



Caio Cesar Andrade dos Santos

**Potencial de remoção de cobre do solo por técnica de
fitorremediação**

**TRÊS CORAÇÕES – MG
2019**

Caio Cesar Andrade dos Santos

Potencial de remoção de cobre do solo por técnica de fitorremediação

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Vale do Rio Verde (UninCor) como parte das exigências do programa de Pós-graduação Mestrado Profissional Sustentabilidade em Recursos Hídricos, área de concentração em Recursos Hídricos, para obtenção do título de mestre.

Orientador: Dr Alexandre Tourino Mendonça

Co- orientadora: Dra Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques

**TRÊS CORAÇÕES
MINAS GERAIS – BRASIL
2019**

**FICHA CATALOGRÁFICA PREPARADA PELA BIBLIOTECA DA
UNIVERSIDADE VALE DO RIO VERDE - UNINCOR**

(verso da folha de rosto)

ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO

Aos ____ dias do mês de _____ do ano de dois mil e _____, sob a presidência do(a) **Professor(a) Doutor(a)** _____, e com a participação dos membros **Professor(a) Doutor(a)** _____ e **Professor(a) Doutor(a)** _____, que se reuniram para a banca de defesa do Trabalho de Conclusão de _____, aluno(a) do Programa de Mestrado Profissional Sustentabilidade em Recursos Hídricos. A banca deliberou que o Trabalho de Conclusão intitulado “_____”, foi

- () **APROVADO**
() **APROVADO COM ALTERAÇÕES**
() **NÃO APROVADO**

Eu, secretário, lavro a presente ata que, depois de lida e aprovada, vai assinada por mim e pelos demais membros da banca examinadora.

Obsevação:

1. No caso de “Aprovado com Alterações”, as alterações sugeridas pela banca examinadora devem ser incorporadas ao texto definitivo do Trabalho de Conclusão, ficando o(a) orientador(a) responsável pela verificação das alterações executadas pelo(a) aluno(a).

Três Corações, ____ de _____ de _____.

Prof.(a) Dr.(a) _____
Presidente

Prof.(a) Dr.(a) _____
Membro da Banca

Prof.(a) Dr.(a) _____
Membro da Banca

Prof.(a) Dr.(a) _____
Membro da Banca

Profa. Dra. Gleicione Ap. Dias Bagne de Souza
Pró-reitora de Pós-Graduação

Profa. Esp. Francislaine Santos Silva do Rosário
Secretária Geral

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus por me proporcionar vida e saúde.

A minha família, Lázara, minha mãe, Sivaldo, meu pai, meus irmãos, Thiago e Giovanna M, meu porto seguro, sinônimo e amor e carinho.

Um agradecimento mais que especial a minha namorada Giovanna Amorim, que esteve comigo durante todo o percurso com dedicação e amor.

Aos meus orientadores Alexandre e Rosângela, que me guiaram até este momento e que não mediram esforços para transferir seus conhecimentos e ampliar os meus.

Aos professores do programa de mestrado Sustentabilidade em Recursos Hídricos, pelas contribuições enriquecedoras.

A Universidade Vale do Rio Verde, pela oportunidade da realização deste estudo.

Aos meus amigos de curso que compartilharam comigo as dificuldades e as alegrias do curso. A minha amiga Byanca pelo auxílio nas formatações do trabalho e momentos de descontração.

E a todos que de alguma forma contribuíram para essa conquista.

RESUMO

A contaminação do solo e lençol freático por metais é uma preocupação de pesquisadores e técnicos na atualidade. A contaminação por cobre está relacionada com rejeitos de mineração e a agricultura sendo que um dos contaminantes é o fungicida sulfato de cobre. Buscando soluções para esse grave problema, a fitorremediação tornou-se uma possibilidade muito viável, e neste processo são utilizadas espécies vegetais na recuperação de ambientes contaminados. Na tentativa de recuperar ambientes degradados, são realizados estudos que permitem a descontaminação dos mesmos. Neste contexto, a fitorremediação desponta como uma possibilidade de baixo custo de implantação e resultados satisfatórios nos processos de remediação de ambientes contaminados. Este trabalho objetivou: a verificação da eficiência das espécies vegetais *Chrysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) e *Cyperus rotundus* (Tiririca) no tratamento de solos contaminados por cobre; observou-se a redução da quantidade de cobre em solo tratado com as espécies vegetais; estimou-se o tempo necessário para o efeito das plantas na redução da concentração de cobre, minimizando o risco de contaminação do lençol freático, e analisou parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo tratado com essas espécies. O experimento foi realizado em três blocos inteiramente casualizados, com diferentes concentrações de cobre, com base nos valores orientadores da CETESB (2009) sendo 35mg. kg^{-1} para valores de qualidade, 60 mg.kg^{-1} para valores de prevenção e 400 mg.kg^{-1} para valores de intervenção. Posteriormente, foram realizadas coletas das amostras, no solo, nas raízes e partes aéreas das plantas, para que, estatisticamente, fossem catalogados os resultados de eficácia do tratamento. Foi possível verificar a eficiência das espécies vegetais propostas na absorção de cobre, com o objetivo de que a técnica seja aplicada em grande escala.

Palavras chave: Fitorremediação, tratamento, descontaminação,

ABSTRACT

Contamination of soil and groundwater by metals is a concern of researchers and technicians today. Copper contamination is related to mining tailings and agriculture and one of the contaminants is the copper sulfate fungicide. Looking for solutions to this serious problem, phytoremediation has become a very feasible possibility, and in this process are used plant species in the recovery of contaminated environments. In the attempt to recover degraded environments, studies are carried out that allow the decontamination of the same. In this context, phytoremediation emerges as a possibility of low implementation cost and satisfactory results in the remediation processes of contaminated environments. The objective of this work was to verify the efficiency of the plant species *Chrysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) and *Cyperus rotundus* (Tiririca) in the treatment of copper contaminated soils; it was observed the reduction of the amount of copper in treated soil with the vegetal species; it was estimated the time required for the effect of the plants in the reduction of copper concentration, minimizing the risk of contamination of the water table, and analyzing the physical, chemical and biological parameters of the soil treated with these species. The experiment was carried out in three completely randomized blocks, with different concentrations of copper, based on the guiding values of CETESB (2009) being 35mg. kg⁻¹ for quality values, 60 mg.kg⁻¹ for prevention values and 400 mg.kg⁻¹ for intervention values. Subsequently, the samples were collected, in the soil, in the roots and aerial parts of the plants, in order to statistically catalog the results of treatment efficacy. It was possible to verify the efficiency of the proposed plant species in the absorption of copper, in order that the technique be applied on a large scale.

Key words: Phytoremediation, treatment, decontamination.

SUMÁRIO

RESUMO	6
1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.2 A MATRIZ SOLO E O USO ANTRÓPICO	14
2.3 POLUIÇÃO DO SOLO.....	15
2.4 CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR METAIS PESADOS.....	17
2.5 ÁGUAS SUBTERRANEAS	19
2.6 CONATAMINAÇÃO DO LENÇOLFREÁTICO POR METAIS PESADOS.....	19
2.7 O COBRE.....	21
2.8 CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREATICO POR COBRE	22
2.9 SULFATO DE COBRE	Erro! Indicador não definido.
2.10 ADSORÇÃO DE COBRE NO SOLO	23
2.11 LIXIVIAÇÃO NO SOLO	24
2.12 FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS	24
2.13 <i>Chrysopogon zizanioides</i> – CAPIM VETIVER.....	26
2.14 <i>Cyperus rotundus</i> – TIRIRICA	27
3 MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 Caracterização da área experimental e clima	28
3.2 Montagem do experimento.....	29
3.3 Coleta e Análises laboratoriais	30
3.4 Delineamento Experimental e caracterização do experimento.....	31
3.5 Análises estatísticas	32
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1 Análise nutricional e demanda pelas espécies vegetais	33
4.2 Potencial de remoção do cobre pelas espécies vegetais.....	33

4.3 Características dos Solos.....36

CONCLUSÃO.....40

1 INTRODUÇÃO

O lançamento de resíduos na atmosfera, na água ou no solo, caracteriza poluição ambiental (NASCIMENTO, 1996). A partir da revolução industrial ações antrópicas têm aumentado a exploração dos recursos naturais para o progresso e desenvolvimento da população.

O Brasil situa-se entre os países mais poluidores do mundo (GREENPEACE, 2006). Dejetos humanos, resíduos industriais e produtos químicos utilizados na agricultura vêm poluindo o solo e água, assim como os gases liberados por veículos e fábricas poluem a atmosfera constantemente.

A contaminação dos solos por metais pesados representa uma grave forma de poluição, os metais são considerados os poluentes ambientais que mais abalam a saúde pública. A presença dos mesmos no solo ocorre naturalmente, porém quando adicionado a ações antrópicas podem causar vários danos. Os metais pesados necessitam de maior atenção dentre os contaminantes, pois são tóxicos em pequenas concentrações. A bioacumulação é outra característica importante, este processo afeta todos os níveis tróficos da cadeia alimentar e é chamado de biomagnificação (YADAV et al (2009); REZVANI e ZAEFARIAN, (2011); ALI et al, (2013). A toxicidade dos metais afeta o desenvolvimento das plantas (Romeiro et al (2013); Almeida et al (2008); Araujo et al (2013) e o comportamento das comunidades de microorganismo do solo.

As atividades desenvolvidas pelos seres humanos tem como resultado a poluição e a remoção destas substâncias, possivelmente tóxicas, do ambiente tornam-se complicadas, devido o grande número de classes e tipos de compostos produzidos. Já existem métodos para a recuperação de áreas contaminadas e as mesmas compreendem o tratamento de águas industriais, escavação, incineração e remoção física de poluentes. Em países subdesenvolvidos, ocorre apenas o tratamento primário do poluente.

O uso de tecnologias adequadas e com menor custo, ou seja, sistemas de tratamento com baixo consumo de energia e alto grau de eficiência tornaram-se indispensáveis. As técnicas convencionais de tratamento de áreas contaminadas são, geralmente, caras, necessitam de muita mão de obra, atingem negativamente os microrganismos do solo e, além do mais, existe o risco de contaminação secundária na utilização de outras substâncias químicas ou no transporte do material removido para áreas adequadas (USEPA, 2000). Neste contexto, a fitorremediação vem despertando o interesse como alternativa para o tratamento

de ambientes poluídos utilizando plantas (USEPA 2000; ALI et al 2013). A identificação do potencial de espécies fitorremediadoras é uma parte importante do processo e a necessidade de se identificar as plantas tolerantes a determinado contaminante e até qual nível de contaminação a espécie fitorremediadora é capaz de atuar de modo satisfatório, é extremamente importante na neutralização do contaminante.

Os mecanismos de fitorremediação mais conhecidos são: fitoextração, fitofiltração, fitoestabilização e fitovolatilização. No meio desses mecanismos a fitoextração tem apresentado maior interesse dos pesquisadores devido à possibilidade de certas espécies de plantas serem hiperacumuladoras de metais pesados. Na tentativa de maximizar a fitoextração e o corte sucessivo da parte aérea das espécies, plantas com alta capacidade de rebrotação podem viabilizar a técnica e as novas brotações e folhas jovens atuam como dreno de reservas (TAIZ E ZEIGER 2013)..

Para a obtenção das concentrações de cobre utilizou-se sulfato de cobre, substância química que tem fórmula molecular CuSO_4 . É considerado um sal que se difere pelo grau de hidratação e possui coloração verde opaca ou cinzenta quando encontrado na forma anidra e azul brilhante na forma penta-hidratada ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). A necessidade por sistemas agrícolas mais harmoniosos entre o homem e a natureza, tem sido objeto de estudo de agricultores e ecologistas e a utilização de calda bordaleza uma substância adquirida pela mistura de sulfato de cobre (CuSO_4) com cal virgem ou hidratada (CaO), que forma ao final do processo sulfato de cálcio e hidróxido cúprico (Galli et al., 1968), tem se mostrado muito eficiente no controle de pragas em atividades agrícolas. Porém, o uso excessivo destes produtos pode ocasionar contaminação do solo e águas subterrâneas através do escoamento superficial.

Este trabalho tem como objetivo: identificar o potencial das espécies vegetais *Chrysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) e *Cyperus rotundus* (Tiririca) no tratamento de solos contaminados por cobre; observar a redução da quantidade de cobre em solo tratado com as espécies vegetais; estimar o tempo necessário para o efeito das plantas na redução da concentração de cobre, minimizando o risco de contaminação do lençol freático, e analisar parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo tratado com essas espécies.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 IMPACTOS AMBIENTAIS

O aumento populacional desmedido, a utilização dos recursos naturais de forma predatória e a consequente geração de resíduos, são fatores que alteram a qualidade do meio ambiente. Neste contexto, é necessário estabelecer um equilíbrio entre: população, recursos naturais e geração de resíduos.

Na década de 50, a população brasileira era aproximadamente 52 milhões de habitantes e 63,5% vivia na zona rural. No início do novo milênio, a população mais que triplicou e 85% dos brasileiros vivem na zona urbana (IBGE, 2016).

A degradação ambiental é uma preocupação mundial, devido ao crescimento econômico, e continua com a demanda de bens e produtos, atrelados ao consumismo e hábitos populacionais. De acordo com a Resolução CONAMA 001/1986, é considerado impacto ambiental quando pode alterar as características físicas, químicas e biológicas, afetando a saúde e o bem estar populacional, atividades sociais e econômicas, condições estéticas e sanitárias e qualidade dos recursos associado ao ambiente (BRASIL, 1986).

Os impactos negativos ocasionados pela perda de cobertura vegetal e por práticas não sustentáveis de produção agropecuária, aplicação indiscriminada de fertilizantes e defensivos agrícolas, irrigação em excesso, entre outras situações, acabam por comprometer a qualidade das águas e do solo (ANA, 2015).

O grande crescimento econômico observado nos últimos 40 anos, que tem como principal atividade a agropecuária, trouxe consigo grande desmatamento e o crescimento dos núcleos urbanos que são fontes potenciais de metais potencialmente tóxicos para os cursos d'água dessas bacias. A ausência de dados sobre a concentração desses metais na região e os riscos que o acúmulo pode representar para o ambiente aquático e seus usos, e ainda a importância ambiental do Pantanal Mato-grossense que funciona como grande receptor e acumulador de sedimento que motivou o desenvolvimento do presente estudo. Deste modo, considera-se a hipótese de que a entrada de metais decorrente deste contexto pode vir a comprometer os usos dessas bacias no médio e longo prazo.

O desenvolvimento tecnológico cresceu exponencialmente após a revolução industrial, juntamente com a exploração dos recursos naturais e geração de resíduos. Os resíduos são a prova concreta dos riscos ambientais (PROCHNOW, Tânia Renata; ROSSETTI, Juliana

2010). A crescente geração de resíduos juntamente com o aumento de indústrias e efluentes gerados pode causar a poluição do solo, da água e do ar causando diversos danos ambientais. Destaque importante também deve ser dado às atividades agrícolas, uma vez que podem poluir o solo, corpos d'água superficiais e subterrâneos. No entanto, a necessidade de minimizar os impactos ambientais, sem afetar a economia é um dos grandes desafios do desenvolvimento e implantação da agricultura sustentável (BARBIERI, José Carlos 2017)

Dentro desta perspectiva, cabe questionar até quando os recursos naturais serão suficientes para sustentar as demandas da população mundial sem os princípios da sustentabilidade.

2.2 A MATRIZ SOLO E O USO ANTRÓPICO

De modo geral, de acordo com Braga (2005), o solo pode ser denominado com um manto superficial formado por rocha desagregada e, eventualmente cinzas vulcânicas em mistura com matéria orgânica em decomposição, contendo ainda água e ar em proporções variáveis e organismos vivos.

As propriedades do solo são interpretadas de acordo com as características físicas, químicas e biológicas, com objetivo de utilizá-lo no atendimento das necessidades humanas sem degradar o ambiente. (BRAGA, 2005).

A proporção dos componentes varia de acordo com o tipo de solo, e em um mesmo local as proporções de água e ar do solo podem variar sazonalmente. Em termos médios de ordem de grandeza, são observadas as seguintes proporções:

- 45% de Sais (elementos minerais)
- 25% de ar
- 25% de água e
- 5% de matéria orgânica

Segundo Reinert (2006) a constituição do solo ocorre por uma mistura de partículas sólidas de natureza mineral e orgânica, ar e água, formando um sistema trifásico (sólido, líquido e gasoso). As partículas encontradas na fase sólida variam em tamanho, forma e composição química, e essas configurações formam a matriz do solo.

O solo apresenta importância, pois a sua composição e constituição apresenta nutrientes que são necessários ao desenvolvimento das plantas, possibilitando seu crescimento e produtividade, fornecendo também água e ar. O solo por meio dos espaços porosos auxilia

no escoamento e infiltração da água de chuva e irrigação, podendo abastecer o lençol freático em funções como armazenamento e ciclagem de nutrientes para as plantas e outros elementos e ação filtrante e protetora da qualidade da água e do ar.

O uso do solo pelo homem foi se expandindo de acordo com o crescimento populacional e o domínio de recursos como fogo e animais domesticados, rompendo assim equilíbrios ecológicos. Em consequência ocorreu a redução da fertilidade e a produtividade do solo.

Ainda considerando o uso antrópico com elevadas aplicações de herbicidas, fungicidas, fertilizantes, bem como a descarga de resíduos potencialmente poluidores e resíduos perigosos, podem alterar as características físicas e químicas desse solo, ocorrendo a poluição e muitas vezes a contaminação, podendo afetar a saúde humana (Braga, 2005; Derisio 2013).

O impacto causado pelas atividades humanas sobre um território pode ser facilmente avaliado através do diagnóstico das águas superficiais. Neste contexto, a determinação do nível de poluição de uma microbacia hidrográfica é baseada nos seguintes parâmetros: carga de sedimentos e de organismos, metais pesados, fósforo, e moléculas de agrotóxico, e a identificação destes parâmetros possibilita a elaboração de estratégias adequadas de manejo. (RHEINHEIMERET al., 2003).

2.3 POLUIÇÃO DO SOLO

A poluição do solo e do subsolo consiste na deposição, disposição, descarga, infiltração, acumulação, injeção ou aterramento no solo ou no subsolo de substâncias ou produtos poluentes, em estado sólido, líquido e gasoso. Segundo Rheinheimer et al (2009), o uso indiscriminado de produtos fert-sanitários e a utilização do solo fora de sua capacidade agrícola, aliado a falta de responsabilidade da população na proteção dos solo e das vertentes, aumentam a probabilidade de poluição ambiental. Como pode - se observar na tabela 1.

Tabela 1: Características, origem e efeitos dos poluentes do solo.

Poluentes	Origem	Efeitos
Acidez	Solos originalmente ácidos ou alterados pelas chuvas ácidas ou outra forma de poluição.	Aumento da solubilidade de metais inviabiliza a vida no solo para animais e vegetais.
Microorganismos	Contaminação por esgoto humano ou animal.	Pode conter bactérias patogênicas homem e animais.
Nitrato e Fosfato	Uso de adubos minerais, lodo de esgoto, esterco e estábulos.	Tóxicos (nitritos) para o homem. Vegetais florescem menos. Alteram ciclo do N ₂
Elementos-traço(metais pesados)	Presentes no solo (alumínio, cádmio) ou advindos do lodo de esgoto e resíduos industriais. Pesticidas (mercúrio), em tintas (cádmio), na gasolina (chumbo).	Tóxicos para o homem. O chumbo acumula-se nos ossos. Mercúrio ataca sistema nervoso. O zinco interfere no processo de fotossíntese.
Sais	Evaporação da água de irrigação. Extrusão da água do mar.	Depósitos salinos são tóxicos para muitas plantas
Gases do aterro	Locais de disposição de lixo	Metano é altamente explosivo é o CO ₂ é asfixiante. No solo pode restringir o crescimento das plantas.

FONTE: Rodrigues (2018)

2.4 CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR METAIS PESADOS

Existem vários compostos indicadores de contaminação ambiental, podem ser orgânicos, como inseticidas e herbicidas ou inorgânicos, como elementos metálicos, mais conhecidos como metais pesados. Muitas são as preocupações em relação a poluição por metais, principalmente porque eles tendem a acumular no ambiente, de entrarem em várias rotas geoquímicas e biogeoquímicas, atingindo aqueles que mais estão expostos, ou, de forma indireta, de serem levados tão longe dos locais de onde tiveram origem. Esta contaminação tem, as seguintes origens (SARAIVA 2007):

Municipal e industrial: aterros, lançamentos de esgoto e efluentes, deposição de lamas de depuração em zonas agrícolas, condutos e valas de transporte, etc;

Agrícola: aplicação de fertilizantes e pesticidas;

Outra: mineração, deposição atmosférica, queimas e etc.

A contaminação por metais pesados em solos brasileiros vem se configurando como uma das mais graves causas de degradação do solo (Andrade et al., 2007) e requer ainda muitos estudos relativos aos seus efeitos em plantas, visando a recuperação de solos e impedindo a contaminação de novas áreas. Metais pesados são aqueles elementos com densidade superiores a $5,0 \text{ g/cm}^3$ ou que possuem número atômico maior que 20 (Duffus, 2002).

A quantidade de metais num solo sem interferência antropogênica depende do seu teor na rocha de origem e do grau de intemperização a que esse material foi submetido. Os metais podem estar na forma solúvel, fixada pelos minerais do solo, precipitada com outros componentes, na biomassa e complexada com matéria orgânica. A atividade de um dado metal na solução do solo é determinada pelo seu equilíbrio entre as partículas de argila, matéria orgânica, hidróxido de ferro, alumínio, manganês e quelantes solúveis. Assim, outros fatores como natureza do solo e seu pH, tipo de distribuição da matéria orgânica, potencial de oxirredução do solo, presença de óxidos, proporção de argila e areia do solo, clima e a vegetação do local podem afetar o equilíbrio entre a concentração do metal nas rochas e sua permanência no solo (Bettiol, Camargo, 2000 apud Pedrozo, 2001).

O excesso das atividades industriais, agrícolas e urbanas tem aumentado o risco de poluição dos solos por metais pesados. Entre as atividades industriais, destaca-se a metalurgia de metais pesados, que produz grandes quantidades de rejeitos ricos nesses poluentes. A destruição da cobertura vegetal em áreas de mineração aumenta a degradação do solo

promovendo erosão hídrica, eólica e a lixiviação dos contaminantes para o lençol freático, desencadeando alto grau de contaminação de outras áreas.

Nas últimas décadas, atividades humanas têm elevado, substancialmente, a concentração de alguns metais pesados em diversos ecossistemas (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). O acúmulo de metais pesados em solos agrícolas é um assunto de grande importância quanto a segurança ambiental. Esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas ou pela contaminação de águas subterrâneas (CHANG et al., 1987; SOARES et al., 2005).

No Brasil a CETESB (2005), estabelece os valores orientadores de metais pesados para solo e águas subterrâneas e são apresentados na tabela 2. No presente estudo utilizou-se dos valores orientadores da CETESB, devido o mesmo apresentar valores orientadores de qualidade.

Os valores orientadores se dividem em Valor de referência de qualidade, prevenção e intervenção e podem ser definidos como:

- a) Valor de referência de qualidade— estabelece um limite para que o solo seja considerado limpo. O parâmetro utilizado para uso de ações de prevenção da poluição do solo e no controle de ambientes contaminados; é definido com base em análises químicas dos diversos tipos de solos do Estado de São Paulo.
- b) Valor de prevenção - indica uma alteração razoável da qualidade natural dos solos. Em excesso, é necessário o monitoramento das águas subterrâneas, identificando-se e controlando-se as fontes de poluição. Foi estipulado com base em revisão bibliográfica sobre fitotoxicidade.
- c) Valor de intervenção - indica os valores máximos de contaminação do solo, potencial risco à saúde humana. Quando ultrapassado é necessário alguma forma de intervenção na área de risco, de forma a reter as vias de exposição, deve-se realizar uma avaliação de risco caso por caso. Foi determinado com base em modelo matemático de avaliação de risco, considerando diversas vias de exposição em três cenários de uso e ocupação do solo. Tabela 2

Tabela 2: Valores orientadores estabelecidos pela CETESB para solo e água subterrânea no estado de São Paulo.

Substância	Solo (mg kg ⁻¹ peso seco)				
	Valor de Referência	Valor de Prevenção	Valor de Intervenção		
	(VRQ)	(VP)	(VI)		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Antimônio	<0,5	2	5	10	25
Arsênio	3,5	15	35	55	150
Bário	75	120	500	1300	7300
Boro	-	-	-	-	-
Cádmio	<0,5	1,3	3,6	14	160
Chumbo	17	72	150	240	4400
Cobalto	13	25	35	65	90
Cobre	35	60	760	2100	10000 ^(a)
Crômio total	40	75	150	300	400
Crômio hexavalente	-	-	0,4	3,2	10
Mercurio	0,05	0,5	1,2	0,9	7
Molibdênio	<4	5	11	29	180
Níquel	13	30	190	480	3800
Nitrato (como N)	-	-	-	-	-
Prata	0,25	2	25	50	100
Selênio	0,25	1,2	24	81	640
Zinco	60	86	1900	7000	10000 ^(a)

Fonte: Adaptado CETESB (2005)

2.5 USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA E SEUS IMPACTOS

A medida que a economia foi se tornando mais complexa e diversificada, mais usos foram sendo adicionada aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, de tal forma que o ciclo hidrológico, superpõe-se um ciclo hidrosocial de grande dimensão e impacto ecológico e econômico (Tundisi, 2003). Este ciclo hidrosocial, que na verdade é uma adaptação do homem as diferentes características do ciclo hidrológico e, também as alterações, causam inúmeros impactos. As retiradas totais de água para múltiplos usos. Tabela 3

Tabela 3: Consumo total de água em Km³/ano

	Consumo total de água Km ³ /ano		
Uso total	1970	1975	2000
Suprimento doméstico	120	150	500
Industria	510	630	1300
Agricultura	1900	2100	3400
total	2530	2880	5200

Fonte: Tundisi 2003

Com o aumento e diversificação da atividade econômica a dependência dos recursos hídricos aumenta, especialmente em regiões com variabilidade anual grande no ciclo e áridas. As pressões sobre os usos da água provêm de dois grandes problemas que são crescimento das populações humanas e o grau de urbanização e aumento das necessidades para a irrigação, e produção de alimentos. A redução no volume disponível e apropriação dos recursos hídricos em escala maior e mais rápida têm produzido grandes alterações nos ciclos hidrológicos regionais: por exemplo, a construção de barragens aumenta a taxa de evaporação, a construção de canais para diversão de água, produz desequilíbrio no balanço hídrico, a retirada de água em excesso para irrigação diminui o volume dos rios e lagos. Igualmente importante do ponto de vista quantitativo é o grau de urbanização que interfere na drenagem e aumenta o escoamento superficial, diminuindo a capacidade de reserva de água na superfície e nos aquíferos. Os impactos qualitativos são inúmeros e variáveis e têm consequências ecológicas, econômicas e sociais e na saúde humana. Por exemplo, a descarga de fontes difusas e pontuais, de nitrogênio e fósforo nos rios, lagos e represas, a partir de esgotos não tratados e de usos de fertilizantes produz o fenômeno de eutrofização cujos efeitos ecológicos, na saúde humana e nos custos do tratamento de água são relevantes especialmente em regiões de intensa urbanização. (Cunha, 2008)

2.6 CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO POR METAIS PESADOS

Os estudos sobre metais pesados nos ecossistemas têm indicado concentrações elevadas desses elementos em muitas áreas próximas de complexos industriais urbanos, e também, nas áreas de agricultura, e nessas regiões os solos tem sido poluídos com Pb, Cd, Ni, Hg, As, Cu dentre outros metais (Kabata-Pendias, 2010).

O conhecimento do processo de degradação dos corpos d'água subterrânea é de grande importância, em último estágio são esses aquíferos que possibilitam a reposição dos

mananciais da superfície e a presença de nutrientes na água é a parte do ciclo da natureza, e para maior parte dos nutrientes não existem relatos excessivos.

Micronutrientes como zinco (Zn), cobre (Cu) e Manganês (Mn), em situações específicas de atividades agrícolas industriais e mineradoras, podem concentrar ou acumular no solo e possivelmente atingir o lençol freático e o processo de erosão também contribui para a ocorrência de contaminação, uma vez que esses metais pesados possuem baixa mobilidade no solo.

A contaminação de águas superficiais e subterrâneas por compostos orgânicos e inorgânicos provenientes do chorume de lixões e aterros mal planejados é verificada constantemente por meio de elevadas concentrações de metais traço, compostos nitrogenados e/ou coliformes, alterando as propriedades químicas, físicas e biológicas das águas (DA SILVA, 2018)

Sabe-se por poluição hídrica qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas que possam colocar em risco a segurança, saúde e o bem estar das populações ou que possa comprometer seres vivos aquáticos e a utilização das águas para fins agrícolas, industriais, comerciais, recreativos, ou qualquer dos seus usos múltiplos (PAGANINI, 2006).

2.7 O COBRE

O cobre é um metal há muito tempo utilizado pelo homem. Objetos simples foram encontrados ao norte do Iraque e são datados de 8500 a.C (RODRIGUES, 2012).

O elemento químico cobre é um metal essencial para a saúde humana e pode ser encontrado em todos os fluidos e vários tecidos do corpo humano. Juntamente com aminoácidos, ácidos graxos e vitaminas, é indispensável nos processos metabólicos. Em excesso o cobre pode ser nocivo por conta da afinidade do metal com muitas proteínas e enzimas, ligado diretamente a doenças como epilepsia, melanoma e artrite reumatóide, bem como a perda de paladar (RODRIGUES, 2012). Partículas de cobre são lançadas na atmosfera por poeira, erupções vulcânicas e fontes industriais, como unidades de fundição e processamento de minério. Se tratando de cursos d'água, o cobre é incorporado por processos naturais como intemperismo das rochas, distúrbios no solo e causas antropogênicas, como estações de tratamento de esgoto.

O cobre é um elemento químico de símbolo Cu (do latim Cuprum), número atômico 29 e massa atômica 63,6. Em temperatura ambiente, o cobre encontra-se em estado sólido e é considerado metal de transição, fazendo parte do grupo 11 (1B) da Classificação Periódica dos elementos.

2.7.1 SULFATO DE COBRE

Sulfato de cobre é uma substância química que tem fórmula molecular CuSO_4 e é considerado um sal que se difere pelo grau de hidratação. Possui coloração verde opaca ou cinzenta quando encontrado na forma anidra e azul brilhante na forma penta-hidratada ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$).

2.8 CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO POR COBRE

A intensificação de atividades industriais, agrícolas, de mineração e de urbanização são as principais causas de contaminação por cobre (Hladun et al., 2015; Mackie et al., 2012). Dentre os elementos potencialmente tóxicos ao ambiente, o cobre, quando em altas concentrações, é um dos principais metais pesados poluentes do solo e águas (Andreazza et al., 2010).

A contaminação dos ecossistemas aquáticos é problema crescente proveniente das ações antrópicas, em consequência de atividade inadequadas por liberação de efluentes domésticos, industriais ou agrícolas sem tratamento adequado, usos indiscriminado de substâncias químicas, lixo urbano e descarte indevido de materiais e resíduos (Gupta et al., 2014). Algumas das substâncias químicas liberadas no ambiente aquático como os compostos orgânicos e metais pesados são capazes de inibir a atividade celular ou alterar o material genético podendo comprometer a fisiologia e sobrevivência de organismos aquáticos, transmitindo esta contaminação aos níveis tróficos superiores, incluindo o ser humano (Bianchi et al., 2011).

Sabe-se que os metais são incorporados aos ambientes aquáticos de forma natural através dos processos geoquímicos. Entretanto, é possível observar inúmeras alterações ambientais, oriundas em sua maioria de ações antrópicas (DE MARCO, 2017).

Nos Estados Unidos as concentrações de cobre nas águas destinadas ao abastecimento público podem variar de acordo com o pH e a dureza da água de alguns $\mu\text{g/L}$ a 10 mg/L e as concentrações médias nos solos dos EUA variam de 5 a 70 mg/Kg (ATSDR, 2004).

2.9 ADSORÇÃO DE COBRE NO SOLO

Segundo OLIVEIRA, Luiz FC et al (2010), os metais considerados importantes poluentes ambientais são: As, Bi, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Sb e Zn, sendo os elementos Cd, Cu, Zn e Pb, os mais perigosos, devido à toxicidade e ao potencial de acumulação no solo. Os metais pesados encontrados em solo agrícola precisam ser mais estudados, principalmente no que se refere ao seu potencial de retenção, lixiviação e contaminação de águas subterrâneas, possibilitando, dessa forma, melhor uso de aplicação. O comportamento dos metais e seu uso em solos de cultivo podem revelar subsídios valiosos para amenizar o impacto ambiental causado no solo e nas águas subterrâneas (CARMO, Marcos Lima do et al 2008)

É necessário se conhecer as interações entre metais pesados e o solo, sua distribuição ao longo do perfil e sua disponibilidade à planta, para reduzir o risco de contaminação, uma vez que essa atividade imprime cuidados em razão da capacidade do solo em adsorver metais pesados e pela velocidade de decomposição da matéria orgânica em ambiente de clima tropical (CORRÊA et al 2008).

A adsorção pode ser vista como estratégia para se apontar o destino dos poluentes do solo e da água. O solo possui características e propriedades que podem ser avaliadas como possíveis indicadores da capacidade de adsorção dos solutos pelo mesmo, estas características são: teor de argila, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e pH. (Koskinen& Harper, 1990). Os cátions e a superfície possuem uma afinidade que depende da carga elétrica, do raio hidratado e da configuração molecular do mesmo, cátions de menor raio tendem a substituir os de maior raio e os de maior valência são adsorvidos com maior preferência. Porém, no caso de soluções com grande concentração de um cátion específico, o mesmo pode substituir outro cátion de maior preferência para adsorção (WANG, Fei et al 2015)

O solo possui grande potencial de acumulação de metais pesados, no entanto se este potencial for ultrapassado ocorre a alteração da sua disponibilidade para o meio. A partir das alterações de pH ocorre interação do solo, criando condições que facilitam a percolação e alternando sua capacidade de troca catiônica. Com isso, os elementos traço adentram a cadeia

alimentar dos seres vivos ou podem ser lixiviados, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas e dos sistemas aquáticos adjacentes (PIERANGELIET al., 2004; 2007; TAVARES & CARVALHO, 1992). Com isso, pode-se dizer que o solo possui alta capacidade de troca catiônica (CTC), e esta elevada CTC possibilita maior interação com metal no solo.

2.10 LIXIVIAÇÃO NO SOLO

O processo de lixiviação se dá pela capacidade da água em remover ou substituir mais rapidamente átomos dos minerais, sendo a mesma rica em dióxido de carbono. A perda de nutrientes a partir da lixiviação é determinada por fatores climáticos como chuvas e luminosidade ou até mesmo pela interação dos nutrientes com o solo. Em regiões com alto índice de percolação de água, o potencial de lixiviação é maior. Entretanto, em todos os casos, a cobertura vegetal nos solos minimiza a perda de nutrientes (FALCIGLIA, P. P.; VAGLIASINDI, F. G. A 2015)

Segundo Werle grandes quantidades de adubo (potássio), aplicadas por seis anos no plantio de soja gerou efeito residual ocasionando intensa lixiviação, independente da textura do solo. Quaggio (2000) enfatiza que baixos valores de pH, aumentam a lixiviação de K, mesmo em solos considerados pouco suscetíveis a essa ocorrência.

O tratamento de lixiviados juntamente com águas residuárias domésticas foi uma prática comum desenvolvida por muito tempo, visto que os custos de execução eram baixos e manutenção simples. No entanto, essa técnica foi contestada devido a existência de compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade e metais pesados no lixiviado, sendo que os mesmos contribuem para a diminuição da eficiência do sistema de tratamento. (DO ATERRO, 2010)

2.11 FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS

Na busca por alternativas de descontaminação de ambientes poluídos, tem se destacado medidas que englobam: tempo demandado pelo processo, menor custo, eficiência na descontaminação e simplicidade na execução. Neste caso, aumenta o interesse pelas técnicas de biorremediação, processo que tem como objetivo a utilização de organismos vivos, como microrganismos e plantas na descontaminação do solo e água.

Incorporada a biorremediação encontra-se a fitorremediação que, segundo LAMEGO, Fabiane Pinto; VIDAL, Ribas Antonio (2007), envolve o emprego de espécies vegetais, sua microbiota associada e de atenuantes (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica etc...) do solo, além de práticas agronômicas que, aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os poluentes inofensivos ao ecossistema. A aplicação da fitorremediação tem sido estudada e expandida por várias partes do mundo como América, Europa e Ásia. A mesma pode ser aplicada em ambientes poluídos com substâncias orgânicas e inorgânicas, como metais pesados, hidrocarbonetos derivados do petróleo, agrotóxicos, explosivos, solventes clorados e subprodutos tóxicos industriais (ANTONIOLLI, Zaida Inês et al 2013). Estudos com metais pesados têm sido mais expandidos e algumas espécies vegetais tem mostrado grande potencial de remoção dos mesmos (ACCIOLY E SIQUEIRA2000).

As características físicas e químicas do solo e do poluente devem ser previamente analisadas antes da implantação da técnica de fitorremediação e para otimizar a eficiência das plantas na remoção de poluentes, todos fatores que possam influenciar o êxito das plantas, devem ser controlados ou minimizados.

É necessário que as plantas que possuem potencial para fitorremediação possuam algumas características que devam ser usadas como indicativos para sua escolha. Segundo estudos apresentados por PASTRE, W 2006. essas características devem ser:

- capacidade de absorção, contração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante;
- sistema radicular profundo e denso;
- alta taxa de crescimento e produção de biomassa;
- capacidade transpiratória elevada, especialmente em arvores e plantas perenes;
- fácil colheita, quando necessária a remoção da planta da área contaminada;
- elevada taxa de exsudação radicular;
- resistência a pragas e doenças;
- fácil aquisição ou multiplicação de propágulo;
- capacidade de desenvolver-se bem em ambientes diversos;
- ocorrência natural em áreas poluídas (importante na identificação, porem não é pré requisito).

A técnica de fitorremediação já sofreu aperfeiçoamentos importantes quanto à natureza dos agentes poluidores e desenvolvimento dos processos envolvidos, destacando-se Fitoextração, Fitoestimulação, Fitotransformação (fitovolatilização e fitodegradação), Fitoestabilização e Rizofiltração.

A técnica utilizada no presente estudo foi a Fitoextração, que envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes, onde são armazenados ou transportados e acumulados em suas partes aéreas e é aplicada principalmente para metais como cádmio, níquel, cobre, zinco e chumbo, podendo também ser usada em compostos orgânicos e inorgânicos (Mcgrath, 1998).

No processo de fitorremediação de solos poluídos por metais pesados, a fitoextração tem sido o mecanismo mais utilizado devido a elevada eficiência e baixo custo. No entanto, a técnica só é eficiente quando o poluente é removido do solo. As plantas devem ser colhidas antes da queda ou decomposição evitando que as impurezas se espalhem ou voltem ao solo. Após a retirada da biomassa contaminada, ela deve ser eliminada através de processos térmicos, físicos, químicos ou biológicos para extração dos metais adsorvidos. No caso da queima a energia produzida representa uma valorização econômica do processo. Em alguns casos a remoção pode ocorrer espontaneamente, por volatilização dos metais absorvidos pelo vegetal (SCHOOR, 2002).

2.13 *Chrysopogon zizanioides*– CAPIM VETIVER

O capim Vetiver é uma espécie que tem origem na Índia, mas pode ser encontrada em muitos países e é utilizado para várias finalidades como artesanato, perfumaria, construção, tratamentos terapêuticos, fitorremediação, entre outros. A espécie pertence a família Poaceae classificado como *Chrysopogon zizanioides*.

Trata-se de planta ereta, de caule cilíndrico e folhas alternas, rígidas e lisas, com comprimento de até 75 centímetros, com cerca de 8 milímetros de espessura, podendo atingir entre 1,5 e 2 metros, com sistema radicular composto por raízes aromáticas e altamente ramificada (VELDKAMP,1999; SOUZA & LORENZI,2005). Segundo Truong et al. (2008), o capim não possui rizomas e o sistema radicular da planta se desenvolve de forma acelerada, podendo alcançar 4 metros de extensão. Pereira (2006) enfatiza que o desenvolvimento morfológico das raízes do capim vetiver é afetado de acordo com as concentrações de oxigênio dissolvido presentes nos efluentes. Esse autor também analisou a tolerância da espécie, que é considerada perene e, por isso, se adapta em diversos meios e suporta condições adversas.

Estudos feitos com capim vetiver, no tratamento de esgoto, apresentaram que o maior percentual de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) alcançado foi de 92%. A espécie se mostrou eficiente na remoção de matéria orgânica, atingindo a média de 60%

exigida pela legislação vigente (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008). Segundo Cullet al. (2000), estudos realizados na Ásia apresentam que o capim Vetiver tem rápida, constante e alta capacidade na absorção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de grandes quantidades de agroquímicos e metais pesados.

2.14 *Cyperus rotundus* – TIRIRICA

A espécie *Cyperus rotundus* vulgarmente conhecida como tiririca no Brasil e Junça, em Portugal, é uma planta daninha herbácea perene, que se multiplica por sementes e de forma vegetativa a partir de bulbos, tubérculos e rizomas subterrâneos, (FRANCINEUMAET al., 2005).

Apresenta caules do tipo bulbo e rizoma longo, com engrossamentos arredondados em determinadas partes da sua extensão. Folhas da base da planta em número de 3 a 5, pouco menores que o eixo da inflorescência, todas lineares. Eixo principal da inflorescência de forma triangular, contendo em seu ápice 3 brácteas, mais longas que os eixos secundários e semelhantes às folhas basais, uma delas destacando se pelo seu comprimento. Brácteas de menor tamanho e filiformes podem aparecer junto aos eixos secundários. Inflorescência do tipo espiga lanceolada, vermelho - ferrugínea, assentada sobre 5 a 6 eixos secundários. Flores aglomeradas nas espigas, não vistosas, desprovidas de perianto, gineceu gamocarpelar com estilete trifido, androceu com 3 estames. Parte dos órgãos reprodutivos pode ser evidenciada em plantas com inflorescências jovens. Fruto do tipo núcula. A observação do porte da planta e também do sistema subterrâneo, onde ocorre um emaranhado de rizomas dotados de pseudo tubérculos, e ainda o conjunto de brácteas e espigas permitem determinar a espécie. Propaga-se por meio de sementes, de bulbos e também por meio dos engrossamentos dos rizomas, os quais contêm gemas.

É necessário que as plantas fitorremediadoras apresentem características que são usadas para seleção. Baseado em estudos apresentados por vários autores (Ferro et al., 1994; Perkovich et al., 1996; Cunningham et al., 1996; Newman et al., 1998; Accioly & Siqueira, 2000; Vose et al., 2000), dentre elas, devem conter a capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante; retenção do contaminante nas raízes. Pode-se afirmar então, que a planta em estudo foi escolhida a partir deste contexto.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área experimental e clima

O experimento foi realizado em ambiente protegido da fazenda experimental da Universidade Vale do Rio Verde – UNINCOR. A fazenda experimental fica localizada na cidade de Três Corações – MG, a posição geográfica da fazenda é latitude 21°43'06-97 “S”; longitude 45°13'55-14W “O”. O município de Três Corações possui clima quente e temperado, classificado como Cwa de acordo com a Koppen e Geiger, a temperatura média é de 20.2 °C, fevereiro é o mês mais quente com temperatura média de 23.2°C e junho é considerado o mês mais frio com temperatura media de 16.2°C. O período de chuva é maior no verão que no inverno, o mês de maior índice de precipitação é dezembro com media de 270 mm, julho é o mês mais seco com media de precipitação de 15 mm, com pluviosidade média anual de 1401 mm Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2010).

O experimento foi desenvolvido em ambiente protegido composto por uma estrutura metálica e envolto por tecido voil, o teto é revestido por plástico transparente, o chão coberto por pedra brita (Figura 1).

Figura 1: Ambiente protegido onde experimento foi conduzido.



Fonte: O autor, 2018.

3.2 Montagem do experimento

A montagem do experimento ocorreu no dia 04/10/2018. Os recipientes utilizados no experimento eram de polietileno preto, com capacidade para 5,5 litros. Os recipientes foram perfurados na parte inferior para que se evitasse o acúmulo de água. O solo utilizado na realização do experimento é caracterizado como Latossolo Vermelho Distroférico. Utilizou-se 2,5 kg de solo, retirado a uma profundidade de 25 cm com auxílio de um trado holandês e colocados nos recipientes, os quais posteriormente, foram dispostos em ambiente protegido, para que não houvesse interferência de intempéries.

Para a montagem do experimento foram utilizadas concentrações baseadas na legislação CETESB, que estabelece valores orientadores de qualidade 35 mg.Kg^{-1} , prevenção 60 mg.Kg^{-1} , e intervenção 400 mg.Kg^{-1} . O cobre foi aplicado como solução de sulfato pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) puro para análise. Entretanto, se fez necessário a realização de cálculos estequiométricos para se obter a quantidade de cobre purificado para o desenvolvimento do trabalho. Na estequiometria desenvolvida foram estabelecidos os valores de 219,77 mg, para valores de qualidade, 376,75 mg, para valores de prevenção e 2511 mg, para valores de intervenção.

Foram utilizadas as espécies vegetais *Crysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) e *Cyperus rotundus* (Tiririca) pelo rápido desenvolvimento e grande capacidade de absorção de contaminantes do solo, de acordo com a literatura. O Capim Vetiver desenvolve um enraizamento muito intenso e bastante profundo, alcançando cinco metros de profundidade, favorecendo a formação de biofilme e potencializando a estabilização da matéria orgânica presente no tratamento (PEREIRA, 2006).

As espécies vegetais foram coletadas no horto da Universidade Federal de Lavras – UFLA. Estas foram acondicionadas e transportadas para o local do experimento. Posteriormente foram transplantadas, sendo o plantio uma muda pra cada recipiente totalizando 12 plantas por tratamento, conforme a Figura 2.

Figura 2: Experimento montado com as espécies vegetais e concentrações de cobre.



Fonte: O Autor, 2018

Após ter sido submetido à mistura de solo e cobre, as mesmas ficaram em contato até quando a espécie suportou, no caso da *Cyperus rotundus* que permaneceu somente por quatro dias e a *Chrysopogon zizaniodes* ficou em contato com o contaminante por 80 dias, sendo este período de tempo em função do desenvolvimento da espécie.

3.3 Coleta e Análises laboratoriais

Visando identificar o potencial de fitorremediação e possíveis influências do cobre nas espécies vegetais e no solo, foi realizada a caracterização química do solo (no início e ao final do experimento) e das espécies vegetais, as quais foram realizada no Laboratório SEMEAR da Universidade Vale do Rio Verde, de acordo com metodologia proposta por EMBRAPA (1997)

Para análise de solo no início do experimento, sem a mistura com o sulfato de cobre, foi coletada uma amostra simples de solo deformada na camada de 0 a 30 centímetros, sendo

retirado os primeiros 5 centímetros de modo a separar a camada superficial de matéria orgânica, com auxílio do trado holandês. A amostra composta foi totalizada em 300 gramas para posterior análise do solo, e esta análise foi retirada no intuito de verificar a quantidade de cobre presente no solo antes da realização do experimento. Ao final do experimento coletaram-se amostras de cada recipiente de maneira a amostrar a superfície e profundidade, sendo homogeneizada com intuito de verificar a quantidade de contaminante presente no solo após o experimento de fitorremediação.

As variáveis do solo analisadas foram: Fósforo (P), Potássio (K), Sódio (Na), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al).

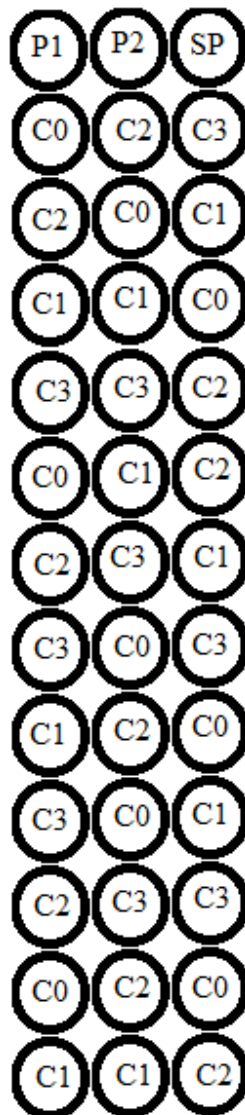
Para as espécies vegetais foram realizadas análises laboratoriais de folha, caule e raiz da *Cyperus rotundus* (Tiririca) e de *Chrysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) ao final do experimento, decorrentes da saturação pelas plantas e susceptibilidade, como aconteceu para a *Cyperus rotundus* dia 15/10/2018, após 4 dias de plantio ou ao final do ciclo de cultivo como no caso do Capim Vetiver, sendo as análises realizadas no dia 07/01/2019, 80 dias de experimento, conforme mencionado anteriormente.

As amostras foram coletadas e acondicionadas em sacos plásticos e posteriormente encaminhadas ao laboratório para as análises de macro e micronutrientes. Dentre os macronutrientes foram avaliados: Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), e Enxofre (S), e os micronutrientes análises de: Cobre (Cu), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Ferro (Fe).

3.4 Delineamento Experimental e caracterização do experimento

O delineamento experimental utilizado no experimento foram blocos inteiramente casualizados num esquema fatorial 3x4, com 3 tratamentos plantas (sendo controle, tiririca e capim vetiver) e 4 concentrações (0 mg.L⁻¹, 219,77 mg.L⁻¹, 376,75 mg.L⁻¹, 2511 mg.L⁻¹). Com três repetições totalizando 36 parcelas, ou seja, 12 tratamentos x 3 repetições (Figura 3). A variável resposta a ser avaliada no experimento será a quantidade de cobre absorvida.

FIGURA 3: Croqui do experimento em blocos inteiramente casualizados.



P1= *Chrysopogon zizanioides*; P2= *Cyperus rotundus*; SP= Solo controle sem planta; C0= 0 mg.L⁻¹; C1= 219,77 mg.L⁻¹; C2= 376,75 mg.L⁻¹; C3= 2511 mg.L⁻¹.

Fonte: O Autor (2019).

3.5 Análises estatísticas

Os dados amostrados foram submetidos a análise de variância, ao teste de média de Scott-Knott a nível de significância 5%, sendo também realizado análise de regressão pelo programa SISVAR, versão 5.3 (FERREIRA 2006).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise nutricional e demanda pelas espécies vegetais

Segundo Troung et al. (2008), *Chrysopogon zizanioides* e *Cyperus rotundus* possuem grande tolerância a secas prolongadas, inundações e a temperaturas que variam desde -15°C a $+55^{\circ}\text{C}$, sendo também tolerante a uma faixa de pH no solo que vai de 3,3 a 12,5. O mesmo autor ressalta ainda, a sua alta tolerância a Al, Mn e a metais pesados, como As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg, Se, Cu e Zn, suportando, também, solos salinos e sódicos e com alto índice de Manganês. Outras características citadas são a sua tolerância a herbicidas e pesticidas e a eficiência em absorver N, P, Hg, Cd e Pb dissolvidos em corpos hídricos, podendo, assim, ser usado em técnicas de biorremediação. Na tabela abaixo pode-se observar os resultados das análises de solo antes da implantação das espécies vegetais e o mesmo não apresenta nenhum fator que impossibilitasse o desenvolvimento das plantas.

A análise de nutrientes no solo está apresentada na Tabela 4.

Solo início do experimento										
P	K	Na	Ca	Mg	Al	B	Cu	Fe	Mn	Zn
mg. dm ⁻³			cmolc. dm ⁻³			mg. dm ⁻³				
1,44	46,00	0,00	0,56	0,61	0,00	0,12	1,30	27,20	4,50	0,30

Fonte: O autor (2019).

4.2 Potencial de remoção do cobre pelas espécies vegetais

Na Tabela 5 e Figura 4 são apresentados os resultados das análises estatísticas das espécies *Cyperus rotundus* e *Chrysopogon zizanioides* na remoção de cobre do solo.

Nas plantas 1 e 2 (tiririca e vetiver) não foi observado diferença significativa entre as médias em relação às diferentes concentrações. A variação entre os valores das médias foi de $161,98\text{ mg.Kg}^{-1}$ à 58870 mg.Kg^{-1} e $262,0\text{ mg.Kg}^{-1}$ a $1244,0\text{ mg.Kg}^{-1}$ para os tratamentos de 0 mg.Kg^{-1} (C0) e 400 mg.Kg^{-1} (C3), para a tiririca e vetiver respectivamente.

Entre as plantas observou-se diferença estatística para os tratamentos C1, C2 e C3, sendo que a espécie *Cyperus rotundus* mostrou-se mais eficiente na remoção de cobre. Para a concentração 0 não houve diferença significativa, podendo ser explicado possivelmente pelas características fisiológicas das plantas, sendo que a *Cyperus rotundus* apresenta em seu

metabolismo um potencial maior de absorção do elemento em estudo. De acordo com Ali et al. (2012), o potencial de fitorremediação de metais pesados é alto em espécies que possibilitam vários cortes da parte aérea sem necessidade de replantio e as plantas em estudo possuem as mesmas características.

A capacidade fitorremediadora da espécie vegetal *Cyperus rotundus* na remoção de chumbo foi estudada por Romeiro et al. (2007). As concentrações de chumbo utilizadas no estudo foram 100, 200 e 400 mmol.L⁻¹. As plantas acumularam a maior parte do chumbo em seu sistema radicular, removendo em média 80% das concentrações.

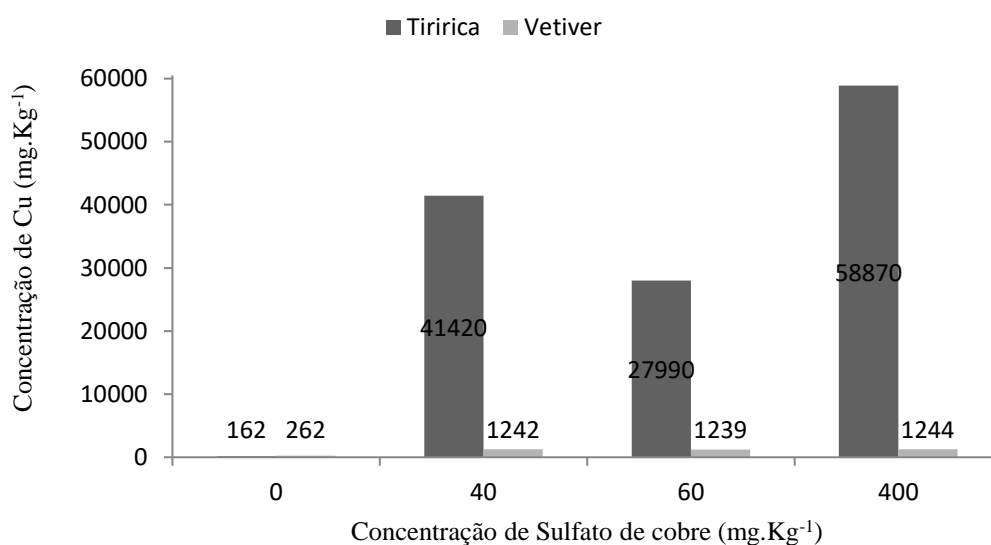
Tabela 5- Análise estatística das plantas fitorremediadoras (Tiririca e Vetiver) em função das diferentes concentrações de cobre.

Planta	Tratamento			
	C0	C1	C2	C3
Vetiver	161,98Aa	1242,33Aa	1239,33Aa	1244,33Aa
Tiririca	261,98Aa	41420,00Ab	27990,00Ab	58870,00Ab

*Valores seguidos da mesma letra maiúscula na horizontal não diferem estatisticamente entre si dentro para as diferentes concentrações de cobre, assim como valores seguidos da mesma letra minúscula na vertical não diferem entre plantas pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: O autor (2019)

Figura 4 Concentração de cobre (MG.Kg⁻¹)



Fonte: O autor (2019).

O período entre o plantio e a coleta das amostras foi de 4 dias, sendo este considerado curto devido ao grande potencial de remoção apresentado pela espécie vegetal *Cyperus rotundus*. A absorção excessiva causou a morte da planta e se fez necessário a remoção da mesma, evitando uma recontaminação por meio da sua decomposição, e recomendado o descarte da mesma em local apropriado, sendo este em aterro sanitário de classe 1, devido às características de periculosidade. Com isso, a espécie torna-se uma excelente opção para tratamento de áreas poluídas com cobre.

Deve-se ressaltar, porém, que a introdução da Tiririca apesar de ter uma eficiência elevada, é necessário a manutenção desses sistemas diariamente e a retirada do material quando da morte das plantas, para evitar a poluição. Andrade et al., (2007) ressalta que a viabilidade econômica da fitorremediação varia, pois, depende da composição de preços no processo, como, por exemplo, os custos com a mão de obra e local de insumos agrícolas e as condições climáticas também podem influenciar nos custos e na eficácia da tecnologia.

A espécie vegetal *Chrysopogon zizanioides* apresentou maior resistência ao contato com o poluente, ficando exposta ao mesmo por 80 dias, no entanto seu potencial de remoção foi inferior aos resultados apresentados pela espécie *Cyperus rotundus*. Segundo Guittinny-Philippe et al., (2015) é necessário selecionar espécies tolerantes que sejam capazes de produzir grande biomassa na parte aérea e desenvolver um sistema radicular saudável, e a planta em questão apresenta tais características fisiológicas, justificando sua permanência e desenvolvimento em exposição ao cobre.

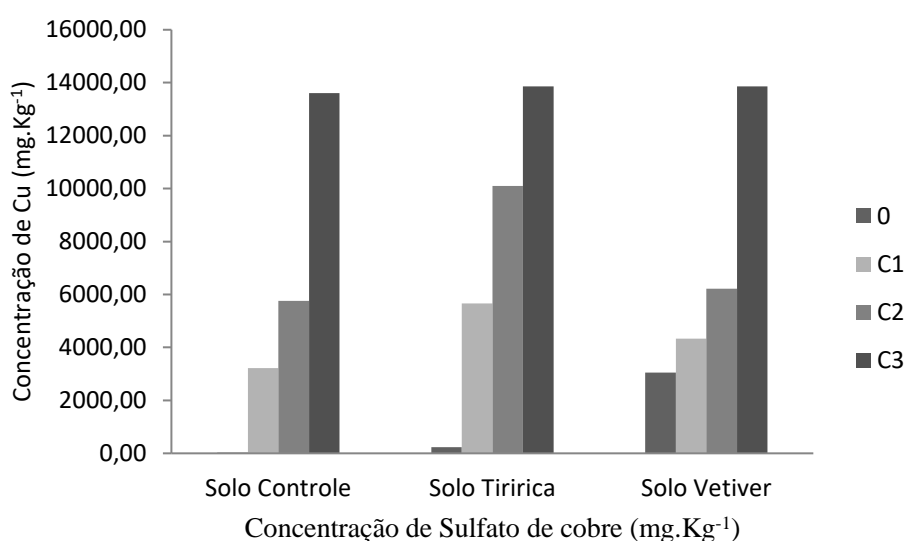
Lima et al. (2009) avaliando a capacidade de *Chrysopogon zizanioides* em desenvolver técnica de fitorremediação de solos contaminados com cádmio e chumbo, utilizou o espectômetro de absorção atômica com chama para as leituras dos metais, os dados foram promissores e apontaram potencial de absorção de chumbo ($17,35 \text{ mg.kg}^{-1}$) e cádmio ($12,65 \text{ mg.kg}^{-1}$), sendo a maior concentração dos elementos foi observada nas partes áreas das plantas (folhas).

Comparando as tecnologias existentes, a fitorremediação comprova que é viável, mesmo havendo custos com monitoramento e práticas agrícolas, uma vez que sua aplicação é “in situ”. O desenvolvimento desta prática é de duas a quatro vezes menores do que os custos para escavação e aterramento do solo contaminado. (SCHNOOR, 2002).

Na Figura 5 são apresentados os resultados do balanço com as concentrações do solo após a remoção de Cobre pelas espécies vegetais (Tiririca e Vetiver) e é possível observar que

as maiores concentrações presentes no solo foram com a remoção da Tiririca que, apesar de ter absorvido as maiores concentrações, muito possivelmente foi devido ao curto período de tempo que a mesma suportou ao experimento.

Figura 5



Fonte: O autor (2019).

4.3 Características dos Solos

Na Tabela 6 são apresentados os testes estatísticos para as diferentes concentrações de cobre no solo ao final do experimento. A análise estatística foi realizada através da comparação das concentrações residuais (C0, C1, C2 e C3) nos 3 tipos de solo (Tiririca (1), Vetiver (2) e Controle (3)).

Observa-se que não houve diferença significativa entre os diferentes tipos de solo, ou seja, as concentrações residuais podem ser consideradas iguais. Houve diferença significativa somente no solo Tiririca em relação aos demais solos (Vetiver e Controle). No solo Tiririca a concentração C2, a quantidade de cobre residual foi maior (10105.90 mg/Kg), o que pode ser entendido como maior retenção de Cu por esse solo. No solo Vetiver concentração C0 verificou-se uma elevada concentração de cobre, que pode ser entendida como uma possível contaminação originada pelo vento que levou grãos de sulfato e cobre até o recipiente C0.

Tabela 6- Análise estatística das concentrações de cobre residuais no solo a final do experimento.

Solos	Solo tiririca	Solo c. Vetiver	Solo controle
Concentração (0)	635.33 Aa	3050.00 Ba	1174.33 Ca
Concentração (1)	5660.00 Aa	4329.00 Ba	3214.00 Ca
Concentração (2)	10105.90 Ab	6213.66 Ba	5754.33 Ca
Concentração (3)	13865.33 Aa	13863.66 Ba	13611.68 Ca

*Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal não diferem estatisticamente entre sí para as diferentes concentrações de cobre, e valores seguidos de letra maiúscula na horizontal diferem em tipos de solo pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: O autor (2019)

Nos dados observa-se que no solo onde não houve intervenção com as plantas a quantidade de cobre residual é menor que a quantidade verificada no solo tratado com *Cyperus rotundus* e *Chrysopogon zizanioides*, porém não foram verificadas diferenças significativas. Em relação às menores concentrações observadas no solo controle, pode-se associar a um maior processo de lixiviação, haja vista a inexistência de espécies vegetais.

Algumas espécies de plantas como *Cyperus rotundus* e *Chrysopogon zizanioides* têm a capacidade de estabilizarem metais pesados na rizosfera (Salt, 1998; Araújo, 2000; Guilherme, 2002), minimizando o potencial de lixiviação pela adsorção do poluente na raiz, pela capacidade de troca catiônica radicular, ou com a absorção e acumulação nas raízes via apoplasto ou precipitação dentro da rizosfera (Guilherme, 2002). Podendo ocorrer também pela estabilização da erosão do solo com a cobertura vegetal e na modificação dos metais em formas menos deletérias (Bennett et al, 2003). Esses fatores determinam que solos sem vegetação estão mais propensos a sofrer lixiviação e explica a diferença de cobre residual encontrado no solo controle (sem planta) e no solo em tratamento com as espécies vegetais.

Corroborando com os resultados de menores concentrações no solo controle (Tabela 6) é apresentado na Tabela a seguir (Tabela 7), características de solos e sua influência no processo de adsorção de íons metálicos.

Tabela 7. Valores médios da análise química das características que afetam o processo de adsorção (pH, CTC, e t) do solo no início e no final do experimento.

Tipo	Concentrações	pH	T (cmolc. dm ⁻³)	t (cmolc. dm ⁻³)
Solo Antes	-	6,13	2,59	1,29
Solo Controle	C0	5,85	4,18	2,46
	C1	5,23	6,85	3,16
	C2	4,99	13,49	4,91
	C3	4,49	31,11	6,9
Solo Tiririca	C0	6,05	5,84	1,74
	C1	5,03	11,27	6,86
	C2	4,88	19,59	5,57
	C3	4,24	46,28	6,02
Solo Vetiver	C0	5,96	4,61	2,64
	C1	5,17	10,55	2,67
	C2	5,08	12,27	2,16
	C3	4,38	38,95	8,41

Legenda: pH em água e CaCl₂ - Relação 1:2,5; H + Al- Extrator: SMP; SB= Soma de Bases Trocáveis CTC;(t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0

Fonte: O autor (2019).

A capacidade de troca catiônica (CTC) é uma medida da distribuição das cargas elétricas disponíveis na superfície das partículas do solo para a retenção de água e cátions dispersos na solução do solo. Os valores de CTC de um solo dependem da classe textural, do tipo de mineral de argila presente e do teor de matéria orgânica (Da Costa, 1999). Latossolos tem predominância de argila, e pH entre 5 e 7, tendem a apresentar CTC elevada (Brady 1989), tais características estão presentes no solo em estudo.

Segundo Nascimento et al (2014) o adsorvente em solução aquosa pode adsorver íons OH⁻ ou H⁺, sendo que a carga superficial das partículas irá depender do pH. Assim, os grupamentos superficiais de cada sítio ativo do adsorvente podem dissociar ou associar prótons da solução, dependendo das propriedades do adsorvente e do pH da solução. No presente estudo, observa-se um pH inferior a 7,0, sendo considerado ácido e, como consequência a superfície dos sítios ativos torna-se positivamente carregada quando se associa com os prótons provenientes da solução (CEROVIC et al., 2007). Sendo ainda que os cátions presentes (K, S, Na, Ca, Mg, Al) concorram com o Cobre, aumentando a disponibilidade do contaminante no solo, fazendo que o mesmo lixivie para as camadas mais profundas, é possível explicar a lixiviação no solo controle justificando maiores concentrações de cobre ultrapassando os valores de qualidade, prevenção e controle no mesmo.

Figura 6 – Identificação da lixiviação de cobre ao final do experimento do tratamento controle (sem espécies vegetais).



Fonte: O autor (2019).

CONCLUSÃO

O resultados apresentados pelas análises feitas, mostraram que as espécies vegetais *Chrysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) e *Cyperus rotundus* (Tiririca) possuem potencial para fitorremediação de solo contaminado por cobre. A espécie vegetal *Cyperus rotundus* (Tiririca), mostrou grande potencial na remoção de cobre, sua permanência em contato com o contaminante foi por um breve período, quatro dias, devido a suscetibilidade da planta ao contaminante. Já a espécie *Chrysopogon zizanioides* (Capim Vetiver) permaneceu em contato com o contaminante por um período maior de tempo, 80 dias, porém os resultados apresentados foram menores, a planta absorveu uma quantidade inferior q a *Cyperus rotundus* (Tiririca). Mas é importante ressaltar que o Capim Vetiver apresenta uma viabilidade maior de implantação, pois o mesmo é mais resistente ao contaminante, o que diminui gastos com os processos de retirada das plantas mortas, o que aconteceria com muita mais frequência com a Tiririca.

Nas análises estatísticas do solo, não houve diferenças significativas. No entanto o solo controle, ou seja, sem tratamento com as plantas observou-se uma quantidade menor de cobre residual, este resultado se dá pela ausência de cobertura vegetal, que facilita o processo de lixiviação do cobre. O solo tratado com as espécies vegetais teve um percentual maior de cobre residual, enfatizando a importância de plantas para minimizar a quantidade de material lixiviado.

Independente da quantidade de cobre absorvido, o desenvolvimento da técnica de fitorremediação na remoção de cobre do solo se mostrou eficaz tanto na absorção feita pelas plantas quanto na redução da quantidade de cobre que poderia ser lixiviado para camadas mais profundas do solo atingindo e contaminando águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2000. v. 1. p. 299-352.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2000. v. 1. p. 299-352.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. (2015). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012**. Brasília: ANA. 264 p.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. *Chemosphere*, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513001914>. Acesso em 12 de fev. de 2019.
- ALLOWAY, B.J. Cadmium. In: ed. Heavy metals in soils. **Glasgow: Blackie and Son**, 1995. p.107- 108.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. 2nd ed. **New York: Blackie Academic & Professional**, 1995. 368p.
- ALMEIDA, D. L. de. et al. **Manual de adubação para o Estado do Rio de**
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F.; Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. **São Paulo: Oficina de textos**, 2007.
- Andreazza R, Okeke BC, Lambais MR, Bortolon L, Melo GWB, Camargo FAO. **Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bacteria**. *Chemosphere* 2010; 81(9): 1149- 1154. PMid:20937516. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.047>.
- ANTONIOLLI, Zaida Inês et al. Metais pesados, agrotóxicos e combustíveis: efeito na população de colêmbolos no solo. **Ciência Rural**, v. 43, n. 6, p. 992-998, 2013.
- ARAÚJO, B.S. **Tolerância e metabolism de compostos xenobióticos por raízes de *Daucuscarotatransformados pela Agrobacteriumrhizogenes***. 2000.84f. (Tese de Mestrado), Universidade Federal do Alagoas, Maceió, 2000.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Copper**. Atlanta: 2004. 314p.

- BAKER, A. J. M.; McGRATH, S. P.; SIDOLI, C. M. D.; REEVES, R. D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. **Resources Conservation and Recycling**, v. 11, n. 1-4, p. 41-49, 1994
- BALINOVA, A. M.; Mondesky, M.; J. Environ. **Sci. Health** 1999, B34, 33.
- BARBIERI, José Carlos. **Gestão ambiental empresarial**. Editora Saraiva, 2017.
- BIANCHI, J.; ESPINDOLA, E. L. G.; MARIN-MORALES, M. A. Genotoxicity and mutagenicity of water samples from the Monjolinho River (Brazil) after receiving untreated effluents. **Ecotoxicology & Environmental Safety**, v. 74, n. 4, p. 826-833, 2011.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.11.006>
- BOSZSZOWSKI, R.B., 2003, Fitorremediação. **Seminário de Qualificação de Doutorado. Programa de Engenharia Civil/ Geotecnia**. PUC/RJ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Brady, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989
- BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2 ed. Revisada. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- BRASIL, **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 001 de 1986. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>
- CARMO, Marcos Lima do et al. Influência do período de cultivo do capim-pé-de-galinha-gigante (*Eleusine caracana*) na fitorremediação de solo contaminado com picloram. **Planta daninha. Londrina. Vol. 26, no. 3 (2008), p. 601-609**, 2008.
- CHANG, A. C.; PAGE, A. L.; WARNEKE, J. E.; GRGUREIV, E. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. **Journal Environmental Quality**, v.13, n.1, p.33- 38, 1994.
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WARNEKE, J.E.; GRGUREVIC, E. Sequential extraction on soil heavy metals following a sludge application. **Journal of Environmental Quality**, v.13, p.33-38, 1987.
- CHEN, X.C.; WANG, Y.P.; LIN, Q.; SHI, J.Y.; WU, W.X. E CHEN, Y.X. (2005) - **Biosorption of copper (II) and zinc (II) from aqueous solution by Pseudomonas putida CZ1. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, 46, 2: 101-107.

Chen, X.C.; Wang, Y.P.; Lin, Q.; Shi, J.Y.; Wu, W.X. e Chen, Y.X. (2005a) - Biosorption of copper (II) and zinc (II) from aqueous solution by **Pseudomonas putida CZ1**. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, 46, 2: 101-107.

CLARO, S.A. **Referenciais tecnológicos para agricultura familiar ecológica: a experiência da Região Centro-Serra do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2001. 250 p.

COLLARES, GILBERTO LOGUÉRCIO et al. Qualidade física do solo na produtividade da cultura do feijoeiro num Argissolo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 11, p. 1663-1674, 2006.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; PAGANINI, W. S.; GUERRINI, I. A. Disponibilidade de metais pesados em latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.3, p.411-419, 2008.

COSTA, M.C.R. DAMILANO, C.R. VASCONCESLOS, A. COSTA. R. C. Diagnóstico ambiental de área industrial contaminada por metais pesados. **Revista Biociências**, v.14, p. 51-61, 2005

CUNHA, Balduino Guedes Fernandes da; DIAS, Mardonio Rique. Comunicações persuasivas e doação regular de sangue: um estudo experimental. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 24, p. 1407-1418, 2008.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, v. 56, p. 55-114, 1996.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, v. 56, p. 55-114, 1996.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R.; **Hidrologia Subterrânea**, 2nd ed., Ediciones Omega: Barcelona, 1996.

DA COSTA, Antonio Carlos Saraiva; TORINO, Cleonice Aparecida; RAK, João Gilberto. Capacidade de troca catiônica dos colóides orgânicos e inorgânicos de latossolos do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 21, p. 491-496, 1999.

DA SILVA, Régia Simony Braz et al. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 2, p. 1-17, 2018.

Dalvan José Reinert. "Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação." *Tópicos em ciência do solo* 5 (2007): 49-134.

DE MARCO, Rudinei et al. Amenizante Orgânico e Eucalyptus grandis para Fitoestabilização de Solo Contaminado com Cobre. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. e00029315, 2017.

DO ATERRO, Idade. 3.4-EFEITOS DO LIXIVIADO NO MEIO AMBIENTE. **REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS POR PRECIPITAÇÃO QUÍMICA COM FORMAÇÃO DE ESTRUVITA**, p. 15, 2010.

DOBSON, A. **Green political thought**. London: Routledge, 1994. 225p.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W.; **Physical and Chemical Hydrogeology**, 2nd ed., John Wiley: New York, 1998.

DUFFUS, J.H. "Heavy metals": A meaningless term? (IUPAC Technical Report). **Pure Appl. Chem.**, Vol. 74, No. 5, p. 793–807, 2002.

FALCIGLIA, P. P.; VAGLIASINDI, F. G. A. Remediation of hydrocarbon polluted soils using 2.45 GHz frequency-heating: influence of operating power and soil texture on soil temperature profiles and contaminant removal kinetics. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 151, p. 66-73, 2015.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**, 2nd ed., CPRM, UFP, LABHID: Fortaleza, 2000.

FERREIRA, D. F. Sistemas de análise estatística para dados balanceados. Lavras, **UFLA/DEX/ SISVAR**, 2006, 145 p.

FERRO, A. M.; SIMS, R. C.; BUGBEE, B. Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil. **J. Environ. Qual.**, v. 23, p. 282, 1994.

FERRO, A. M.; SIMS, R. C.; BUGBEE, B. Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil. **J. Environ. Qual.**, v. 23, p. 272-279, 1994.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'EDLIA, M.; PARIS, M.; **Groundwater Quality Protection: a guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies**, **The World Bank**: Washington, 2002.

FRANCINEUMA, P. A.; FRANCINEUMA P. A.; ALBERÍCIO P. A.; NAPOLEÃO E. M. B.; WALTER E. P. E JOÃO R. F. L. (2005) - Viabilidade econômica de sistemas de preparo do solo e métodos de controle de tiririca em algodoeiro. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, 9, 4: 481-488.

GALLI, F.; TOKESHI, H.; CARVALHO, P. de C.T. de. **Manual de fitopatologia: doenças das plantas e seu controle**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1968. 640 p.

- GOMES, P.C; FONTES, M.P.F.; SILVA, A.G; MENDONÇA, E.S. & NETTO, A.R, 2001, "Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils". **Soil Science Society of American Journal**.v.65, pp. 1115-1121.
- GUILHERME, L. R. G. Poluição do solo e qualidade ambiental. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 27. 1999. Brasília. Anais...Brasília: SBCS, 1999, CD-Rom.
- GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q. & CAMPOS, M.L. Elementos traços em solos, sedimentos e águas. In: V SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS – **Água e Biodiversidade**. Resumos. Belo Horizonte, 18 a 22 de novembro de 2002.
- GUITTONNY-PHILIPPE, A.; PETIT, M.; MASOTTI, V.; MONNIER, Y.; MALLERET, L.; COULOMB, B.; COMBROUX, I.; BAUMBERGER, T.; VIGLIONE, J.; LAFFONT-SCHWOB, I. Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. **Journal of Environmental Management**. v.147, p.108-123, 2015.
- GUPTA, A. K.; AHMAD, I.; AHMAD, M. Genotoxicity of refinery waste assessed by some DNA damage tests. **Ecotoxicology & Environmental Safety**, in press, 2014.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.03.032>
- HIRATA, R. C. A.; **Rev. IG** 1993, 14, 39.
- Hladun RK, Parker RD, Trumble TJ. Cadmium, copper, and lead accumulation and bioconcentration in the vegetative and reproductive organs of *Raphanus sativus*: implications for plant performance and pollination. **Journal of Chemical Ecology** 2015; 41(4): 386-395. PMID:25845355. <http://dx.doi.org/10.1007/s10886-015-0569-7>.
- HOAGLAND DR; ARNON DI. 1950. The waterculture method for growing plants without soil. Berkeley, CA: **Agric. Exp. Stn.**, Univ. of California. (Circ. 347).
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE**. (2016). Censo demográfico. Brasília: IBGE.
- IIRC, Interstate Technology & Regulatory Council. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document. 2001. 123p.
- Janeiro**. 2. ed. Itaguaí: Ed. UFRRJ, 1988. 212 p.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.
- KABATA-PENDIAS, Alina. **Trace elements in soils and plants**. CRC press, 2010.
- KNUTTON S. **Educacion in Chem**. 1986, 48, 135.

- KOSKINEN, W. C.; HARPER, S. S. The retention process: mechanisms. In: Cheng, H. H.; Bailey, G. W.; Green, R. E.; Spencer, W. F. Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling, Madison: **Soil Science Society of America**, 1990. p.51-78.
- LA GREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. Hazardous waste management. Singapore: **McGraw-Hill**, 1994. 1146p.
- LAMEGO, Fabiane Pinto; VIDAL, Ribas Antonio. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição?. **Pesticidas: Revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 17, 2007.
- LEWANDOWSKI, I.; HARDTLEIN, M.; KALTSCMITT, M. Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. **Crop Sciences**, v. 39, p. 184-193, 1999.
- LIMA, D. M. Sorção e deslocamento miscível da antrazina em amostras de latossolos. Lavras: UFLA, 2004. 66p. **Dissertação Mestrado Raij, B. van; Bragantia** 1969, 28, 85.
- LIMA, F, S. et al. **Lead concentration and allocation in vegetable crops grown in a soil contaminated by battery residues**. Hortic. Bras., Brasília, v. 27, n. 3, p. 362-365, Sept. 2009.
- LOURENÇO DE OLIVEIRA, ZORAYDE. **Avaliação do uso da Moringa oleífera Lam para fitorremediação e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2010.
- Mackie KA, Müller T, Kandeler E. Remediation of Cu in vineyards: a mini review. **Environmental Pollution** 2012; 167: 16-26. PMID:22522314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.023>.
- MARTELL, L. Ecology and society. **Polity Press: Oxford**, 1994. 240p.
- MARTINS MT, PELLIZARI VH, PACHECO A, MYAKI DM, ADAMS C, BOSSOLAN NRS, MENDES JMB, HASSUDA S. Qualidade bacteriológica de água subterrânea em cemitério. **Rev. Saúde Pública** 1991;25:47-52
- MCCUTCHEON, S.C. E SCHNOOR, J.L. (2003) - **Phytoremediation: Transformation and control of contaminants**. Hoboken, New Jersey, Wiley-Interscience, 987 p
- MCGRATH, S.P. Phytoextraction For Soil Remediation. In Brooks, R.R. Ed, Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals, CAB International, Wallingford, p. 261, (1998).
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta nº 1**, de 20 de maio de 2008. COPAM/CERH-MG. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências Disponível:<<http://www.mma.gov.br>>.

- MORALES, G. P.; FENZL, N. Environmental impact for ofthe deposit of solid waste of the "Aurá" Belém-PA. In: **INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS**, 31. Anais... 2000.
- NEWMAN, L. A. et al. Phytoremediation of organic contaminants: a review of phytoremediation research at the university of Washington. **J. Soil Contamin.**, v. 7, p. 531-542, 1998.
- NEWMAN, L. A. et al. Phytoremediation of organic contaminants: a review of phytoremediation research at the university of Washington. **J. Soil Contamin.**, v. 7, p. 531-542, 1998.
- OLIVEIRA, E.F.; PAVAN, M.A. & CHAVES, J.C.D. **Respostas das mudas de cafeeiro ao equilíbrio entre cátions trocáveis em solos com cargas variáveis.** Arq. Biol. Tecnol., 37:973- 979, 1994.
- OLIVEIRA, Luiz FC et al. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 7, 2010.
- OLIVEIRA, T.S. Metais pesados como indicadores de materiais de origem de solos. 1996. 128f. **Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.**
- PAGANINI WS. Introdução ao controle da poluição das águas. In: **Controle da poluição do meio, poluição das águas.** São Paulo; 2006.
- PASTRE, W. Controle de tiririca (*Cyperus rotundus* L.) com aplicação de sulfentrazone e flazasulfuron aplicados isoladamente e em mistura na cultura da cana-de-açúcar. 2006. 53f. **Master of Science Thesis (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical).** IAC, Instituto Agrônomo, Campinas, SP, Brazil, 2006.
- PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M. & ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade.** Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76)
- PEREIRA, A. R. Uso do vetiver na estabilização de taludes e encostas. **Boletim técnico.** Ano 01- nº 003, setembro de 2006.
- PERKOVICH, B. S. et al. Enhanced mineralization of [14C] atrazine in K. scopariarhizosferic soil from a pesticidecontaminated site.**Pestic.Sci.**, v. 46, p. 391-396, 1996.
- PERKOVICH, B. S. et al. enhanced mineralization of [14C] atrazine in K. scopariarhizosferic soil from a pesticide contaminatedsite. **Pestic.Sci.**, v. 46, p. 391-396, 1996.

- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; ANDERSON, S. J.; LIMA, J. M. Adsorção e dessorção de cádmio cobre e chumbo por amostras de latossolos pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.2, p.377-384, 2004.
- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; COSTA, E. T. S.; LIMA, J. M.; MARQUES, J. J. G. S. M.; FIGUEIREDO, L. F. P. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.819-826, 2007.
- PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico de pragas e doenças: técnicas alternativas para a produção agropecuária e defesa do meio ambiente**. São Paulo: Nobel, 1988. 137 p.
- PROCHNOW, Tania Renata; ROSSETTI, Juliana. Resíduos sólidos: coleta seletiva e Educação Ambiental na cidade de Esteio–RS, Brasil. 2010.
- QUAGGIO, J.A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 2000. 111p.
- RHEINHEIMER, D.S.; GONÇALVEZ, C.S.; PELLEGRINI, J.B.R. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v.27, n.2, p.85-96, 2003.
- RODRIGUES, Mônica Aparecida; SILVA, Priscila Pereira; GUERRA, Wendell. Cobre. **Química nova na escola**, v. 34, n. 3, p. 161-162, 2012.
- RODRIGUEZ, A. F. Os caminhos da água. *Agroanalysis*.v. 6, p. 18-22, 1998.
- ROMEIRO, S; et al. **Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de Canavalia Ensiformes L. Bragantia**, v.66, n.2, p.327-334, 2007
- ROVERS, H.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Níquel total e solúvel em DTPA em solos do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.7, n.3, p.217-220, 1983.
- SALT, D.E.; SMITH, R.D. & RASKIN, I. Phytoremediation. *Annu.Rev. Plant Physiol. Plant Biol.*, V.49, p.643-668, 1998.
- SARAIVA, M. A. M. Metais Pesados em Amostras de Horizontes Superficiais de Solos como Indicadores Ambientais. Campo Grande, 2007, 110p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) **Departamento de Hidráulica e Transporte, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**.
- SARGENTELLI, V.; MAURO, A. E.; MASSABNI, A. C. Aspectos do metabolismo do cobre no homem. **Química Nova, São Paulo**, v. 19, n. 3, p. 290- 293, 1996.
- SARGENTELLI, V.; *Quim. Nova* 1996, 19, 290

SCHNOOR J. L. **Phytoremediation of Soil and Groundwater** GroundWater Remediation Technologies Analysis Center, (2002).

SCHNOOR, J. L. *Phytoremediation of soil and groundwater: Technology evaluation report* TE-02-01. Iowa: GWRTAC GroundWaterRemediation Technologies Analysis Center, 2002.

SOARES, C.R.F.S.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G. de; MOREIRA, F.M.S. Fitotoxidez de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v.29, p.175- 183, 2005.

SOLOMON, K. R.; BAKER, D. B.; RICHARDS, R. P.; KENNETH, R. D.; KLAINÉ, S. J.; LAPOINT, T. W.; KENDALL, R.J.; WEISSKOPF, C. P.; GIDDINGS, J. M.; GIESY, J. P.; HALL JR, L. W.; WILLIAMS, W. M.; *Environ. Toxicol.Chem.* 1996, 15, 31.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em **APG II**. Nova Odessa: **Instituto Plantarum**, 2005. 640 p.

TILLER, K.G. Heavy metals in soil and their environmental significance. *Advances in Soil Science*, New York, v.9, p.113-142, 1989.

TRUONG, P. LOCH, R. Vetiver System for erosion and sediment control. In. Proc. 13th **Internacional soil conservation organization conference**, Brisbane, Austrália, 2004.

TRUONG, PAUL; VAN, TRAN TAN; PINNERS, ELISE. Sistema de aplicação Vetiver: manual de referência técnica. 2ª Edição: **Rede Internacional de Vetiver**, 2008.

Tundisi, J.G. "Limnologia e gerenciamento integrado de recursos hídricos. Avanços conceituais e metodológicos" *Ciência e Ambiente* 21. 9-20 pp. 2001.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Introduction to Phytoremediation**. Cincinnati: 2000. 72 p.

VALADARES, J.M.A.S. Cobre em solos do Estado de São Paulo: cobre total. *Bragantia*, Campinas, v.34, p.125- 132, 1975.

VALLE, C.E. (1995); "Qualidade Ambiental: Como Ser Competitivo Protegendo o Meio Ambiente: (como se preparar para as Normas ISO 14000)"; São Paulo - **Pioneira Ed.** www.meioambiente.pro.br

VELDKAMP, J.F.A. Revision of *Chrysopogon* Trin. Including *Vetivera* Bory (Poaceae) in Thailand and Malasia with notes on some other species from **Africa and Australia**. *Austrobaileya*, Brisbane v.5, p.503-533, 1999.

VOSE, J. M. et al. Leaf water relations and sapflow in Eastern cottonwood (*Populus deltoides* Bartr.) trees planted for phytoremediation of a groundwater pollutant. **Intern. J. Phytoremediation**, v. 2, p. 53-73, 2000.

VOSE, J. M. et al. Leaf water relations and sapflow in Eastern cottonwood (*Populus deltoides* Bartr.) trees planted for phytoremediation of a groundwater pollutant. **Intern. J. Phytoremediation**, v. 2, p. 53-73, 2000.

WANG, Fei et al. The performance of blended conventional and novel binders in the in-situ stabilisation/solidification of a contaminated site soil. **Journal of hazardous materials**, v. 285, p. 46-52, 2015.

Werle, Rodrigo, Rodrigo Arroyo Garcia, and Ciro Antonio Rosolem. "Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo." **Revista Brasileira de Ciência do Solo** (2008): 2297-2305.

WOOD, W. W.; Guidelines for collection and field analysis of groundwater samples for selected unstable constituents, **United States Geological Survey: Washington**, 1976.