo	
	Profundidade de 0-40 cm	Profundidade de 40-100 cm
	----- dS m ⁻¹ -----	
Aluvial	2,32 b A	1,81 b B
Argissolo	2,79 b A	2,39 b B
Latossolo	4,11 a A	3,13 a B

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas e maiúsculas em linhas, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Na Tabela 36, que apresenta os valores médios da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo nas diferentes concentrações da ARC aplicada, observa-se que o Latossolo, em geral, apresentou maiores valores de CEes com a aplicação da ARC. O Argissolo apresentou valores intermediários, igualando-se ao Aluvial, quando a concentração da ARC foi de 0, 25 e 50%. A partir de 75% da ARC, os três solos mostraram-se, estatisticamente, diferentes.

Tabela 36 - Valores médios¹ da condutividade elétrica do extrato de saturação dos solos após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC

Solo	CEes (dS m ⁻¹)				
	Concentrações				
	0% ARC	25% ARC	50% ARC	75% ARC	100% ARC
Aluvial	1,41 a	2,02 b	2,18 b	2,41 c	2,32 c
Argissolo	1,72 a	2,19 b	2,59 b	3,16 b	3,28 b
Latosolo	2,01 a	2,80 a	4,38 a	4,22 a	4,67 a

¹ Médias seguidas pela mesma letra minúsculas em colunas, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Nas Figuras 27, 28 e 29, observa-se que a CEes no Argissolo e Latossolo cresceram, linearmente, com as concentrações da ARC, enquanto, no Aluvial, a relação foi quadrática.

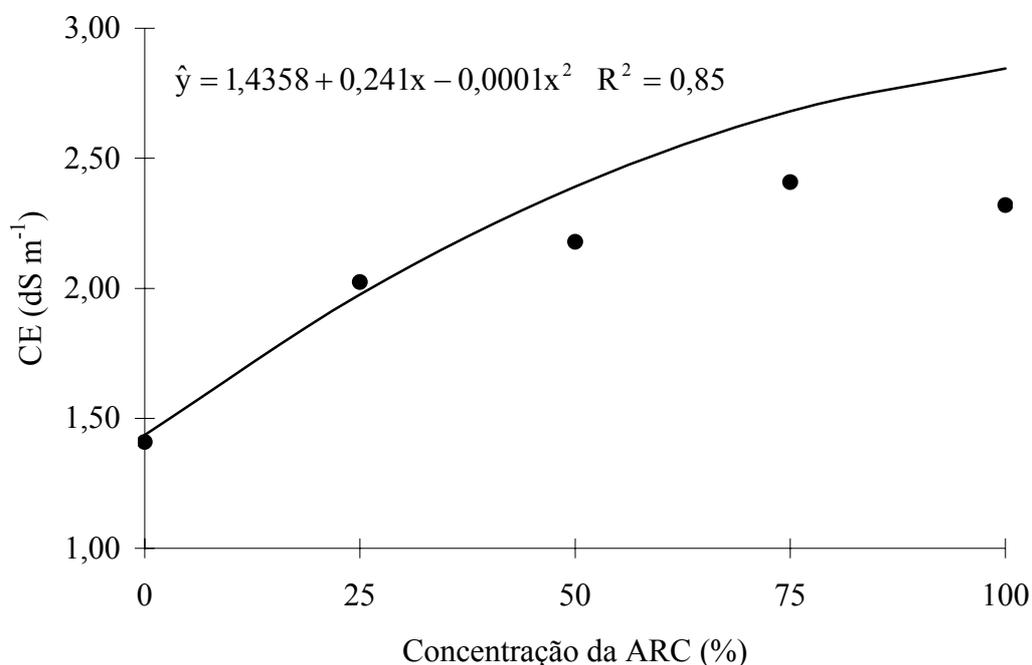


Figura 27 - Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo no Aluvial, após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

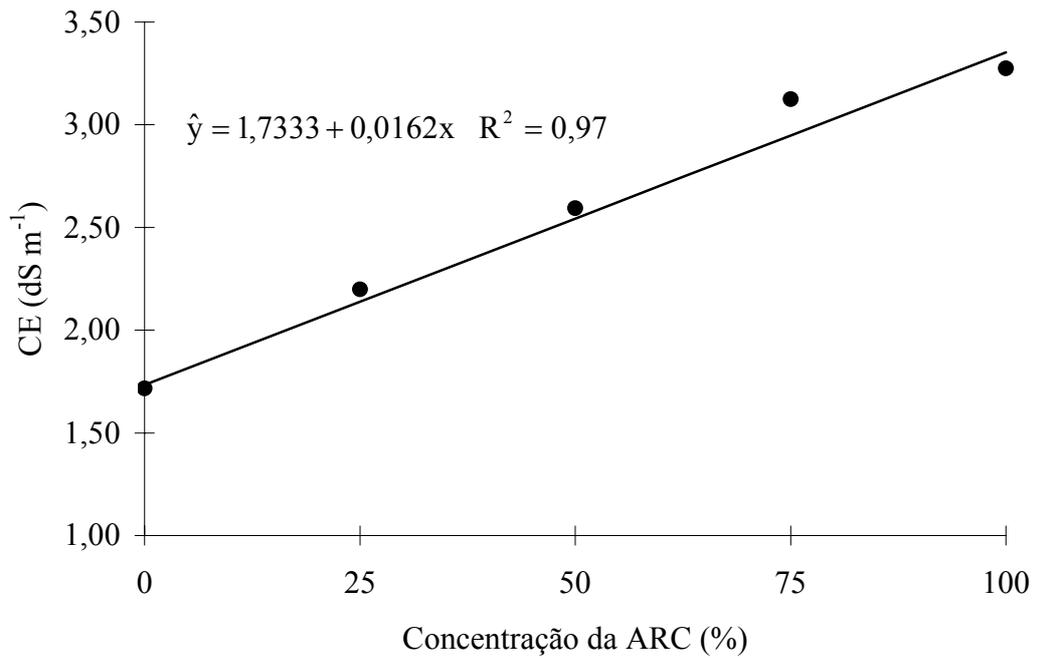


Figura 28 - Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo no Argissolo, após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

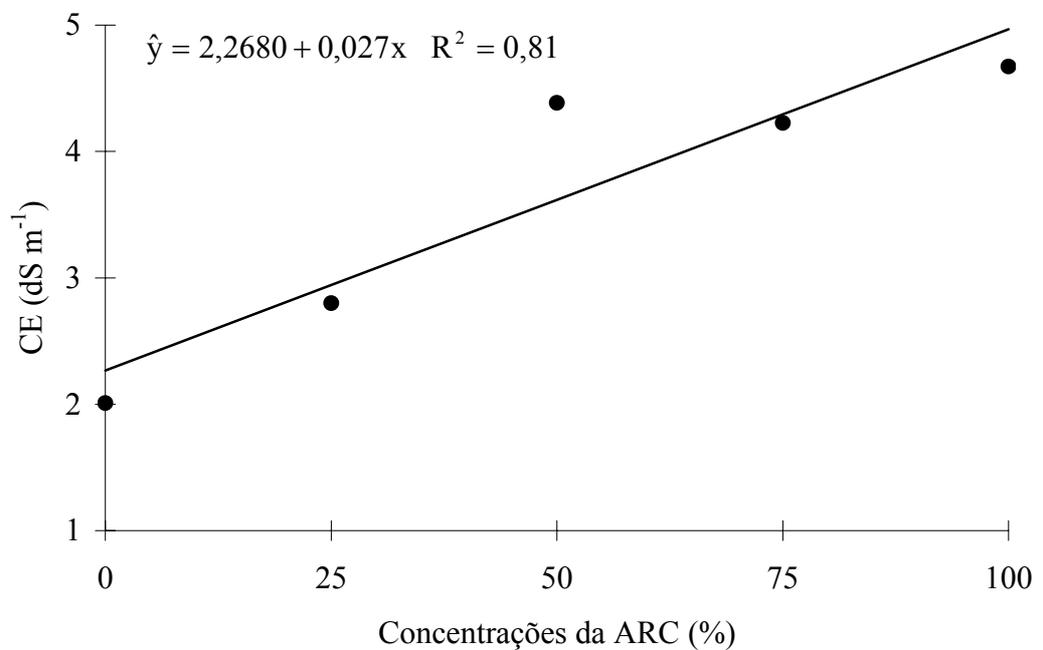


Figura 29 - Condutividade elétrica do extrato de saturação do solo no Latossolo, após o período de incubação com as cinco concentrações da ARC.

Ferreira (2001) adverte que a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, em si mesma, não é suficiente para expressar o estado de salinidade do solo, num dado instante, pois, ela mede unicamente a atividade dos íons em solução, a qual pode ser afetada pela presença de certos ânions, formando pares iônicos e íons complexos.

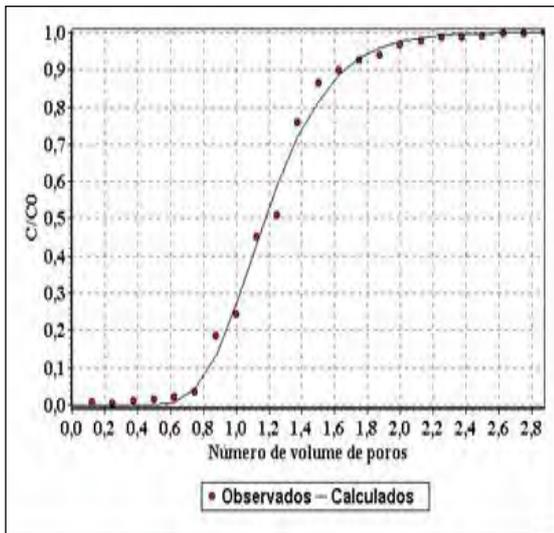
4.4. Curvas de efluente de potássio, sódio, cálcio e magnésio dos solos

A Tabela 37 apresenta as características obtidas durante os ensaios de deslocamento miscível, usando água residuária bruta, em colunas dos solos, em laboratório.

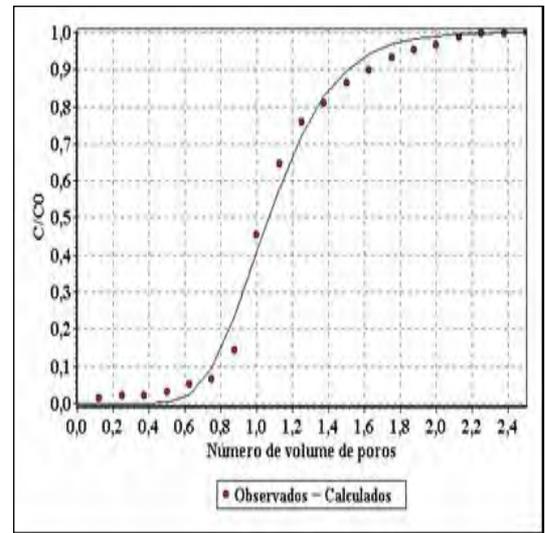
Tabela 37 – Características obtidas durante os ensaios de deslocamento miscível usando a água residuária, em colunas dos solos em laboratório

Características	Aluvial	Argissolo	Latossolo
Massa específica do solo (g cm^3)	1,25	1,15	1,00
Porosidade ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,51	0,55	0,60
Fluxo (cm h^{-1})	10,83	9,46	7,97
Velocidade de avanço (cm h^{-1})	21,16	17,34	13,25

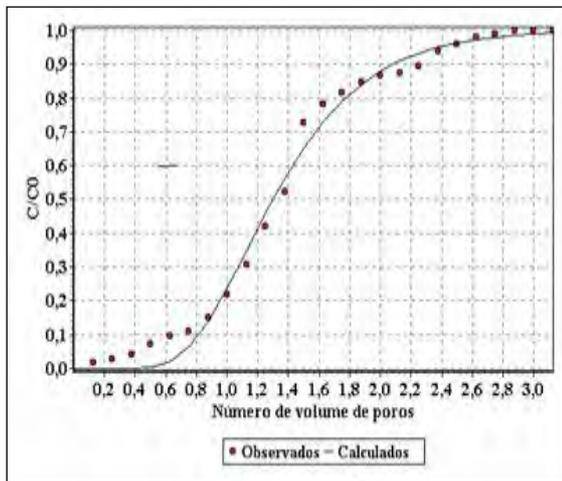
As Figuras 30, 31 e 32 apresentam as curvas de efluente com potássio, sódio, cálcio e magnésio, obtidas pelo ajustamento do modelo teórico aos dados experimentais, usando o programa computacional DISP.



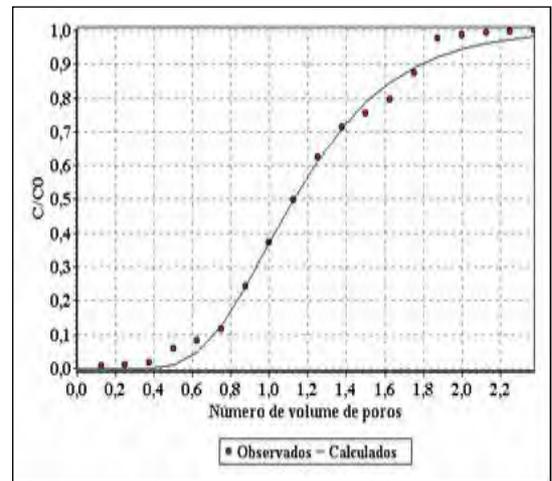
A



B

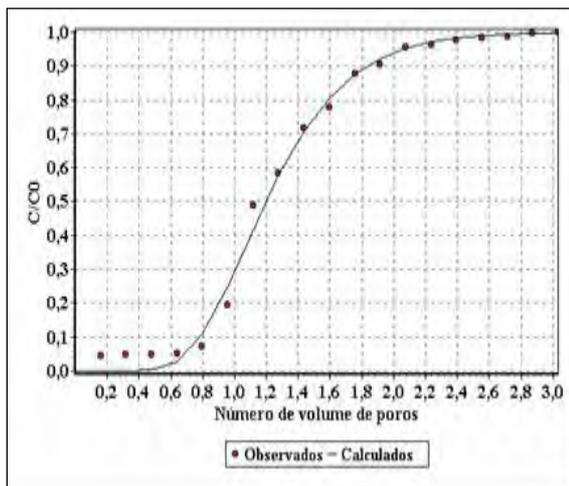


C

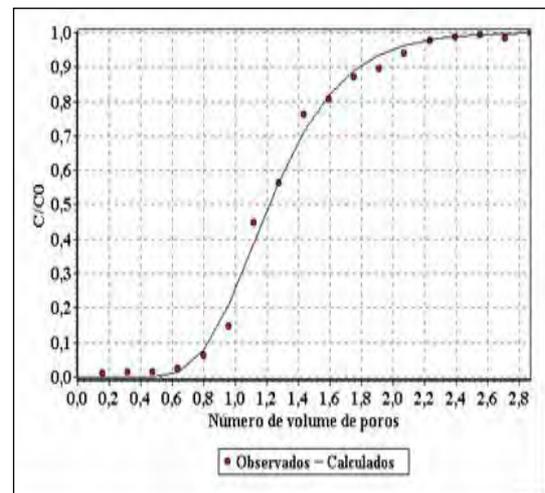


D

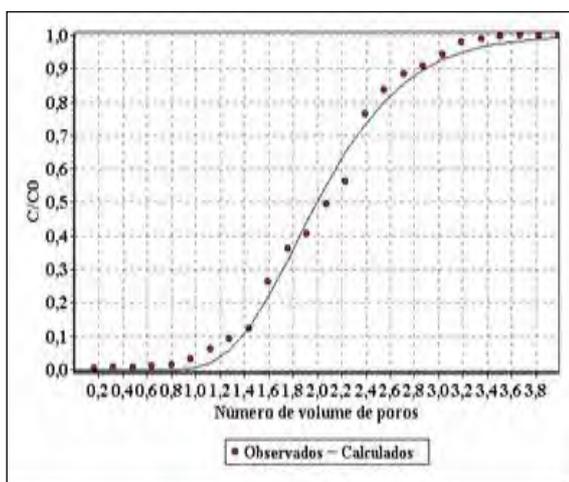
Figura 30 – Curva do efluente do potássio (A), sódio (B), cálcio (C) e magnésio (D) presentes na ARC, ajustada aos dados experimentais obtidos no Aluvial.



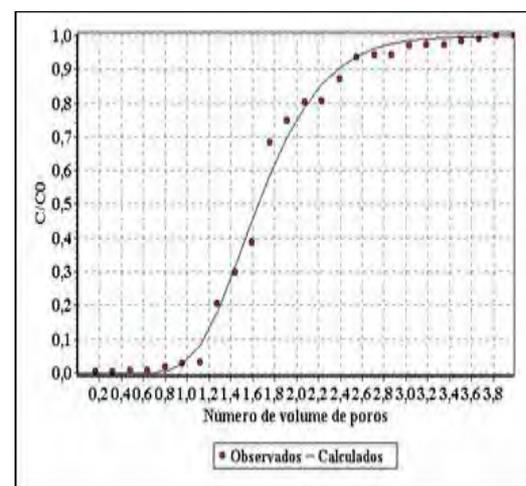
A



B

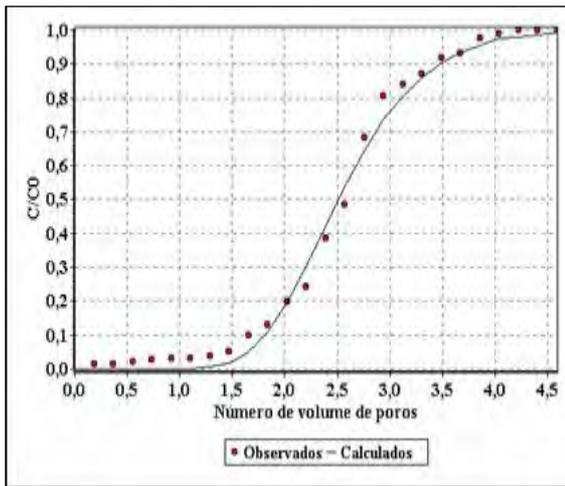


C

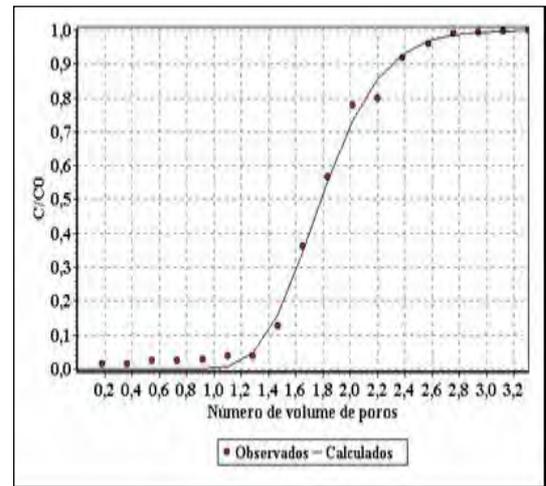


D

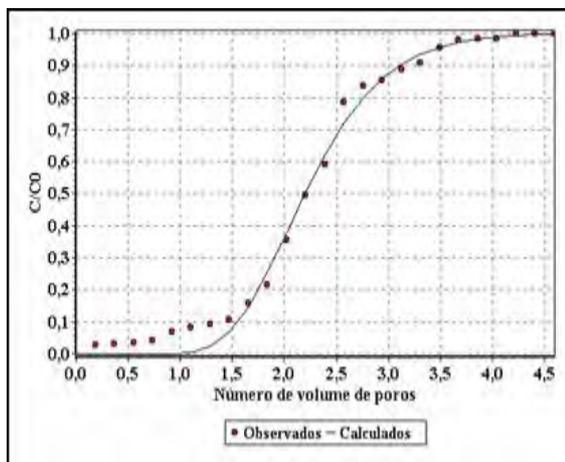
Figura 31 – Curva de efluente do potássio (A), sódio (B), cálcio (C) e magnésio (D) presentes na ARC, ajustada aos dados experimentais, obtidos no Argissolo.



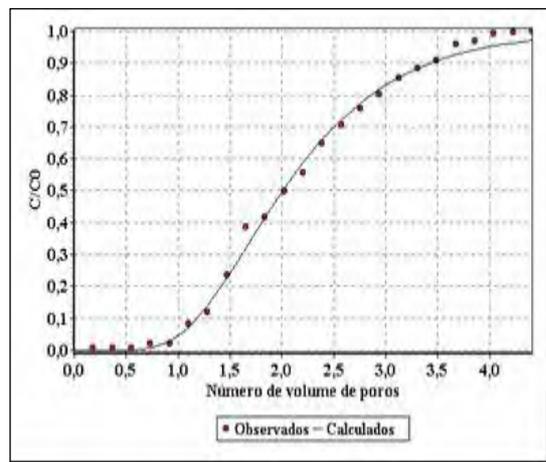
A



B



C



D

Figura 31 – Curva de efluente do potássio (A), sódio (B), cálcio (C) e magnésio (D) presentes na ARC, ajustada aos dados experimentais, obtidos no Latossolo.

Na Tabela 38 são apresentadas as características de saída do programa computacional DISP, para as curvas de efluente contendo K, Na, Ca, e Mg para os três solos estudados.

Tabela 38 – Fator de retardamento (f_R) e coeficiente dispersivo-difusivo (D) dos íons de potássio, sódio, cálcio e magnésio, obtidos pelo ajustamento do modelo teórico aos dados experimentais, para os três solos

Solo	K		Na		Ca		Mg	
	f_R	D ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$)						
Aluvial	1,22	07,33	1,11	08,38	1,39	14,01	1,20	13,31
Argissolo	1,27	12,78	1,27	10,40	2,08	09,64	1,72	09,33
Latossolo	2,59	08,36	1,79	04,74	2,28	09,62	2,19	23,35

Segundo Nielsen e Biggar (1962), a obtenção das curvas de efluente são importantes no estudo de deslocamento de solutos no perfil do solo, durante uma percolação. O número de volume de poros correspondente a concentração relativa 0,5 é uma primeira indicação, no sentido da existência ou não de interações soluto-solo. Quando o valor correspondente a 0,5 da concentração relativa é 1,0 volume de poros, o soluto não está interagindo com a fração coloidal do solo. Por outro lado, quando o valor é maior que 1,0, isto é, a curva de efluente apresenta-se deslocada para a direita, significa que, no escoamento do soluto através do meio poroso, uma parte deste soluto fica ali retida, resultando, um fator de retardamento acima da unidade. Portanto, quanto maior é o fator de retardamento maior será a interação soluto-solo.

Matos (1995) relata, que para uma mesma velocidade média de escoamento de uma solução, o aumento de coeficiente de dispersivo-difusivo resulta da maior inclinação da curva de efluente, em virtude de proporcionar menor mistura na interface entre os fluídos deslocado e deslocador.

É evidente a crescente interação dos principais íons contidos na água residuária, quando o solo passou de Aluvial a Latossolo. Conforme apresentado na Tabela 38, os quatro íons são considerados relativamente livres no solo, não havendo diferenças sensíveis entre os fatores de retardamento, quando se considera um mesmo solo. Vale lembrar que, em geral, a energia de adsorção aos sítios de troca é $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ (Ferreira, 2001)

A maior retenção de íons, nos materiais de textura mais fina, indica uma maior potencialidade de uso da água residuária em concentrações abaixo de 50% (Tabela 38), quando a preocupação refere-se à contaminação da água freática.

O Latossolo apresentou a maior interação com todos os íons, em questão, proporcionando maior deslocamento da curva para a direita (Figuras 17, 20, 23 e 26). Esta maior reatividade é devido à maior capacidade adsortiva deste tipo de solo, conforme análises da CTC e conteúdo de matéria orgânica, cujo dados são apresentados na Tabela 6.

Observando, ainda, as curvas de efluente com os íons estudados verifica-se que a mobilidade desses íons é elevada no Aluvial, em razão da obtenção de fatores de retardamento próximos a 1,0 (Tabela 38), indicando baixa interação solo-soluto. Os resultados indicam o perigo de contaminação da água subterrânea com a aplicação de doses excessivas da ARC, principalmente no período chuvoso.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

A crescente aplicação da técnica de lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon, objetivando reduzir os custos de secagem dos grãos e melhorar da qualidade da bebida, vem gerando de grandes volumes de águas residuárias (AR) com alto poder poluente. Todavia, pouco se conhece sobre as características físicas, químicas dessas águas e seus efeitos no solo e nas plantas, quando utilizadas na agricultura.

Com as restrições impostas, por órgãos de controle ambiental, ao lançamento dessas águas em cursos d'água, tornou-se necessário o desenvolvimento de estudos voltados para a elaboração de diretrizes técnicas concernentes ao seu tratamento e, ou aproveitamento como fertilizante.

O presente trabalho teve como objetivos: caracterizar as águas residuárias provenientes da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon; determinar as alterações químicas e físico-hídricas no solo, conseqüentes à aplicação dessas águas; e determinar os fatores de retardamento e os coeficientes dispersivo-difusivo dos íons de potássio, sódio, cálcio e magnésio presentes na água em estudo.

As alterações nas características químicas e físicas dos materiais dos três solos, decorrentes da aplicação de água residuária, foram determinadas, incubando os materiais por 20 dias, em recipientes com capacidade de quatro litros e saturados com cinco diluições (0, 25, 50, 75 e 100%) da água residuária final, proveniente do processo de lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. As diluições foram calculadas conforme a metodologia de mistura de duas águas, sendo uma de qualidade marginal e outra de boa qualidade.

Os resultados das análises químicas e físico-hídricas dos materiais de solo foram submetidos ao teste F, com nível de significância de 5%, sendo os significativos valores de caráter quantitativo submetidos à uma análise de regressão, afim de determinar a relação existente entre os efeitos ocasionados no solo, decorrentes das concentrações de água residuária aplicada, e os valores de caráter qualitativo submetidos ao teste de média para determinação da diferença entre os tratamentos aplicados.

Na determinação das características de transporte de potássio, sódio, cálcio e magnésio, presentes nas quatro concentrações da água residuária, foram usados materiais do horizonte A dos três solos (Aluvial, Argissolo e Latossolo). As colunas foram preenchidas com agregados de solo de até dois milímetros, devidamente homogeneizados.

Após saturadas por 24 horas, as colunas foram interligadas a frascos de Mariotte contendo água destilada, por um período suficiente para atingir o escoamento permanente e, em seguida, esses frascos foram substituídos pelos frascos contendo água residuária.

As concentrações relativas das amostras oriundas do efluente constituíram dados de entrada do modelo computacional DISP, enquanto os dados de saída foram as curvas de efluentes, para cada íon analisado, e respectivos valores do fator de retardamento (f_R) e coeficiente dispersivo-difusivo (D).

Os resultados obtidos possibilitam as seguintes conclusões:

Ao aumentar a concentração da água residuária aplicadas ao solo, ocorrem: aumentos lineares nos valores do pH, sódio, soma de bases, CTC efetiva e saturação por bases, decréscimos de ordem quadrática nos valores de

(H+Al) enquanto que a concentração de boro e cálcio, bem como o conteúdo de carbono orgânico permanecem constantes.

A variação na condutividade elétrica do extrato de solo saturado, alumínio, boro, matéria orgânica e carbono orgânico com a profundidade ocorreu, apenas, com a aplicação de água residuária em baixas concentrações (0 e 25%).

Os valores da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo aumentaram, linearmente, na profundidade de 0-40 dos solos e apresentaram relação quadrática na profundidade de 40-100, mas diminuíram com a aplicação de água residuária acima de 75%.

A concentração de potássio nos três solos aumentou linearmente juntamente com decréscimos nos valores de alumínio trocável e saturação de alumínio, com a concentração da água residuária.

A razão de adsorção de potássio em ambas as profundidades, nos três solos, aumentou, linearmente, com o aumento nas concentrações da água residuária juntamente com decréscimos na proporção de argila dispersa em água em ambas as profundidades nos três solos estudados.

A baixa interação dos íons de potássio, sódio, cálcio e magnésio presentes na água residuária, com os três solos, observada nos valores do fator de retardamento, mostram o risco de contaminação de águas subterrâneas com a aplicação de águas residuárias brutas, principalmente durante períodos chuvosos.

As águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon apresentaram reais possibilidades de uso no cultivo agrícola, desde que seja respeitada a concentração adequada ao tipo de solo e profundidade do lençol freático, bem como as das diretrizes técnicas fundamentadas nas exigências nutricionais da cultura instalada.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.11-24.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. New York: APHA, WWA, WPCR, 19º. Ed., 1995.

AYERS, R. S. e WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29 Revisado 1)

BARACHO JUNIOR, J.A.O. O licenciamento e controle ambiental da atividade da suinocultura. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1, 1995, Ponte Nova, MG. **Anais...** Ponte Nova, MG: EPAMIG/EMATER/UFV/ASSUVAP, 1995, p.1-7.

BANCO DE DESENVOLVIMENTO DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO – **BANDES Diagnóstico da cafeicultura capixaba - o café robusta no Espírito Santo**. Vitória, ES: 1987. 88 p.

BORN, R.H. **Aspectos conceituais, ambientais e de saúde pública do aproveitamento (re-uso) de águas residuárias no solo como instrumento de administração da qualidade ambiental**. 1991. 170f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

CAMPOS, T. M.; ELBACHÁ, A.T. Avaliação do fator de retardamento por adsorção no transporte de zinco em solos argilosos. In: Simpósio sobre barragens de regeitos e disposição de resíduos-regeo'91. Rio de Janeiro, 1991, **Anais...**Rio de Janeiro, 1991. p.271-282.

CARVALHO, A., MONACO, L.C. Melhoramento de *Coffea arabica*. In: FERWERDA, F.P., WIT, F. (Eds.) **Coffee (*Coffea arabica* L. and *Coffea canephora* Pierre ex Froehner)**. Wageningen: The Netherlands: Agricultural University. 1969. p.198-216. (Miscellaneous Papers, 4).

CHARRIER, A., BERTHAUD, J. Botanical classification of coffee. In: CLINFFORT, M.N., WILLSON, K.C. (Eds.) **Coffee - botany, biochemistry and production of beans and beverage**. London; Sidney: Croom Helm, 1985. Cap.3, p.167-195.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB, **Cafes do Brasil**, Safra 2002/2003, 2^a. estimativa (pré-colheita) junho/ 2002, Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, Apresenta textos e dados sobre o café. Disponível em : < [http:// www.conab.gov.br](http://www.conab.gov.br) >. Acesso em: Ago. 2002.

CORTEZ, J.G. **Café Conilon: perspectivas para o futuro**: documento de trabalho. Rio de Janeiro: Globo Rural, 2002. Disponível em:< http://redeglobo.globo.com/cgi-bin/globorural/montar_texto.pl?controle=3571>. Acesso em: 20 de out. 2002.

COSTA, S.N.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; RAMOS, V.B.N. Mobilidade de nitrato em coluna de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.3, n.2, p. 190-194, 1999.

DETAR, W.R. Rate of intake and stream advance for liquid dairy manure in furrows. **Transactions of the ASAE**, St Joseph, v.23,n.5, p.1171-1177, 1980.

DODDS, G.T; MANDRAMOOTO, C.A.; SEREM, V.K. Predicting nitrate-N leaching under different tillage systems using LEACHM and NTRM. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.41, n.4, p. 1025-1034, 1998.

EMBRAPA. **Manual de análises de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/SNCS, 1997. 212p.

ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY OF VICTORIA. **Guidelines for wastewater irrigation**. Melbourne, Australia, 1991. (Publication, 168).

ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY OF VICTORIA. **Guidelines for water reuse**. Cincinnati, Ohio, EUA, 1992.

FERREIRA, P.A. **Manejo de água planta em solos salinos**. 2001, 110f. Apostila Acadêmica (Mestrado em Engenharia Agrícola)-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

FONSECA, A.F.A. **Análise biométrica em café conilon (*Coffea canephora* Pierre)**: estimação de características genéticas, correlações entre caracteres, repetibilidade, análise discriminante e divergência genética. 1999. 117p. Tese (Doutorado em Fitotecnia)- Universidade Federal de Viçosa, 1999.

FUENTES R.E.; CONSTANTINO, L.C.; SILVA, E.E.; DENDOOVEN, L. Cjharacteristic, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lenghs of time. **Bioresource Technology**. n.85, p. 179-187, 2002.

GONÇALVES, R.A.B.; MATOS, A.T.; FIA, R.; FUKUNAGA, D.C. Eficiência da remoção de poluentes em diversas etapas do tratamento das águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas, MG. **Anais...**, Poços de Caldas, MG [s.n.], 2000. V.2, p. 1020 - 1023.

JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**. v.15, p.237-240, 1991.

KHALEEL, R.; REDDY, K.R.; OVERCASH, M.R. Changes in soil physical properties due to organic waste applications. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.133-139, 1981.

KANDIAH, A. Quality criteria in using sewage effluent for crop production. In: Food and Agriculture Organization of United Nations. **Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation**. Nicosia, Roma, FAO, 1985.

MARQUES, M.O. **Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivados com cana de açúcar**. 1997. 111f. Tese de livre docência. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias- UNESP, 1997.

MATIELLO, J.B. **Café conillon**. Rio de Janeiro: MAA; SDR; PROCAFÉ; PNFC, 1998. 162 p.

MATIELLO, J.B. **O café: do cultivo ao consumo**. São Paulo: Globo, 1991. 320 p.

MATOS, A.T. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão –difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, em solos do município de Viçosa**. 1995. 110f. Tese de Doutorado (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995

MATOS, A.T.; COSTA, L.M. da; FONTES, M.P.F., MARTINEZ, M.A. Correlação entre fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, e algumas propriedades físicas dos solos. **Engenharia na agricultura**. Viçosa, v.6, n.4, p.235-246, 1998.

MATOS A. T.; LO MONACO, P. A. GARCIA, G.O. **Caracterização de resíduos líquidos e sólidos**: documento de trabalho. Viçosa:, 2002. Disponível em: < <http://www.pos-colheita.com.br>>. Acesso em: 10 de fevereiro. 2002.

MATOS A. T.; LO MONACO, P. A.; PINTO, A.B.; FIA, R.; FUKUNAGA, D.C. Polluant potential of wastewater from the coffee fruits processing. In: SOARES, A.A. E SATURNINO H.M. **Competitive use and conservation strategies for water and natural resources**. ABID. Fortaleza, 2001. p.158-165.

MATOS A. T.; LO MONACO, P. A.; SILVA, J. S. Tratamento de águas residuárias. In: **Secagem e Armazenagem de Produtos Agrícolas - Tecnologia e Custos**. Ed. Juarez de Sousa e Silva, JARD Editora, Viçosa: UFV, CBPeD-Café, 2001. 162 p.

MATOS, A. T.; SANTOS, J. H. T.; FIA, R. Contaminação do solo em áreas de depósito de cascas de frutos de café. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas, MG. **Anais...**, Poços de Caldas, MG [s.n.], 2000. V.2, p. 981-984.

MELO, J.A.S. Aplicação de águas residuárias no solo como um método de tratamento: disposição final e reciclagem das águas usadas. **Engenharia sanitária**, n.17, p. 82-91, 1978.

MELO, W.J. de e MARQUES, M.O. Potencial do Lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109-142.

MESSIAS, A.S. e MORAIS, F.A. Emprego do lixo urbano na adubação do milho. In: XX REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, Piracicaba, 1992. **Anais...**, Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 1992, p.384-385.

MIKKELSEN, R.L.; RECHCIGL, J.E.; MACKINNON, H.C. **Agricultural and environmental issues in the management of swine waste**. Agriculture uses of products and waste. Oxford: Oxford University Press. 1997. V. 6, p. 110 – 119.

MIRANDA, J. H. de e DUARTE, S.N. Modelo para simulação dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.6, n.2, p.235, 241, Mai-Ago, 2002.

NOVELINO, J.O.; LEITE, P.C.; PROENÇA, P.S. SILVA, M.L.. Características químicas de dois latossolos de Dourados, MS, submetidos a aplicação de pó de basalto. In: XXV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, III, 1995, Viçosa. **Resumos**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. P.1334-1335.

NIELSEN, D.R. e BIGGAR, J.W. Missible displacement: III Theoretical considerations. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**26:216-211,1962.

OLIVEIRA, F.C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto.** 1995. 90f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ/USP, Piracicaba, 2001.

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

OLIVEIRA, R.A.; CAMPELO, P.L.G.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A., CECON, P.R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo Argissolo vermelho amarelo. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.**v.4, n.2, p. 263-267, 2000.

ORTEGA, E.; NOGALES, R.; DELGADO, M. Modificación en la prosidad de un suelo por la adición de un compost de basura urbana. **Anales de Edafología y Agrobiología.** V.15, p. 1735-1747, 1981.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície.** São Paulo: Fundo editorial da AESABESP, 1997. 232 p.

PAGLIAI, M.; GUIDI, G.; LA MARCA, M.; GIACHEITI, M.; LUCAMENTE, G. Effects of sewage sludge and compost on soil porosity and agregation. **Journal of Environmetantal Quality.** V.10, p.556-561, 1981.

PINTO, A.B. **Avaliação de gramíneas forrageiras com o uso de águas residuárias da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro em rampas de tratamento.** 2001. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

PINTO, A. B.; MATOS, A. T.; FUKUNAGA, D. C. Produtividade e desempenho agrônômico de duas forrageiras para uso em tratamento por disposição no solo das águas residuárias da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas, MG. **Anais...**, Poços de Caldas, MG [s.n.], 2000. V.2, p. 1044-1048.

PREVEDELLO, C.L. **Física de solos com problemas resolvidos.** Curitiba: SAEFAS, 1996, 446 p.

RONCHI, C. P.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R. **Manejo de plantas daninhas em lavouras de café**. Viçosa: Suprema Gráfica e Editora, 2001. 94p.

ROS, C.O.; AITA, C.; CERETA, C.A.; FRIES, M.R.. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.4, n.2, p.257-261, 1993.

RUMP, H.H.; KRIST, H. **Laboratory manual for the examination of water, waste water, and soil**. Weinheim: VCH, 1992. 190 p.

SECRETARIA DE ASSUNTOS PARA MEIO AMBIENTE – SEAMA
DECRETO Nº 2.299 de 09 de junho de 1986. Disponível em: <www.seama.es.gov.br> Acesso em: Agosto de 2002.

SILVA, A. E. S. e COSTA, E. B. Importância econômica e social. In: COSTA, E. B. **Manual técnico para a cultura do café no Estado do Espírito Santo**. Vitória – ES: SEAG, 1995. 163 p.

SILVA, F.C.; BOARETO, AE.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEIXE, C.A.; MENDONÇA, E. Cana de açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, p.1-8, 1998.

SINGH, P.; KANWAR, R.S. Simulating NO₃-N transport to subsurface drain flows as affected by tillage under continuous corn using modified RZWQM. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.38, n.2, p. 499-506, 1995.

SOCCOL, C.R.; LEIFA, F.; WOICIECHOWSKI, A.L.; BRAND, D.; MACHADO, C.M.M.; SOARES, M.; CHRISTEN, P.; PNADEY, A. Experiência brasileira na valorização biotecnológica de subprodutos da agroindústria do café. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON BIOTECHNOLOGY IN THE COFFEE AGROINDUSTRY, Londrina, 2000. **Proceedings...** Londrina, PR: UFPR, IAPAR, IRD, 2000. p.323-328.

SOUZA, C.M.; FIGUEIREDO, M.S.; COSTA, L.M.; GALVÃO, J.C.C.. Uso do lodo primário da indústria de celulose e papel em povoamentos de eucalipto. In: XXII REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, Manaus, 1996. **Resumos**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. P.537-538.

TOMÉ JÚNIOR, J.B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997.

TRISTÃO, J. Perspectivas do mercado interno brasileiro de café. In: SIMPÓSIO ESTADUAL DO CAFÉ, 2, 1995, Vitória. **Anais...** Vitória: CETCAF, 1995. p.36-42.

VASCO, E.Z. Processamiento de frutos de café por via humeda y generación de subproductos. In: III SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE BIOTECNOLOGIA NA AGROINDUSTRIA CAFEIRA, 1999, Londrina-PR, 1999. **Anais ...**, Londrina: UFPR, IAPAR, IRD, 1999. P. 355-343.

VEGRO, C.L.R. e CARVALHO, F.C. de. **Disponibilidade e utilização de resíduos gerados no processamento agroindustrial do café**. Informações Econômicas, IEA, SP, 24(1):9-16. 1994.

VIEIRA, R.F. e RAMOS, M.M. Fertirrigação. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5ª Aproximação. Viçosa: Imprensa Universitária. 1999. 359 p.

VON SPERLING, E. **Qualidade de água**. Brasília, DF: ABEAS, Viçosa, MG: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1997. 59p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, v.2, 1996, 211p.

ANEXO A

Tabela 1A – Resumo da análise de variância para os valores do equivalente de umidade em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	$0,1321 \times 10^{-2}$
Profundidades	1	$0,1291 \times 10^{-4}$
Solo	2	0,2614*
Concentrações × Profundidades	4	$0,1512 \times 10^{-2}$
Concentrações × Solos	8	$0,1300 \times 10^{-2}$
Profundidades × Solos	2	$0,1574 \times 10^{-2}$
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,1793 \times 10^{-2}$
Resíduo	60	$0,1485 \times 10^{-2}$
Média geral		0,214
Coefficiente de variação		18,03

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 2A – Resumo da análise de variância para os valores da argila dispersa em água em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	$0,4495 \times 10^{-1}$
Profundidades	1	0,143
Solo	2	0,4178
Concentrações × Profundidades	4	$0,7553 \times 10^{-2}$
Concentrações × Solos	8	$0,1927 \times 10^{-1}$
Profundidades × Solos	2	$0,6884 \times 10^{-1}$
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,2432 \times 10^{-1}$ *
Resíduo	60	$0,1100 \times 10^{-1}$
Média geral		2,7559
Coeficiente de variação		16,873

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 3A – Resumo da análise de variância para os valores do pH em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	3,9088*
Profundidades	1	$0,1111 \times 10^{-1}$
Solo	2	0,3529*
Concentrações × Profundidades	4	$0,2444 \times 10^{-1}$
Concentrações × Solos	8	$0,2444 \times 10^{-1}$
Profundidades × Solos	2	$0,5753 \times 10^{-1}$
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,4289 \times 10^{-1}$
Resíduo	60	$0,4269 \times 10^{-1}$
Média geral		5,49
Coeficiente de variação		3,48

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 4A – Resumo da análise de variância para os valores de cálcio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	3,7369*
Profundidades	1	28,7755
Solo	2	29,5499
Concentrações × Profundidades	4	1,9579
Concentrações × Solos	8	1,3668
Profundidades × Solos	2	14,4489*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	1,3399
Resíduo	60	1,3146
Média geral		2,02
Coeficiente de variação		56,66

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 5A – Resumo da análise de variância para os valores de magnésio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	$0,6975 \times 10^{-1}$
Profundidades	1	0,5475
Solo	2	21,2916
Concentrações × Profundidades	4	$0,7737 \times 10^{-1}$
Concentrações × Solos	8	$0,4492 \times 10^{-1}$
Profundidades × Solos	2	1,2043*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	0,1014
Resíduo	60	$0,8147 \times 10^{-1}$
Média geral		1,04
Coeficiente de variação		27,58

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 6A – Resumo da análise de variância para os valores de fósforo em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	0,5232
Profundidades	1	16,3584
Solo	2	60,8886
Concentrações × Profundidades	4	0,1524
Concentrações × Solos	8	0,1659
Profundidades × Solos	2	4,7999*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	0,2024
Resíduo	60	0,2661
Média geral		2,18
Coeficiente de variação		23,64

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 7A – Resumo da análise de variância para os valores de potássio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	136195,9
Profundidades	1	15404,32
Solo	2	74353,63
Concentrações × Profundidades	4	961,9126
Concentrações × Solos	8	5641,474*
Profundidades × Solos	2	20165,67
Concentrações × Profundidades × Solos	8	2398,705
Resíduo	60	1760,445
Média geral		164,81
Coeficiente de variação		25,46

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 8A – Resumo da análise de variância para os valores da razão de adsorção de potássio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	5,292059
Profundidades	1	$0,2525931 \times 10^{-5}$
Solo	2	$0,1434926 \times 10^{-2}$
Concentrações \times Profundidades	4	$0,3237949 \times 10^{-1}$
Concentrações \times Solos	8	$0,9307509 \times 10^{-1}$
Profundidades \times Solos	2	$0,2837128 \times 10^{-1}$
Concentrações \times Profundidades \times Solos	8	0,1324366*
Resíduo	60	$0,4944569 \times 10^{-1}$
Média geral		1,11
Coeficiente de variação		20,173

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 9A – Resumo da análise de variância para os valores de sódio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	101,318*
Profundidades	1	16,6
Solo	2	708,4778*
Concentrações \times Profundidades	4	27,8778
Concentrações \times Solos	8	21,6444
Profundidades \times Solos	2	54,7
Concentrações \times Profundidades \times Solos	8	18,8111
Resíduo	60	26,7444
Média geral		16,11
Coeficiente de variação		32,10

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 10A – Resumo da análise de variância para os valores da saturação por sódio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	0,2372
Profundidades	1	1,0176
Solo	2	33,6300*
Concentrações × Profundidades	4	0,7558
Concentrações × Solos	8	0,288
Profundidades × Solos	2	1,2783
Concentrações × Profundidades × Solos	8	0,5753
Resíduo	60	0,45179
Média geral		2,7559
Coeficiente de variação		16,873

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 11A – Resumo da análise de variância para os valores da razão de adsorção de sódio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	$0,1039516 \times 10^{-1}$
Profundidades	1	$0,3630564 \times 10^{-2}$
Solo	2	0,12055380*
Concentrações × Profundidades	4	$0,6345022 \times 10^{-2}$
Concentrações × Solos	8	$0,2002760 \times 10^{-2}$
Profundidades × Solos	2	$0,3624217 \times 10^{-2}$
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,4697242 \times 10^{-2}$
Resíduo	60	$0,3631687 \times 10^{-2}$
Média geral		0,19
Coeficiente de variação		30,883

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 12A – Resumo da análise de variância para os valores da soma de bases em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	7,1953*
Profundidades	1	29,3094
Solo	2	127,2008
Concentrações × Profundidades	4	0,6267
Concentrações × Solos	8	0,2713
Profundidades × Solos	2	31,3134*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	1,0283
Resíduo	60	0,7492
Média geral		3,45
Coeficiente de variação		25,08

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 13A – Resumo da análise de variância para os valores da saturação por bases em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	1885,134*
Profundidades	1	229,7606
Solo	2	2579,757
Concentrações × Profundidades	4	11,0504
Concentrações × Solos	8	16,0578
Profundidades × Solos	2	727,0006*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	53,124
Resíduo	60	31,6822
Média geral		55,91
Coeficiente de variação		10,06

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 14A – Resumo da análise de variância para os valores da CTC efetiva em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	5,6511*
Profundidades	1	27,9447
Solo	2	124,1704
Concentrações × Profundidades	4	0,5949
Concentrações × Solos	8	0,2897
Profundidades × Solos	2	31,2119*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	1,0199
Resíduo	60	0,7209
Média geral		3,53
Coeficiente de variação		24,05

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 15A – Resumo da análise de variância para os valores da CTC total em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	0,8452
Profundidades	1	28,561
Solo	2	166,4953
Concentrações × Profundidades	4	0,65
Concentrações × Solos	8	0,2342
Profundidades × Solos	2	37,7074*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	0,8185
Resíduo	60	0,7153
Média geral		5,7942
Coeficiente de variação		14,59

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 16A – Resumo da análise de variância para os valores de alumínio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	0,3849
Profundidades	1	$0,3599 \times 10^{-1}$
Solo	2	$0,4765 \times 10^{-1}$
Concentrações × Profundidades	4	$0,1995 \times 10^{-1}$ *
Concentrações × Solos	8	$0,1307 \times 10^{-1}$
Profundidades × Solos	2	$0,3431 \times 10^{-1}$ *
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,1446 \times 10^{-1}$
Resíduo	60	$0,7521 \times 10^{-2}$
Média geral		1,2889
Coeficiente de variação		67,28

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 17A – Resumo da análise de variância para os valores da saturação por alumínio em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	569,4797
Profundidades	1	0,9817
Solo	2	295,5341
Concentrações × Profundidades	4	12,5992
Concentrações × Solos	8	104,907*
Profundidades × Solos	2	17,4254
Concentrações × Profundidades × Solos	8	25,1617
Resíduo	60	14,0943
Média geral		4,37
Coeficiente de variação		85,80

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 18A – Resumo da análise de variância para os valores da acidez potencial (H+Al) em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	13,7819*
Profundidades	1	4,1731
Solo	2	0,4539
Concentrações × Profundidades	4	4,8148
Concentrações × Solos	8	3,3059
Profundidades × Solos	2	2,8241
Concentrações × Profundidades × Solos	8	3,2044
Resíduo	60	3,8997
Média geral		2,55
Coeficiente de variação		77,39

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 19A – Resumo da análise de variância para os valores de carbono orgânico em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	$0,2934 \times 10^{-2}$
Profundidades	1	0,113
Solo	2	0,502*
Concentrações × Profundidades	4	$0,3878 \times 10^{-4}$
Concentrações × Solos	8	$0,9775 \times 10^{-2}$
Profundidades × Solos	2	0,2115
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,1416 \times 10^{-1}$
Resíduo	60	$0,1457 \times 10^{-1}$
Média geral		0,26
Coeficiente de variação		45,80

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 20A – Resumo da análise de variância para os valores de zinco em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	14,0015
Profundidades	1	42,436
Solo	2	195,8458
Concentrações × Profundidades	4	11,9096
Concentrações × Solos	8	13,1921
Profundidades × Solos	2	52,4413*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	12,1074
Resíduo	60	11,0202
Média geral		3,37
Coeficiente de variação		98,47

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 21A – Resumo da análise de variância para os valores de ferro em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	483,7798
Profundidades	1	9686,621
Solo	2	502826,3
Concentrações × Profundidades	4	68,0334
Concentrações × Solos	8	422,3172
Profundidades × Solos	2	39,7124*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	357,1456
Resíduo	60	552,4258
Média geral		147,62
Coeficiente de variação		15,92

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 22A – Resumo da análise de variância para os valores de cobre em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	0,4501
Profundidades	1	0,441
Solo	2	6,3847*
Concentrações × Profundidades	4	0,754
Concentrações × Solos	8	0,5674
Profundidades × Solos	2	0,1123
Concentrações × Profundidades × Solos	8	0,6174
Resíduo	60	0,7657
Média geral		2,52
Coeficiente de variação		34,74

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 23A – Resumo da análise de variância para os valores de boro em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	$0,1778 \times 10^{-2}$
Profundidades	1	$0,4444 \times 10^{-1}$
Solo	2	$0,8033 \times 10^{-1}$
Concentrações × Profundidades	4	$0,5555 \times 10^{-2}$ *
Concentrações × Solos	8	$0,1028 \times 10^{-2}$
Profundidades × Solos	2	$0,1078 \times 10^{-1}$ *
Concentrações × Profundidades × Solos	8	$0,2306 \times 10^{-2}$
Resíduo	60	$0,2222 \times 10^{-2}$
Média geral		0,27
Coeficiente de variação		17,25

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 24A – Resumo da análise de variância para os valores de manganês em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	38089,68
Profundidades	1	110313
Solo	2	200890,8*
Concentrações × Profundidades	4	38363,98
Concentrações × Solos	8	37221,01
Profundidades × Solos	2	107741
Concentrações × Profundidades × Solos	8	38982,54
Resíduo	60	38226,18
Média geral		85,19
Coeficiente de variação		229,5

* significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 25A – Resumo da análise de variância para os valores de condutividade elétrica do extrato de saturação do solo em função dos solos, das profundidades amostradas e das concentrações da ARC

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Concentrações	4	9,1908
Profundidades	1	2,9775
Solo	2	18,7068
Concentrações × Profundidades	4	0,5341*
Concentrações × Solos	8	1,1229*
Profundidades × Solos	2	3,6334*
Concentrações × Profundidades × Solos	8	0,3792
Resíduo	60	0,2162
Média geral		2,75
Coeficiente de variação		16,87

* significativo a 5% de probabilidade.