

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MINAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MINERAL

ANDERSON PONTES CHAVES DE LIMA

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DE ESPÉCIES VEGETAIS EM ÁREAS DE
MINERAÇÃO DO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

RECIFE
2018

ANDERSON PONTES CHAVES DE LIMA

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DE ESPÉCIES VEGETAIS EM ÁREAS DE
MINERAÇÃO DO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mineral do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Mineral.

Área de Concentração: Minerais Industriais

Orientadora: Prof. PhD. Kenia Valença Correia

RECIFE
2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

L732p Lima, Anderson Pontes Chaves de.
Potencial fitorremediador de espécies vegetais em áreas de mineração do semiárido pernambucano / Anderson Pontes Chaves de Lima. – 2018.
107 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. PhD. Kenia Valença Correia.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mineral, 2018.
Inclui Referências e Anexo.

1. Engenharia Mineral. 2. Minerais industriais. 3. Gipsita. 4. Polo gesseiro. 5. Sustentabilidade. 6. Caatinga. I. Correia, Kenia Valença. (Orientadora).
II. Título.

UFPE

622.35 CDD (22. ed.) BCTG/2018-170



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MINERAL
PARECER DA COMISSÃO EXAMINADORA
DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE
ANDERSON PONTES CHAVES DE LIMA

TITULO

**“POTENCIAL FITORREMEIADOR DE ESPÉCIES VEGETAIS EM ÁREAS DE
MINERAÇÃO DO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO”**
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Minerais Industriais

A comissão examinadora composta pelos professores abaixo, sob a presidência da **Profa. KÊNIA VALENÇA CORREIA**. Considera o aluno **ANDERSON PONTES CHAVES DE LIMA, Aprovado.**

Recife, 15 de Março de 2018.

Profa. Dra. KÊNIA VALENÇA CORREIA

- Orientadora - (UFPE) -

Prof. Dr. MÁRCIO LUIZ DE SIQUEIRA CAMPOS BARROS

- Examinador Interno - (UFPE)

Profa. Dra. EMILIA CRISTINA PEREIRA DE ARRUDA

- Examinadora Externa - (UFPE)

Dedico este trabalho aos meus pais, José e Roseane, pelo amor, carinho, educação, apoio e inspiração. Todos os meus passos e conquistas eu devo a vocês. Muito Obrigado!

AGRADECIMENTOS

Obrigado Deus pelo dom da vida e a dádiva da esperança. Obrigado por mais essa oportunidade de crescer como pessoa e profissional. Nesses dois anos o Senhor me presenteou grandemente colocando em minha vida pessoas altruístas, dedicadas, diligentes e cordiais, que em muitos momentos me sensibilizaram pelo apoio, incentivo e amizade e, que se tornaram especiais. Sem essas pessoas, seguramente a jornada teria sido mais árdua. Tenho muito a agradecer:

Aos meus pais Roseane e José, que dedicaram a mim e meu irmão a melhor educação, nos preparando para as atribuições da vida e a buscarmos o nosso melhor. Foram alicerces para alcançar mais essa conquista. Obrigado pelo amor e apoio incondicional. Ao meu irmão Alysson e minha cunhada Rosana pela amizade e apoio por todos esses anos. Amo vocês!

À professora Kenia Valença Correia, pela orientação, confiança, por acreditar na minha capacidade em realizar este trabalho e atenção sempre disponível.

Ao professor Fernando Kidemar Dantas de Oliveira pela coorientação neste estudo, amizade, incentivo e conhecimentos repassados durante a vida acadêmica.

Aos professores Márcio Luiz de S. C. Barros e Emília Cristina de Pereira Arruda por comporem a banca, pelas sugestões e contribuições para enriquecer ainda mais este trabalho.

A Keyla, Flávio e família por terem me acolhido e me ajudado durante todo o período de morada no Recife. Que o Senhor continue abençoando essa família linda.

As minhas grandes amigas Milene, Keyla, Vivianne e Élyda, pelos exemplos de vida, carinho, cumplicidade, profissionalismo, a quem dedico sincera admiração. Vocês moram no meu coração!

Aos amigos paraenses, Raulim, Amanda, Hermeson e Suelen por todas as conversas, descontração, compreensão e ajuda.

Aos professores e técnicos administrativos do PPGEMinas pelo aprendizado e eficiência no atendimento.

Aos responsáveis e técnicos dos laboratórios LTM/DEMINAS, LAMSA/DEQ, LPC/DEQ em especial ao Marcelo Gomes, pela ajuda na parte técnica, essencial para a conclusão desse trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

“Definir um objetivo é o ponto de partida de toda a realização.”
(William Clement Stone)

RESUMO

As atividades antrópicas têm impactado fortemente os ambientes naturais, entre tais atividades a mineração apesar de historicamente ser uma das mais importantes para o crescimento econômico, tem sido vinculada a degradação de extensas áreas. Por outro lado, o relevante crescimento do número de poluentes existentes em todo o mundo tem impulsionado o interesse por técnicas remediadoras, muitas delas com foco na qualidade do solo. Entre tais técnicas a fitorremediação possui um lugar de destaque devido à sua eficiência na descontaminação dos solos, sendo vantajosa principalmente por apresentar potencial para tratamento *in situ* e por ser economicamente viável, podendo ser aplicada a uma vasta gama de poluentes, orgânicos e inorgânicos. Esta pesquisa foi realizada em áreas de mineração no município de Araripina, semiárido pernambucano, incorporadas ao Arranjo Produtivo Local (APL) do Polo Gesseiro do Araripe. Foi motivada, em decorrência das condições do cenário local, devido ao impacto sócio-ambiental gerado pela exploração de gipsita e sua calcinação que resultam em elevados índices de emissões de particulados, os quais alteram de forma significativa o ambiente natural e a qualidade de vida dos habitantes dessa região e áreas de influência direta dos empreendimentos mineiros. O presente estudo utilizou dados secundários obtidos em literaturas especializadas bem como dados primários oriundos da pesquisa experimental provenientes da coleta de solo para análises químicas, físicas e físico-químicas e de plantas oriundas do semiárido como potenciais fitorremediadoras de solos, ambos coletados na área em questão. Os resultados demonstraram que as espécies *Nicotiana glauca* e *Prosopis juliflora* apresentaram concentrações significativas, de grande parte dos metais detectados, na parte aérea das mesmas, situação desejável em uma fitoextratora. Já a *Typha domingensis* apresentou acúmulo dos metais pesados ferro, zinco e cobre no sistema radicular, apresentando potencial para ser utilizada em programas de fitoestabilização. Os teores quantificados apontam que a *N. glauca* e a *T. domingensis* possuem potencial hiperacumulativo para o metal ferro. Verificou-se nas amostras de solos que os teores dos elementos químicos presentes em sua composição não se encontram a níveis tóxicos. As amostras apresentaram alta saturação de bases e possuem média a alta fertilidade natural. Através das análises físicas e físico-químicas, pôde-se verificar que as mesmas apresentaram boa disponibilidade de macro e micronutrientes e consequentemente significativa absorção desses elementos pelas espécies. Quanto às concentrações de enxofre nos solos e plantas não se encontram a níveis tóxicos nas amostras coletadas. As espécies vegetais estudadas foram eficientes em absorver e concentrar quantidades significativas de metais em seus compartimentos, mostrando grande potencial para a remediação de áreas contaminadas por metais pesados.

Palavras-chave: Minerais industriais. Gipsita. Polo gesseiro. Sustentabilidade. Caatinga.

ABSTRACT

Human activities have impacted the natural environments, among such activities mining, despite historically being one of the most important for economic growth, has been linked to degradation of extensive areas. On the other hand, the relevant increase in the number of pollutants existing in the world has driven interest in remediation techniques, many of them focusing on soil quality. Among these techniques the phytoremediation has a prominent place because of its efficiency in soil decontamination, being advantageous primarily by presenting potential for in situ treatment and for being economically viable, and may be applied to a wide range of organic and inorganic pollutants. This research was conducted in mining areas in the city of Araripina, Pernambuco, incorporated into the Local Productive Arrangement (APL) of the Gypsum Pole of Araripe. It was motivated, due to the conditions of the local scenery, by the socio-environmental impact generated by the exploitation and calcination of gypsum that results in high levels of particulate emissions, which significantly change the environment natural, and the quality of life of the inhabitants of that region and areas of direct influence of the mining enterprises. The present study used secondary data obtained from specialized literature, as well as primary data from experimental research, from the collection of soil for chemical, physical and physical-chemical analysis, and plants from semi-arid that have potential to use in phytoremediation of soils, both collected in the area in focus. The results showed that the species *Nicotiana glauca* and *Prosopis juliflora* had significant concentrations of majority of the detected metals in the aerial parts, a desirable situation in a plant used in phytoremediation. On the other hand *Typha domingensis* presented accumulation of heavy metals iron, zinc and copper in the root system, presenting potential to be used in phytostabilization programs. The quantified contents indicate that *N. glauca* and *T. domingensis* have a hyperaccumulative potential for the iron metal. It was verified in the soil samples that the contents of the chemical elements present in its composition are not at toxic levels. The samples had a high base saturation and medium to high natural fertility. Through the physical and chemical-physical analyzes, it was verified that the samples presented good availability of macro and micronutrients and, consequently, significant absorption of these elements by the plant species. Sulfur concentrations in soils and plants are not at toxic levels in the collected samples. The studied plant species were efficient in absorbing and concentrating significant amounts of metals in their compartments, showing great potential for the remediation of areas contaminated by heavy metals.

Keywords: Industrial minerals. Gypsum. Gypsum pole. Sustainability. Caatinga.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Total de minas operantes e suas produções	19
Figura 2 – Abordagem convencional x Abordagem consciente	21
Figura 3 – Cocadinha: gipsita estratificada	23
Figura 4 – Fluxograma de algumas aplicações da gipsita <i>in natura</i> e calcinada	24
Figura 5 – Corte da vegetação para produção de lenha no semiárido pernambucano	26
Figura 6 – Impactos da mineração de gipsita: pilhas de resíduos de gipsita dispostos em cava de mineração (a); dispersão de poeira (b); poeira depositada sobre a vegetação (c).....	28
Figura 7 – Macro e micronutrientes essenciais à nutrição das plantas	31
Figura 8 – Esquema das várias tecnologias de fitorremediação	40
Figura 9 – Presença acentuada de <i>Prosopis juliflora</i> em pilhas de estéreis em área de mineração	46
Figura 10 – Presença da <i>Nicotiana glauca</i> em taludes em áreas de mineração no semiárido	48
Figura 11 – Presença expressiva de <i>Typha domingensis</i> em cava de mineração de gipsita no semiárido	49
Figura 12 – Localização da área de estudo	51
Figura 13 – Geologia Regional da área de estudo	52
Figura 14 – Climatologia da área de estudo	55
Figura 15 – Mapa dos solos de Araripina	59
Figura 16 – Localização dos pontos de coleta	60
Figura 17 – Espécies coletadas: <i>Typha domingensis</i> (a); <i>Nicotiana glauca</i> (b); <i>Prosopis juliflora</i> (c).....	61
Figura 18 – Coleta de solos: <i>Typha domingensis</i> , solo preto-amarronzado (a); <i>Nicotiana glauca</i> , solo avermelhado (b); <i>Prosopis juliflora</i> , solo acinzentado (c).....	62
Figura 19 – Análise granulométrica dos solos: 1º Ponto (areia média); 2º e 3º Pontos (areia fina).....	66
Figura 20 – Densidade real das amostras de solos	67
Figura 21 – Valores de pH das amostras de solos	70
Figura 22 – Disponibilidade de nutrientes em função do pH e localização do pH das três amostras de solos	71
Figura 23 – <i>Nicotiana glauca</i> sem sintomas visuais típicos de toxidez.....	83
Figura 24 – Sintomas típicos de toxidez na <i>Typha domingensis</i> : manchas de cor amarelo/amarronzadas e lesões necróticas nos bordos e pontas das folhas	84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Propriedades físicas da gipsita	22
Quadro 2 – Movimentação de minerais que compõem a nutrição da planta	31
Quadro 3 – Função dos nutrientes nas plantas	32
Quadro 4 – Principais potencialidades da fitorremediação	41
Quadro 5 – Principais limitações em programas de fitorremediação	42
Quadro 6 – Indicações para seleção de espécies vegetais para programas de fitorremediação	44
Quadro 7 – Espécies vegetais nativas da Caatinga	54
Quadro 8 – Classes de solos encontrados no município de Araripina	56
Quadro 9 – Análise de fertilidade dos solos	73
Quadro 10 – Teores de macronutrientes determinados através de métodos analíticos da biomassa seca dos vegetais	78
Quadro 11 – Teores de micronutrientes determinados através de métodos analíticos da biomassa seca dos vegetais	81
Quadro 12 – Índice de translocação das espécies <i>Nicotiana glauca</i> , <i>Prosopis juliflora</i> e <i>Typha domingensis</i>	85
Quadro 13 – Coeficiente de fitoextração das espécies <i>Nicotiana glauca</i> , <i>Prosopis juliflora</i> e <i>Typha domingensis</i>	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Comparação de custos da fitorremediação em relação a outras tecnologias	42
Tabela 2 – Georreferenciamento dos pontos de coleta	60
Tabela 3 – Resultados da condutividade elétrica e porcentagem de sódio total dos solos	68
Tabela 4 – Classificação dos solos afetados por sais	69

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	JUSTIFICATIVA	16
1.2	OBJETIVOS	17
1.2.1	Objetivo Geral	17
1.2.2	Objetivos Específicos.....	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	MINERAÇÃO E MEIO AMBIENTE.....	18
2.2	GIPSITA.....	21
2.3	IMPACTOS AMBIENTAIS NO PÓLO GESSEIRO DO ARARIPE	25
2.4	MINERAÇÃO DE GIPSITA COMO POTENCIAL FONTE DE POLUIÇÃO SULFÁTICA	27
2.5	ACÚMULO DE BIOMASSA	29
2.5.1	Extração e exportação de nutrientes.....	30
2.6	FITORREMEDIAÇÃO: PLANTAS COMO AGENTE DE DESPOLUIÇÃO.....	34
2.6.1	Fitoextração.....	35
2.6.2	Fitodegradação ou fitotransformação	36
2.6.3	Fitovolatilização	37
2.6.4	Fitoestimulação	38
2.6.5	Fitoestabilização	39
2.7	POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES DA FITORREMEDIAÇÃO.....	40
2.7.1	Potencialidades	40
2.7.2	Limitações	42
2.8	SELEÇÃO DE ESPÉCIES FITORREMEDIADORAS	43
2.9	ESPÉCIES ESTUDADAS	45
2.9.1	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC.....	45
2.9.2	<i>Nicotiana glauca</i> Graham.	47
2.9.3	<i>Typha domingensis</i> Pers.....	48
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	51
3.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	51
3.2	GEOLOGIA	52
3.3	VEGETAÇÃO.....	53
3.4	CLIMA	55

3.5	SOLOS	56
4	METODOLOGIA.....	60
4.1	LEVANTAMENTO DE DADOS SECUNDÁRIOS	61
4.2	LEVANTAMENTO DE DADOS PRIMÁRIOS	61
4.2.1	Coleta das amostras vegetais <i>in situ</i>.....	61
4.2.2	Tratamento das amostras vegetais pós-coleta.....	62
4.2.3	Coleta das amostras de solos <i>in situ</i>	62
4.2.4	Tratamento das amostras de solos pós-coleta	63
4.2.5	Análises físicas	63
4.2.5.1	Densidade real dos solos	63
4.2.5.2	Análise granulométrica dos solos	64
4.2.6	Análises físico-químicas	64
4.2.6.1	Determinação da condutividade elétrica (CE) e potencial hidrogeniônico (pH).....	64
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1	ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DOS SOLOS	66
5.2	DENSIDADE REAL DOS SOLOS	67
5.3	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E PORCENTAGEM DE SÓDIO TOTAL DOS SOLOS	68
5.4	AMOSTRAS DE SOLOS E RESPECTIVOS pHs	70
5.5	ANÁLISES QUÍMICAS DOS SOLOS	72
5.6	ANÁLISES QUÍMICAS DOS VEGETAIS	78
5.6.1	Macronutrientes	78
5.6.2	Micronutrientes	80
5.7	ÍNDICE DE TRANSLOCAÇÃO.....	85
5.8	COEFICIENTE DE FITOEXTRAÇÃO	86
6	CONCLUSÃO.....	89
	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	89
	REFERÊNCIAS	90
	ANEXO A – Valores gerais de referência para interpretação da análise de solos ...	107

1 INTRODUÇÃO

A mineração é uma importante atividade econômica que gera divisas às localidades onde a indústria extrativa esteja presente e potencializa a geração de empregos e o desenvolvimento de comunidades, porém, seus impactos ambientais são de grandes proporções, inegáveis e, não raro, deletérios (SOUZA, 2013).

No Brasil temos como exemplo a atividade de mineração de gipsita na região nordeste, que se estima ser a maior reserva do país do ponto de vista econômico e por muitos considerada a de melhor qualidade do mundo, com a pureza do minério variando entre 88% e 98% (BALTAR et al., 2003; ARAÚJO, 2004). As reservas localizadas na Microrregião de Araripina, no extremo oeste do estado de Pernambuco, fazem parte do Arranjo Produtivo Local (APL) do gesso, no qual está inserido dentre outros o município de Araripina, que até cinco décadas atrás apresentava uma paisagem de morfologia agrária, tipicamente agropastoril (MELO, 1988).

A gipsita, mineral abundante na natureza, é um sulfato de cálcio di-hidratado cuja fórmula química é $(\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O})$, que geralmente ocorre associado a anidrita, sulfato de cálcio anidro (CaSO_4). Esses minerais são encontrados em depósitos evaporíticos originados de antigos oceanos. A formação geológica desses depósitos é explicada pela ocorrência de precipitação, seguida de evaporação e, conseqüente, concentração dos sais (JORGENSEN, 1994).

Enquanto a anidrita tem pouca expressão econômica (KEBEL, 1994), a gipsita apresenta uma grande diversidade de opções de aproveitamento industrial, podendo ser utilizada na forma natural ou calcinada. A forma natural da gipsita é amplamente utilizada na fabricação de cimento portland e na agricultura. Na indústria cimenteira o seu uso tornou-se imprescindível, visto que a produção do cimento portland requer a adição desse bem mineral ao clínquer durante a moagem, na proporção de 2 a 5%, para retardar o tempo de pega (BALTAR et al., 2003).

Por outro lado, a contaminação de solos por elementos inorgânicos devido às atividades exercidas pelo homem, como a mineração, é um passivo ambiental que merece atenção. No caso da mineração de gipsita, não poderia ser diferente, haja vista que a poluição atmosférica produzida por sua exploração e calcinação, promove a emissão de material particulado de composição sulfática, o que em determinadas concentrações, pode exercer efeitos incalculáveis em diversas formas de vida, causando frequentemente, de modo irreversível, contaminação e poluição dos ecossistemas.

Essas poeiras ricas em enxofre e cálcio com a ação do vento são depositadas em solos e lâminas d'água da região. Segundo Borkert et al. (1994), apesar de o enxofre ser um elemento básico necessário em maior volume para solos e plantas, sua presença em grandes quantidades pode promover a poluição dos ecossistemas. A toxicidade de enxofre tem sido observada em algumas espécies vegetais localizadas próximas de áreas com muitas indústrias, nas quais apresentam altos níveis de dióxido de enxofre (SO_2) na atmosfera. Desta forma, a planta acumula enxofre na porção foliar, que tem como entrada os estômatos, ocasionando alterações em sua movimentação, inibição de várias etapas da fotossíntese e da atividade de diversas enzimas e até a morte.

Neste contexto, o autor Fellenberg (1997) relata a ação da poeira sobre as plantas, na medida em que o pó é depositado sobre as folhas. Segundo ele, a poeira contendo óxido de cálcio (CaO), proveniente das indústrias de calcários forma uma cobertura de ação fortemente alcalina (foram medidos valores de pH de 8 a 12) sobre a vegetação. Isso faz com que as plantas percam água, prejudicando o citoplasma das células do vegetal.

Também, além da problemática dos impactos gerados pela poeira, sobretudo, a poluição do ar por materiais particulados em suspensão, a região semiárida sofre com os efeitos da retirada da vegetação para obtenção de lenha, principal fonte energética no processo de calcinação da gipsita. Com isso, o solo vai perdendo progressivamente a matéria orgânica e instala-se, na paisagem, um acentuado processo de erosão, com porções da Caatinga com indícios de devastação crescente.

Diante dos impactos causados pela exploração da gipsita e de sua cadeia produtiva, a fitorremediação mostra-se como uma técnica promissora, visto que ela, além de combater a dispersão dos poluentes, promove a reabilitação das áreas impactadas pelo empreendimento mineiro. Dentre as várias tecnologias utilizadas para a remediação de ambientes contaminados, o uso de plantas destina-se à redução dos teores de contaminantes a níveis seguros e compatíveis com a proteção à saúde humana, ou a impedir/dificultar a disseminação destas substâncias nocivas ao ambiente (ANDRADE; TAVARES e MAHLER, 2007), podendo ser utilizada para remediação de meio aquático, ar ou solo, com variantes que dependem dos objetivos a serem atingidos. As plantas podem remediar solos contaminados por diversos compostos orgânicos e inorgânicos através de diferentes mecanismos.

Dentre esses mecanismos, a fitorremediação pode ser classificada dependendo da técnica a ser empregada, da natureza química ou da propriedade do poluente. Assim, no campo da fitorremediação destacam-se as técnicas de fitoextração, fitodegradação ou

fitotransformação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização (OLIVEIRA et al., 2007).

De acordo com Garbisu e Alkorta (2001) e Hossain et al. (2012), a resistência das plantas aos metais pesados ocorre por um mecanismo que inclui a imobilização dos íons metálicos nas raízes e na parede celular. A tolerância, por sua vez, está baseada no sequestro dos íons metálicos nos vacúolos, ligações com ligantes apropriados, como ácidos orgânicos, proteínas e peptídeos, e na presença de enzimas. Esses mecanismos podem ocorrer individualmente ou simultaneamente, conferindo maior tolerância ao estresse causado pela presença de metais pesados. Todavia, o excesso desses metais pode promover a toxidez em plantas, tais sintomas manifestam-se como inibição do crescimento, clorose nas folhas, murchamento das folhas, colorações variadas dependendo do contaminante, aparecimento de lesões necróticas e injúrias nas raízes (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001; BERGMANN, 1992).

Portanto, por conta da resistência de plantas a diversos ambientes e situações de estresse, bem como sua tolerância, absorção e acumulação de metais pesados em seus compartimentos, pode-se inferir que tais espécies têm potencial de atuar na remediação de áreas degradadas pela mineração, embora na literatura não constem estudos detalhados sobre a questão.

1.1 JUSTIFICATIVA

Esta pesquisa foi motivada pelo alto grau de impacto ambiental que a mineração promove e apresenta em diversas escalas: desde problemas locais específicos até alterações biológicas de grandes proporções.

Dentre esses problemas, as poeiras geradas pela extração e calcinação da gipsita, no Polo Gesseiro do Araripe, são depositadas em sua maioria nos solos e laminas d'água da região, pela ação do vento, promovendo um acréscimo de substâncias que em certas proporções podem causar distúrbio ecológico. Diante dessa problemática, estudos na literatura mostraram-se incipientes, no que diz respeito aos principais efeitos em relação à contaminação do solo, e conseqüentemente a absorção desses elementos de composição sulfática na estrutura das plantas expostas à poluição ambiental oriunda desses particulados.

A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas como o agente de descontaminação do solo, água e ar. O uso de sistemas baseados em plantas para a remediação de solos contaminados transformou-se em uma intensa área de estudo. É viável, pois se

comparada com outras técnicas de remoção de contaminantes é menos invasiva e de baixo custo econômico, possuindo muitas vantagens e diversas aplicações para diversos contaminantes, sendo vantajosa principalmente por apresentar potencial para tratamento *in situ*, visto que, essas espécies já podem ser estabelecidas para recuperação das áreas degradadas.

Entre os biomas brasileiros, a Caatinga é o único que apresenta distribuição geográfica restrita ao território nacional, porém sempre foi visto como local pouco importante, sem prioridade e sem necessidade de conservação, e a contribuição da sua biota à biodiversidade extremamente alta do Brasil tem sido subestimada.

Portanto, conhecer os problemas causados pela exploração da gipsita e sua calcinação para a minimização de seus efeitos, é de grande necessidade para garantir a preservação dos ambientes naturais da região semiárida. Diante disso, se torna essencial a pesquisa local de espécies vegetais que possam vir a contribuir para a recuperação desses ambientes degradados.

Com isso, faz-se necessário encontrar alternativas que mitiguem a evolução desta poluição, que afeta, além do meio ambiente também a saúde da população.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial fitorremediador de espécies vegetais em áreas de extração mineral de gipsita no Município de Araripina – PE.

1.2.2 Objetivos Específicos

- a) avaliar o potencial fitoextrator, fitoestabilizador e hiperacumulativo das espécies *Nicotiana glauca*, *Prosopis juliflora* e *Typha domingensis* em relação aos metais cobre, ferro, manganês e zinco;
- b) verificar *in loco* possíveis alterações morfológicas externas das espécies vegetais submetidas a situações de estresse decorrentes de atividade minerária;
- c) realizar análise quali-quantitativa dos macro e micronutrientes presentes no solo;
- d) investigar a disponibilidade e mobilidade dos nutrientes do solo para as plantas.
- e) investigar as concentrações de enxofre nas espécies vegetais e nos solos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 MINERAÇÃO E MEIO AMBIENTE

A mineração é um dos setores básicos da economia do país, contribuindo de forma decisiva para o progresso, bem estar e melhoria da qualidade de vida das presentes e futuras gerações, sendo fundamental para o desenvolvimento da sociedade (FARIAS, 2002). De acordo com o IBRAM (2012) o Brasil detém um dos maiores acervos minerais do mundo e é um importante produtor e exportador de minérios de excelente qualidade. Essa é a razão pela qual a mineração é uma das forças da economia brasileira, com participação de destaque no Produto Interno Bruto (PIB) do país.

Farias (2002) e Vale (2017) descrevem que a História do Brasil tem intensa relação com a busca e o aproveitamento dos seus recursos minerais, que sempre contribuíram com importantes insumos para a economia nacional. Na colonização, a extração de minérios foi responsável por parte da ocupação do território nacional e, principalmente, pela estabilidade econômica e geração de riquezas. Em linhas gerais, a mineração atrai muitos investimentos e tem bom retorno financeiro. E esse potencial do setor já era visível desde o período do Brasil colônia.

De acordo com IBRAM (2012), a indústria da mineração é uma das responsáveis pelo saldo positivo da balança comercial brasileira e as perspectivas otimistas para esta atividade econômica para as próximas décadas são graças a fatores como as profundas mudanças socioeconômicas e de infraestrutura que o país tem vivenciado. Além disso, esse crescimento é impulsionado pelo processo de urbanização em países emergentes com grandes áreas territoriais e de grande densidade populacional. Muito embora, a atividade mineral tenha sofrido redução em suas expectativas em razão da crise internacional que teve sua repercussão no Brasil nos anos de 2013 a 2016, sinalizando em 2017 uma discreta recuperação.

O Ministério de Minas e Energia (2017) informa que o setor mineral brasileiro arrecadou US\$ 11,5 bilhões ao longo do primeiro semestre do ano de 2017. As exportações com mineração e indústria da transformação mineral arrecadaram US\$ 22,6 bilhões, enquanto que as importações foram de US\$ 11,1 bilhões. Com isso, o setor representou 21% de todas as vendas do país no mercado externo. Com relação ao mesmo período de 2016, o crescimento foi da ordem de 64%. O percentual foi influenciado pela recuperação dos preços das principais commodities da mineração, especialmente o minério de ferro, que registrou também aumento do volume exportado.

Os recursos minerais de acordo com IBRAM (2015) são expressivos e abrangem uma produção de 72 substâncias minerais, das quais 23 são metálicas, 45 não metálicas e 4 energéticas. São 1.820 lavras garimpeiras; 830 complexos de água mineral; e 13.250 licenciamentos. A Figura 1 ilustra em sua totalidade empresas operantes no setor da mineração e a importância de cada uma delas na produção das substâncias minerais citadas anteriormente.

Figura 1 – Total de minas operantes e suas produções



Fonte: IBRAM (2015)

Ao mesmo tempo em que contribui para o desenvolvimento econômico, a indústria extrativa mineral está entre as atividades antrópicas que mais causam impactos socioeconômicos e ambientais negativos, afetando, portanto, o território onde se realiza a mineração. Dias Júnior et al. (1998) reforçam que as atividades decorrentes da agricultura, indústria metalúrgica e mineração são responsáveis pela poluição de extensas áreas de solo no mundo, mas seus efeitos são pouco conhecidos nas condições brasileiras.

No entendimento de Araújo et al. (2014), os efeitos negativos da extração mineral estão associados às diversas fases de exploração dos bens minerais, que vão desde a lavra até o beneficiamento, podendo estender-se após o encerramento das atividades. Ressalta-se ainda, que a mineração altera de forma considerável o meio físico, provocando desmatamentos, erosão, podendo promover contaminação dos corpos hídricos, aumento da dispersão de

poluentes, grande impacto visual paisagístico, além de comprometer a fauna e a flora. Afeta, também, a qualidade de vida das populações estabelecidas em seu entorno.

Não se pode deixar de ressaltar, ainda, os grandes passivos ambientais provenientes das atividades de mineração, cujo número exato em todo o país é desconhecido, mas certamente ultrapassa as dezenas de milhares de minas e garimpos, inativos e abandonados (PAIVA, 2006). Tem-se como exemplo, a exploração de carvão na Bacia Carbonífera Sulcatarinense, que deixou sérios passivos ambientais, não resolvidos. Apenas na Bacia, estima-se que existam, aproximadamente, mil bocas de minas antigas abandonadas, sendo ainda hoje fontes significativas de poluição. (AMARAL, KREBS e PAZZETTO, 2008).

Outro episódio que provocou danos significativos ao meio ambiente e que teve repercussão internacional foi o rompimento da barragem de rejeito da mineradora Samarco, em Mariana (MG) no dia 5 de novembro de 2015. Considerado o maior desastre socioambiental do país no setor da mineração, com o lançamento de 34 milhões de metros cúbicos de rejeitos no meio ambiente. O desastre causou a destruição de 1.469 hectares, incluindo Áreas de Preservação Permanente (APPs) (IBAMA e MMA, 2016). E mais recentemente a empresa de mineração norueguesa Hydro Alunorte admitiu o uso de tubulação clandestina para lançar rejeitos no rio Muripi, localizado no município de Barcarena, no Pará. O laudo realizado pelo Instituto Evandro Chagas aponta que tais efluentes não são tratados.

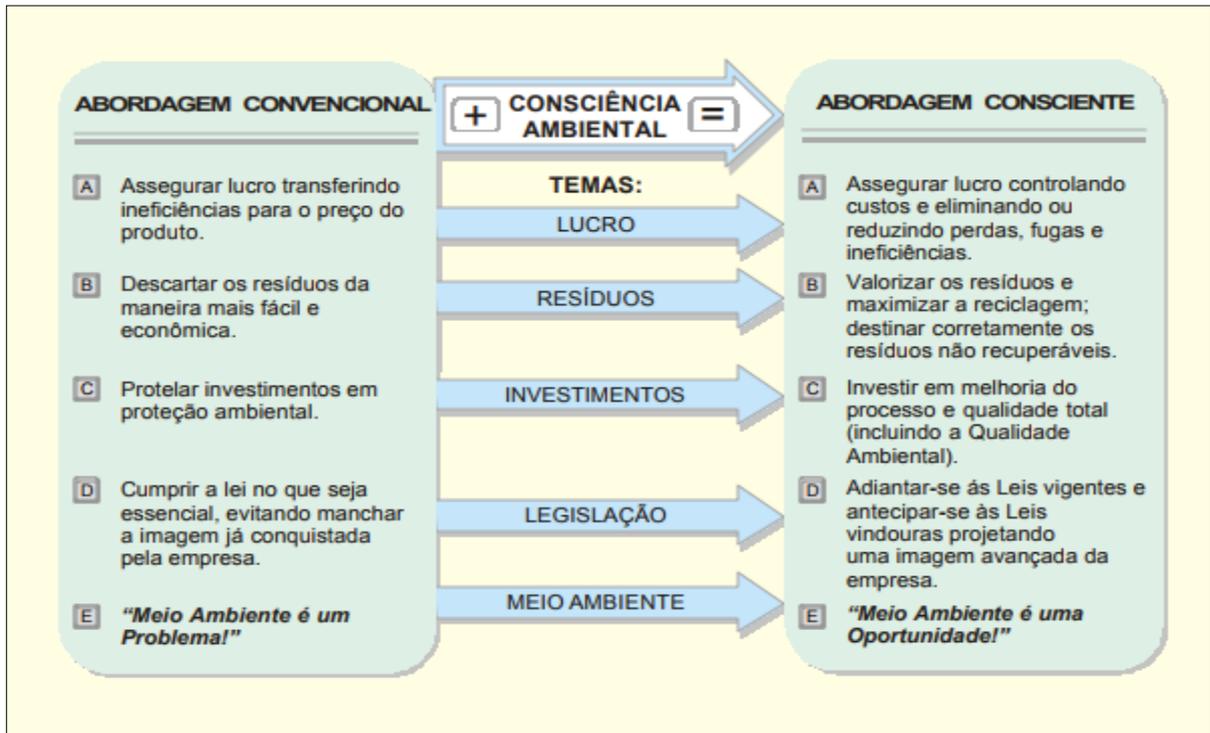
De acordo com Nunes (2002), vale destacar a ineficiência que o Estado tem apresentado na fiscalização das normas ambientais relacionadas à mineração, sobretudo no que diz respeito à recuperação do ambiente degradado. A mineração é em sua essência uma atividade que degrada o meio ambiente e, é pouco provável que se tenha a recuperação total desses ambientes, porém somos totalmente dependentes dos bens minerais, isso faz com que a mineração se torne um mal necessário. Portanto, cabe aos órgãos de fiscalização e afins, tomarem medidas que assegurem a reabilitação das áreas degradadas.

Por outro lado, na concepção de Moreira (2002), apesar dos transtornos, a mineração não pode ser vista como uma fonte única de problemas, mas sim como uma atividade que vem sendo acurada, onde os seus impactos podem ser controlados pela adoção de medidas preventivas e corretivas.

Para a garantia de maior eficiência ecológica no trato de suas atividades, as empresas de mineração brasileiras vêm buscando melhorias quanto ao aprimoramento operacional, maior avanço tecnológico, transparência dos fatores sociais envolvidos, bem como ações coordenadas em diferentes níveis de governo. Procedimentos que estão sendo tomados por muitas empresas para uma Gestão Ambiental de sucesso, têm promovido profundas alterações

em suas prioridades empresariais estratégicas (MOREIRA, 2002). A Figura 2 ilustra essas mudanças motivadas pela conscientização ambiental.

Figura 2 – Abordagem convencional x Abordagem consciente



Fonte: Moreira (2002)

Diante do exposto, Araújo et al. (2014) destacam que os maiores desafios da mineração estão relacionados à dimensão ecológica, tendo em vista que um dos pressupostos mais básicos para o desenvolvimento sustentável é a integridade dos ecossistemas, sem a qual não é possível garantir qualidade e saúde ao meio ambiente e às populações.

2.2 GIPSITA

Apresenta um vasto e diversificado campo de utilizações atrelado a uma característica intrínseca da mesma, que consiste na capacidade de desidratação e rehidratação. Durante o processo de calcinação (em torno de 160 °C), a gipsita perde 3/4 da água de cristalização, convertendo-se a um sulfato hemidratado de cálcio conhecido comercialmente como gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$) que, quando misturado com água, pode ser moldado e trabalhado antes de endurecer, adquirindo a consistência mecânica da forma estável (BALTAR et al., 2005).

Ressalta-se ainda que a gipsita é encontrada, normalmente, em granulação fina a média, estratificada ou maciça, constituindo as denominadas rochas gipsíferas. Destas fazem parte também diversos minerais, sempre em quantidades subordinadas, entre os quais se incluem anidrita, com concentrações variando de 4 a 7% mas podendo, por vezes, chegar até 14%, calcita, dolomita, halita, enxofre, quartzo e argilas. Na realidade são esses minerais que constituem o que se costuma designar de minério de gipsita, sempre que os teores de anidrito sulfúrico (SO_3) ou de gipsita presentes satisfazem às exigências do mercado consumidor (MENOR, 1995; DNPM, 2001).

De acordo com DNPM (2001), pode ser observado com certa frequência a utilização dos termos “gipsita”, “gipso” e “gesso”, como sinônimos. Todavia, a denominação gipsita é reconhecidamente a mais adequada ao mineral em estado natural, enquanto gesso é o termo mais apropriado para designar o produto calcinado.

A composição química (ou estequiométrica) teórica da gipsita apresenta 32,5% de CaO , 46,6% de SO_3 e 20,9% de H_2O . As principais características físicas do mineral estão descritas no Quadro 1.

Quadro 1 – Propriedades físicas da gipsita

Propriedade física	Característica
Cor	Variável, podendo ser incolor, branca, cinza, amarronzada, a depender das impurezas presentes
Brilho	Vítreo, nacarado ou sedoso
Dureza (Escala de Mohs)	2
Densidade	2,3
Índice de refração	1,53
Hábito	Prismático
Clivagem	Em quatro direções
Morfologia e tamanho dos cristais	Varia de acordo com as condições e ambientes de formação

Fonte: Adaptado de Dana (1976)

De acordo com Baltar et al. (2005), as variedades mineralógicas de gipsita são conhecidas na região como: cocadinha (Figura 3), rapadura, estrelinha, Johnson, selenita, além da anidrita. Há ainda um material que ocorre formando uma mistura de alabastro e

argila, conhecido na região como boró, não raro como capeamento nas jazidas e minas. A utilização de cada uma dessas variedades depende da aplicação industrial a que se destina.

Figura 3 – Cocadinha: gipsita estratificada



Fonte: Oliveira et al. (2012)

A gipsita tanto na forma natural quanto calcinada (gesso) apresenta uma gama de aplicações em uma série de atividades industriais. Numa reflexão histórica, verifica-se que o uso da gipsita *in natura*, remonta a civilizações antigas, como a Egípcia (3.000 a.C.) e a Romana. O gesso, inicialmente usado em obras de arte e decoração, é um dos mais antigos materiais utilizados pelo homem, conforme atestam importantes descobertas arqueológicas. A partir do século XVIII, na Europa, o uso do gesso na construção civil popularizou-se, passando a ser utilizado também como corretivo de solos. Mais recentemente, com o desenvolvimento da indústria cimenteira, o uso da gipsita tornou-se imprescindível, visto que o fabrico do cimento portland requer a adição deste bem mineral ao *clínquer*, para retardar o tempo de pega (BALTAR et al., 2005; PERES et al., 2001; DOMÍNGUEZ e SANTOS, 2001; DNPM, 2001)

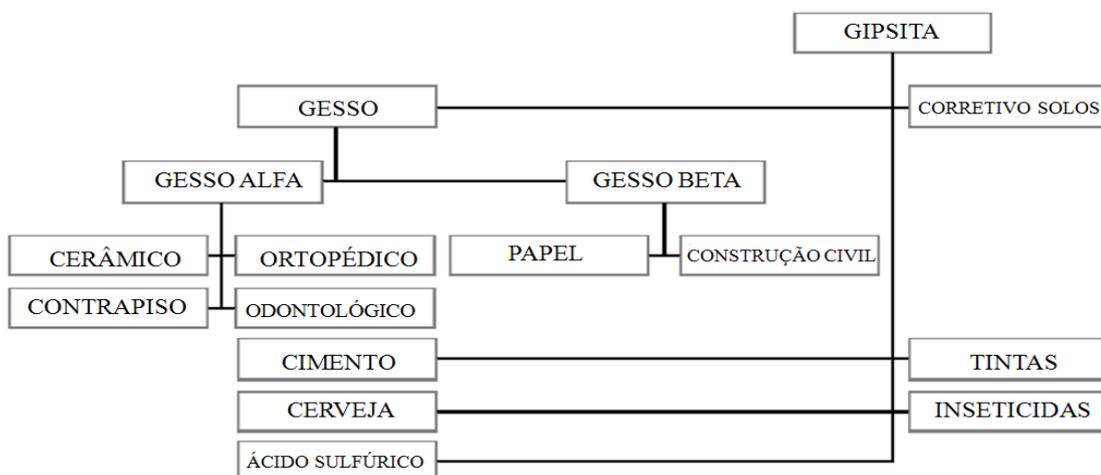
Além da importância para a indústria cimenteira, a gipsita *in natura* é comumente utilizada na agricultura como fonte de cálcio e fertilizante em culturas como amendoim, legumes, batatas e algodão, como corretivo/condicionador de solos, aumentando a permeabilidade, a aeração, a drenagem, a penetração e retenção da água e na indústria na fabricação de tintas, pólvora, acabamento de tecidos de algodão, como carga de inseticidas e na água utilizada na fabricação de cerveja (VELHO et al., 1998 apud BALTAR et al., 2005; MELO, 2012).

Já o gesso pode ser aplicado em diversos setores como:

- **Indústria da construção civil** – pode ser empregado para revestimento de paredes e teto, na construção de divisórias sob formas de blocos ou de painéis acartonados, piso, autonivelante e decoração de ambientes (MELO, 2012).
- **Indústria do Vidro** – é utilizado como fonte de cálcio e de enxofre em substituição ao sulfato de sódio (BALTAR et al., 2005);
- **Indústria Farmacêutica** – possui características favoráveis ao uso farmacêutico, como facilidade de compressão e desagregação. Por isso, é usado como diluente em pastilhas prensadas e cápsulas ou na preparação de moldes (VELHO et al., 1998 apud BALTAR et al., 2005).
- **Indústria cerâmica** – é utilizado especialmente na produção de moldes nos processos de colagem na indústria de louças sanitárias. Além do mais, a durabilidade de seus moldes em conjunto aos custos de produção tem contribuído para a competitividade desse produto no mercado (MELO, 2012).
- **Carga Mineral** – passou a ser utilizado também como carga de alta qualidade ou diluente na fabricação de papel, plásticos, adesivos, tintas, madeira, têxteis e alimentos entre outros materiais (BALTAR et al., 2005).
- **Área médico-odontológica** – os gessos ortopédicos e odontológicos são utilizados amplamente na imobilização, como próteses temporárias e na produção de modelos para usos ortodônticos (MELO, 2012).

A Figura 4 ilustra um fluxograma breve de algumas aplicações da gipsita na sua forma natural e calcinada (gesso).

Figura 4 – Fluxograma de algumas aplicações da gipsita *in natura* e calcinada



Fonte: Melo (2012)

No que corresponde a produção nacional de gipsita bruta ROM no ano de 2014, alcançou 3,45 Mt, um aumento de 3,6% em relação a 2013. Pernambuco é o principal Estado produtor de gipsita do Brasil, sendo responsável, em 2013, por 84,3% do total produzido, com destaque para o “Pólo Gesseiro do Araripe”, situado no extremo oeste pernambucano e formado pelos municípios de Araripina, Trindade, Ipubi, Bodocó e Ouricuri. Os outros Estados produtores de gipsita são: Maranhão (10,4%), Ceará (2,6%), Tocantins (1,1%), Amazonas (0,8%), Pará (0,5%) e Rio Grande do Norte (0,3%) (DNPM 2015).

2.3 IMPACTOS AMBIENTAIS NO PÓLO GESSEIRO DO ARARIPE

Segundo a Resolução do CONAMA n.º 01 de 23 de janeiro de 1986, impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

Os recursos minerais são bens esgotáveis, não renováveis. Por esse fato, tendem a escassez à medida que são retirados do meio natural. Assim como toda exploração de recursos naturais, a atividade de mineração provoca impactos significativos no meio ambiente no que diz respeito à exploração (escavações vultosas) ou mesmo na geração de resíduos (SILVA, 2007).

Os depósitos minerais encontram-se onde as condições geológicas são favoráveis à sua formação. A este condicionante associa-se o termo rigidez locacional, que expressa a restrição na seleção de áreas que possam gerar menos impactos ambientais na implantação de empreendimentos mineiros. Que na maioria das vezes, trata-se de locais ambientalmente sensíveis e importantes para a preservação da biodiversidade, dos recursos hídricos, da paisagem e dos demais recursos naturais com função ambiental de grande importância, como é o caso da Caatinga, com distribuição geográfica restrita ao território brasileiro (SILVA, 2007; MECCHI e SANCHES, 2010).

Conforme Mechi e Sanches (2010) praticamente toda atividade de mineração implica na supressão vegetal e em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, promovendo a exposição dos solos remanescentes aos processos erosivos que podem acarretar em assoreamento dos corpos d’água do entorno, tal contexto pode ser observado em áreas de mineração no semiárido pernambucano.

Sabe-se que o Polo Gesseiro do Araripe é uma área de grande pressão sobre a vegetação, posto que a matriz energética é extremamente dependente da lenha para calcinação da gipsita (Figura 5), aumentando de maneira significativa a devastação do estoque lenheiro da região. Diante disso, esse território se encontra sob severa ação antrópica que, conseqüentemente, vem gerando alterações nas estruturas físicas e biológicas do ambiente. Esse cenário coloca o Araripe, como área susceptível à desertificação e suas conseqüências desastrosas nos aspectos sociais, ambientais e econômicos (ALBUQUERQUE, 2002; SIMPÓSIO PGA, 2014).

Figura 5 – Corte da vegetação para produção de lenha no semiárido pernambucano



Fonte: Autor (2017)

Sobre a degradação do solo, o Plano Estadual de Controle da Desertificação de Pernambuco determina os níveis de ocorrência de degradação ambiental em muito graves, graves e, áreas vulneráveis. Este documento, oficialmente, resume a problemática ao classificar a região do Araripe como “área com problemas ambientais” (PERNAMBUCO, 1995).

Os impactos decorrentes da atividade de mineração no Polo Gesseiro do Araripe, anteriormente citados, exercem efeitos danosos no equilíbrio dos ecossistemas, tais como a redução ou destruição de hábitat, afugentamento da fauna, morte de espécimes da fauna e da flora, interrupção de corredores de fluxos gênicos e de movimentação da biota, entre outros (MECHI e SANCHES, 2010).

Com frequência, a mineração provoca a poluição do ar por particulados em suspensão pelo desenvolvimento de suas atividades, seja pelas operações de lavra e/ou beneficiamento. De acordo com Fernandes e Barbosa (2011) o indicador das condições do meio ambiente mostra que para o município de Araripina, a poluição do ar, no que tange a geração de poeira provocada pela extração e calcinação da gipsita, foi considerada como o indicador que provocou alterações ambientais significativas e afetaram as condições de vida da população.

Adicionalmente, autores como Niosh (1995), Santos (2001) e Dorland (1994), descrevem que a poeira de gesso exerce um amplo espectro de problemas à saúde das pessoas, acarretando desde efeitos irritativos nos olhos, nas membranas da mucosa e no aparelho respiratório, passando por efeitos cutâneos. Comumente são diagnosticadas conjuntivite, laringite, faringite, rinite, amidalite, irritação nos brônquios e traquéia, hemorragias nasais e prejuízos ao olfato e paladar, ou doenças pulmonares crônicas, como exemplo, pneumoconiose, calcicossilicosis e fibrose pulmonar.

2.4 MINERAÇÃO DE GIPSITA COMO POTENCIAL FONTE DE POLUIÇÃO SULFÁTICA

Naturalmente, os solos brasileiros não possuem excesso de enxofre em sua composição, pelo contrário, a sua deficiência é um fator limitante na produção agrícola em extensas áreas no Brasil. Entretanto, em áreas degradadas pelo homem, como é o caso da mineração de gipsita no semiárido pernambucano, pode ocasionar a liberação de substâncias de composição sulfática ao ambiente.

Segundo Melo et al. (2017), dentre umas das principais fontes de impacto ambiental alusivo a esta atividade está a grande geração e concentração dos resíduos de gipsita dispostos em pilhas, descartados no interior da cava e em áreas adjacentes. Trata-se de um material de fina granulometria oriundo da operação de desmonte. Esses resíduos inorgânicos ficam expostos à ação do vento e promovem a poluição do ar por particulados em suspensão. Sua dispersão possibilita o acréscimo dessas substâncias de composição sulfática em solos, plantas e cursos d'água da região, que em certas proporções podem causar distúrbios ao meio ambiente. Os impactos descritos acima podem ser vistos na Figura 6.

Figura 6 – Impactos da mineração de gipsita: pilhas de resíduos de gipsita dispostos em cava de mineração (a); dispersão de poeira (b); poeira depositada sobre a vegetação (c)



Fonte: Autor (2017)

Um estudo de caracterização química e mineralógica realizado por Melo et al. (2017) em resíduo de gipsita oriundo de uma mineradora pertencente ao Pólo Gesseiro do Araripe, apontou que o mesmo possui um elevado grau de pureza, isto significa que esse material dispõe de quantidades significativas de enxofre em sua composição. Diante disso, conhecer os possíveis problemas que esse resíduo possa gerar e a minimização de seus efeitos é de grande necessidade para garantir a integridade dos ambientes naturais.

2.5 ACÚMULO DE BIOMASSA

Os vegetais são os principais responsáveis pela adição ao solo de compostos orgânicos primários provenientes da fotossíntese, utilizando a energia solar, gás carbônico (CO₂) da atmosfera, água e nutrientes do solo (RIBEIRO et al., 2011). Os organismos, com destaque para os microrganismos heterotróficos, obtêm energia para seu desenvolvimento pela decomposição de resíduos vegetais (fitomassa) e da matéria orgânica do solo, liberando à atmosfera CO₂, nutrientes e uma gama de compostos orgânicos secundários oriundos do metabolismo microbiano, os quais passam a compor a matéria orgânica do solo (VEZZANI, 2001).

Brun (2010) informa que o acúmulo de biomassa e nutrientes é um dos principais componentes do balanço nutricional num ecossistema e importante estoque de elementos minerais, depois do solo, além de constituir um dos primeiros compartimentos a ser afetado por atividades antrópicas, tornando-se indicador de impactos ambientais e auxiliando no entendimento da estrutura de um ecossistema.

As interações com os minerais e a formação de agregados diminuem a ação dos microrganismos decompositores, contribuindo para o acúmulo de compostos orgânicos no solo, sendo este processo de proteção física da matéria orgânica mais intensa nos solos. O estoque de matéria orgânica apresenta rápida queda quando o solo é submetido a sistemas de preparo com intenso revolvimento, decorrente do aumento das perdas por erosão hídrica e oxidação microbiana (SANCHEZ, 2012).

Nas pesquisas sobre eficiência nutricional de vegetações naturais no Brasil, o estudo dos macro e micronutrientes adquiriu grande importância em função do reconhecimento científico da relevância destes elementos na nutrição das plantas (BRUN, 2010). Mesmo assim, em Pernambuco e, precisamente na região semiárida, onde se localizam projetos de mineração, com destaque para a extração de gipsita, existem poucos estudos que abordem a dinâmica desses nutrientes na vegetação.

De acordo com Freitas (2012), os macro e micronutrientes desempenham várias funções importantes nas plantas, entre as quais a participação na síntese de aminoácidos, enzimas e processos hormonais, substâncias de reserva, síntese de clorofila, transporte de elétrons, refletem em vários processos fenotípicos das plantas, como crescimento, propagação, floração, frutificação, proteção contra patógenos e pragas, entre outros.

Embora a concentração de nutrientes nas plantas varie, os estoques de matéria orgânica do solo são determinados pela razão entre o aporte e a perda do sistema de produção;

as plantas, pela ação de seu sistema radicular e pelas hifas de fungos, potencializam as interações na formação de agregados estáveis, principalmente pela aproximação de partículas, exsudações bem distribuídas na matriz do solo e união física de agregados de diferentes tamanhos (SILVA, 2009; SANCHEZ, 2012).

Prado et al. (2002) observaram que a cobertura vegetal tem papel fundamental para o solo, uma vez que a presença destes resíduos culturais na superfície do solo apresenta benefícios de ordem físico-química e biológica, melhoria da reciclagem de nutrientes e efeitos alelopáticos sobre pragas.

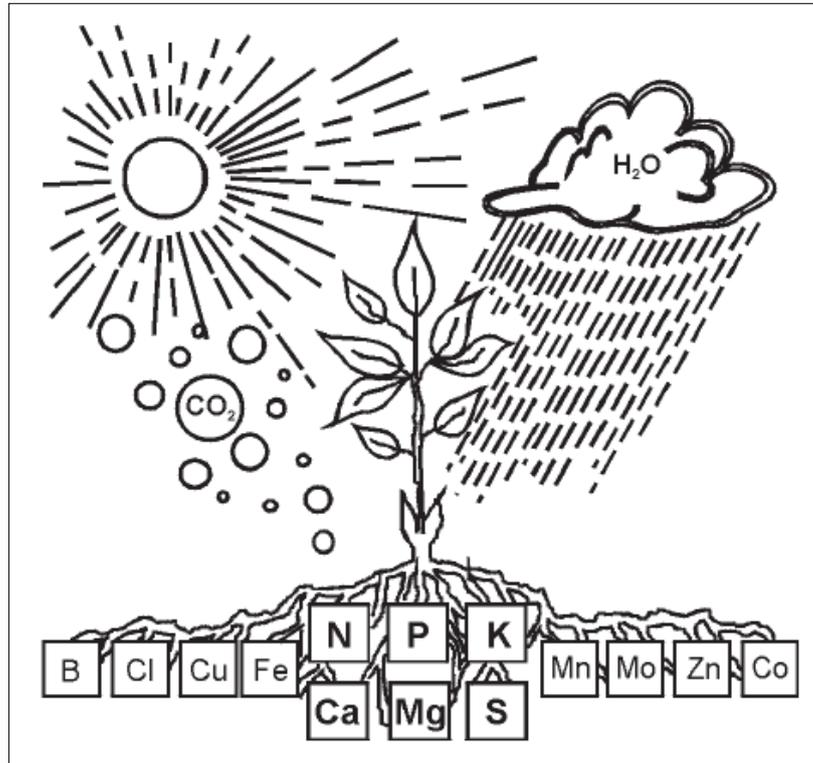
2.5.1 Extração e exportação de nutrientes

O conhecimento do acúmulo e da absorção de nutrientes nas diferentes fases do desenvolvimento da planta permite determinar as épocas de maior demanda, programar manejos de fertilizantes em tempo hábil para a correção de deficiências nutricionais e prevenir alterações na fertilidade e sustentabilidade produtiva do solo. As necessidades nutricionais de uma cultura são determinadas pelas quantidades totais de nutrientes absorvidos e acumulados nas diferentes partes da planta (SARRUGE e HAAG, 1974).

De acordo com Santos (2006), as plantas absorvem os elementos minerais essenciais em quantidades específicas necessárias ao seu desenvolvimento, sendo a quantidade o critério que define os nutrientes em macro e micronutrientes. Tal conceituação não significa que um nutriente seja mais importante do que outro, apenas que são requeridos em concentrações diferentes pelas plantas.

Novaes et al. (2007) listam como macronutrientes primários os elementos nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) por serem requeridos em grandes quantidades, assim como os macronutrientes secundários: cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S). Estes elementos fazem parte de moléculas essenciais e possuem função estrutural nas plantas. Já os micronutrientes são aqueles elementos requeridos pelas plantas em pequenas quantidades, são eles: boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn), estes fazem parte das enzimas e têm função reguladora. Malavolta (1976) acrescenta três micronutrientes à lista dos essenciais; o cobalto (Co), o níquel (Ni) e o selênio (Se). A Figura 7 ilustra os elementos essenciais à nutrição das plantas e o processo da fotossíntese, responsável pela vida dos animais, inclusive a do homem, na Terra.

Figura 7 – Macro e micronutrientes essenciais à nutrição das plantas



Fonte: Lopes (1998)

Com base nessa descoberta, Malavolta desenvolveu um Quadro 2 esquemático para discriminar a mobilidade de alguns nutrientes minerais no solo e na planta.

Quadro 2 – Movimentação de minerais que compõem a nutrição das plantas

Macronutrientes	Solo	Planta	Micronutrientes	Solo	Planta
N	Móvel	Móvel	B	-	Imóvel
P	Pouco móvel	Móvel	Cu	Imóvel	Pouco móvel
K ⁺	Móvel	Móvel	Fe	Imóvel	Pouco móvel
Ca ²⁺	Pouco móvel	Imóvel	Mn	-	Pouco móvel
Mg ²⁺	Pouco móvel	Móvel	Mo	-	Móvel
S	-	Pouco móvel	Zn	Pouco móvel	Pouco móvel
			Cl ⁻	-	Móvel

Fonte: Malavolta (1976)

Os vegetais não se desenvolvem de forma plena se não obtiverem os nutrientes que são necessários para o seu crescimento, pois cada um deles participa de forma efetiva no

sistema fisiológico da planta. O Quadro 3 apresenta as funções gerais de cada nutriente em culturas agrícolas e florestais.

Quadro 3 – Função dos nutrientes nas plantas

Nutrientes	Funções
Nitrogênio	Aumenta o teor de proteína; estimula a formação e desenvolvimento de flores e frutos; maior vegetação e perfilhamento.
Fósforo	Participa na produção de energia para a planta; acelera a formação de raízes; aumenta a frutificação; apressa a maturação dos frutos; aumenta o teor de carboidratos, óleos, gorduras e proteínas; ajuda fixação simbiótica de nitrogênio.
Potássio	Aumenta o teor de açúcares, óleos, gorduras e proteínas; aumenta a resistência à secas, geadas, pragas e moléstias; melhora a utilização de água; estimula o enchimento de grãos, diminuindo o chochamento; estimula a vegetação e perfilhamento em gramíneas; ajuda na fixação simbiótica de nitrogênio.
Cálcio	Colabora com a estrutura da planta; estimula o desenvolvimento das raízes; aumenta a resistência a pragas e moléstias; promove maior pegamento das floradas; ajuda na fixação simbiótica de nitrogênio.
Magnésio	Colabora com o fósforo; faz parte da clorofila (pigmento verde da planta).
Enxofre	Aumenta a frutificação; aumenta o teor de carboidratos, óleos, gorduras e proteínas; ajuda fixação simbiótica de nitrogênio.
Boro	Colabora com o cálcio; promove maior pegamento das floradas; aumenta a granação e diminui o chochamento de grãos.
Cloro	Importante para o aproveitamento da energia solar pela planta (fotossíntese).
Cobre	Aumenta a resistência às doenças; importante na fotossíntese.
Ferro	Fixação de nitrogênio; participa na síntese da clorofila.
Manganês	Aumenta a resistência a algumas doenças; colabora com o cloro na fotossíntese.
Molibdênio	Fixação simbiótica de nitrogênio; colabora com o nitrogênio dentro da planta.
Zinco	Estimula o crescimento e frutificação.

Fonte: Malavolta et al. (1997) apud Serrat et al. (2002)

No entendimento de Vasconcellos et al. (2009), as quantidades extraídas variam em função da produção e dos fatores que a alteram, tais como variedade, fertilidade do solo, condições climáticas etc. Tornam-se, assim, necessários novos estudos que identifiquem a

interação desses fatores, para correta recomendação de variedades e métodos de cultivo nos diferentes ambientes de produção.

Os nutrientes não são absorvidos pelos vegetais na forma orgânica, ou seja, qualquer material orgânico (fertilizante orgânico) deve passar pelo processo de mineralização para disponibilizar os elementos para as plantas. De maneira geral, quando adicionamos um fertilizante mineral no solo, este se solubilizará na fase líquida do solo (solução do solo) liberando íons de carga positiva (cátions) e de carga negativa (ânions). Somente na forma iônica os nutrientes poderão ser absorvidos da solução do solo pelas plantas (NOVAES et al., 2007).

Taiz e Zeiger (2004) mencionam que o conhecimento das formas químicas dos nutrientes na solução do solo é mais importante para estimar as mobilidades e disponibilidades desses elementos às plantas do que a determinação dos teores totais na solução do solo. Ademais, diversos autores discriminam os fatores que influenciam na disponibilidade dos nutrientes, entre os quais: material de origem do solo e estágio de intemperismo; teores de argila e matéria orgânica; interações positivas (sinergismo) e negativas (antagonismo) com outros nutrientes; reações de oxirredução; espécie cultivada; intensidade do uso do solo; por exsudatos orgânicos de raízes e os subprodutos de microrganismos; pH do solo (MALAVOLTA, 1976; NOVAES et al., 2007; TAIZ e ZEIGER, 2004; VASCONCELLOS, 2009).

Simplificadamente, conforme Prado et al. (2002) e Faquin (2005), são por meio de três mecanismos de absorção que os nutrientes entram em contato com as raízes das plantas, são eles:

- Interceptação radicular – é o contato que se dá quando a raiz cresce e encontra o elemento. A medida que a raiz se desenvolve, entra em contato com íons da fase líquida e sólida do solo. A contribuição deste processo é muito pequena e a quantidade é proporcional à relação existente entre a superfície das raízes e a superfície das partículas do solo.
- Fluxo de massa – o contato se dá quando o íon é carregado de um local de maior potencial em uma fase aquosa móvel (=solução do solo) para um de menor potencial próximo da raiz. Os elementos dissolvidos são assim carregados pela água para a superfície radicular por fluxo de massa; a quantidade de M que pode entrar em contato com a raiz por este processo é:

$$Qfm = [M]x V \quad (1)$$

Onde: $[M]$ = concentração do elemento na solução do solo.
 V = volume de água absorvido pela planta.

Neste processo, os nutrientes são transportados no solo a maiores distâncias.

- Difusão – o nutriente entra em contato com a raiz ao passar de uma região de maior concentração para uma de menor concentração próxima da raiz, penetrando efetivamente no sistema fisiológico da planta. Esse mecanismo obedece a lei de Fick:

$$F = -D \cdot \frac{dc}{dx} \quad (2)$$

Onde: F = velocidade de difusão (quantidade difundida, em moles, por unidade de secção na unidade de tempo).

D = coeficiente de difusão

$\frac{dc}{dx}$ = gradiente de concentração

c = concentração (moles/l)

x = distância (cm)

2.6 FITORREMEDIAÇÃO: PLANTAS COMO AGENTES DE DESPOLUIÇÃO

As atividades antrópicas voltadas para a mineração, indústria metalúrgica, indústrias químicas, agricultura, dentre outras, têm causado distúrbios nos ecossistemas que compõem a biosfera, ao promover a deposição e o acréscimo de substâncias nocivas de natureza orgânicas como hidrocarbonetos, inorgânicas e metais pesados em solos e cursos d'água. (BHARGAVA et al., 2012).

Adicionalmente, de acordo com os autores supracitados, os métodos convencionais de remediação envolvem solidificação, estabilização, vitrificação, escavação e remoção do contaminante do leito do solo, ou sua lavagem com ácidos fortes ou agentes quelantes. Trata-se geralmente de técnicas dispendiosas e agressivas ao ambiente que será remediado.

É sabido que na Alemanha, há mais de 300 anos, as plantas já eram utilizadas no tratamento de esgotos (CUNNINGHAM, 1996). Porém, o uso do termo fitorremediação (*fito* = planta + *remediação* = corrigir) é muito mais recente, tendo sido cunhado no ano de 1991, para definir o uso de vegetais e dos microrganismos a eles associados para degradar, extrair, conter ou imobilizar poluentes em meio sólido, líquido ou gasoso a níveis seguros e

compatíveis a proteção à saúde humana e impedir/dificultar a disseminação de substâncias nocivas ao ambiente (EPA, 2000; ANDRADE et al., 2007). Na literatura são citadas espécies de gêneros como *Phragmites*, *Tamarix*, *Nicotiana*, *Helianthus*, *Salix*, *Typha*, *Arabis* para serem utilizadas em programas de fitorremediação (AL-TAISAN, 2009).

O processo de remediação natural de contaminantes é comumente denominado em função do principal mecanismo responsável pela melhoria da qualidade ambiental. Quando a presença de seres vivos é a principal responsável pela remediação, o processo é chamado de biorremediação natural. Dentro da biorremediação insere-se a fitorremediação, meio pelo qual as plantas representam o principal mecanismo de biorremediação ou quando são fundamentais para desencadear tal processo (ANDRADE et al., 2007).

A fitorremediação pode ser classificada dependendo da técnica a ser empregada, da natureza química ou da propriedade do poluente. Assim, no campo da fitorremediação pode-se destacar as técnicas de fitoextração, fitodegradação ou fitotransformação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização. Esses processos não são exclusivos e podem ocorrer simultaneamente ou sequencialmente (OLIVEIRA et al., 2007).

2.6.1 Fitoextração

A fitoextração é uma das técnicas utilizadas no processo de remediação ambiental na qual são empregadas algumas variedades de plantas que acumulam nos seus tecidos os contaminantes contidos no meio, sejam eles em solo, sedimentos, água ou ar, sem que ocorra algum tipo de degradação dos mesmos. Estes contaminantes são absorvidos através das raízes e posteriormente translocados às folhas (FUENTES, 2001; ZEITOUNI, 2003; ANDRADE et al., 2007).

De acordo com Terry e Bañuelos (2000), o objetivo da fitoextração é a limpeza *in situ* do meio contaminado de forma a retirar o contaminante e, se possível, reaproveitar os elementos que tenham utilidade nos processos produtivos atuais. O destino do material vegetal produzido dependerá da possibilidade ou não de seu aproveitamento, sendo decidido de acordo com a espécie vegetal cultivada, sua capacidade de bioacúmulo e o risco ambiental representado. Consoante a isso, Andrade et al. (2007) afirmam que dependendo do caso, o tecido vegetal pode ser incinerado, depositado em aterro, co-processado na fabricação de cimento, podendo, também ser destinado para a produção de fibras, móveis, etc.

De forma geral, este mecanismo é aplicado principalmente para metais, podendo ser usado também para outros compostos inorgânicos e compostos orgânicos (MCGRATH,

1998). Vale ressaltar que esta técnica da fitorremediação utiliza plantas com grande capacidade acumulativa, chamadas hiperacumuladoras, que armazenam altas concentrações de metais específicos, (0,1% a 1% do peso seco, dependendo do metal). As espécies de *Brassica juncea*, *Aeolanthus biformifolius*, *Alyssum bertolonii* e *Thlaspi caerulescens* são exemplos de plantas acumuladoras de Pb, Cu/Co, Ni e Zn, respectivamente (CUNNINGHAM, 1996; ANDRADE et al., 2007; EPA, 2000; WENZEL, 2008).

Na concepção de Cunningham et al. (1995), a técnica de fitoextração deve ser planejada de maneira a significar em vantagens econômicas quando comparada com as técnicas tradicionais de remediação. Além disso, em geral, é necessário colher as plantas antes da queda ou da sua decomposição, de modo que os contaminantes não se dispersem ou retornem ao solo. Estima-se que a fitoextração possa reduzir a concentração de contaminantes a níveis aceitáveis num período de 3 a 20 anos.

2.6.2 Fitodegradação ou fitotransformação

A fitodegradação ocorre pela absorção com subsequente bioconversão parcial ou completa dos poluentes em compostos menos tóxicos, combinados e/ou ligados nos tecidos das plantas. Em alguns casos a transformação ocorre de forma intensa, resultando na mineralização do xenobiótico após a fitoextração (OLIVEIRA et al., 2007). Estes mecanismos podem acontecer internamente, através de catabolismo e anabolismo. As plantas também produzem compostos que ajudam no transporte, armazenamento e metabolismo dos poluentes (MCPHERSON, 2007; WENZEL, 2008).

Trata-se de uma técnica comumente usada na remediação de contaminantes orgânicos, porém, também são conhecidos seus efeitos remediativos em alguns compostos inorgânicos que fazem parte do solo (FUENTES, 2001).

De acordo com Lamengo e Vidal (2007), a técnica de fitodegradação é aplicável para contaminantes de origem orgânica já que estes são compostos móveis nas plantas. Em geral, a maioria dos compostos orgânicos passa por alguma transformação nas células das plantas antes de ser isolada em vacúolos ou ligar-se a estruturas celulares insolúveis, como a lignina (SALT et al., 1998).

Em consonância Andrade et al. (2007), observaram que a absorção dos contaminantes pela planta é função de sua hidrofobicidade, solubilidade e polaridade. Os contaminantes orgânicos moderadamente hidrofóbicos são mais facilmente absorvidos e transportados pelas plantas, por outro lado, os compostos muito solúveis não são absorvidos pelas raízes. As

moléculas não polares serão absorvidas pela superfície das raízes, ao passo que as moléculas polares entram na raiz e são transportadas.

Um dos requisitos da fitodegradação é a disponibilidade de contaminantes para a absorção e metabolização, já que os contaminantes que resistem aos processos biológicos de degradação limitam a ação das plantas ou associações entre plantas e sistemas microbiológicos (CUNNINGHAM et al., 1995).

2.6.3 Fitovolatilização

De acordo com Andrade et al. (2007), a fitovolatilização é o mecanismo pelo qual as plantas e/ou microrganismos a elas associados ajudam a remover os poluentes do meio pela volatilização destes. A volatilização pode ocorrer pela biodegradação na rizosfera ou após a passagem no próprio vegetal. No caso da absorção do poluente, este pode passar por diversos processos metabólicos internos, sendo liberado a partir da superfície das folhas. Assim, dependendo da atuação ou não dos processos metabólicos, a liberação do contaminante para a atmosfera pode ocorrer na forma original ou transformada.

A técnica da fitovolatilização é considerada vantajosa porque retira o contaminante do ecossistema. Entretanto, esse procedimento deve ser trabalhado com precaução, pois existe o risco das plantas liberarem concentrações muito elevadas de contaminantes na atmosfera. Desta forma, esses elementos de natureza tóxica que são removidos não podem ser rastreados e controlados como acontece em outras técnicas de fitorremediação, o que indica que estes podem migrar a outras áreas sem ser detectados (WATANABE, 1997; PADMAVATHIAMMA e LI, 2007).

Andrade et al. (2007), acrescentam que alguns contaminantes ou metabólitos, além de apresentar periculosidade quando volatilizados, uma dada porcentagem pode ser acumulada em várias partes da planta, como nas frutas e na madeira, aumentando o passivo ambiental.

A limpeza do ambiente por esse mecanismo da fitorremediação pode ser utilizada para a remoção de alguns compostos orgânicos voláteis como o tricloroetileno (TCE) e para alguns poucos compostos de natureza inorgânica que existem em forma volátil como o selênio (Se) e mercúrio (Hg) (LAMENGO e VIDAL, 2007).

Rugh (1996) realizou alguns estudos de fitovolatilização com mercúrio e selênio. No caso do mercúrio, ele é transportado para as partes aéreas da planta em forma catiônica, Hg^{+1} ou Hg^{+2} , e reduzido nos tecidos da planta a mercúrio elementar (Hg^0). No entanto, Andrade et al. (2007) e Wang (2004) afirmam que a utilização de plantas para a volatilização de Hg, por

exemplo, é questionável, devido ao aumento do passivo ambiental na biologia molecular da planta, e quando volatilizados persistem no ambiente. A realização dos estudos feitos por Rugh só foi possível com a manipulação genética de plantas para o caso do Hg. Já nos estudos realizados com Se, observou-se que a fitovolatilização acontece naturalmente nas plantas.

A espécie mais utilizada para fitovolatilização é o *Populus* sp devido à sua alta taxa de transpiração, a qual facilita o movimento dos compostos pela planta até à atmosfera, sendo que outra espécie também utilizada é a mostarda da Índia (*Brassica juncea*) (PILON-SMITS, 2005; DIETZ et al., 2001).

2.6.4 Fitoestimulação

Nesse mecanismo, as raízes em crescimento (extremidades e ramificações laterais) modificam as condições do solo aumentando sua aeração, ajustando a umidade e produzindo exsudatos solúveis (açúcares, ácidos orgânicos, aminoácidos, peptídeos, nucleotídeos, vitaminas e outros compostos biologicamente ativos), enriquecendo o solo com uma larga variedade de compostos orgânicos que promovem a proliferação de microorganismos causando a biodegradação dos contaminantes na rizosfera (OLIVEIRA et al., 2007). Consoante a isso, Alvey e Crowley (1996) afirmam que o consumo de oxigênio (O₂) e a liberação de CO₂ modificam a atmosfera radicular, a absorção seletiva de íons nutritivos, a redução da concentração de sais, o consumo de água (H₂O), diminuição da umidade, que são fatores que também modificam a estrutura do solo.

A tecnologia de fitoestimulação utiliza plantas com sistemas radiculares com uma grande superfície, a fim de aumentar consideravelmente a área onde ocorre a biodegradação. A comunidade microbiana na rizosfera é heterogênea devido à distribuição espacial variável dos nutrientes nesta zona, sendo as *Pseudomonas* sp. os microorganismos predominantes associados às raízes. Diante disso, as espécies mais utilizadas para este efeito são, por exemplo, as herbáceas dos gêneros *Festuca*, *Lolium*, *Panicum* e *Buchloe* e a árvore *Maclurapomifera* (PILON-SMITS, 2005; DINARDI et al., 2003; DIETZ et al., 2001).

A degradação de hidrocarbonetos produz subprodutos que, geralmente, são menos tóxicos que o produto original, tais como: álcoois, ácidos, dióxido de carbono e água. Apesar desse mecanismo ser mais adequado para contaminantes orgânicos ou organometálicos, ele também pode promover a transformação de metais, como, por exemplo, o selênio e o mercúrio. Por esses motivos, plantas com capacidade de produzir enzimas degradadoras

podem ser selecionadas e aperfeiçoadas fisiologicamente para programas de fitorremediação (FLATHMAN e LANZA, 1998; ANDRADE et al., 2007).

Conforme Bovey et al. (1982), para aplicação adequada da fitoestimulação, torna-se fundamental a identificação de espécies de plantas que estimulem a atividade e o crescimento microbiano na rizosfera, resultando no aumento das taxas de degradação dos contaminantes presentes no composto do solo, principalmente se esse apresenta persistência elevada.

2.6.5 Fitoestabilização

A fitoestabilização pode ser entendida como o uso de plantas para imobilizar os poluentes através da absorção e acumulação pelas raízes, adsorção das raízes ou precipitação na rizosfera. Este processo pode ou não remover as toxinas do solo, diminuindo sua mobilidade, impedindo que as mesmas migrem para as águas subterrâneas ou para o ar, diminuindo o potencial de se introduzirem na cadeia alimentar (ANDRADE et al., 2007).

As espécies vegetais selecionadas para a fitoestabilização devem tolerar as condições do sítio contaminado, controlar os processos físicos como a erosão e a lixiviação dos contaminantes, bem como, evitar sua translocação para a parte aérea do vegetal (ANDRADE et al., 2007). Conforme Accioly e Siqueira (2000), a imobilização dos contaminantes ocorre quando as enzimas de plantas e microrganismos ligam esses elementos nocivos ao húmus do solo, promovendo sua humificação ou ligações covalentes irreversíveis. Enquanto que na lignificação, ocorre a imobilização do contaminante em ligninas das paredes celulares.

Autores como Cunningham et al. (1995), Lamengo e Vidal (2007) e Saier e Trevors (2008), explicam que a fitoestabilização é aplicável em solos, sedimentos e efluentes contaminados com metais pesados, tais como: chumbo, cádmio, zinco, arsênio, cobre, mercúrio e cromo. É importante ressaltar que esta técnica é efetiva se a concentração dos contaminantes for baixa ou moderada (TERRY e BAÑUELOS, 2000). Exemplos de plantas cultivadas para este fim são espécies de *Haumaniastrum*, *Eragrostis*, *Ascolepis*, *Gladiolus* e *Alyssum* (OLIVEIRA et al., 2007). Tais plantas não podem morrer ou serem removidas durante o processo.

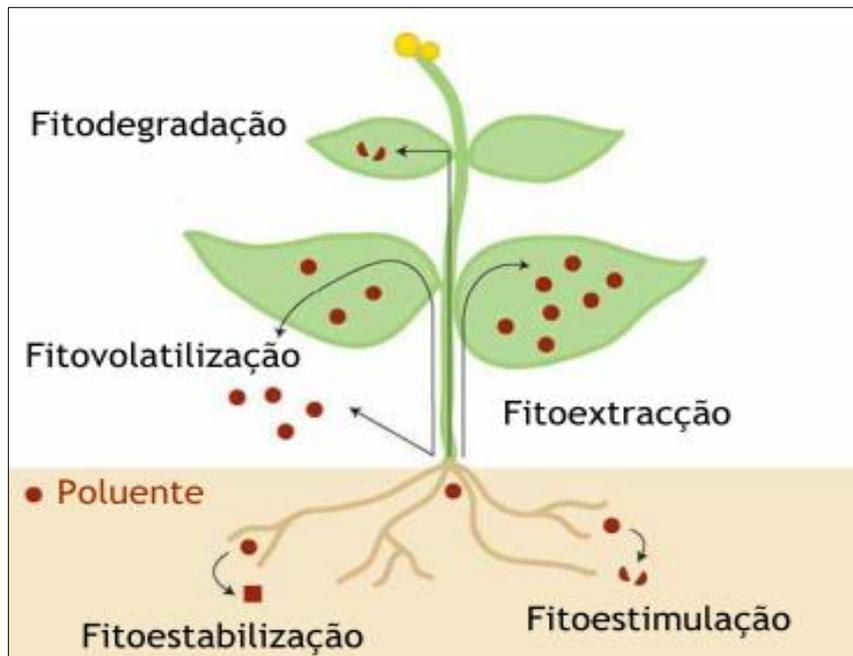
A fitoestabilização é empregada em sua quase totalidade para contaminantes inorgânicos, sendo pouco utilizada ainda em ambientes contaminados por compostos orgânicos. Contudo, a permanência desses elementos nocivos *in loco*, pode em alguns casos sofrer reversão com a ocorrência de mudanças ambientais, colocando esses contaminantes novamente em disponibilidade. Por esta razão, a fitoestabilização, quando utilizada como

único mecanismo de fitorremediação, deve ser aplicada com ressalvas (ANDRADE et al. 2007).

Esta técnica é utilizada e aprovada para a remediação de áreas de mineração, não sendo recomendada em áreas urbanas e industriais (CUNNINGHAM et al., 1995; TERRY e BAÑUELOS, 2000).

Os mecanismos de fitorremediação abordados estão ilustrados na Figura 8.

Figura 8 – Esquema das várias tecnologias de fitorremediação



Fonte: Dietz (2001)

2.7 POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES DA FITORREMEDIAÇÃO

2.7.1 Potencialidades

A fitorremediação apresenta elevado potencial de utilização, devido às vantagens que apresenta em relação às outras técnicas de remediação de contaminantes do solo. São listadas no Quadro 4 as principais potencialidades para a implantação de programas de fitorremediação. Essas vantagens segundo Pires et al. (2003) são:

Quadro 4 – Principais potencialidades da fitorremediação

1.	Menor custo em relação às técnicas tradicionalmente utilizadas envolvendo a remoção do solo para tratamento <i>ex situ</i> .
2.	Os compostos orgânicos podem ser degradados a CO ₂ e H ₂ O, removendo toda a fonte de contaminação, não havendo, nessa situação, a necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada. Esta situação não é válida para metais pesados.
3.	Plantas são mais fáceis de ser monitoradas do que microrganismos.
4.	As propriedades biológicas e físicas do solo são mantidas e, não raro, até melhoradas.
5.	Incorporação de matéria orgânica ao solo, quando não há necessidade de retirada das plantas fitorremediadoras da área contaminada.
6.	Fixação de nitrogênio atmosférico, no caso de leguminosas.
7.	Plantas ajudam no controle do processo erosivo, eólico e hídrico. Nesse último caso, evitam o carreamento de contaminantes com a água e com o solo e, por conseguinte, reduzem a possibilidade de contaminação de lagos e rios.
8.	Pode-se considerar, também, que a planta reduz o movimento descendente de água contaminada de camadas superficiais do solo para o lençol freático.
9.	Utilização de plantas é mais favorável, esteticamente, do que qualquer outra técnica de biorremediação e podem ser implementadas com mínimo distúrbio ambiental, evitando escavações e tráfego pesado.
10.	Utiliza energia solar para realizar os processos (fotossíntese).
11.	Tem alta probabilidade de aceitação pública.
12.	Útil em locais com elevada quantidade de solo a descontaminar.
13.	A planta pode ser valorizada economicamente, no caso de recuperação de áreas contaminadas por metais pesados, existe a possibilidade de reciclar esse material.

Fonte: Adaptado de Pires et al. (2003)

A fitorremediação é uma técnica emergente, vantajosa devido ao seu baixo custo e versatilidade. Não é uma solução para todos os problemas de resíduos perigosos, mas mostra um enorme potencial em diversas aplicações para o tratamento de metais, compostos orgânicos e inorgânicos em locais onde a contaminação é superficial (SCHNOOR, 1997).

No entendimento de Tavares (2013), a evolução de tecnologias direcionadas para soluções naturais, como a fitorremediação, vem se consolidando cada vez mais com reconhecimento comprovado no que se refere aos processos de atenuação natural, que contribuem de forma significativa no controle das plumas de contaminação no solo e águas subterrâneas, além de serem economicamente mais viáveis que as outras tecnologias empregadas (Tabela 1).

Tabela 1 – Comparação de custos da fitorremediação em relação a outras tecnologias

Tipo de tratamento	Custo variável/ton (US\$)
Fitorremediação	10-35
Biorremediação in situ	50-150
Aeração do solo	20-200
Lavagem do solo	80-200
Solidificação	240-340
Incineração	200-1500

Fonte: Schnoor (1997) apud Andrade et al. (2007)

2.7.2 Limitações

A técnica da fitorremediação não é aplicável universalmente nem é um sistema perfeito. Ela oferece muitos aspectos positivos, entretanto, ainda existe uma série de limitações, como mostra o Quadro 5, a seguir.

Quadro 5 – Principais limitações em programas de fitorremediação

1.	Tempo requerido para obtenção de uma despoluição satisfatória pode ser longo (usualmente mais de uma estação de crescimento).
2.	O contaminante deve estar dentro da zona de alcance do sistema radicular. Tratamento adequado a solos cuja contaminação está localizada à superfície (< 5 m).
3.	Clima e condições edáficas podem restringir o crescimento de plantas fitorremediadoras.
4.	Potencial de contaminação da cadeia alimentar.
5.	Elevados níveis do contaminante no solo podem impedir a introdução de plantas no sítio contaminado.
6.	Possibilidade de a planta fitorremediadora tornar-se planta daninha.
7.	Necessidade de disposição da biomassa vegetal, quando ocorre a fitoextração de poluentes não metabolizáveis ou metabolizados a compostos também tóxicos.
8.	Plantas selecionam o metal que irão remediar, embora possam ocasionalmente, remediar mais de um metal.
9.	Tecnologia em desenvolvimento.

Fonte: Adaptado de Pires et al. (2003)

Apesar dos inconvenientes apresentados na utilização da fitorremediação para solos contaminados, seus benefícios a tornam uma técnica promissora. Contudo, ela requer ação conjunta de profissionais de diversas áreas, no intuito de identificar e selecionar espécies capazes de atuar na descontaminação de solos, principalmente em condições edafoclimáticas brasileiras (PIRES et al., 2003).

2.8 SELEÇÃO DE ESPÉCIES FITORREMEIADORAS

De acordo com Pires et al. (2003), para estabelecer programas de fitorremediação se faz necessário conhecer as características físico-químicas do solo e do contaminante, assim como sua distribuição na área. Fatores que possam afetar negativamente o desempenho das espécies fitorremediadoras devem ser controlados ou minimizados, para favorecer a eficiência na descontaminação.

A seleção de plantas indicadas para o uso na fitorremediação deve considerar espécies que se mostram efetivas na remediação dos contaminantes diagnosticados. De acordo com Malavolta et al. (2007), quando não se tem um elenco vegetal predeterminado para um projeto de fitorremediação, deve-se observar as particularidades do sítio contaminado, o que inclui não somente o solo, o clima e a distribuição do poluente, mas também a identificação botânica das espécies e/ou famílias/gênero vegetal que estão colonizando e se desenvolvendo na área contaminada. O objetivo é a indicação natural das plantas passíveis de serem utilizadas na sucessão vegetal da área.

Adicionalmente, é descrito na literatura que se o sítio contaminado não apresentar recolonização vegetal natural ou possuir uma contaminação muito recente, deve-se então dar preferência a espécies locais, aclimatadas à região. A observação das espécies vegetais mais sensíveis à contaminação e/ou que sofreram maiores danos morfológicos deve também ser feita pelo projetista, já que esse comportamento também infere importantes informações para a escolha de plantas capazes de suportar a adequada colonização do local (ZEITTOUNI, 2003).

Além disso, Andrade et al. (2007) observaram que é importante avaliar também como será a disposição final da massa vegetal produzida ao longo do projeto. Dependendo da técnica de fitorremediação adotada, devem ser removidas diferentes quantidades de biomassa do sistema para a eficiência do processo.

As plantas são selecionadas de acordo com as necessidades da aplicação e os contaminantes de interesse. De forma geral, estão apresentados no Quadro 6 os critérios para

a escolha da(s) espécie(s) vegetal(is) a ser(em) avaliada(s) como potencial(is) fitorremediadora(s).

Quadro 6 – Indicações para seleção de espécies vegetais para programas de fitorremediação

Pré-requisitos para aplicação da fitorremediação	
Alta taxa de crescimento e produção de biomassa.	Fácil aquisição ou multiplicação de propágulos.
Fixação biológica de nitrogênio atmosférico.	Adaptabilidade ao local a ser remediado (clima e solo).
Capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante e alta associação com fungos micorrízicos.	Ocorrência natural em áreas poluídas (importante na identificação, porém não é pré-requisito).
Sistema radicular profundo e denso.	Fácil controle ou erradicação.
Elevada taxa de exsudação radicular.	Resistência a pragas e doenças.
Quando necessária, facilidade de remoção das plantas da área contaminada.	Capacidade transpiratória elevada, especialmente em árvores e plantas perenes.

Fonte: Adaptado de EMBRAPA (2009)

São diversas as características a serem observadas no sistema vegetal antes de aplicá-lo como um fitorremediador. Dificilmente se pode reunir todas as características desejáveis, porém, o sistema vegetal que for selecionado deve apresentar o maior número delas (OLIVEIRA et al., 2007). Outro aspecto a ser observado é que, embora a maioria dos testes avalie plantas isoladas, várias espécies podem, como sugerido por Miller (1996), ser utilizadas em um mesmo local, ao mesmo tempo, para remover mais de um contaminante e promover, conseqüentemente, uma maior descontaminação.

Neste entendimento, conforme Schnoor (1997), as gramíneas são frequentemente plantadas em conjunto com as árvores em locais com contaminantes para promover a estabilização do solo e proteção contra poeira soprada pelo vento que pode mover os contaminantes para outras áreas.

2.9 ESPÉCIES ESTUDADAS

Na presente pesquisa, três espécies vegetais, encontradas na área de estudo, foram avaliadas: Algarobeira (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.), Charuto-do-rei (*Nicotiana glauca* Graham) e Taboa (*Typha domingensis* Pers.).

2.9.1 *Prosopis juliflora* (Sw) DC.

Algaroba é o nome dado ao fruto da Algarobeira, planta largamente difundida e cultivada na região do semiárido do Nordeste Brasileiro. Cientificamente, pertence à família Leguminosae, subfamília Mimosoideae, pertencente ao gênero *Prosopis* sendo conhecida por 44 espécies, distribuídas em três continentes: América, Ásia e África. A Algarobeira cresce bem nos desertos do continente americano e em alguns desertos africanos, sendo xerófila. Trata-se de uma cultura nativa de regiões áridas e semiáridas, com ocorrência que vai desde o sudeste dos Estados Unidos até a Patagônia, na Argentina. No Brasil a espécie *Prosopis juliflora* é predominante, originária do deserto do Piura no Peru, e foi introduzida no território nacional no ano de 1942, em Serra Talhada, PE e em Angicos, RN. A partir daí, sua expansão para os demais estados ocorreu através da regeneração natural e plantios (NASCIMENTO, 2008; RIBASKI et al., 2009).

Morfologicamente a Algarobeira é uma planta arbórea, xerófito, apresenta espinhos ou raras vezes inerte (sem espinhos), com altura que varia de 6 a 18 m, tronco ramificado com diâmetro à altura do peito variando de 40 a 80 cm. São compostas por folhas bipinadas, comumente com poucos pares de pinas opostas, folíolos pequenos de 6 a 30 jugas, linear-oblongas, separadas entre si por dois ráquis. Possui inflorescências em espigas axilares cilíndricas de 7 cm de comprimento, actinomorfas e hermafroditas; o cálice possui forma tubular e de coloração verde-amarelo-claro. Os frutos da Algarobeira são vagens achatadas e ligeiramente curvas, com depressões entre as sementes, tendo em média 25 cm de comprimento dependendo da variedade. Em relação ao sistema radicular, sua raiz pivotante (axial) chega a atingir grandes profundidades, pois, sendo uma planta de regiões áridas, busca encontrar o lençol freático para suprir a demanda de água para sua sobrevivência e raízes laterais para absorver água das chuvas infrequentes (NASCIMENTO, 2008; RIBASKI et al., 2009; SILVA, 2016).

Ainda segundo os autores supracitados, a *P. juliflora* é considerada uma árvore de uso múltiplo, sendo seus frutos importante fonte de carboidratos e proteínas. O potencial da

Algarobeira para reflorestamento está nas suas características de precocidade, resistência à seca e multiplicidade de usos da madeira (fornecimento de lenha, estaca, carvão). Devido à reduzida exigência em água, comprovada capacidade de crescimento em solos de baixa fertilidade e de condições físicas improdutíveis a outras culturas, evidencia-se as grandes potencialidades desta leguminosa como fonte geradora de alimentos para o homem e para os animais. Por ser uma leguminosa arbórea com alta capacidade de associação simbiótica com bactérias fixadoras de nitrogênio, do gênero *Rhizobium*, apresenta características de adicionar nutrientes ao ecossistema.

Entre os ambientes que podem favorecer a colonização da *P. juliflora*, destacam-se extensas áreas de margens de rios, áreas degradadas, alteradas, erodidas com destaque para o pastejo e mineração, podendo formar povoamentos impenetráveis. Densidades muito elevadas de regeneração da Algarobeira em relação às nativas podem ser observadas em áreas de mineração no semiárido pernambucano (Figura 9) com a formação de densos maciços populacionais, reduzindo a composição florística e a diversidade, diminuindo o número de indivíduos e, conseqüentemente, provocando mudanças na estrutura da vegetação (LIMA et al., 2002; PEGADO et al., 2006; NASCIMENTO, 2008).

Figura 9 – Presença acentuada de *Prosopis juliflora* em pilhas de estéreis em área de mineração



Fonte: Autor (2017)

Entretanto, de acordo com Pasiecznik et al. (2001), a *P. juliflora* também representa o principal papel no reflorestamento das terras áridas. Sua capacidade de crescimento em solo

degradado, sob condições áridas, tem promovido adequada sustentabilidade, adaptando-se muito bem em sistemas agroflorestais de terras secas. Por conta de sua resistência a esse tipo de ambiente e situações de estresse, pode-se inferir que essa espécie tem potencial de atuar na remediação ao tratamento de áreas degradadas pela mineração, embora na literatura não constem estudos detalhados sobre a questão.

2.9.2 *Nicotiana glauca* Graham

A *N. glauca* é originária da região norte e nordeste da Argentina e Bolívia, amplamente naturalizada em regiões de clima quente e seco, como o sul da América tropical e demais países da América do Sul, Antilhas, Havaí, México, sudeste dos Estados Unidos, Austrália e África do Sul. Em Pernambuco, é encontrada em ambientes secos na região semiárida como ruderal. Cientificamente, pertence à família Solanaceae, ordem Solanales, subclasse Lamiidae, classe Eudicodiledônea, pertencente ao gênero *Nicotiana* (VIGNOLI-SILVA, 2004).

Trata-se de uma planta arbustiva a arborescente, não víscida e perene podendo variar de 3 a 6 m. Caule principal ereto e ramos numerosos, sublenhoso, estriado, glauco a marrom claro, cilíndrico, glabro e inerme. Folhas simples ovaladas, elípticas a elíptico-lanceoladas, glabras e helicoidais. Inflorescência em panícula, monoclina, flores tubulares, 5 sépalas fundidas verdes e 5 pétalas fundidas amarelas. Frutos do tipo cápsula, verdes quando imaturos e marrons quando maduros e sementes oblongo-elípticas, marrons, com superfície de aspecto reticulado e com as paredes anticlinais das células da testa onduladas. A floração e a frutificação ocorrem ao longo de todo o ano (VIGNOLI-SILVA, 2004; FABRICANTE, et al., 2013).

De acordo com a classificação de Goodspeed (1954) a *N. glauca* é considerada uma planta tóxica devido a presença de um metabólito ativo da vitamina D₃, citado como possível responsável pela ocorrência de calcinose em animais e do alcalóide anabasina, mencionado em alguns estudos como extremamente tóxico e letal em animais (SKLIAR et al., 2000). Apesar da grande quantidade de alcalóides presentes em todas as partes da planta, poucos casos de intoxicação humana estão relatados na literatura. Embora poucos, os envenenamentos causados por ela estão entre os mais graves. Todos os casos relatados estão associados à incorreta identificação da planta, na suposição de tratar-se de uma variedade de couve e, por isso, utilizada na alimentação. Em 1983, na cidade de Porto Alegre, uma família inteira foi intoxicada desta maneira (SCHENKEL et al., 2003).

Muitos trabalhos estão sendo desenvolvidos sobre fitorremediação e mostram a complexidade e eficiência da técnica. Segundo Barazani et al. (2004), a espécie *N. glauca* foi a única espécie arbustiva capaz de ser cultivada em uma área de disposição de resíduos sólidos contaminado com Cu (316 mg kg⁻¹), Fe (37 mg kg⁻¹), Mn (628 mg kg⁻¹), Zn (2027 mg kg⁻¹), Ni (53 mg kg⁻¹), Cd (13 mg kg⁻¹) e Pb (261 mg kg⁻¹), no deserto de Negev em Israel. Experimento realizado por Christofaki (2011), mostrou que a *N. glauca* obteve bons resultados no acúmulo de Zn, Ni e Cd, apresentando absorção e concentração desses metais no sistema radicular e na parte aérea em diferentes proporções.

Em virtude dessa espécie ser pioneira em diversos ecossistemas degradados e áreas de disposição, tendo um rápido crescimento, elevada produção de biomassa e ampla distribuição geográfica, desponta como candidata promissora na fitorremediação de ambientes afetados pela mineração (BARAZANI et al., 2004) (Figura 10).

Figura 10 – Presença da *Nicotiana glauca* em taludes em áreas de mineração no semiárido



Fonte: Autor (2017)

2.9.3 *Typha domingensis* Pers.

Conhecida popularmente como Taboa, a *T. domingensis* pertence à família Typhaceae que contém um único gênero *Typha*, trata-se de uma monocotiledônea. É descrita como uma planta herbácea perene, ereta, com caule cilíndrico, rizomas rasteiros, com folhas de até 3 m

de comprimento, com 15 a 25 mm de largura. Sua distribuição é quase cosmopolita, concentrada no Hemisfério Norte, e possui de 10 a 15 espécies, das quais provavelmente apenas uma ou duas ocorrem de maneira nativa no Brasil (JOLY, 1977; SOUZA e LORENZI, 2005). De acordo com Martins et al. (2003), esse vegetal cresce às margens de lagoas e represas, sendo frequente em brejos e pântanos. Suas longas folhas, de coloração verde, são utilizadas para a manufatura de esteiras de dormir, cestas e muitos outros utensílios.

T. domingensis é uma espécie rizomatosa que forma densos estandes (Figura 11) em muitos ecossistemas aquáticos, podendo ser palustre ou aquática emergente. Quando presente, frequentemente, é uma espécie dominante em comunidades de macrófitas aquáticas. Sua importância ecossistêmica refere-se à grande quantidade de matéria orgânica produzida pela sua decomposição, e a participação da maior parte desta biomassa na teia alimentar de detritos (IRGANG, 1999; SANTOS e ESTEVES, 2002).

Figura 11 – Presença expressiva de *Typha domingensis* em cava de mineração de gipsita no semiárido



Fonte: Autor (2017)

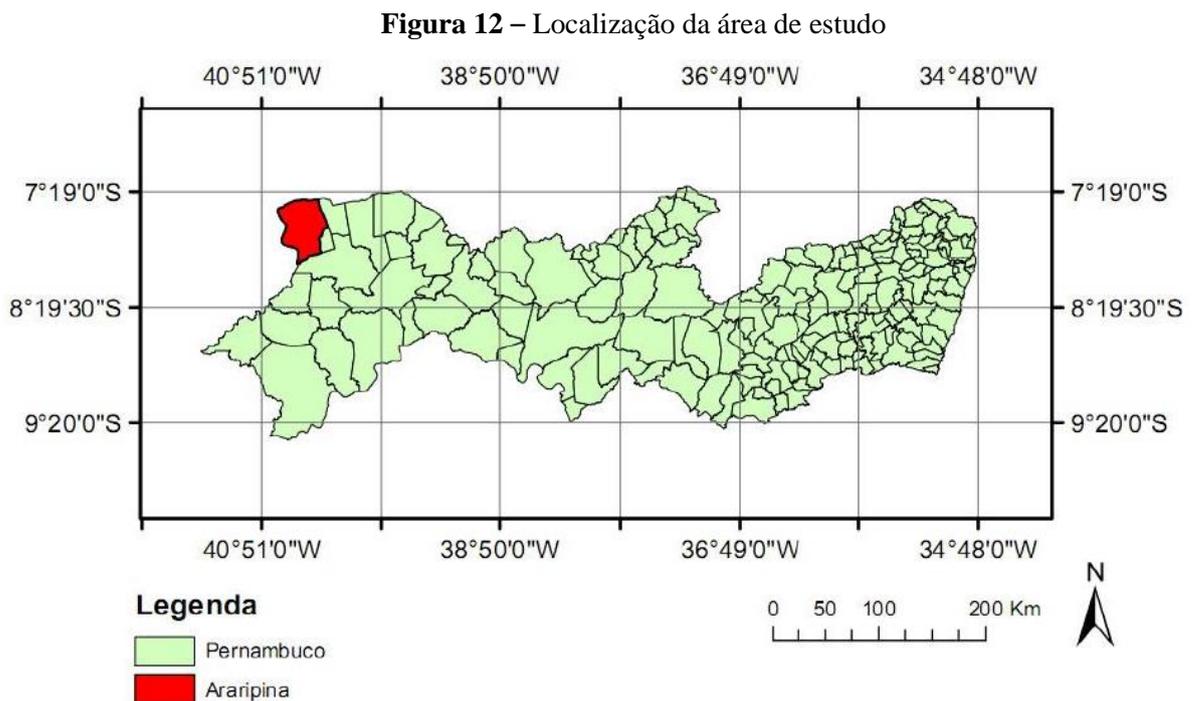
A *T. domingensis* apresenta grandes espigas marrons formadas por frutos de fibra lanulosa. Delas se aproveita a paina para enchimento de almofadas. Seu caule, muito rico em amido, após ser moído e tratado, produz um polvilho comestível. Além disso, a Taboa serve de matéria-prima para a fabricação de celulose e de móveis, além de contribuir para o saneamento ambiental e recuperação de áreas degradadas, pois é capaz de absorver metais pesados, inclusive o cobre, sendo indicada como depuradora natural de ambientes aquáticos (REITZ, 1984; MARTINS et al., 2003).

Em experimento desenvolvido por Martins et al. (2007), a Taboa obteve bons resultados na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí – Paraná. Em todos os níveis tróficos, da solução testada, foi possível constatar uma redução significativa da concentração de nitrogênio (N) e fósforo (P). Já Silva (2014), observou em seu estudo que plantas de *T. domingensis* submetidas a concentrações crescentes de arsênio, apresentaram adaptações morfológicas e fisiológicas significativas para tolerar a presença do metal. Costa et al. (2015), obtiveram respostas positivas utilizando a Taboa no sistema de tratamento de efluentes domésticos, apresentando valores de eficiência acima de 70% para remoção de Pb e Ni. Dessa forma, *T. domingensis* comporta-se como espécie acumuladora de metais, o que comprova sua potencialidade para a utilização como organismo remediador de efluentes.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se no extremo oeste do Estado de Pernambuco na mesorregião Sertão, microrregião Araripina, distante 679 km da capital, cujo acesso é feito pela BR-232/316, e com altitude média de 622m. A cidade de Araripina está localizada nas coordenadas 7°34'34" sul e 40°29'54" oeste (Figura 12), limitando-se ao norte com o Estado do Ceará, a oeste com Estado do Piauí, a leste com os municípios de Trindade e Ipubi, e ao sul com o município de Ouricuri, que estão incorporadas ao Arranjo Produtivo Local (APL) do Polo Gesseiro do Araripe. A área municipal ocupa 1.906,3 km² e representa 1,93 % do Estado de Pernambuco e está inserido nas Folhas SUDENE de Fronteira, Campos Sales, Ouricuri e Simões na escala 1:100.000 (ARRUDA, 2013).



Fonte: Arruda (2013)

Arruda (2013) aponta que, o município de Araripina caracteriza-se pela sua geodiversidade, especialmente sob aspectos mineralógicos com a extração do mineral gipsita, paleontológicos com os fósseis de vertebrados, invertebrados e de vegetais da Formação Romualdo da Bacia do Araripe, e geomorfológicos com a Chapada do Araripe, suas escarpas e morros testemunhos e a Depressão Sertaneja.

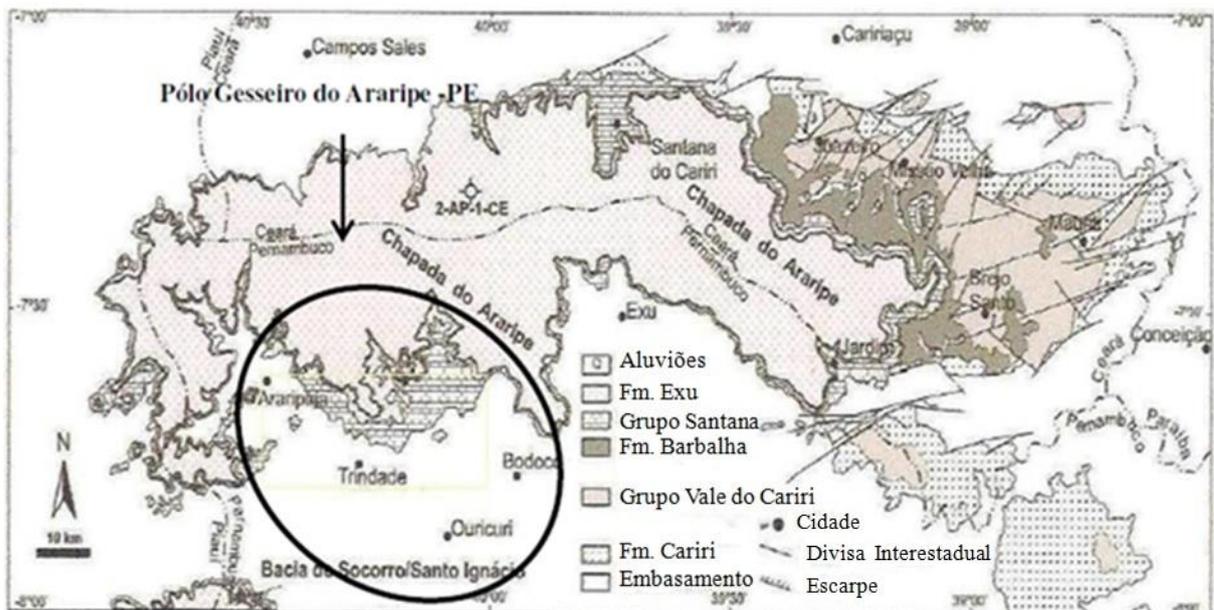
Araripina destaca-se economicamente na indústria com o extrativismo mineral devido as grandes reservas de gipsita localizadas na Bacia do Araripe, que ocupa um lugar de destaque no cenário nacional e mundial, responsável por 95% da produção do país, segundo dados fornecidos do DNPM (2002). O minério da região do Araripe é considerado o de melhor qualidade no mundo, apresentando um teor que varia de 88% a 98% de pureza (BALTAR et al., 2003).

3.2 GEOLOGIA

No que se refere ao arcabouço geológico do município em questão, encontra-se inserido, na Província Borborema, sendo o embasamento constituído pelos litotipos dos complexos Granjeiro, das suítes graníticas calcio-alcálica de médio a alto potássio, dos Granitóides indiscriminados; e a Bacia do Araripe das Formações Santana e Exu e dos depósitos Colúvio-eluviais (CPRM, 2005).

A Figura 13 ilustra a geologia local, abrangendo a Bacia do Araripe onde estão localizados os principais depósitos de gipsita do país do ponto de vista econômico, que constitui a Formação Ipubi do Grupo Santana, de idade Cretácea e os municípios que compreendem o Polo Gesseiro do Araripe.

Figura 13 – Geologia Regional da área de estudo



Fonte: Adaptado de Assine (1992) apud Bastos (2013)

De acordo com Andrade (2009), Araripina dispõem de terrenos sedimentares do cretáceo, e terrenos ígneos e metamórficos do pré-cambriano. As rochas sedimentares verificadas na bacia do Araripe são arenitos, folhelhos, siltitos, margas e evaporitos (gipsita), enquanto os que fazem parte dos terrenos ígneos e metamórficos destacam-se os gnaisses, migmatitos, granitos, quartzitos, sienitos, calcários cristalinos e filitos. Tratam-se de rochas muito antigas, bastante falhadas e com dobras (presença de sigmoides), denotando um passado bastante conturbado do ponto de vista tectônico.

O município de Araripina encontra-se inserido na unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, que se caracteriza por apresentar uma topografia pediplana bastante monótona, sobre esta, surgem inselbergs e maciços residuais, relevo tabular e encostas escarpadas, de onde partem vários afluentes da margem esquerda do São Francisco. Esses relevos isolados testemunham os ciclos intensos de erosão que atingiram grande parte do sertão nordestino. Parte de área, a norte, está inserida na unidade geoambiental das Chapadas Altas. Neste sentido, o relevo do município de Araripina é representado por superfícies de pediplanação dissecada com vertentes longas e vales abertos (CPRM, 2005; ANDRADE, 2009).

3.3 VEGETAÇÃO

Ainda no contexto da área em estudo, o ecossistema predominante da região semiárida é a Caatinga, cuja flora é composta por árvores e arbustos caracterizados pela rusticidade, tolerância e adaptação às condições climáticas da região (ALBUQUERQUE e BANDEIRA, 1995).

A maior parte das plantas apresenta espinhos, microfilia, cutículas espessas, caducifólia, sistemas de armazenamento de água em raízes e caules modificados e mecanismos fisiológicos adaptados, a exemplo do fechamento dos estômatos nas horas mais quentes do dia, que permitem classificá-las como plantas xerófilas (GIULIETTI et al., 2006).

A vegetação do município de Araripina é representada por formação vegetal do tipo Caatinga Hipoxerófila, Caatinga Hiperxerófila e a transição Floresta/Caatinga (carrasco). Segundo Andrade (2009), a vegetação de transição Floresta/Caatinga se localiza na Chapada do Araripe, e a predominância de um tipo de vegetação sobre outro nessa área do Estado decorre da influência do relevo e dos solos. É uma vegetação arbustiva e arbórea arbustiva, densa, com predomínio de plantas espinhosas.

A Caatinga Hipoxerófila ocorre em clima menos seco, de porte maior e normalmente mais densa. Predomina no Agreste de Pernambuco, em áreas semiáridas ou subúmidas (de

transição) onde as chuvas se distribuem de forma menos irregular. Enquanto a Caatinga Hiperxerófila é típica das áreas mais secas do semiárido pernambucano, sendo frequente na Depressão Sertaneja. Apresenta um maior grau de xerofitismo, com predominância de espécies arbustiva, menos densa, com indivíduos de porte baixo, espinhentos e cujas folhas na época seca caem totalmente (CONDEPE/FIDEM, 2011; MMA, 2007; EMBRAPA, 1973).

O Quadro 7 ilustra as principais espécies nativas encontradas nas áreas de Caatingas Hipoxerófila e Hiperxerófila.

Quadro 7 – Espécies vegetais nativas da Caatinga

Caatinga Hipoxerófila	Caatinga Hiperxerófila
<p>canafístula (<i>Cassia excelsa</i> Schrad.); turco (<i>Parkinsonia aculeata</i> L.); mulungu (<i>Erythrina velutina</i> Willd.); jurema-preta (<i>Mimosa hostilis</i> Benth.); unha-de-gato (<i>Misosa</i> sp.); angico (<i>Anadenanthera macrocarpa</i>); macambira (<i>Bromelia laciniosa</i> Mart.); catingueira (<i>Caesalpinia pyramidalis</i> Tul.); sabiá (<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.); jurema-branca (<i>Pithecolobium diversifolium</i> Benth.); pau-ferro (<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.); marmeleiro (<i>Croton</i> sp.); mufumbo (<i>Combretum leprosum</i> Mart.); juazeiro (<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.); aroeira (<i>Astronium</i> sp.); pereiro (<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.); mandacaru (<i>Cereus jamacaru</i> DC.); entre outras.</p>	<p>unha-de-gato (<i>Mimosa</i> sp.); pereiro (<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.); pinhão (<i>Jatropha</i> sp.); facheiro (<i>Cereus squamosus</i> Guerke); juazeiro (<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.); coroa-de-frade (<i>Melocactus</i> spp.); macambira (<i>Bromelia laciniosa</i> Mart.); xique-xique (<i>Pilocereus gounellei</i> Weber); catingueira (<i>Caesalpinia pyramidalis</i> Tul.); pereiro (<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.); palmatória-de-espinho (<i>Opuntia palmadora</i> Britton & Rose); umburana-de-cambão (<i>Bursera leptophloes</i> Mart.); aroeira (<i>Astronium</i> sp.); mandacaru (<i>Cereus jamacaru</i> DC.); favela (<i>Cnidoscolus phyllacanthus</i> (Mart.) Pax et K. Hoffm.); pinhão brabo (<i>Jathropha pohiliana</i> Müll. Arg.); entre outras.</p>

Fonte: Embrapa (1973)

A região do presente estudo esta contida no Ecossistema Caatinga, e segundo Giulietti et al. (2004) e uma área de extrema importância biológica com necessidade de conservação da sua flora, pois se trata de uma região de mosaicos vegetacionais.

3.4 CLIMA

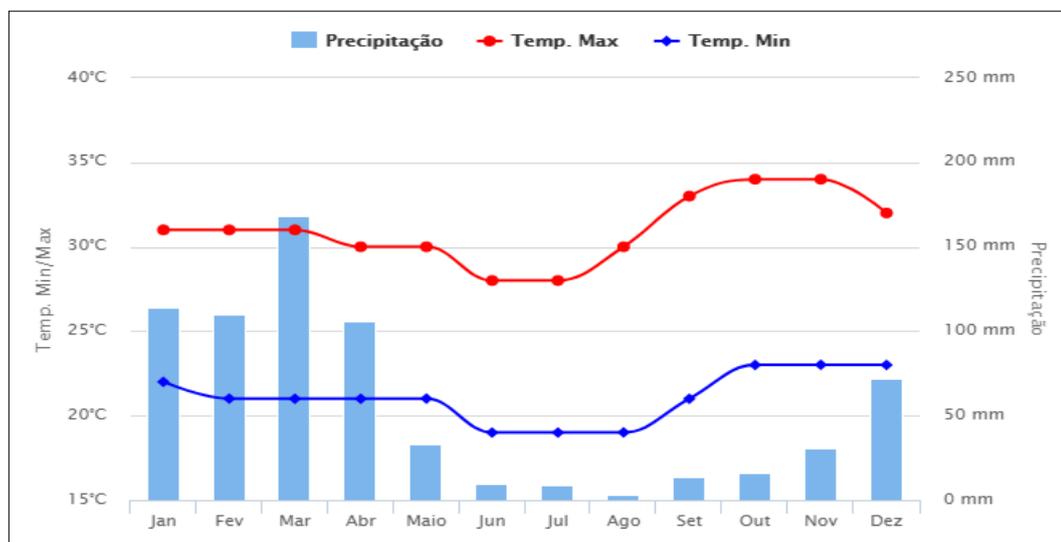
De acordo com Arruda (2013) o clima predominante na área em questão é caracterizado por climas semiáridos, com altas temperaturas e chuvas de verão. A temperatura ao longo do ano varia com máximas de 30 a 34°C e mínimas de 19 a 23°C e as taxas de evapotranspiração excedem a soma dos valores mensais de precipitação.

A maioria das chuvas que ocorrem no município de Araripina acontece em meses consecutivos, que variam de novembro a abril e são caracterizadas por aguaceiros torrenciais. Já o período de escassez de chuvas, correspondentes aos meses de maio a outubro, apresentam um período seco de estiagem, típico do clima semiárido predominante na região. (NIMER, 1972; ARRUDA, 2013).

Segundo a agência Condepe/Fidem (2011) os valores de mais alta temperatura são alcançados durante o dia, enquanto à noite as temperaturas decrescem, atingindo valores mínimos durante a madrugada. O clima característico de Araripina corresponde ao BShw da classificação de Köppen. Consoante a isso, o regime de precipitação encontrado apresenta índices médios anuais de 501 a 750 mm, caracterizando a região como de baixa pluviosidade, com insolação de 2.681 horas anuais e velocidade do vento que varia entre 0,93 m/s em dezembro e 1,33 m/s em julho. A incidência de secas, assim verificada, é classificada como de 81 a 100%. A bacia hidrográfica presente na área é a do rio Brígida (BRASIL, 1996).

A Figura 14 ilustra os índices da taxa de precipitação, bem como valores da variação de temperatura ao longo do ano.

Figura 14 – Climatologia da área de estudo



Fonte: Climatempo (2017)

Segundo Climatedo (2017) as médias climatológicas são obtidas através da observação de uma série de dados correspondentes a um período de 30 anos. A partir disso, é possível identificar, por exemplo, as épocas mais quentes/frias e chuvosas/secas de uma região.

3.5 SOLOS

Com respeito à composição dos horizontes pedológicos do município de Araripina, conforme CPRM (2005), nos *Patamares Compridos e Baixas Vertentes* do relevo suave ondulado ocorrem os Planossolos, mal drenados, fertilidade natural média e problemas de sais; *Topos e Altas Vertentes*, os solos Brunos não Cálcicos, rasos e fertilidade natural alta; *Topos e Altas Vertentes* do relevo ondulado ocorrem os Podzólicos, drenados e fertilidade natural média e as *Elevações Residuais* com os solos Litólicos, rasos, pedregosos e fertilidade natural média.

As classes de solos ocorrentes na área de estudo encontram-se discriminadas no Quadro 8.

Quadro 8 – Classes de solos encontrados no município de Araripina

Município	Solos
Araripina	Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico; Latossolo Vermelho Amarelo Eutrófico; Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico; Neossolo Litólico; Neossolo Regolítico Eutrófico; Vertissolo; Gleissolo e Planossolo.

Fonte: Autor (2017)

A seguir uma descrição sucinta das principais unidades de mapeamento de solos da área de estudo, com base em levantamentos bibliográficos existentes em Embrapa (1973 e 1999), seguindo as determinações recomendadas no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.

- **Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico** – têm uma textura argilosa, são representados por uma vegetação de transição de floresta e caatinga arbórea. Ocorrem em ambientes bem drenados, sendo muito profundos e uniformes em características de

cor, textura e estrutura em profundidade. Situam-se em relevo plano com pequenos desníveis (declividade de 0 a 3%). O material originário é proveniente da Formação Exu referidos ao Cretáceo. Estes solos são bastante cultivados, principalmente com, mandioca, milho, feijão, mamona, também com a pecuária extensiva. Estes solos situam-se no topo da Chapada do Araripe.

- **Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico** – estão localizados em áreas que bordejam o sopé da Chapada do Araripe. Compreendem solos de textura média, com saturação de bases média e alta, a vegetação é representada pela caatinga hipoxerófila e situa-se em relevo ondulado (declividade de 8 a 20%). São desenvolvidos a partir de cobertura pedimentar de materiais areno-argilosos sobre Cretáceo e Pré-Cambriano. A escassez de água é acentuada e são solos que necessitam de controle de erosão. São solos utilizados no cultivo de milho, feijão, algodão, mandioca e mamona. Esta unidade também se encontra associada a solos Neossolo Regolítico Eutrófico, abrangendo pequenas porções, sendo a vegetação representada pela caatinga hiperxerófila.
- **Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico** – compreende solos com horizonte B textural, com argila de atividade baixa. Apresenta média a alta saturação de bases e baixa saturação com alumínio. São solos de média a alta fertilidade natural. Apresentam perfis bem diferenciados, com textura normalmente arenosa ou média, frequentemente cascalhenta ou com cascalho. São moderadamente ou bem drenados, com certa acidez, raramente neutros, ou mesmo ligeiramente alcalinos (perfis de solos rasos). São derivados de gnaisses e migmatito. Está também associada à Planossolos mais ao sul de Araripina, podendo apresentar teores elevados de sódio nesta porção. A vegetação presente nesse tipo de solo é representada pela floresta caducifólia, caatinga hipoxerófila e hiperxerófila. Situam-se em relevo ondulado e forte ondulado. São utilizados com a pecuária extensiva e nos cultivos de milho, feijão, algodão herbáceo e fruticultura.
- **Neossolo Litólico** – solos pouco desenvolvidos e rasos a muito rasos. Estes solos podem ocorrer apresentando caráter eutrófico (valores de saturação de bases – (V%) superiores a 50%) e/ou distrófico (saturação de bases e saturação com alumínio trocável menores que 50% e álicos, com valores superiores a 50% para saturação com alumínio trocável. Os solos de caráter eutrófico têm, geralmente, reação moderadamente ácida a praticamente neutra, enquanto, nos solos distróficos e álicos, a reação é fortemente ácida a moderadamente ácida. Os solos são originados de filito e ardósia, gnaisses, migmatitos e de granitos, também podem ser originados de

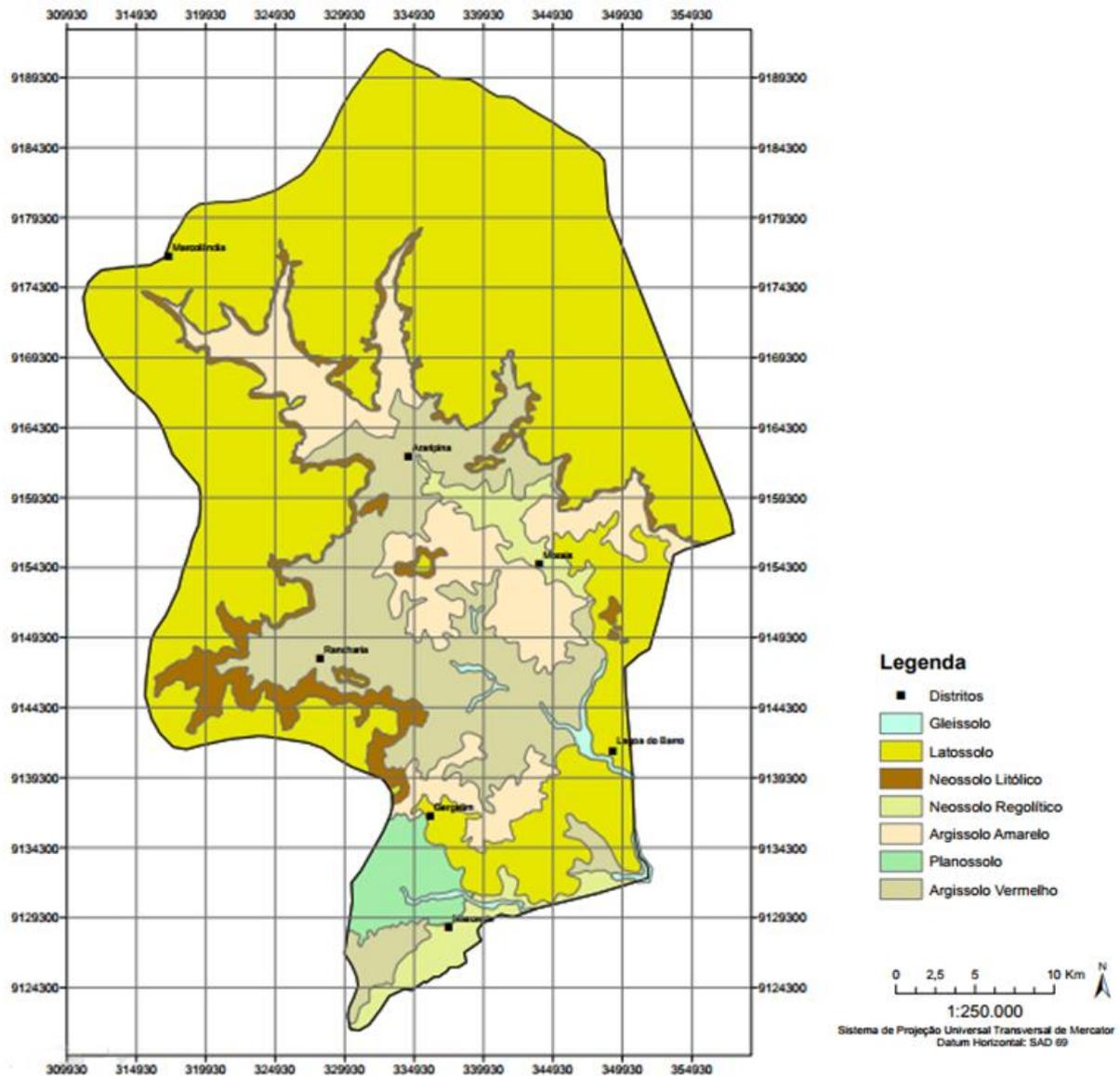
quartzitos, arenitos (Formação Exu do Cretáceo), margas, calcários argilosos e folhelhos (Formação Santana do Cretáceo), filitos e xistos. Geralmente, a vegetação é representada pela caatinga hiperxerófila e hipoxerófila. São explorados normalmente com a pecuária extensiva de bovinos e caprinos, também com culturas de milho, feijão e algodão.

- **Neossolo Regolítico Eutrófico** – saprolitos de rochas plutônicas ácidas dão origem a este tipo de solo ou, com menos frequência, do Pré-Cambriano (CD), destacando-se granito, granodiorito e granito porfiróide. O controle da erosão também deve ser intensificado nestes solos. Situam-se em relevo suave ondulado e ondulado (declividades de 3 a 20%). A vegetação é representada pela caatinga hiperxerófila arbustiva arbórea, geralmente pouco densa. Comumente são utilizados com a pecuária extensiva, em condições precárias. Com índices pluviométricos baixíssimos.
- **Vertissolo** – estes solos são derivados a partir do intemperismo de rochas calcárias cristalinas, podendo ocorrer biotita-gnaïsse, referidas ao Pré-Cambriano (CD), ou folhelhos calcíferos sobre gipsita, referidos a Formação Santana (Cretáceo). São solos que necessitam de intenso controle da erosão. A vegetação é representada pela caatinga hipoxerófila, densa, com destaque para: jurema, canafístula, catingueira, mandacaru e facheiro, entre outras espécies. Geralmente são utilizados para o cultivo de milho, algodão e feijão.
- **Gleissolos** – Os Gleissolos localizados na porção sudeste de Araripina acompanham textura média, substrato sedimento fluvial, todos eutróficos A fraco e moderado. São solos hidromórficos, caracterizados por forte gleização, em função do ambiente redutor em que são desenvolvidos, e por apresentarem textura que não seja exclusivamente nas classes areia ou areia-franca dentro de 150 cm de profundidade. Esse tipo de solo é resultante do transporte e acumulação de sedimentos pelos rios.
- **Planossolos** – Os Planossolos aparecem ao sul de Araripina associados aos argissolos eutrófico e distrófico plíntico e não plíntico profundo e pouco profundo, textura média e argilosa, A fraco e moderado. Compreendem solos imperfeitamente a mal drenados, com horizonte superficial de textura mais leve. Embora se situem em relevos planos e suaves, a erodibilidade desses solos é moderada, em virtude de suas condições físicas e do gradiente textural elevado. Sua fertilidade natural é variável, apresentando sérias limitações físicas. Alguns Planossolos podem apresentar teores elevados de sódio, sendo o seu horizonte B de permeabilidade interna bem reduzida e de consistência

muito dura quando seco. Isso é intensificado se as argilas tiverem atividade elevada, com maior contratilidade e expansibilidade. Nesse caso, a permeabilidade é baixíssima.

O mapa de solos do município de Araripina – PE está representado na Figura 15.

Figura 15 – Mapa dos solos de Araripina



Fonte: Embrapa (2000)

Em linhas gerais, os tipos de solos são respostas às condições naturais do ambiente em determinada área, trata-se de uma superfície inconsolidada resultante do intemperismo das rochas, que varia de acordo com a geologia, o relevo, o clima e os organismos vivos essenciais na formação do mesmo (ARRUDA, 2013).

4 METODOLOGIA

As coletas das amostras foram realizadas no município de Araripina no estado de Pernambuco em uma cava de mineração de gipsita, denominada Mina Ponta da Serra, pertencente à empresa Royal Gipso Ltda. Este empreendimento encontra-se localizado na fazenda Ponta da Serra, no povoado Gergelim. O período de coleta se deu nos dias 22, 23 e 24 de maio de 2017, ao final da estação chuvosa.

Os pontos de coleta escolhidos (Figura 16) foram georreferenciados com o uso de aparelho GPS de navegação modelo GARMIN, conforme discrimina a Tabela 2.

Tabela 2 – Georreferenciamento dos pontos de coleta

Pontos	Localização	Amostras	Coordenadas
1º Ponto	Via de acesso – margem direita	<i>Nicotiana glauca</i> Solo avermelhado	S 07° 44' 24.3" W 040° 27' 59.1"
2º Ponto	Via de acesso à cava	<i>Prosopis juliflora</i> Solo acinzentado	S 07° 44' 25.2" W 040° 27' 56.5"
3º Ponto	Interior da cava de mineração	<i>Typha domingensis</i> Solo preto-amarronzado	S 07° 44' 30.6" W 040° 27' 47.9"

Fonte: Autor (2017)

Figura 16 – Localização dos pontos de coleta



Fonte: Adaptado de Google Earth (2017)

4.1 LEVANTAMENTO DE DADOS SECUNDÁRIOS

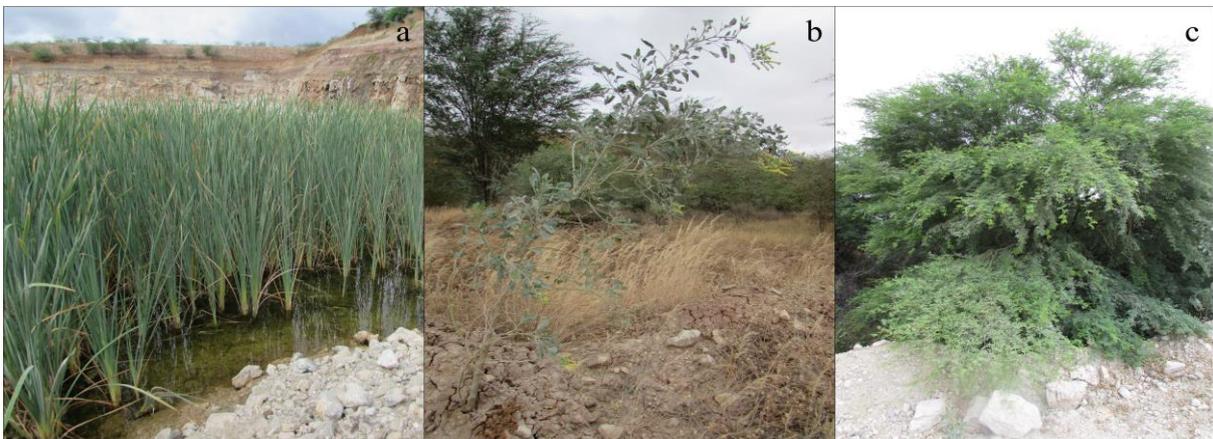
Foi realizado um levantamento de dados bibliográficos pertinente à temática sugerida, que subsidiou a elaboração e execução do plano de trabalho e embasou a análise dos resultados.

4.2 PESQUISA DE DADOS PRIMÁRIOS

4.2.1 Coleta das amostras vegetais *in situ*

As espécies vegetais selecionadas (Figura 17) atendem ao critério de hábito de crescimento e ocorrência significativa em área do presente estudo. São representantes do estrato herbáceo-arbóreo e trata-se de espécies exóticas adaptadas, que se desenvolvem de forma plena em ambientes alterados por ação antrópica.

Figura 17 – Espécies coletadas: *Typha domingensis* (a); *Nicotiana glauca* (b); *Prosopis juliflora* (c)



Fonte: Autor (2017)

Feita a identificação sistemática das espécies *Typha domingensis*, *Nicotiana glauca* e *Prosopis juliflora* coletadas em área de extração de gipsita, as mesmas tiveram a parte aérea e o sistema radicular separados, a fim de avaliar o potencial fitoextrator e fitoestabilizador das respectivas plantas. As três amostras vegetais foram acondicionadas em sacos de papel devidamente lacradas e identificadas. Foi realizada também a averiguação visual *in loco* de possíveis alterações morfológicas externas nas espécies coletadas como o aparecimento de clorose e manchas necróticas nas folhas das espécies, bem como colorações foliares típicas de toxidez por metais pesados, através de registro fotográfico por câmera da marca Canon.

4.2.2 Tratamento das amostras vegetais pós-coleta

Os vegetais foram levados ao Laboratório de Processos Catalíticos do Departamento de Engenharia Química (DEQ) da UFPE, para realização da preparação das amostras para a análise química. As espécies vegetais foram lavadas em água corrente sobre uma peneira para remoção dos materiais aderidos. Após a lavagem, as amostras foram secas com auxílio de uma estufa convencional em temperatura de 65°C por 48h para obtenção da matéria seca (MS). Posteriormente, moeu-se o material vegetal no Moinho de Facas da marca MARCONI, modelo TF 340, obtendo-se uma biomassa seca e triturada.

A análise química de fertilidade do tecido vegetal foi feita de acordo com os procedimentos usuais em prática no Laboratório de Análise Agronômica e Ambiental LTDA – FULLIN, no Estado do Espírito Santo, onde foram realizados os ensaios para obtenção de valores de macro e micronutrientes presentes nas amostras.

4.2.3 Coleta das amostras de solos *in situ*

Os solos foram obtidos nos mesmos pontos de coleta das amostras vegetais, em profundidade de até 30 cm com auxílio de um sacho. Diante da distribuição das espécies na área em estudo foram selecionados três tipos de solos (Figura 18), cada um com característica textural e tonalidade diferenciada. Para a coleta do material, foi realizada uma amostragem aleatória simples, obtendo-se amostras representativas, seguindo recomendações técnicas da Embrapa (2006) com algumas adaptações.

Figura 18 – Coleta de solos: *Typha domingensis*, solo preto-amarronzado (a); *Nicotiana glauca*, solo avermelhado (b); *Prosopis juliflora*, solo acinzentado (c)



Fonte: Autor (2017)

4.2.4 Tratamento das amostras de solos pós-coleta

Após a coleta dos solos *in situ*, as amostras foram espalhadas em lona, separadamente, com suas devidas identificações, para que fossem secas em temperatura ambiente e à sombra. Os solos que possuíam muitos agregados tiveram que ser destorroados utilizando-se almofariz e pistilo (ambos de porcelana), porém sem a aplicação de força excessiva para que não ocorresse à quebra dos grãos, o que poderia interferir nos resultados das análises.

As amostras foram homogeneizadas com auxílio de uma lona e posteriormente quarteadas, segundo método de pilha cônica, garantindo a retirada de uma amostra representativa em quantidade suficiente para realização dos ensaios propostos. Uma parte das amostras foi destinada ao laboratório Fullin, para realização da análise química de fertilidade completa. Metodologia conforme Embrapa (1998).

4.2.5 Análises físicas

Foram realizadas análises de densidade real e granulométrica nas amostras de solo.

4.2.5.1 Densidade real dos solos

A análise de densidade real do solo foi realizada pelo método de picnometria. A metodologia utilizada para realização do ensaio foi obtida através das normas ME/DNER - 93/64 e ABNT - NBR 6508 (1984), aplicada para solos. Para o procedimento deste ensaio foi adotado os seguintes passos: pesou-se um picnômetro vazio, seco e limpo (chamando de A_1); colocou-se a amostra no picnômetro e pesou-se novamente (chamando de A_2); adicionou-se água destilada até cobrir toda amostra, ultrapassando-a, enchendo o picnômetro completamente e pesando-se (chamando de A_3); retirou-se todo o material contido dentro do picnômetro; preencheu-se todo o picnômetro somente com água destilada e pesou-se (chamando de A_4).

A densidade real é dada por:

$$\gamma_s = \frac{A_2 - A_1}{(A_4 + A_2) - (A_1 + A_3)} \quad (3)$$

O picnômetro utilizado no processo foi de 50 ml e o peso adotado para todas as amostras foi de 10 g. Os ensaios foram realizados em triplicata, obtendo-se ao final, uma média aritmética de cada unidade amostral. O experimento foi realizado no Laboratório de Tecnologia Mineral (LTM), do Departamento de Engenharia de Minas da UFPE.

4.2.5.2 Análise granulométrica dos solos

O material foi peneirado manualmente na peneira de 10 mesh (#) (2,00 mm), com a finalidade de separar a fração mais grosseira da mais fina. As amostras que apresentaram torrões foram desagregadas, com ajuda de almofariz e pistilo, assegurando-se que ficassem retidos na mesma apenas os grãos maiores que a abertura da malha. O material retido nessa malha foi descartado e o passante, posteriormente, peneirado a seco em bateria de peneiras de aberturas compreendidas entre 20# (0,841 mm) e 200# (0,075 mm). Em seguida pesou-se o material retido em cada peneira.

As análises procederam-se mediante metodologia específica, normatizada pela NBR-7181/ABNT, no LTM do Departamento de Engenharia de Minas da UFPE.

4.2.6 Análises físico-químicas

4.2.6.1 Determinação da condutividade elétrica (CE) e potencial hidrogeniônico (pH)

Alíquotas das amostras de solo foram destinadas ao Laboratório de Análises Mineraias, Solos e Água (LAMSA) do Departamento de Engenharia Química da UFPE para a determinação da CE e pH. Para realização dos ensaios as amostras tiveram que ser previamente tratadas através da preparação dos extratos saturados.

Para a preparação do extrato saturado da CE, pesou-se 100 g de cada solo em beakers de plástico de 400 mL. Adicionou-se água contida em proveta de 50 mL, posteriormente com o auxílio de uma espátula de aço fez-se a mistura da solução (solo+água) obtendo-se um composto de aspecto brilhante ou espelhante, que foi deixado em repouso por quatro horas. O equipamento utilizado para obtenção dos valores da CE, da marca METTLER TOLEDO, modelo MC 226, foi ligado com antecedência para a aferição da leitura do mesmo em solução de KCl 0,01 mol L⁻¹ (condutividade de 1,4 mS cm⁻¹). Subsequente a isso, a célula de condutividade foi lavada com água destilada e em seguida mergulhada no extrato de saturação (EMBRAPA, 2011).

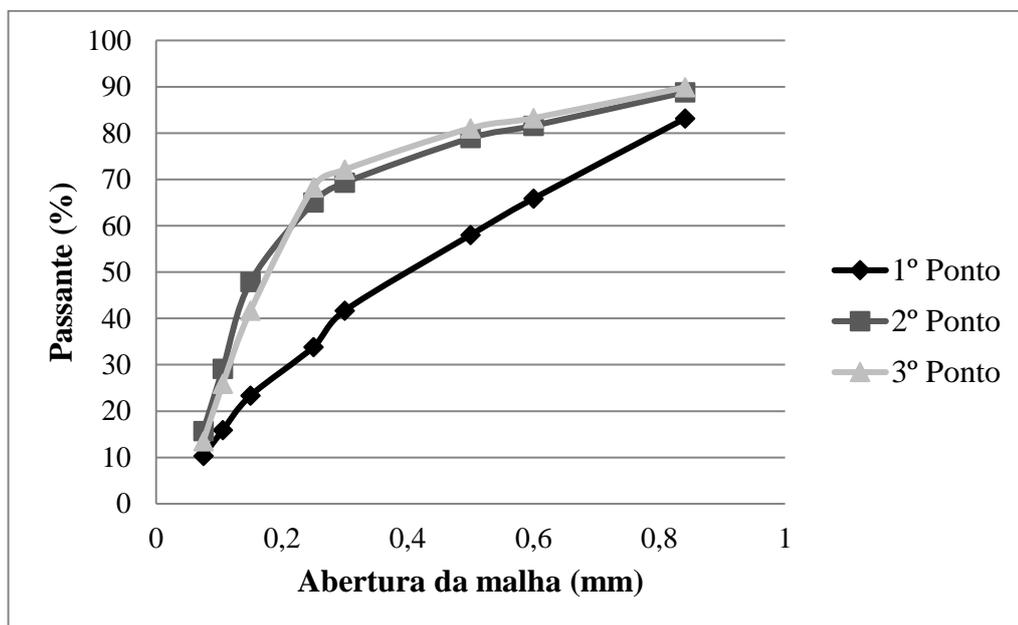
Já para o pH, tomou-se 10 g de solo TFSA (terra fina seca ao ar) em becker de 100 mL e adicionou-se 25 mL de água destilada (relação solo/solução 1:2,5). Em seguida homogeneizou-se a suspensão com o auxílio de um bastonete de vidro, deixando a mistura em repouso por um período de uma hora (EMBRAPA, 1998). A medição do pH foi realizada com a imersão da fita indicadora de pH, marca MERCK (0-14), na solução durante um a três segundos e posteriormente foi feita a comparação da cor da fita com escala de cores, relacionando o valor de pH encontrado. Este método baseia-se em uma reação colorimétrica, não apresentando sensibilidade quando comparado com o pHmetro.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DOS SOLOS

Para definição dos critérios texturais das amostras de solos, foi realizada a análise da distribuição das dimensões dos grãos, denominada análise granulométrica, que objetiva determinar a curva granulométrica, como pode ser observado na Figura 19.

Figura 19 – Análise granulométrica dos solos: 1º Ponto (areia média); 2º e 3º Pontos (areia fina)



Fonte: Autor (2017)

As amostras coletadas na Mina Ponta da Serra apresentaram certa homogeneidade quanto à classe textural, refletindo a conformidade dos Latossolos e Argissolos eutróficos da região. Tais solos segundo EMBRAPA (1999), apresentam média a alta saturação de bases e possuem média a alta fertilidade natural. Isso se confirma nos resultados obtidos nas análises químicas dos solos (item 5.5), os quais obtiveram valores significativos de macro e micronutrientes em suas composições, influenciando positivamente para alta fertilidade desses solos.

De acordo com as curvas granulométricas obtidas, observou-se que o tipo de solo predominante é de textura arenosa (areia média a fina). O 1º Ponto possui textura média, já o 2º e 3º Pontos tiveram comportamentos mais parecidos, com textura moderadamente fina. De

modo geral os teores de silte e argila foram maiores no 2º e 3º Pontos de coleta. Tais resultados refletem o que se discorre na literatura, conforme EMBRAPA (1999).

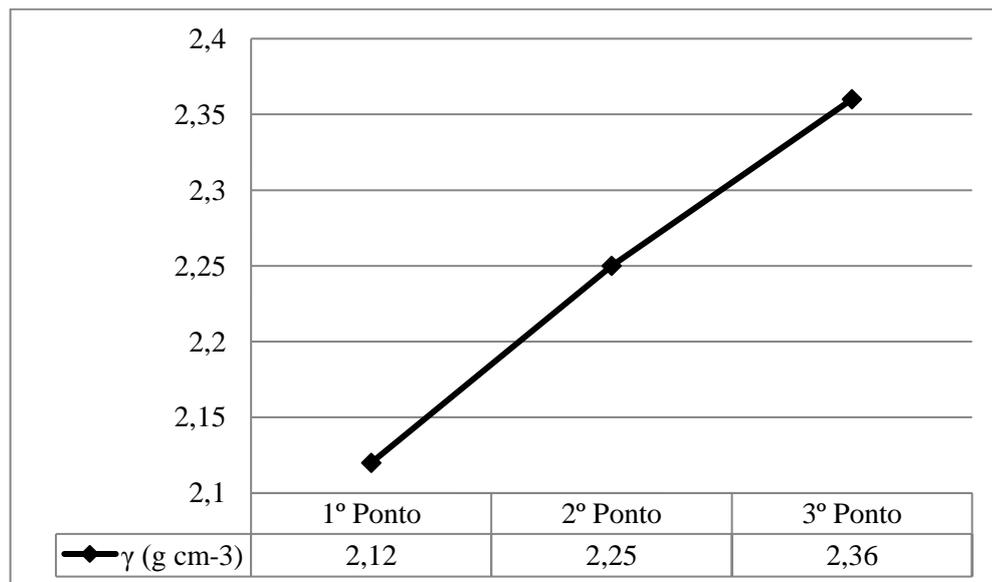
Salienta-se que a fração argila é a que possui maior superfície específica e é de natureza coloidal com alta retenção de cátions. Ela é constituída de uma gama variada de minerais (argilominerais) que apresentam cargas elétricas negativas responsáveis pela capacidade de troca de cátions (CTC). Contudo, solos de textura mais arenosa não apresentam valores críticos de resistência à penetração, que possam causar impedimento ao desenvolvimento do sistema radicular dos vegetais, facilitando a penetração e expansão das raízes das plantas.

Ressalta-se ainda que a textura constitui um dos atributos físicos mais importantes do solo, pois possui a capacidade de influenciar a maioria das propriedades físicas (aeração, infiltração, drenagem e retenção de água, consistência etc) e químicas (CTC, fixação de P, absorção de água e nutrientes, etc) (REINERT et al., 2006).

5.2 DENSIDADE REAL DOS SOLOS

Os resultados obtidos da densidade real das amostras de solos estão ilustrados na Figura 20.

Figura 20 – Densidade real das amostras de solos



Fonte: Autor (2017)

Quanto aos valores da densidade real do solo, Kiehl (1979) apresenta um valor médio de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ como referência. No caso presente, todas as amostras apresentaram resultados abaixo dessa média, como pode ser observado no gráfico acima.

De acordo com Miranda et al. (2010), a densidade real, por referir-se aos constituintes sólidos do solo, pode indicar a concentração de materiais mais leves, como a matéria orgânica (MO), que faz baixar os valores por possuir menor peso relativo em relação aos principais minerais constituintes das rochas, isso pode ser observado no 1º Ponto de coleta que obteve valor de MO mais elevada em relação aos demais pontos.

Ainda segundo o autor supracitado, a concentração de outros minerais pelo processo de laterização também influi na determinação da densidade real de um solo, promovendo seu aumento, podendo ocorrer devido o acúmulo de óxidos hidratados de ferro. Tal informação pode ser constatada no 3º Ponto de coleta, que apresentou maior quantidade do elemento Fe em sua composição.

Valores críticos de densidade real do solo promovem alterações na compactação, adensamento, porosidade e estruturação dos solos. Essas mudanças constituem fatores prejudiciais quanta a redução do armazenamento de água em profundidade, na limitação do crescimento radicular das plantas devido à maior resistência à penetração e à menor aeração que apresentam, além de representarem potencial significativo à erosão. Isso faz com que ocorra o processo de escoamento superficial, provocando a erosão do solo e consequentemente, a maximização do potencial de degradação ambiental (MELO et al., 2010; SANTOS, 2013).

5.3 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E PORCENTAGEM DE SÓDIO TOTAL DOS SOLOS

A Tabela 3 ilustra os valores obtidos da condutividade elétrica (CE) e da porcentagem de sódio total (PST), para salinidade e sodicidade, respectivamente, dos solos coletados.

Tabela 3 – Resultados da condutividade elétrica e porcentagem de sódio total dos solos

Pontos de coleta - solos	CE (dS m^{-1})	PST (%)
1º Ponto	2,59	0,31
2º Ponto	2,43	0,96
3º Ponto	2,64	2,21

Fonte: Autor (2017)

Os valores médios da CE e PST, para todas as amostras de solo, apresentam-se abaixo do limite de classificação dos solos como salinos e/ou sódicos. De acordo com Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos a classificação dos solos salinos baseia-se nos efeitos da salinidade sobre as plantas e do sódio trocável sobre as propriedades do solo, expressos em termos de CE e PST, respectivamente, classificando os solos em quatro categorias: solos normais; solos salinos; solos salino-sódicos; e solos sódicos conforme mostra a Tabela 4. Os parâmetros adotados para essa classificação foram os mesmos propostos por Richards (1954).

Tabela 4 – Classificação dos solos afetados por sais

Classificação	CE (dS m ⁻¹ à 25° C)	PST (%)	pH
Solos sem problemas de sais	< 4	< 15	< 8,5
Solos salinos	> 4	< 15	< 8,5
Solos salino-sódicos	> 4	> 15	≥ 8,5
Solos sódicos	< 4	> 15	≥ 8,5

Fonte: Adaptado de Richards (1954)

Os resultados obtidos podem estar associados ao período de coleta das amostras, realizada no final da estação chuvosa. Conforme Costa et al. (2004), Wanderley (2009) e Ribeiro (2010), fatores climáticos (índice pluviométrico) e edáficos (capacidade de lixiviação dos sais) influenciam de forma direta na dispersão dos sais, tendo a água como principal agente transportador. Em virtude disso, há uma diminuição na ocorrência de áreas salinas/sódicas, diferentemente do período de maior estiagem, onde se tem elevada taxa de evapotranspiração, promovendo um fluxo ascendente no perfil do solo, por efeito da capilaridade, concentrando esses sais nas zonas mais superficiais.

Em contrapartida, de acordo com os resultados das análises da CE e PST, a área em questão degradada pela atividade de mineração de gipsita, não promoveu o aporte de sais e de sódio trocável, pelo contrário a retirada dos perfis superficiais e subsuperficiais (decapeamento) contribuíram para a diminuição da salinização da área em questão. Com isso, não há efeitos negativos sobre as propriedades dos solos e nem na disponibilidade de nutrientes essenciais para as plantas, tal fato favorece a prática da agricultura na área minerada.

É sabido que a região semiárida brasileira é naturalmente salina devido aos depósitos evaporíticos, onde eram anteriormente oceanos, com isso há grandes áreas com solos salinizados. Entretanto, a maior incidência do problema ocorre em terras mais intensamente

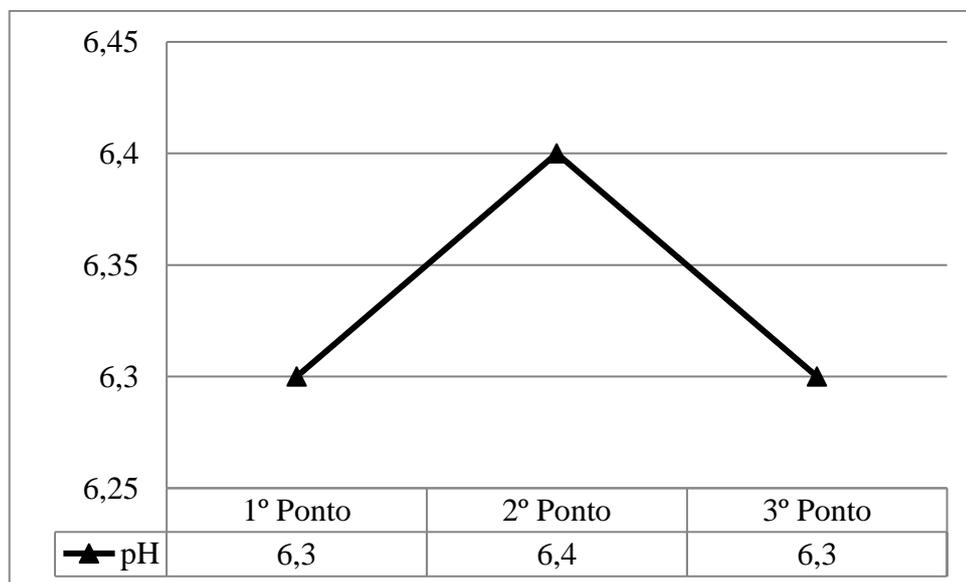
cultivadas com o uso da irrigação com águas salinizadas, uso excessivo de agroquímicos, sistemas de drenagem ineficientes, nos pólos de agricultura irrigada. Já a decomposição de minerais primários *in situ*, raramente provoca acúmulo de sais no solo em níveis prejudiciais ao desenvolvimento vegetal (WANDERLEY, 2009; SILVA et al., 2011).

Amorim et al. (2008) e Holanda et al. (2010) ressaltam ainda que o excesso de sais solúveis e/ou sódio trocável, dificulta a absorção de água do solo pelas plantas, induz à toxicidade de íons específicos (sódio e cloreto, principalmente), causa desequilíbrio nutricional e impede a infiltração de água no solo, provocando redução do crescimento das espécies vegetais.

5.4 AMOSTRAS DE SOLOS E RESPECTIVOS pHs

Através da Figura 21, pode-se observar os valores de pH obtidos para os três tipos de solos coletados.

Figura 21 – Valores de pH das amostras de solos



Fonte: Autor (2017)

O solo avermelhado e preto-amarronzado, 1º e 3º pontos, respectivamente, apresentaram os mesmos valores e o solo acinzentado 2º ponto apresentou uma ligeira variação. Segundo Prezotti et al. (2007) e Gonçalves (1982) os solos de locais com alto índice pluviométrico anual são mais ácidos que os formados em condições mais áridas, já os solos formados com condições de pouca chuva em grande parte são menos ácidos com leituras de

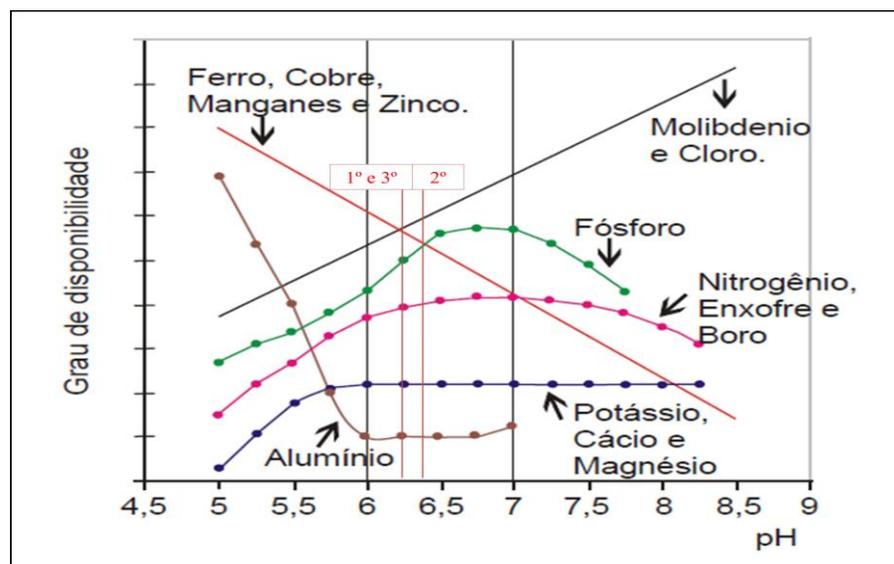
pH de solo por volta de 7,0. Os solos dessas regiões, pelos altos teores de sais solúveis que contem nos horizontes superficiais, tendem a ser mais salinos (halomórficos) devido às altas taxas de evapotranspiração e à baixa pluviosidade.

O pH é um importante indicador das condições químicas do solo, por possuir capacidade de interferir na disposição de vários elementos químicos essenciais ao crescimento e desenvolvimento vegetal, favorecendo ou não suas liberações.

Verifica-se que os valores de pH encontrados para todos os solos estão dentro da faixa ideal para a boa disponibilidade de macro e micronutrientes, ou seja, em pH próximo a neutralidade, como proposto por Malavolta (1979), que sugere que a faixa ideal de pH em que a maioria dos nutrientes se encontram disponíveis para as plantas na solução do solo está entre 6 e 7. Além disso, de acordo com Brito (2010) pode-se destacar também que para esses valores de pH não há problemas quanto ao nível de H^+ (atividade) na solução do solo o qual é alto nos solos ácidos e nem pela porcentagem de saturação de alumínio no complexo de troca. Isto pode ser observado nos resultados das análises químicas dos solos, que para a acidez trocável (Al^{3+}) e acidez potencial ($H+Al$) foram irrelevantes.

A maior parte dos nutrientes como K, Ca, Mg, N, S, B e P estão menos disponíveis em valores baixos de pH e alguns como Fe, Cu, Mn e Zn, com exceção do Mo, mostram comportamento inverso, conforme ilustra a Figura 22, que relaciona a disponibilidade dos macro e micronutrientes para as plantas com os valores de pH do solo.

Figura 22 – Disponibilidade de nutrientes em função da variação do pH e localização do pH das três amostras de solos



Fonte: Adaptado de Malavolta (1979)

Conforme Prado (2012), a reação do solo refere-se às condições apresentadas pelo solo segundo as concentrações dos íons H^+ e OH^- na solução do solo. Somente concentrações extremas de OH^- ou H^+ ($8,5 < pH < 3,5$) são consideradas tóxicas para as células das raízes. Portanto, estando em níveis baixos na solução do solo, como é o caso das três amostras coletadas, essas cargas não alcançam facilmente o citoplasma e, assim, não prejudicam o desenvolvimento das espécies vegetais.

Nos solos ácidos verifica-se a fixação do fósforo (P) pelo ferro (Fe) e pelo alumínio (Al) formando compostos insolúveis não aproveitáveis para as plantas. Apresentam, ainda, uma baixa CTC efetiva (t) que ocasiona uma lixiviação muito grande de cátions, bem como uma baixa percentagem de saturação por bases (V%) e uma alta saturação por alumínio (m%). Nos solos alcalinos ($pH > 7,0$) há uma deficiência na disponibilidade de fósforo por causa da formação de fosfato de cálcio que é insolúvel e não aproveitável para as plantas. A saturação por bases é alta, baixa saturação por alumínio, alta CTC efetiva (t) e o nitrogênio apresenta perdas por volatilização (RONQUIM, 2010).

De acordo com Filho (2005), o pH das amostras é importante porque reflete outras condições como a presença de bases trocáveis e a Capacidade de Troca Catiônica, que estão relacionados com a fertilidade e capacidade de adsorção. As propriedades adsorptivas de um solo, por sua vez, interferem na mobilidade de nutrientes e elementos nocivos. Porém esta análise não pode ser feita de forma isolada. Devem-se considerar outros fatores como percentual de matéria orgânica, umidade, teor de argila, condições de oxi-redução, textura e mineralogia.

5.5 ANÁLISES QUÍMICAS DOS SOLOS

Todo e qualquer programa para avaliação da fertilidade dos solos passa inicialmente pela etapa de amostragem. Posteriormente vem a preparação das amostras, encaminhamento ao laboratório e finalmente, as determinações químicas, empregando metodologias específicas. Para Mello et al. (1983) a fertilidade do solo está relacionada com a nutrição mineral das plantas, no que diz respeito ao poder de fornecimento de nutrientes pelo solo e a absorção dos mesmos pelas plantas em quantidades suficientes.

Com base nos resultados das análises químicas das amostras, a interpretação da fertilidade do solo seguiu os parâmetros expostos no Anexo A. Os resultados da análise química dos solos estão descritos no Quadro 9.

Quadro 9 – Análise de fertilidade dos solos

Parâmetros Analisados	Unidade	1º Ponto	2º Ponto	3º Ponto
Fósforo Mehlich 1/	mg dm ⁻³	153	104	86
Potássio (K) 1/	mg dm ⁻³	150	38	49
Enxofre (S) 2/	mg dm ⁻³	45	76	25
Cálcio (Ca) 3/	cmol _c dm ⁻³	20,2	15,7	30,7
Magnésio (Mg) 3/	cmol _c dm ⁻³	2,7	0,8	3,7
Alumínio (Al) 3/	cmol _c dm ⁻³	0	0	0
H+Al 4/	cmol _c dm ⁻³	1,2	1,1	1,1
Matéria Orgânica (MO) 5/	dag kg ⁻¹	0,9	0,4	0,4
Ferro (Fe) 1/	mg dm ⁻³	15	97	214
Zinco (Zn) 1/	mg dm ⁻³	1,9	1,7	1,9
Cobre (Cu) 1/	mg dm ⁻³	0,6	1,2	2,2
Manganês (Mn) 1/	mg dm ⁻³	149	95	46
Boro (B) 6/	mg dm ⁻³	1	0,78	0,71
Sódio (Na) 1/	mg dm ⁻³	14	32	150
Soma de bases (SB)	cmol _c dm ⁻³	23,3	16,7	35,2
CTC a pH 7,0 (T)	cmol _c dm ⁻³	24,5	17,8	36,3
Saturação de bases	%	95,1	93,8	97
Sat. Alumínio (m)	%	0	0	0
1/ Extração: HCl 0,05 mol/L+H ₂ SO ₄ 0,025 mol/L		4/ Solução Tampão SMP		
2/ Extração: Ca(H ₂ PO ₄) ₂ 0,01 mol/L		5/ Oxidação: Na ₂ Cr ₂ O ₇ 2H ₂ O+4 mol/L H ₂ SO ₄ 10 mol/L		
3/ Extração: KCl 1 mol/L		6/ Extra: BaCl ₂ 2H ₂ O 0,125%		

Fonte: Adaptado de Fullin (2017)

O cálcio, depois do ferro, é o nutriente mineral encontrado em maior concentração na maioria dos solos, geralmente em quantidades muito superiores às necessidades das plantas. Para as amostras analisadas os níveis de Ca no solo para a maioria das amostras encontram-se altos (> 4 cmol_c dm⁻³). Solos de regiões semiáridas geralmente apresentam altos teores de Ca, qualquer que seja a textura. É o resultado da baixa precipitação e pequena lavagem a que estão sujeitos. Muitos desses solos contêm no perfil depósitos secundários de carbonato e sulfato de cálcio (MELLO et al., 1983).

Os níveis de Mg encontram-se altos na maioria das amostras, ou seja, indicaram teor de Mg acima de 1,0 cmol_c dm⁻³. Os altos teores de Mg no solo da região pode dar-se a seu

processo de formação, a partir de materiais ricos desse elemento, como, por exemplo, a ilita, mineral evidenciado em técnicas de caracterização em estudo realizado por Santana et al., (2017) em pilhas de estéreis provenientes da mesma área em questão. Mesmo exercendo pouca influência sobre as condições de solo, no que diz respeito as plantas, o Mg é de importância decisiva devido a sua condição de elemento essencial. Além disso, tem-se verificado um efeito favorável desse cátion sobre a absorção do P, natural do solo ou de fertilizantes (MELLO et al., 1983).

O elemento K teve maior concentração no solo do 1º Ponto de coleta. Segundo Schwartz et al. (2004), os óxidos alcalinos de potássio (K_2O) são encontrados adsorvidos nas argilas devido à presença de micas (ilita) e feldspatos na composição dos solos. Este elemento comporta-se como íon cátion monovalente e dessa forma pode ser facilmente lixiviado, principalmente em solos com baixa CTC, isso explica o baixo valor obtido para o K na análise química do solo no 2º Ponto de coleta.

Os solos dos três Pontos de coletas tiveram valores elevados de P em sua composição, devido à presença de matéria orgânica e minerais micáceos e feldspatos, com destaque para o 1º Ponto. Apesar da presença significativa desse elemento no solo, somente pequenas quantidades de P estão presentes na solução do solo, em geral apresentam em torno de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$, fato que se aplica para as condições de semiárido (MALAVOLTA et al., 1989). O fósforo ocorre na forma orgânica e em centenas de formas inorgânicas no solo. A maioria do fósforo inorgânico ocorre na fração argila do solo, ligado ao cálcio, ferro, alumínio e na quase totalidade não está disponível às plantas. O fósforo disponível às plantas tende a ser facilmente fixado por argilas do solo, tornando-se pouco móvel, pois é firmemente retido não sendo um nutriente facilmente sujeito às perdas por percolação (SENGIK, 2003).

A classificação considerando os teores de Na do solo é dada a partir da PST, segundo esta os níveis acima de 15% são consideradas críticas às propriedades do solo. De acordo com o item 5.3, os resultados da PST obtidas para todas as amostras apresentam-se abaixo do limite de classificação dos solos como sódicos. Os óxidos alcalinos de sódio (Na_2O) são encontrados nas argilas devido à presença de micas e feldspatos, minerais que compõem esses solos. Consoante a isso, nas regiões semiáridas, esse elemento pode acumular-se no solo em forma de sais $NaCl$, Na_2SO_4 , e Na_2CO_3 . Pode-se ressaltar ainda que o Na é benéfico e não obstante essencial para algumas plantas de região semiárida (Atriplex, Versicaria, Hewartol). Há plantas em que os efeitos do potássio poderiam ser substituídos pelo sódio (SENGIK, 2003).

Os resultados obtidos para o Alumínio Trocável (Al) e Acidez Potencial (H+Al) foram irrisórios para todas as amostras de solos. Esse elemento em baixa concentração na solução do solo, devido ao pH próximo a neutralidade, não é passível de causar dano às plantas. Segundo Prado (2008), geralmente, quanto maior o teor de cálcio disponível na solução, menor é o teor de alumínio, com isso, a planta aproveita o cálcio para o seu desenvolvimento e, ainda, inexistente o efeito maléfico do alumínio limitando o crescimento radicular. Apesar do baixo teor, o Al está em grande parte combinado com outros elementos formando os argilominerais, geralmente a caulinita, illita e vermiculita.

O Mn é o micronutriente catiônico mais abundante no solo depois do Fe. As concentrações de Mn presentes nas amostras derivam de óxidos, carbonatos, silicatos, sulfetos e encontram-se na natureza combinado com outros elementos, formando minerais. O Mn é adsorvido aos colóides como um íon cátion bivalente. De acordo com Sengik (2003), grandes quantidades de Mn, cerca de 10%, podem ocorrer nos solos na forma de óxidos e de hidróxidos de solubilidade variável, mas uma pequena porção está disponível às plantas. As amostras de solos apresentaram significativos teores de Mn em sua composição, isso pode estar associado segundo Kämpf et al. (2009), à alternância de processos de oxirredução, os quais alteram a mobilidade e a precipitação do Mn. Entretanto, as acumulações de Mn no solo não indicam, necessariamente, um ambiente redox atual, pois podem ser relictos de condições úmidas pretéritas.

As baixas concentrações de Cu e Zn nas amostras estão associadas ao material de origem de minerais primários, que apresentam baixos teores desses elementos em suas composições. Eles precipitam com hidróxido, fosfato, carbonato e silicato, sendo constituintes da fração amorfa do solo. Para Silveira (2002) e Tedesco (1995) ambos os elementos possuem um alto efeito residual em solos muito intemperizados, ligando-se preferencialmente a fração argila. Aliado ao seu alto poder residual, o Cu e o Zn tem uma alta afinidade pela matéria orgânica, podendo formar complexos insolúveis com compostos orgânicos, sendo essas formas não disponíveis para a planta.

Conforme os valores gerais de referência o boro encontra-se em altas concentrações no solo. Isso se deve segundo Brandão e Balator (2015), que maiores teores de B são encontrados nas regiões semiáridas e áridas. Os minerais contendo esse elemento possuem, geralmente, baixa dureza e estão associados a depósitos evaporíticos em regiões secas, onde eram anteriormente lagoas ou praias. Além disso, o B ocorre na forma de borato nos minerais silicatados e a matéria orgânica também é uma importante fonte desse elemento, assim, como também sofre influência do tipo de solo: correndo o risco de lixiviação nos solos arenosos,

uma vez que não são facilmente adsorvidos aos colóides do solo, porém boa fixação e disponibilidade nos solos argilosos (REIS et al., 2006).

O resultado obtido para o micronutriente ferro no 1º Ponto de coleta foi de baixa concentração no solo. Sua textura mais arenosa pode ter influenciado nos baixos valores de Fe na composição do solo, sujeito a perdas por lixiviação (TEDESCO, 1995). Já o 2º e 3º Pontos apresentaram concentrações expressivas desse elemento, provavelmente associadas à maior presença dos minerais illita e vermiculita nessas unidades. As condições do meio como pH e reações de oxirredução propiciou a liberação de Fe na solução do solo, bem como sua disponibilidade para as plantas. Isso pode ser verificado na análise química dos vegetais dos micronutrientes, que tiveram altas concentrações desse elemento nos diferentes sistemas (radicular e aéreo). Conforme Sengik (2003), o ferro no solo é absorvido aos colóides como cátion trivalente (Fe^{3+}) e precisa passar por um processo de redução para obtenção do Fe^{2+} forma disponível para as plantas.

O enxofre encontra-se em altas concentrações em todas as amostras de solos. O teor de S está associado aos minerais de gipsita e em menor proporção a anidrita. A geração e concentração dos resíduos de gipsita oriundos da operação de desmonte, dispostos em pilhas e expostos à ação do vento, promove a dispersão desse material de composição sulfática, ocasionando o acréscimo dessas substâncias inorgânicas nos solos adjacentes. Melo et al. (2017) observaram essa mesma situação na área em questão e em estudo de caracterização química e mineralógica desse resíduo, comprovaram que o mesmo possui um elevado grau de pureza, isto significa que esse material dispõe de quantidades significativas de enxofre em sua composição. Por outro lado, a entrada de S no solo pode ocorrer também pela água da chuva, pela adsorção direta do S atmosférico e pela matéria orgânica. Consoante a isso, o pH do solo é uma das condições geoquímicas mais importantes na adsorção do ânion sulfato (SO_4^{2-}). Conforme o pH aumenta há a diminuição da adsorção de SO_4^{2-} pelos colóides devido a redução da quantidade de cargas superficiais positivas e à desprotonação dos grupos hidroxilas, aumentando a disponibilidade desse íon na solução do solo (OSÓRIO FILHO, 2006).

Tomando-se como referência a classificação dos valores de CTC total (T) propostos no Anexo A, todas as amostras possuem valores $> 10,0 \text{ cmol/dm}^3$, considerados muito bons. O valor T de um solo é dado pelo somatório das bases ($\text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{2+}$) acrescido da acidez potencial (H+Al). Segundo Demarchi (2009) e Silva Filho e Silva (2010), quanto maior a CTC maior é a capacidade do solo de adsorver cátions, sendo responsável pela retenção de elementos essenciais facilmente disponíveis para as plantas. Além disso, solo com

elevada CTC é capaz de reter íons positivos e permutá-los por quantidades estequiométricas equivalentes. Destaca-se ainda que a CTC indica a reserva de nutrientes para as plantas, a possibilidade de redução das perdas de cátions por lixiviação e a inativação de compostos tóxicos.

A soma de bases (SB) das amostras em sua maioria apresentou valores superiores a $5,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, indicando níveis muito bons de SB, confirmando que os solos da área estudada na região de Araripina no semiárido pernambucano são ricos em nutrientes. O valor citado acima é recomendado para manter uma boa disponibilidade de nutrientes e o pleno desenvolvimento das plantas. A SB é obtida através da soma das concentrações de $\text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{2+}$. Brito (2010) informa que o resultado do somatório das bases trocáveis dá uma ideia do número de cargas negativas do colóide que está envolvida por cátions. Quanto maior seu valor, maior a fertilidade do solo.

Com relação a saturação de bases (V) os valores encontrados foram bastante altos em todos os solos estudados, sendo suas percentagens superiores a 90%. Estes valores altos para a saturação de bases indicam um acentuado caráter eutrófico desses solos. Todos os solos são eutróficos, com Mg, Ca e Na dominando o complexo de troca. Esses resultados comprovam a alta fertilidade dos solos do semiárido nordestino (FILHO et al., 2009). A saturação por bases é a porcentagem de soma de bases presentes na capacidade de troca catiônica total. O valor V% é utilizado para identificar-se o grau de fertilidade dos solos, indicando a concentração de bases trocáveis no complexo sortivo do solo (BRITO, 2010).

Os índices de matéria orgânica foram baixos para as três amostras de solos com valores inferiores a $1,6 \text{ dag/dm}^3$. Associa-se a isso a intensificação da degradação da vegetação da área em questão, tanto na supressão vegetal para realização das operações de lavoura quanto na sua utilização como principal fonte energética no processo de calcinação do gesso. Ressalta-se ainda que o semiárido pernambucano há predominância de uma vegetação de pequeno a médio porte, com folhas miúdas. Neste caso o aporte de MO para o solo é pequeno e a concentração tende a ser baixa. Tal fato associado ao baixo conteúdo de água indica uma limitação na disponibilidade do material orgânico nesses ambientes. A importância da MO no solo é indubitável, devido sua atuação nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. É potencial fonte de carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio, fósforo, boro e enxofre, mas apresenta, em sua composição, todos os nutrientes (BRITO, 2010).

5.6 ANÁLISES QUÍMICAS DOS VEGETAIS

As plantas absorvem nutrientes a partir da solução do solo, um sistema complexo que envolve um número amplo de espécies químicas. Esses nutrientes são indispensáveis para manutenção e sobrevivência das espécies vegetais, eles são absorvidos em quantidades específicas necessárias para o seu desenvolvimento e podem ser divididos de acordo com a concentração relativa nos tecidos da planta em macro e micronutrientes.

5.6.1 Macronutrientes

O Quadro 10 mostra os teores de macronutrientes obtidos através das análises químicas das plantas.

Quadro 10 – Teores de macronutrientes determinados através de métodos analíticos da biomassa seca dos vegetais

Espécies Estudadas	Parte da Planta	Parâmetro Analisado					
		Macronutrientes (g kg ⁻¹)					
		N 1/	P 2/	K 2/	Ca 2/	Mg 2/	S 2/
<i>Nicotiana glauca</i>	Parte aérea	18,97	1,31	21,88	40	4,25	7,69
	Raiz	10,57	0,89	10,63	16,22	2,44	5,39
<i>Prosopis juliflora</i>	Parte aérea	18,20	1,06	14,38	23,40	3,63	6,01
	Raiz	9,80	0,46	10	13,23	1,56	3,37
<i>Typha domingensis</i>	Parte aérea	14,98	1,13	23,13	27,89	8,89	7,69
	Raiz	12,81	0,86	19,38	83,49	12	12,11

1/ Digestão ácida a quente
2/ Digestão nitro-perclórica

Fonte: Adaptado de Fullin (2017)

Para Rajj (1991), valores adequados de nitrogênio nas plantas variam de 10 a 50 g kg⁻¹ de matéria seca. Já Santos-Filho et al. (2007), estabelece níveis de 12 a 35 g kg⁻¹. Apesar do N não se encontrar em alta concentração nas espécies estudadas, as mesmas apresentam teores dentro da faixa considerada normal. Esses valores mais inferiores podem estar associados à mobilidade do elemento no solo, sendo muito afetado por condições de clima e de solo. Como a sua maior concentração no solo está na forma de ânions nitratos (NO₃⁻), em períodos

chuvosos ele é prontamente lixiviado para fora da zona de absorção das raízes. O nitrogênio, dentre os macronutrientes primários, é o que tem efeito mais rápido sobre o crescimento vegetal, sendo responsável na produção de novas células e tecidos. Além disso, promove a formação de clorofila, que é um pigmento verde encontrado nas folhas e também auxilia no desenvolvimento do sistema radicular, melhorando a absorção de outros nutrientes do solo (SENGIK, 2003).

As concentrações de fósforo nas três espécies vegetais estudadas estão de acordo com os valores sugeridos por Santos-Filho et al. (2007) e Faquin (2005), que citam que os níveis adequados para este nutriente nas plantas fica em torno de 1 a 2,3 g kg⁻¹, ou cerca de 0,1 a 0,5% da concentração desse elemento na matéria seca vegetal. Embora o percentual de P nas plantas seja relativamente baixo, ele é um componente essencial no metabolismo vegetal, participando da síntese de compostos energéticos como ATP (trifosfato de adenosina), principal fonte de energia dos processos metabólicos. Essa energia é utilizada no transporte de assimilados, na divisão celular, no aumento das células e na transferência de informações genéticas (BRITO, 2010; SENGIK, 2003).

A literatura reporta que o potássio é o segundo nutriente mais exigido pelas plantas e de acordo com Faquin (2005), o valor adequado desse macronutriente para o ótimo crescimento das plantas, fica aproximadamente entre 2 a 5% na matéria seca, variando em função da espécie e do órgão analisado. As concentrações de potássio encontradas na PA das espécies vegetais foram: 21,88 g kg⁻¹ (Charuto-do-rei), 14,38 g kg⁻¹ (Algaroba) e 23,13 g kg⁻¹ (Taboa) que correspondem a 2,188%, 1,438% e 2,313% na matéria seca, respectivamente. Assim, pode-se afirmar que essas espécies apresentaram valores estáveis desse elemento. O K participa de muitos processos essenciais tais como atividades enzimáticas, regulação do potencial osmótico do vacúolo celular, absorção de água do solo, formação de amido e síntese protéica (SENGIK, 2003).

O cálcio foi absorvido em quantidades significativas pelas espécies vegetais. Como pode ser observado no Quadro 10, a Charuto-do-rei e a Taboa tiveram valores mais elevados em relação aos níveis sugerido por Sengik (2003), que defende que as concentrações adequadas variam de 3 a 24 g kg⁻¹. Entretanto, Faquin (2005), alega que os teores de Ca nos tecidos foliares também variam amplamente entre diferentes espécies, desde menos 0,4 até cerca de 4%, para culturas normais. Esse limite superior foi encontrado na Charuto-do-rei que obteve 4% desse nutriente na matéria seca. Segundo Oliveira e Oliveira (2009), altos teores de Ca em plantas promovem maior resistência à toxidez do alumínio, cobre e manganês. Embora na literatura não conste nada detalhado sobre efeitos de toxicidade do Ca, sabe-se que o

excesso pode ocasionar desequilíbrios com outros nutrientes, especialmente o Mg e o K. Esse elemento destaca-se pela sua importância no desenvolvimento radicular, sendo um nutriente necessário na translocação e armazenamento de carboidratos e proteínas, além de atuar na formação e na integridade das membranas da parede celular.

As exigências das culturas em magnésio são relativamente baixas, os teores nas folhas das plantas normais variam pouco entre as espécies, estando em geral na faixa de 0,2 a 0,4% (FAQUIN, 2005). No entanto Santos-filho et al. (2007) apresentam teores de 1,5 a 5 g kg⁻¹. Como pode ser observado nos resultados dos macronutrientes, verificou-se que os níveis obtidos na Charuto-do-rei e na Algarobeira estão de acordo com os índices apontados pelos autores supracitados. Todavia, os teores encontrados na Taboa foram superiores, isso se deve provavelmente à maior disponibilidade desse elemento na solução do solo e conseqüentemente sua maior absorção pelas plantas. Segundo Neto (2006) e Naiff (2007), 15 a 20% da concentração de Mg na planta é utilizado como elemento central da molécula de clorofila. Além disso, é ativador de enzimas que catalizam o primeiro passo da síntese protéica, sua presença é essencial também para as reações fotoquímicas e metabólicas das plantas.

De acordo com os valores adequados de enxofre nas plantas sugeridos por Faquin (2005), da ordem de 0,2 a 0,5%, as espécies estudadas tiveram teores mais elevados, entre 0,6 e 0,8%. Essas acentuadas concentrações estão associadas à presença expressiva do mineral gipsita na área em questão, que dispõe de quantidades significativas de enxofre em sua composição. Com o auxílio do pH, sua disponibilidade foi aumentada na solução do solo e conseqüentemente, maior absorção pelas plantas. Embora alguns autores tenham proposto faixas adequadas de S para as plantas, na literatura não existem dados experimentais que citem teores ideais de S para as espécies em questão. Esse macronutriente é importante, pois atua na formação de aminoácidos e proteínas. Opera também como ativador enzimático, na fotossíntese participa da síntese da clorofila e absorção do CO₂ (NAIFF, 2007). Seu excesso promove a produção de folhas diminutas.

5.6.2 Micronutrientes

O Quadro 11 mostra os teores de micronutrientes obtidos através das análises químicas das plantas.

Quadro 11 – Teores de micronutrientes determinados através de métodos analíticos da biomassa seca dos vegetais

Espécies Estudadas	Parte da Planta	Parâmetro Analisado				
		Micronutrientes (mg kg ⁻¹)				
		Zn	Cu 1/	Mn 1/	Fe 1/	B 2/
<i>Nicotiana glauca</i>	Parte aérea	112	13	101	680	37
	Raiz	30	9	59	1029	21
<i>Prosopis juliflora</i>	Parte aérea	40	10	131	396	67
	Raiz	12	8	68	268	21
<i>Typha domingensis</i>	Parte aérea	37	15	387	358	144
	Raiz	69	28	371	3598	139

1/ Digestão nitro-perclórica
2/ Digestão seca

Fonte: Adaptado de Fullin (2017)

A quantificação do teor de Zn absorvido nas espécies estudadas está discriminada no Quadro 11, onde se verifica que apenas a Charuto-do-rei absorveu o metal a níveis críticos de contaminação (acumuladora). O teor de Zn absorvido nas demais espécies está dentro do nível de absorção considerado normal (tolerante), com concentrações abaixo do nível de contaminação determinadas em plantas. Conforme Kabata Pendias e Pendias (1984) e Lindsay (1979), os teores críticos de contaminação variam na faixa de 70 a 400 mg kg⁻¹ de Zn na PA, indicando ser a Charuto-do-rei acumuladora e excelente extratora desse metal. Como pode ser observado nos resultados obtidos, o maior teor de Zn foi de 112 mg kg⁻¹, verificado na Charuto-do-rei, de onde se deduz que nenhuma das espécies vegetais pode ser considerada hiperacumuladora de Zn, pois não conseguiram extrair e acumular um teor acima de 400 mg kg⁻¹ na PA, conforme indicado pelos autores supracitados. O Zn atua como co-fator enzimático, sendo essencial para a atividade, regulação e estabilização da estrutura protéica. Entretanto, em altas concentrações, esse metal é potencialmente tóxico. Seu excesso pode acarretar na diminuição tanto da produção de matéria seca da parte aérea, quanto da biomassa radicular; morte da plântula e inibição do crescimento vegetal (CARNEIRO et al., 2002; LI et al. 2011).

O teor de cobre na matéria seca das espécies vegetais estudadas não ultrapassou os limites de contaminação em plantas. A quantificação dos níveis de Cu absorvido por elas enquadram-se segundo Bowen (1979), nos níveis considerados normais variando de 5 a 20

mg kg⁻¹ da concentração desse metal na PA. De acordo com Simão e Siqueira (2001), a absorção de Cu pelas plantas é mais lenta que a do Zn, havendo baixa translocação até mesmo em solos contaminados. As concentrações de Cu nas plantas de 20 a 100 mg kg⁻¹ são consideradas críticas, causando danos ao tecido, alterações na permeabilidade da membrana, inibição do transporte de elétrons fotossintéticos, imobilização do elemento nas paredes e vacúolos e clorose (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). Para o metal pesado Cu, as plantas terrestres que acumulam concentrações superiores a 1000 mg kg⁻¹, em suas raízes são classificadas como hiperacumuladoras (REEVES et al., 1996).

Para o micronutriente manganês, observa-se que a Charuto-do-rei e a Algarobeira absorveram níveis normais estabelecidos para o metal, podendo ser consideradas como tolerantes a presença desse elemento. Já a Taboa pelo teor absorvido de Mn, acima de 300 mg kg⁻¹, pode ser considerada acumuladora, por apresentar concentração dentro do limite crítico permitido (KABATA PENDIAS e PENDIAS, 1984; LINDSAY, 1979). Valores acima de 1000 mg kg⁻¹ no tecido foliar são consideradas tóxicas às plantas, e aquelas que conseguem absorver concentrações superiores a 10000 mg kg⁻¹, podem ser classificadas como hiperacumuladoras desse metal (BAKER et al., 2000). Alguns trabalhos reportam o potencial nutritivo de plantas de Taboa. Dentre eles, Almeida et al. (2007), verificaram na PA da Taboa consideráveis teores de manganês (387 mg kg⁻¹). Conforme Clarkson (1988), ao contrário da maioria dos nutrientes, a absorção de Mn é pouco regulada pela planta, o que pode levar ao acúmulo do metal a níveis tóxicos, sendo muito variáveis as concentrações capazes de provocar danos. O Mn atua principalmente em sistemas enzimáticos de planta, sendo importante na fotossíntese e produção de aminoácidos. No entanto, seu excesso pode ser caracterizado pela clorose marginal e distorção das folhas mais novas. Quando a toxidez é severa, as raízes tornam-se marrons, mas só após a danificação das folhas (JARDIM e MALAVOLTA, 1984).

O excesso de Fe em plantas depende da espécie, da idade e de seu estado nutricional, bem como uma combinação de fatores do meio. Marschner (1995), estabeleceu concentrações críticas de toxicidade de Fe em plantas na faixa de 300 a 500 mg kg⁻¹. Diante dos resultados obtidos, a Algarobeira e a Taboa absorveram o metal a níveis críticos de contaminação na PA. Já a concentração quantificada na Charuto-do-rei foi acima do limite estabelecido, indicando que a mesma foi eficiente em translocar o metal para a PA, situação desejável em uma fitoextratora. Além disso, ela obteve resultado significativo quanto ao acúmulo de Fe nas raízes. Pôde-se observar *in situ* que seu desenvolvimento se deu de forma plena (Figura 23), indicando resultados satisfatórios quanto ao potencial fitorremediador.

Figura 23 – *Nicotiana glauca* sem sintomas visuais típicos de toxidez

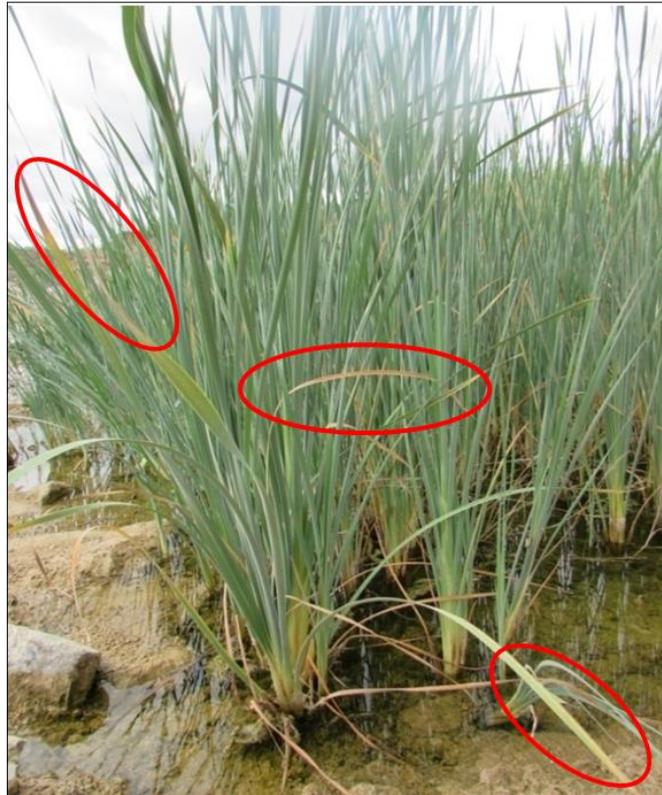


Fonte: Autor (2017)

O teor de ferro no sistema radicular da Taboa foi excepcionalmente elevado chegando a mais de 3000 mg kg^{-1} , indicando seu potencial fitoestabilizador. Entretanto, como pode ser observado na análise química da Taboa, a relativa baixa capacidade de translocação do Fe da raiz para a PA tem sido sugerida como mecanismo de defesa ao estresse causado por toxidez por Fe (STEIN et al., 2008). Jucoski (2011), trabalhando com plantas de *Eugenia uniflora* L. verificou que os teores de Fe nas raízes foram bastante elevados em relação aos teores encontrados na PA, sugerindo ter havido limitação na translocação do metal para a PA.

Foram observados sintomas típicos de toxidez do metal na PA da Taboa *in loco*, a mesma apresentou manchas de cor amarelo/amarronzada, seguido do aparecimento de lesões necróticas, comprometimento do crescimento e da produção de matéria seca (Figura 24). Tais sintomas foram observados em experimentos desenvolvidos com *Nicotiana plumbagnifolia* (KAMPFENKEL et al., 1995), *Ipomoea pes-caprae* (CARLI, 2008) e *Clusia hilariana* e *Canavalia rosea* (SILVA, 2009).

Figura 24 – Sintomas típicos de toxidez na *Typha domingensis*: manchas de cor amarelo/amarronzadas e lesões necróticas nos bordos e pontas das folhas



Fonte: Autor (2017)

Os resultados, portanto, indicam que as plantas revelaram comportamento diferenciado em relação à absorção e translocação do micronutriente Fe das raízes para a PA, exibindo em seus órgãos acúmulo característico das suas espécies. Deve-se ressaltar, ainda, que estudos dos efeitos tóxicos do Fe em plantas provenientes de áreas degradadas pela mineração no semiárido pernambucano são escassos, principalmente no que diz respeito à identificação quantitativa do Fe nos tecidos vegetais e no sistema radicular. Os teores quantificados sugerem que a Charuto-do-rei e a Taboa tem potencial hiperacumulativo de Fe, na PA e no SR, respectivamente.

De acordo com Faquin (2005), a concentração de boro nos tecidos das monocotiledôneas, geralmente, varia de 6 a 18 mg kg⁻¹ e nas dicotiledôneas, de 20 a 60 mg kg⁻¹. A Charuto-do-rei obteve teor dentro da faixa preestabelecida pelo autor, já a Algarobeira atingiu valor um pouco acima do limite considerado adequado. Por outro lado, o poder de absorção da Taboa para o elemento B no presente estudo, foi extremamente alto se comparado aos teores normais sugeridos por Faquin, isso a torna uma boa acumuladora desse mineral. Entretanto, a Taboa apresentou sintomas visuais típicos de toxidez de B juntamente com

excesso de Fe, associados à área foliar. Os sintomas de toxidez de B na maioria das espécies manifestam-se como uma clorose malhada e depois manchas necróticas nos bordos e pontas das folhas mais velhas (Figura 24). Isso reflete a distribuição do B na maioria das plantas, que se acumulam na região da folha onde há maior fluxo transpiratório (FAQUIN, 2005). Os efeitos tóxicos do B foram observados em experimento desenvolvido em casa de vegetação para plantas de milho com teores variando entre 43,3 a 372,3 mg kg⁻¹ (LIMA et al., 2007). Enquanto, Gupta e Cutcliffe (1985) observaram em beterraba cultivada em solo, que o teor de boro na área foliar que provocou fitotoxicidade foi de 121 mg kg⁻¹.

5.7 ÍNDICE DE TRANSLOCAÇÃO

O índice de translocação (IT) indica a capacidade da planta de transportar os nutrientes da raiz para a parte aérea (PA), sendo representado pela porcentagem da quantidade total absorvida que foi transferida para a PA, comportamento desejável nos estudos de fitorremediação. De posse dos conteúdos dos vários nutrientes, na PA e no SR, foi calculado o IT dos elementos, de acordo com Abichequer e Bohnen (1998) da seguinte forma: $IT = (\text{conteúdo do elemento na parte aérea}) / (\text{conteúdo do elemento na planta}) \times 100$. No presente estudo, o IT teve a finalidade de avaliar a habilidade da planta em translocar os metais pesados Zn, Cu, Mn e Fe das raízes para as partes aéreas, conforme mostra o Quadro 12.

Quadro 12 – Índice de translocação das espécies *Nicotiana glauca*, *Prosopis juliflora* e *Typha domingensis*

Espécies Estudadas	Índice de Translocação (%)			
	Metais Pesados			
	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Nicotiana glauca</i>	59,1	39,8	63,1	78,9
<i>Prosopis juliflora</i>	55,5	59,6	65,8	76,9
<i>Typha domingensis</i>	34,8	9,05	51,05	34,9

Fonte: Autor (2018)

De maneira geral, as espécies Charuto-do-rei e Algarobeira tiveram comportamentos parecidos quanto à translocação dos elementos da raiz para a parte aérea. Ambas apresentaram maiores teores dos elementos na PA, com exceção do metal Fe na Charuto-do-

rei. Uma característica desejável das plantas fitoextratoras é a capacidade de translocar o elemento absorvido pelas raízes para a parte aérea (JABEEN et al., 2009), uma vez que esta será a parte preferencial e mais facilmente removida da área que está sendo remediada, caso seja necessário. Barazani et al. (2004), em trabalho sobre acúmulo de metais pesados em *Nicotiana glauca* cultivada em área de disposição de resíduo sólido, encontraram no tecido foliar da espécie teores de Mn (0,00535 %), Fe (0,0156 %) Zn (0,0056 %), Cu (0,0048 %), Ni (0,00063 %), Pb (0,00036 %) e Cd (0,0002 %). Os autores verificaram que a espécie mostrou certa inibição no crescimento em comparação às espécies plantadas em solo não contaminado, no entanto, não apresentou sintomas de toxidez. *Nicotiana glauca* é frequentemente uma planta pioneira em muitos ecossistemas perturbados. Portanto, assume-se que essa espécie seja tolerante e promissora em técnicas de remediação de ambientes degradados (CHRISTOFAKI, 2011). Saini et al. (2012), avaliaram o potencial da *Prosopis juliflora* em solos contaminados por flúor (F) e constatou que a mesma foi eficiente em translocar F da raiz para a PA, reforçando seu potencial fitoextrator. Já Varun et al. (2011), verificaram uma forte correlação entre o grau de contaminação e as concentrações de chumbo e de cádmio nas folhas de *P. juliflora* coletadas em áreas industriais.

Por outro lado, a Taboa se destacou acumulando os metais no seu SR, com exceção do Mn, indicando-a como potencial fitoestabilizadora, com destaque para o micronutriente ferro que apresentou baixo IT. Em áreas de mineração de carvão com presença de metais pesados (Mn e Zn) Freitas et al. (2007), observaram que esta espécie apresentou maior concentração de Zn nas raízes e Mn na PA, corroborando com os resultados encontrados no IT do presente estudo. Hegazy et al. (2011), coletaram amostras de *Typha domingensis* provenientes de efluentes industriais oriundos da cidade El-Sadat, na província de Menoufia, Egito e constataram que essa espécie acumulou altas concentrações de ferro e zinco nas raízes.

As tendências observadas para as espécies estudadas comprovam o comportamento dessas plantas em concentrar elementos de forma diferenciada em seus diferentes compartimentos.

5.8 COEFICIENTE DE FITOEXTRAÇÃO

O potencial das plantas em extrair os metais pesados do solo foi avaliado pelo coeficiente de fitoextração (CF), por meio da equação: $CF = \frac{\text{teor do elemento na planta}}{\text{teor do elemento no solo}}$. Esses cálculos foram realizados considerando-se o conteúdo de Zn, Cu, Mn e Fe na parte aérea somado ao das raízes. Quanto maior esse coeficiente, maior é a

absorção dos elementos pelas plantas (HENRY, 2000). Os resultados estão descritos no Quadro 13.

Quadro 13 – Coeficiente de fitoextração das espécies *Nicotiana glauca*, *Prosopis juliflora* e *Typha domingensis*

Espécies Estudadas	Coeficiente de Fitoextração			
	Metais Pesados			
	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Nicotiana glauca</i>	36,67	113,93	1,07	74,73
<i>Prosopis juliflora</i>	15,00	6,80	2,09	30,59
<i>Typha domingensis</i>	19,54	18,49	16,48	55,79

Fonte: Autor (2018)

A Algarobeira apresentou os menores valores de CF em relação às demais espécies. Isto porque, em condições adversas, as plantas podem adquirir tolerância devido ao desenvolvimento de mecanismos que as tornam adaptadas as alterações do meio, sendo que uma planta pode ter vários mecanismos de tolerância que variam amplamente dependendo das características intrínsecas das espécies. De acordo com Souza et al. (2011), as plantas podem estabelecer estratégias intra ou extracelulares para inibirem os efeitos prejudiciais dos metais em seus tecidos, sendo a compartimentalização, controle de pH na rizosfera, exsudação de ácidos orgânicos e quelação dos metais por ligantes de alta afinidade alguns dos mecanismos utilizados pelas espécies vegetais em condições de estresse. Consoante a isso, em alguns casos em que os metais se encontram disponíveis no solo a absorção e a translocação do elemento por meio do tecido das plantas podem ocorrer de forma reduzida ou mesmo não ocorrer, devido ao mecanismo de proteção das plantas que bloqueia o elemento quando esse ainda se encontra no solo (CARVALHO et al., 2008). Marques et al. (2000), observaram o crescimento de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados e, verificaram que as mesmas apresentaram tolerância e mecanismos de exclusão (prevenção) de metais.

A Charuto-do-rei apresentou resultados significativos de CF e foi eficiente em extrair o metal Fe da solução do solo, mas obteve baixa remoção de Mn se relacionar o teor desse elemento encontrado na planta e o teor presente no solo. A Taboa atingiu bons valores de CF, com destaque para o elemento Zn. Marchiol et al. (2004), em estudo de fitoextração de metais

pesados por canola (*Brassica napus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) cultivada em solo multicontaminado, determinaram o coeficiente de fitoextração para cada metal e observaram que ambas as espécies são moderadamente tolerantes aos metais, com níveis satisfatórios de extração. Neste contexto, Zaefarian et al. (2012), investigaram o CF em diferentes combinações de metais pesados em solos cultivados com cevada (*Hordeum vulgare*) e alfafa (*Medicago sativa*), e constataram para ambas as espécies que os valores do CF dependeu quase que exclusivamente dos contaminantes e suas combinações.

6 CONCLUSÃO

De acordo com os objetivos propostos nesse estudo as espécies *Typha domingensis*, *Nicotiana glauca* e *Prosopis juliflora* apresentaram resultados satisfatórios quanto ao potencial fitorremediador de metais pesados.

A espécie *T. domingensis* acumulou quantidades significativas de grande parte dos metais no sistema radicular indicando potencial de fitoestabilização. As espécies *N. glauca* e *P. juliflora* acumularam boa parte dos metais no sistema aéreo indicando capacidade de fitoextração. Os teores quantificados apontam que a *N. glauca* e a *T. domingensis* possuem potencial hiperacumulativo para o metal ferro.

A *Typha domingensis* apresentou sintomas visuais típicos de toxidez, já as demais espécies não exibiram em seus compartimentos tais sinais.

Verificou-se nas amostras de solos que os teores dos elementos químicos presentes em sua composição não se encontram a níveis tóxicos. As amostras apresentaram alta saturação de bases e possuem média a alta fertilidade natural.

Através das análises físicas e físico-químicas realizadas nas amostras de solos, pôde-se verificar que as mesmas apresentaram boa disponibilidade de macro e micronutrientes e conseqüentemente significativa absorção desses elementos pelas espécies.

Quanto às concentrações de enxofre nos solos e plantas, estão acima da faixa considerada normal, todavia os teores obtidos não se encontram a níveis tóxicos nas amostras coletadas.

SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

As observações e o levantamento da colonização natural dessas espécies vegetais em áreas degradadas pela mineração torna-se uma ferramenta importante para as pesquisas sobre fitorremediação, pois partindo de áreas já afetadas pela ação antrópica, pode-se selecionar as espécies adaptadas às condições adversas e aprofundar os estudos de laboratório buscando o entendimento dos mecanismos de tolerância de tais espécies.

Portanto, outras investigações se fazem necessárias como a realização de experimentos de longo prazo sob condições controladas, a fim de se obter melhor entendimento dos mecanismos de tolerância e acumulação dos elementos nas espécies que ocorrem em locais contaminados por metais pesados.

REFERÊNCIAS

- ABICHEQUER, A. D.; BOHNEN, H. **Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG, v. 22, n. 1. p. 21-26. 1998.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6508: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm** - Determinação da massa específica, Rio de Janeiro. 8 p. 1984.
- 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, v. 1. p. 299-352. 2000.
- ALBUQUERQUE, J. de L. **Diagnóstico ambiental e questões estratégicas: uma análise considerando o Pólo Gesseiro do sertão do Araripe – Estado de Pernambuco**. 2002, 185 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- ALBUQUERQUE, S. G.; BANDEIRA, G. R. L. **Effect of thinning and slashing on forage phytomass from a caatinga of Petrolina, Pernambuco, Brasil**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, DF, v. 30, p. 885-891. 1995.
- ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIMANN, H. J. **Deformação em inflorescência de Taboa (*Typha angustifolia* L.) submetida a esgoto sanitário**. Pesquisa Agropecuária Tropical, v.37, n.2. p.125-129. 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.ufg.br/index.php/pat/article/view/1838/1750>>. Acesso em: 4 fev. 2018.
- AL-TAISAN, W. A. **Suitability of using *Phragmites australis* and *Tamarix aphylla* as vegetation filters in industrial areas**. American Journal of Environmental Sciences, 6. doi:10.3844/ajessp.2009.740.747. p. 740-747. 2009.
- ALVEY, S.; CROWLEY, D.E. **Survival and activity of an atrazine mineralizing bacterial consortium in rhizosphere soil**. Environ. Sci. Technol., 27. p. 1596-1603. 1996.
- AMARAL, J. E.; KREBS, A. S.; PAZZETTO, M. B. **Mapeamento de bocas de minas abandonadas na região Carbonífera de Santa Catarina**. In: CPRM, Serviço Geológico do Brasil. 44º Congresso Brasileiro de Geologia, 26-31 out. 2008. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/evento_0537.pdf>. Acesso em: 16 set. 2017.
- AMORIM, J. R. A. de; HOLANDA, J. S. de; FERNANDES, P. D. **Qualidade da água na agricultura irrigada**. In: Albuquerque, P. E. P. de; Durães, F. O. M. (Ed.). Uso e manejo de irrigação. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. cap. 6. p. 255-316. 2008.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos. 176 p. 2007.
- ANDRADE, M. C. **Geografia de Pernambuco: ambiente e sociedade**. Grafset, João Pessoa, 2009.

ARAÚJO, E. R.; OLIVIERI, R. D.; FERNANDES, F. R. C. Atividade mineradora gera riqueza e impactos negativos nas comunidades e no meio ambiente. In: **Recursos minerais e sociedade: impactos humanos - socioambientais - econômicos**. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI. 2014.

ARRUDA, K. E. C. **Geodiversidade do Município de Araripina – PE, Nordeste do Brasil**. (Pós-Graduação em Geociências do Centro de Tecnologia e Geociências). Recife: UFPE. p. 22-24. 2013.

ASSINE, M. L. Análise estratigráfica da Bacia do Araripe, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v 22, n. 3, p. 289-300. 1992.

BAKER, A. J. M.; McGRATH, S. P.; REEVES, R. D.; SMITH, J. A. C. **Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soil**. In: TERRY, N.; BAÑUELOS, G. eds. Phytoremediation of contaminated soil and water. Boca Raton, Lewis Publishers. p. 85-107. 2000.

BALTAR, C. A. M.; BASTOS, F. F.; LUZ, A. B. **Diagnóstico do Pólo Gesseiro de Pernambuco (Brasil) com ênfase na produção de gipsita para fabricação de cimento**. 2003.

BALTAR, C. A. M.; BASTOS, F. F.; LUZ, A. B. **Rochas e Minerais Industriais – CETEM**. p. 449-462. 2005.

BARAZANI, O.; SATHIYAMOORTHY, P.; MANANDHAR, U.; VULKAN, R.; GOLAN-GOLDHIRSH. **Heavy metal accumulation by *Nicotiana glauca* Graham in a solid waste disposal site**. Chemosphere, v. 54. p. 867-870. 2004.

BASTOS, F. F. **Aplicação da *Terrace Mining* como alternativa para lavra de gipsita na região do Araripe – Pernambuco**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas. 8 p. 2013.

BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants: developments, visual and analytical diagnosis**. New York: Gustav Fischer Verlag Jena. 741 p. 1992.

BHARGAVA, A.; CARMONA, F. F.; BHARGAVA, M.; SRIVASTAVA, S. **Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals**. Journal of Environmental Management, 105, p. 103-120. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.002. 2012.

BORKERT, C. M.; YORINORI, J. T.; CORREA-PERREIRA, B. S.; ALMEIDA, A. M. R.; FERREIRA, L. P.; SFREDO, G. J. **Seja o doutor da sua soja**. Informações Agronômicas, Piracicaba, n.66. Arquivo do Agrônomo. p. 1-16. 1994.

BOVEY, R. W.; MEYER, R. E.; HEIN, J. R. H. **Soil Persistence of Tebuthiuron In The Clypan Resource Area of Texas**. Weed Sci., 30. p. 140-144. 1982.

BOWEN, H. J. M. **Environmental chemistry of the elements**. London: Academic Press. 333 p. 1979.

BRANDÃO, R. P.; BALATOR, M. R. **Manejo da adubação com boro em hortaliças.** Publicado em: Revista Campo & Negócios Hortifruti; AgroComunicação. Uberlândia – MG. 2015.

BRASIL. MME. Delegacias do MME/Pernambuco e no Ceará. DNPM. **Projeto de Avaliação Hidrogeológica da Bacia Sedimentar do Araripe.** Recife. 101 p. 1996.

BRITO, M. T. L. de. **Avaliação espacial de atributos químicos do solo no semiárido.** Monografia (Graduação em Engenharia Florestal / Área de Concentração – Recursos Naturais) – UFCG – Patos, PB: CSTR. P. 18-23. 2010.

BRUN, E. J. Dinâmica de Micronutrientes na Biomassa Florestal em Estágios Sucessionais de Floresta Estacional Decidual, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 86, p. 307-318, jun. 2010.

CARLI, V. G. **Avaliações fisiológicas, bioquímicas e histoquímica de *Ipomoea pes-caprae* cultivadas em diferentes concentrações de ferro.** Viçosa – MG: UFV. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa. 46 p. 2008.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. **Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados.** Pesquisa Agropecuária Brasileira 37. p. 1629-1638. 2002.

CARVALHO, A. V. S.; RUY CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P. **Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados.** Química Nova, Vol. 31, No. 5. p. 949-955. 2008.

CHRISTOFAKI, M. I. **Effect of heavy metal stress in plant metabolism of solanaceous plant species with emphasis on nitrogen assimilation.** PhD Thesis. Cranfield University. 157.p. 2011.

CLARKSON, D. T. **The uptake and translocation of manganese by plant roots.** In: GRAHAM, R. D.; HANNAM, R. J.; UREN, N. C., eds. Manganese in soils and plants. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. p.101-111. 1988.

CLIMATEMPO. **Climatologia, Araripina-PE, 2017.** Highcharts. Disponível em: <<https://www.climatepo.com.br/climatologia/1244/araripina-pe>>. Acesso em: 22 set. 2017.

CONDEPE/FIDEM. **Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco.** Pernambuco em mapas. Recife, 2011.

COSTA, D. M.; HOLANDA, J. S.; FILHO, O. A. F. **Caracterização de solos quanto a afetação por sais na bacia do rio Cabugí - Afonso Bezerra-RN.** HOLOS, Ano 20. 5 p. 2004.

COSTA, D. T.; GEHLEN, G.; HAMERSKI, F.; RODRIGUES, M. A. S.; DROSTE, A. **Eficiência de *Typha domingensis* Pers. em flutuação na remoção e acumulação de metais oriundos de efluente doméstico.** 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos. Curitiba – PR. 6 p. 2015.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do município de Araripina, estado de Pernambuco/Organizado [por] João de Castro Mascarenhas, Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Junior, Manoel Julio da Trindade G. Galvão, Simeones Neri Pereira, Jorge Luiz Fortunato de Miranda. Recife: CPRM/PRODEEM. p. 4-11. 2005.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, P. F. C. **Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants** .Adv. Agron. (56). p. 55. 1996.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R.; HUANG, J. W. Phytoremediation of contaminated soils. **Elsevier Science**, v. 13. p. 393-397. 1995.

DANA – HURLBUT. **Manual de Mineralogia**. Editora da Universidade de São Paulo. 1976.

DEMARCHI, J. C. **Alterações físicas e químicas dos horizontes superficiais de Latossolos vermelhos e Nitossolos vermelhos em diferentes tipos de uso e ocupação na microbacia do ribeirão São Domingos, município de Santa Cruz do Rio Pardo**. 2009. Disponível em: <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo7/017.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2018.

DIAS JÚNIOR, H. E.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; SILVA, R. Metais Pesados, Densidade e Atividade Microbiana em Solo Contaminado por Rejeitos de Indústria de Zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 1. p. 631-640. 1998.

DIETZ, A. C.; SCHNOOR, J. L. **Advances in Phytoremediation**. Environmental Health Perspectives, v. 109, Supplement 1, p. 163-168. 2001.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Fitorremediação III Fórum de Estudos **Contábeis**. 2003.

DNPM. **Anuário Mineral Brasileiro**. Departamento Nacional de Produção Mineral. Brasília: DNPM. V. 22. 2002.

DNPM. **Balanço Mineral Brasileiro 2001 – Gipsita**. Organizado [por] Antônio Christino Pereira de Lyra Sobrinho, Antônio José Rodrigues do Amaral, José Orlando Câmara Dantas, José Robinson Alcoforado Dantas. Recife: DNPM/PE. 1 p. 2001.

DNPM. **Sumário Mineral 2015**. Departamento Nacional de Produção Mineral. Brasília/ISSN 0101-2053. V. 32. p. 72-73. 2015.

DOMÍNGUEZ, L.V.; SANTOS, A.G. **Manual del Yeso**. Madrid: Asociación Técnica y Empresarial del Yeso (ATEDY), 267 p. 2001.

DORLAND, W. A. N. **Dicionário médico ilustrado Dorland**. São Paulo: Manole, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ), **Levantamento Exploratório – Reconhecimento de Solos do Estado do Pernambuco**. Rio de Janeiro. 2v. (Embrapa-SNLCS. Boletim Técnico, 26; SUDENE. Série Pedologia, 14). 1973.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos.** – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1998.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ), **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** – Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Xxvi, 412p.: il. 1999.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Mapa Exploratório-Reconhecimento de Solos do Município de Araripina, PE. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.** 1:100.000. 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos.** Editado por Heloisa Ferreira Filizola, Marcos Antonio Ferreira Gomes e Manoel Dornelas de Souza. - Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 30 p. 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Fitorremediação de solos com resíduos de herbicidas.** Aracaju, 2009. 12 p. Documentos/Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro. 2ª Edição. 172 p. 2011.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Introduction to phytoremediation.** Cincinnati, Ohio, 2000.

FABRICANTE, J. R.; CASTRO, R. A.; ARAÚJO, K. C. T.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. **Plantas exóticas e exóticas invasoras da Caatinga: *Nicotiana glauca* Graham** 2013. Disponível em: <<http://jrfabricante.wixsite.com/invasoras/nicotiana-glauca>>. Acesso em: 06 nov. 2017.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas.** Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Lavras: UFLA/FAEPE. p. 15-131 2005.

FARIAS, C. E. G. **Mineração e meio ambiente no Brasil.** Relatório Preparado para o CGEE. PNUD – Contrato 2002/001604. 3 p. 2002.

FERNANDES, M. F.; BARBOSA, M. P. **Aplicações dos Indicadores Socioeconômicos e Ambientais no Modelo DPSIR (Força Motriz/Pressão/Estado/Impacto/Resposta) e Influências na Desertificação nos Municípios de Araripina-PE, Crato e Barbalha-CE e Marcolândia-PI.** Revista Brasileira de Geografia Física 04 (2011) 722-737 – UFPE. 730 p. 2011.

FILHO, E. T. D.; SOBRINHO, F. E.; SILVA, F. N.; MARACAJÁ, P. B.; MAIA, S. S. S. **Caracterização e uso de solos em região semi-árida do médio oeste do rio grande do norte.** Revista Caatinga (Mossoró), v. 22, n. 3, p. 108-116. 2009.

FILHO, S. S. **Distribuição de arsênio e oxidação de materiais sulfetados de áreas de mineração de ouro no Estado de Minas Gerais.** Viçosa, MG. Universidade Federal de Viçosa. 59 p. 2005.

FLATHMAN, P. E.; LANZA, G. R. phytoremediation: current views on an emerging green technology. **J. Soil Contam.**, v. 7, p. 415-432, 1998.

FREITAS, M.; ZOCHE, J. J.; QUADROS, K. E. **Metais pesados (Mn e Zn) em *Typha domingensis* Pers. em áreas de mineração de carvão.** Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 1. p. 789-791. 2007.

FREITAS, V. L. O. **Restauração de Áreas Degradadas pela Extração de Ardósia, Utilizando Seus Rejeitos, no Município de Papagaio, Minas Gerais.** Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). 130f. Belo Horizonte: UFMG, 2012.

FUENTES, H. D. **Studies in the use of plant growth regulators on phytoremediation.** 2001. 180 f. Tese (Doutorado) – University of Western Sydney, Sydney/Austrália, 2001.

GARBISU, C.; ALKORTA, I. **Phytoextraction: a cost-effective plantbased technology for the removal of metals from the environment.** Bioresource Technology, v. 77. p. 229-236. 2001.

GIULIETTI, A. M.; CONCEIÇÃO, A.; QUEIROZ, L. P. de. **Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga.** In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (orgs.). Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. p. 48-90. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2004.

GIULIETTI, A. M.; CONCEIÇÃO, A.; QUEIROZ, L. P. de. **Diversidade e caracterização das fanerógamas do Semiárido brasileiro.** Recife: Associação Plantas do Nordeste. 488 p. 2006.

GOLDEBERG, S. P.; SMITH, K. A. **Soil manganese: E values, distribution of manganese-54 among soil fractions, and effects of drying.** Soil Sci. Soc. Am. J., 48 .p. 559-564. 1984.

GONÇALVES, A. N. **Fatores limitantes para o crescimento e desenvolvimento de árvores em regiões áridas e semiáridas do nordeste brasileiro.** Série Técnica IPEF, Piracicaba, v.3, n.10. p. 99-105. 1982.

GOODSPEED, T. H. **The genus *Nicotiana*.** Waltham: Chronica Botanica. v. 16. 1-5, p. p. 1-319. 1954.

GUPTA, U. C.; CUTCLIFFE, J. A. **Boron nutrition of carrots and table beets grown in a boron deficient soil.** Communications in Soil Science and Plant Analysis, New York, v.16. p. 509-516. 1985.

HEGAZY, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T.; EL-CHAGHABY, G. A. **Phytoremediation of Industrial Wastewater Potentiality by *Typha Domingensis***. International Journal of Environmental Science and Technology, 8 (3). p. 639-648. 2011.

HENRY, J. R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. National Network of Environmental Management Studies (NNEMS). Washington, D. C.: U.S. Environmental Protection Agency. p. 51. 2000.

HOSSAIN, M. A; PIYATIDA P.; SILVA.; J. A. T.; FUJITA, M. **Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation**. Journal of Botany, Vol. 2012, Article ID 872875. 37 p. 2012.

HOLANDA, J. S. de; AMORIM, J. R. A. de; FERREIRA NETO, M. **Qualidade da água para irrigação**. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da S.; LACERDA, C. F. de Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCTSal/CNPq. cap. 4, p. 41-60. 2010.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Rompimento da Barragem de Fundão: Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG**. Publicado: 16 de mar. 2016. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/recuperacao-ambiental/rompimento-da-barragem-de-fundao-desastre-da-samarco/documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>>. Acesso em: 28 fev. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Informações sobre a economia mineral brasileira**. Ano base: 2015. Brasília: IBRAM, 2015. 8 p. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **A Força da Mineração Brasileira**. Brazilian Mining Association – Câmara Mineira de Brasil. Brasília: IBRAM, 2012. 3 p. 2012.

IRGANG, B. E. **Comunidades de macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um sistema de classificação**. Tese de Doutorado, Curso de Pós-graduação em Botânica, UFRGS, Porto Alegre. 1999.

JABEEN, R.; AHMAD, A.; IQBAL, M. **Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms**. The Botanical Review, v.75. p.339-364. 2009.

JARDIM, L. M. B. F.; MALAVOLTA, E. **Efeitos do manganês sobre o desenvolvimento e a composição mineral de quatro leguminosas forrageiras tropicais**. Anais da E.S.A. “Luiz de Queiroz”. Volume VLI. 731 p. 1984.

JOLY, A. B. **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal**. 8. ed. São Paulo: Campanha Editora Nacional, 777 p. 1977.

JUCOSKI, G. O. **Toxicidade de ferro e metabolismo antioxidativo em *Eugenia uniflora* L.** Tese (Doutorado em Fisiologia Vegetal) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG. 33 p. 2011.

- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC. p. 315. 1984.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press. 315 p. 1992.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 3.ed. Boca Raton: CRC Press. 431 p. 2001.
- KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. **Óxidos de alumínio, silício, manganês e titânio**. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F., eds. Química e mineralogia do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. v.1. p. 573-610. 2009.
- KAMPFENKEL, K.; MONTAGU, M. V.; INZÉ, D. **Effects of iron excess on *Nicotiana plumbaginifolia* plants: implications to oxidative stress**. *Plant Physiology*, 107. p. 725-735. 1995.
- KIEHL, E. J. **Manual de Edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Ed. Agronômica CERES. 327 p. 1979.
- LAMENGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição?. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba/Brasil, v. 17, p. 9-18, 2007.
- LI, T.; DI, Z.; ISLAM, E.; JIANG, H.; YANG, X. **Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation**. *Journal of Hazardous Materials* 185. p. 818-823. 2011.
- LIMA, J. C. P. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; LIMA, J. G. C.; JUNIOR, M. A. L. **Níveis críticos e tóxicos de boro em solos de Pernambuco determinados em casa de vegetação**. *R. Bras. Ci. Solo*, 31. p. 73-79. 2007.
- LIMA, P. C. F.; LIMA, J. L. S. de; LIMA, A. Q. de. **Regeneração natural em área degradada por mineração de cobre, no semi-árido brasileiro**. In: congresso nacional de botânica, 53.; REUNIÃO NORDESTINA DE BOTÂNICA, 25.; 2002, RECIFE. Resumos... Recife: SBBS: UFRPE: UFPE. 377. p. 2002.
- LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley Interscience. 1979.
- LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Instituto de Potassa & Fosfato. 2 ed., rev. e ampl. Piracicaba – SP. Campus “Luiz de Queiroz”/USP. p. 6. 1998.
- MALAVOLTA, E. **ABC da Adubação**. 4a edição. São Paulo – SP, Editora Agronomia Ceres. 255 p. 1979.
- MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola: Nutrição de Plantas e Fertilidade do Solo**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1976.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas. Princípios e aplicações**. 1989. Piracicaba, SP: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 201 p. 1989.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 318 p. 1997.

MARCHIOL, L.; ASSOLARI, S.; SACCO, P.; ZERBI, G. **Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil**. Environmental Pollution, vol. 132, Issue 1. p. 21-27. 2004.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 35, n. 1. p. 121-132. 2000.

MARTINS, A.; DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; LOPES, T. A.; BARROS, R. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Biorremediação. III Fórum de Estudos Contábeis**, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, SP, 2003. Disponível em: <www.ceset.unicamp.br/ite/artigos/3fec2401>. Acesso em: 07 nov. 2017.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2 ed. London. Ed. Academic Press. 890 p. 1995.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; FAVARETTO, N.; BOEGER, M. R. T.; OLIVEIRA, E. B. **Capacidade da *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí – Paraná**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, n.3. p. 324–330. 2007.

MCGRATH, S. P. **Phytoextraction For Soil Remediation**. In Brooks, R.R. Ed, **Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals**, CAB International, Wallingford, p. 261, 1998.

MCPHERSON, A. **Monitoring phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soils in a closed and controlled environment**. 2007. 206 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Saskatchewan, Saskatoon/Canadá, 2007.

MECHI, A.; SANCHES, D. L. **Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo**. Estudos Avançados 24 (68). p. 209-210. 2010.

ME/DNER – 93/64 - Densidade Real de Solo.

MELLO, F. A. F.; BRASIL SOBRINHO, M. O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; COBRA NETTO, A.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. São Paulo, Nobel. 400 p. 1983.

MELO, D. C. P. **Processo de calcinação da gipsita/resíduo em um forno rotativo contínuo para a produção de gesso beta reciclável**. Tese de Doutorado – UFPE. Recife, p. 32-33. 2012.

MELO, J. A. B. de.; PEREIRA, R. A.; DANTAS NETO, J.; LIMA, E. R. V. **Propriedades do solo e propensão à desertificação na Microbacia do Riacho do Tronco, Boa Vista, PB**. Revista Brasileira de Agroecologia. ISSN: 1980-9735. 5(2): 234-246 (2010). 241 p. 2010.

MELO, K. K. S.; LIMA, A. P. C.; SANTANA, M. C.; ANDRADE, V. C. P.; BRAGA, A. L. C.; CORREIA, K. V. **Caracterização química e mineralógica dos resíduos da mineração de gipsita no semiárido pernambucano**. Rev. Holos (NATAL. ON LINE). Vol. 06. 194 p. 2017.

MENOR E. A.; AMARAL A. J. R.; SOUZA V. C. **Projeto Gipsita: Relatório Preliminar**. Recife, DNPM, Projeto Gipsita, Relatório Técnico. Etapa I. (inéd.). 42 p. 1995.

MILLER, R.R. **Phytoremediation**. 1996. Disponível em: <<http://www.gwrtac.org>>. Acesso em: 09 set. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (SRH). IBAMA. UFPB. **Atlas das áreas suscetíveis à desertificação do Brasil**. Marcos Oliveira Santana, organizador. – Brasília: MMA. 42 p. 2007.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME. **Setor mineral registra superávit de US\$ 11,5 bilhões no 1º semestre de 2017**. Texto para consulta pública. Brasília, 17/07/2017. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/web/guest/pagina-inicial/outras-noticias/-/asset_publisher/32hLrOzMKwWb/content/setor-mineral-registra-superavit-de-us-11-5-bilhoes-no-1semestrede2017;jsessionId=02C980531DECE2F283269C89E7D2BD23.srv154>. Acesso em: 15 set. 2017.

MIRANDA, E. C.; AMORIM, G. R. de S.; ARAÚJO, M. S. B. **Estoques de carbono numa microbacia do semiárido de Pernambuco**. VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia. 9 p. 2010.

MOREIRA, H. F. **O desenvolvimento sustentável no contexto do setor mineral brasileiro**. 2002. 25 f. Pós-Graduação em Gestão Ambiental (Escola Politécnica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

NAIFF, A. P. M. **Crescimento, Composição Mineral e Sintomas Visuais de Deficiências de Macronutrientes em Plantas de *Alpinia Purpurata* Cv. Jungle King**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural Da Amazônia. Belém. p.77, 2007.

NASCIMENTO, C. E. de S. **Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (Sw) DC. nas planícies aluviais da caatinga**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. p. 16-18. 2008.

NBR-7181/ABNT - **Análise Granulométrica de Solos**; D421-58 e D422-63/ASTM; T87-70 e T88-70/AASHTO; MSL-05/CESP.

NETO, D. C. **Combinação de doses de potássio e magnésio na produção e nutrição mineral do Capim – Tanzânia**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz. Piracicaba, p. 82, 2006.

NIMER, E. **Climatologia da região Nordeste do Brasil**. Introdução à climatologia dinâmica. Revista Brasileira de Geografia 34. p. 3-51. 1972.

NIOSH - NATIONAL INSTITUTE FOR OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH. **Occupational safety and health guideline for calcium sulfate**. Atlanta, 1995. Disponível em: <<http://www.cdc.gov/niosh/docs/81-123/pdfs/0095.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2017.

NOVAES, F. R.; ALVAREZ, V. H.; CANTARUTTI, R. B. **Fertilidade do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa – MG. p. 92-120. 2007.

NUNES, P. H. F. **Mineração, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - Aspectos Jurídicos e Sócio-Econômicos**. UFG. 45 p. 2002.

OLIVEIRA, D. M.; CARA, D. V. C.; XAVIER, P. G.; PAULA, M. S. de.; SOBRAL, L. G. S.; LIMA, R. B.; LOUREIRO, A. **Fitorremediação: O estado da arte**. Rio de Janeiro. 49p. (Tecnologia Ambiental, n. 39). 2007.

OLIVEIRA, F. M. C., BORGES, L. E. P., MELO, E. B., BARROS, M. L. S. C. **Características mineralógicas e cristalográficas da gipsita do Araripe**. HOLOS, Ano 28, v. 5. p.76-79. 2012.

OLIVEIRA, I. P; OLIVEIRA, L. C. **Sintomas de deficiência de cálcio e magnésio na planta de nim**. Faculdade Montes Belos (FMB), 2009. Disponível em: <https://www.fmb.edu.br/ler_artigo.php?artigo=279> Acesso em : 29 jan. 2018.

OSÓRIO FILHO, B. D. **Dinâmica de enxofre no sistema solo e resposta das culturas à adubação sulfatada**. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, UFSM, Santa Maria – RS. 76 p. 2006.

PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, v. 184, p. 105-126, 2007.

PAIVA, C. T. **Proposta de metodologia para análise de passivos ambientais da atividade minerária**. Ministério de Minas e Energia - MME. 2006. Disponível em: <[HTTP://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir934/RelatConsultoriaApresentaoMME_PassivosAmbientais.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir934/RelatConsultoriaApresentaoMME_PassivosAmbientais.pdf)>. Acesso em: 16 set. 2017.

PASIECZNIK, N. M.; FELKER, P.; HARRIS, P. J. C.; HARSH, L. N.; CRUZ, G.; TEWARI, J. C.; CADORET, K.; MALDONADO, L. J. **The Prosopis juliflora - Prosopis pallida complex: a monograph**. Coventry, UK: HDRA. 177. p. 2001.

PEGADO, C. M. A.; ANDRADE, L. A. de; FÉLIX, L. P.; PEREIRA, I. M. **Efeitos da invasão biológica de algaroba - Prosopis juliflora (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no município de Monteiro, PB, Brasil**. Acta Botânica Brasílica, São Paulo, v. 20, p. 887-898, 2006.

PERES, L.; BENACHOUR, M.; SANTOS, W. A. dos. **O Gesso: Produção e Utilização na Construção Civil**. Edições Bagaço. Recife, 156 p. 2001.

PERNAMBUCO. Secretaria Estadual de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente. (SECTMA). **Política Estadual de Controle da Desertificação, Recife, 1995**. Disponível em: <<http://www.desert.org.br>>. Acesso em: 20 set. 2017.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, 56, p. 15-39. doi:10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214. 2005.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação de Solos Contaminados com Herbicidas. **Revista Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n.2, p. 335-341. 2003.

PRADO, C. H. B. A. **O valor de pH da solução em contato com a raiz e a disponibilidade de nutrientes**. Publicado em www.viaciencia.com.br. Departamento de Botânica, UFSCar – SP. 4 p. 2012.

PRADO, H. do. **Pedologia fácil: aplicações na agricultura**. 2. ed., rev. e ampl. Piracicaba: Ed. do Autor. 2008.

PRADO, R. M.; NATALE, W.; FURLANI, C. E. A. **Manejo Mecanizado de Atividades para Implantação de Culturas**. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2002.

PREZOTTI, L. C.; GOMES, J. A.; DADALTO, G. G.; OLIVEIRA, J. A. de. **Manual de Recomendação de Calagem e Adubação para o Estado do Espírito Santo – 5ª aproximação**, Vitória, ES, SEEA/INCAPER/CEDAGRO. 43 p. 2007.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: CERES. 343 p. 1991.

REEVES, R. D.; BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. **Abnormal accumulation of trace metals by plants**. *Mining Environmental Management*, v. 3, n. 3. p.4-8. 1996.

REINERT, D. J.; REICHERT, D. J.; VEIGA, M.; SUZUKI, L. E. A. S. **Qualidade física dos solos**. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 16, 2006. Aracaju, Resumos... Aracaju: SBCS. CD-Rom. 2006.

REIS, C.; REIS, E. L.; SILVA, C. A. **Modificação de procedimento para extração de boro em solos**. *RECIE*, Uberlândia, v. 15, n. 1/2. p. 91-94. 2006.

REITZ, R. **Tifáceas**. Flora ilustrada catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 16 p. 1984.

RIBASKI, J.; DRUMOND, M. A.; OLIVEIRA, V. R.; NASCIMENTO, C. E. de S. **Algaroba (*Prosopis juliflora*): Árvore de Uso Múltiplo para a Região Semiárida Brasileira**. Comunicado Técnico 240. ISSN 1517-5030. Colombo, PR. p. 1-5. 2009.

RIBEIRO, L. F. C.; BEDENDO, I. P.; VALDEBENITO SANHUEZA, R. M.. Ocorrência de Um Fitoplasma do Grupo 16SrIII Associado ao Enfezamento em Melão de São Caetano (*Momordica charantia* L.) no Estado de São Paulo. **Summa Phytopathol.**, v. 30, 2004.

RIBEIRO, M. R. **Origem e Classificação dos Solos Afetados por Sais**. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds.). *Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados*. Fortaleza, INCTSal. p.11-19. 2010.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington D.C., U.S. Salinity Laboratory. (USDA Agriculture Handbook, 60). 160 p. 1954.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as Regiões tropicais**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Monitoramento Por Satélite, Campinas: 26 p. 2010.

RUGH, C.L.; WILDE, H.D.; STACK, N.M.; THOMPSON, D.M.; SUMMERS, A.O. e MEAGHER, R.B.; **Mercuric ion reduction and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacterial merA gene**. Proc Natl Acad Sci USA 93:3182-3187 (1996).

SAIER, M. H.; TREVORS, J. T. Phytoremediation. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, sem paginação, 2008.

SAINI, P.; KHAN, S.; BAUNTHIYAL, M.; SHARMA, V. **Organ-wise accumulation of fluoride in *Prosopis juliflora* and its potential for phytoremediation of fluoride contaminated soil**. Chemosphere. Vol.89(5). p. 633-6355. 2012.

SALT D.E.; BLAYLOCK M.; KUMAR P.B.A.N.; DUSHENKOV V.; ENSLEY B.D., CHET L.; RASKIN L. **Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants**. Biotechnology. 13(2). p. 468-474. 1995.

SANCHEZ, E. **Propriedades Físicas do Solo e Produtividade de Soja em Sucessão a Plantas de Cobertura de Inverno**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). 59 p. Guarapuava: Unioeste, 2012.

SANTANA, M. C.; LIMA, A. P. C. MELO, K. K. S.; FARIAS, C. C.; BORGES, L. E. P. **Caracterização química e mineralógica do perfil pedológico do estéril da mineração de gipsita no semiárido pernambucano**. Anais: 27º Simpósio de Geologia do Nordeste (SGNE), João Pessoa – PB. 2017.

SANTOS, A. M. A. **O tamanho das partículas de poeira suspensas no ar dos ambientes de trabalho**. São Paulo: Fundacentro, 2001.

SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. **Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations**. Aquatic Botany 74(3). p. 189-199. 2002.

SANTOS-FILHO, B. G.; PANTOJA, M. J. R.; BATISTA, T. F. C.; TAVARES, A. E. B., RIBEIRO, R. C.; PINHEIRO, H. A. **Comportamento Nutricional de Espécies Arbóreas Utilizadas no Reflorestamento de Áreas Degradadas Sob o Impacto da Exploração Petrolífera na Região de Urucu, Município de Coari, AM**. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 2. p. 1134-1136, 2007.

SANTOS, J. N. **Estudo dos solos para construção civil na cidade de Mossoró – RN**. Monografia – Universidade Federal Rural do Semi-Árido/UFERSA, Mossoró-RN. Ciência e Tecnologia. 69 p. 2013.

SANTOS, L. C. **Efeito do Cobre na População de Bactérias e Fungos do Solo e Associação Ectomicorrízica e no Desenvolvimento de Mudanças de Eucalipto e Canafístula.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). 88 p. Santa Maria: UFSM, 2006.

SARRUGE, J. R.; HAAG, H. P. **Análises Químicas em Plantas.** Piracicaba: Esalq, 1974.

SCHENKEL, E. P.; ZANNIN, M.; MENTZ, L. A.; BORDIGNON, S. A. L.; IRGANG, B. **Plantas Tóxicas.** In: SIMÕES, C. M. O.; SCHENKEL, E. P.; GOSMANN, G.; MELLO, J. C. P.; MENTZ, L. A.; PETROVICK, P. R. (Org.). **Farmacognosia: da planta ao medicamento.** 5 ed. rev. amp. Porto Alegre/Florianópolis: Editora da Universidade/UFRGS / Editora da UFSC. p. 959-993. 2003.

SCHNOOR J. L.; DEE, P. E. **Phytoremediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center.** 37 p. 1997.

SCHWARTZ, M. O. E.; TRAVASSOS RIOS TOMÉ, J. A.; SHINOHARA, A. H.; ARAUJO PONTES, L. R.; LIRA, B. B.; INOJOSA DE OLIVEIRA, J (in memoriam). **Caracterização de argila residual na extração de gipsita na região de Araripina – PE e sua utilização em cerâmica vermelha.** In: 48º Congresso Brasileiro de Cerâmica, Curitiba – PR. Anais... CD-ROM. 2004.

SENGIK, E. S. **Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas.** UEM – PR. p 1-15. 2003.

SERRAT, B. M.; LIMA, M. R.; GARCIAS, C. E.; FANTIN, E. R.; CARNIERI, I. M. R. S. A.; PINTO, L. S. **Conhecendo o solo.** Curitiba: UFPR/Setor de Ciências Agrárias/ Departamento de Solos e Engenharia Agrícola. 8 p. 2002.

SILVA, A. I. S. **Morfoanatomia e composição mineral de raízes de duas espécies de restinga submetidas ao excesso de ferro.** Viçosa, MG: UFV. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa. 58 p. 2009.

SILVA, C. G. **A maravilhosa planta de rápido crescimento, elevada resistência a seca.** Departamento de Engenharia Química – DEQ – CT/UFPB. Publicado em 29 mar. 2016. Disponível em: <<http://www.ct.ufpb.br/lpfd/contents/paginas/lcc/pesquisas/a-algaroba>>. Acesso em: 05 nov. 2017.

SILVA, C. O. **Características anatômicas e fisiológicas de *Typha domingensis* Pers. Submetida a concentrações crescentes de arsênio.** Dissertação (Mestrado em Botânica Aplicada). Universidade Federal de Lavras. Lavras : UFLA. 48 p. 2014.

SILVA FILHO, A. V.; SILVA, M. I. V. **Importância das substâncias húmicas para a agricultura.** 2010. Disponível em: <<http://www.emepa.org.br/anais/volume2/av209.pdf>>. Acesso em: 11 jan. 2018.

SILVA, J. L. A.; ALVES, S. S. V.; NASCIMENTO, I. B.; SILVA, M. V. T.; MEDEIROS, J. F. **Evolução da salinidade em solos representativos do Agropólo Mossoró-Assu cultivado com meloeiro com água de diferentes salinidades.** Agropecuária Científica no Semiárido, v.7, n.4. p.26-31. 2011.

SILVA, J. P. S. **Impactos ambientais causados por mineração**. Revista Espaço Sophia - Nº 08 – ANO I. ISSN 1981 – 318X. 3 p. 2007.

SILVA, J. V. O. **Produção e Partição de Biomassa e Nutrientes e Parametrização de Um Sistema para Recomendação de N, P e K para Cacaueiros**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). 95f. Ilhéus: Uesc, 2009.

SILVEIRA, M. L. A. **Extração sequencial e especiação iônica de zinco, cobre e cádmio em Latossolos tratados com biossólido**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). 166 p. 2002.

SIMÃO, J. B. P.; SIQUEIRA, J. O. **Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação**. Informe Agropecuário, v. 22, n. 210. p. 18-26. 2001.

SIMPÓSIO PGA (Polo Gesseiro do Araripe). **Potencialidades, problemas e soluções**. Realizado na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Recife. 4 p. 2014.

SOUZA, E. P.; SILVA, I. F.; FERREIRA, L. E. **Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas**. Revista Brasileira de Agrociência, Pelotas, v.17, n.2-4. p.167-173. 2011.

SKLIAR, M.; CURINO, A.; MILANESI, L.; BENESSATI, S.; BOLAND, R. **Nicotiana glauca: another plant species containing vitamin D3 metabolites**. Plant Science, Amsterdam, v. 156. p. 193-199. 2000.

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 de Estudos da Flora. 640 p. 2005.

STEIN, R. R. J.; Duarte, G. L.; SPOHR, M. G.; LOPES, S. I. G.; FETT, J. P. **Distinct physiological responses subject to iron toxicity under field conditions**. Annals of Applied Biology. 154. p. 269-277. 2008.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3a. ed. Artmed, 2004, 719p.

TAVARES, S. R. de L. **Capítulo 2: Técnicas de remediação**. Embrapa solos. 80 p. 2013.

TEDESCO, M. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Rev. e ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos – UFRGS. 1995.

TERRY, N.; BAÑUELOS, G. S. **Phytoremediation of contaminated soil and water**. Boca Raton: Lewis, 2000. 389 p.

VALE. **Qual a importância da mineração para a economia do país?** Portal Técnico e Mineração. Disponível em: <<http://www.vale.com/brasil/pt/aboutvale/news/paginas/qual-a-importancia-da-mineracao-para-a-economia-do-pais.aspx>>. Acesso em: 15 set. 2017.

VARUN, M.; D'SOUZA, R.; PRATAS, J.; PAUL, M. S. **Phytoextraction Potential of *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. with Specific Reference to Lead and Cadmium.** Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 87(1). p. 45-49. 2011.

VASCONCELLOS, C. A.; PITTA, G. V. E.; ALVES, V. M. C. **Extração e Exportação de Nutrientes pela Cultura do Sorgo Forrageiro.** Brasília: Embrapa, 2009.

VELHO, J.; GOMES C.; ROMARIZ, C. **Minerais Industriais.** Universidade de Aveiro, 591p. 1998.

VEZZANI, F. M. **Qualidade do Sistema Solo na Produção Agrícola.** Tese (Doutorado em Produção Vegetal). 184f. Porto Alegre: UFRGS, 2001. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

VIGNOLI-SILVA, M. **Os gêneros *Nicotiana* L., *Bouchetia* Dunal e *Nierembergia* Ruiz & Pav. (Solanaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil.** Dissertação (mestrado). UFRGS. Instituto de Biociências. Departamento de Botânica. Programa de pós-graduação em Botânica. p. 59-61. 2004.

WANDERLEY, R. A. **Salinização de solos sob aplicação de rejeito de dessalinizadores com e sem adição de fertilizantes.** (Dissertação de Mestrado) – Universidade de Federal Rural de Pernambuco, Recife. 52 p. 2009.

WANG, Y. **Phytoremediation of mercury by terrestrial plants.** 2004. 41 f. Tese (Doutorado) – Stockholm University, Estocolmo/Suécia, 2004.

WATANABE, M. E. **Phytoremediation on the brink of commercialization.** Environmental Science & Technology, v. 31, 1997.

WENZEL, W. W. Rhizosphere processes and Management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. **Journal of Plant Soil**, Austria, sem paginação, 2008.

ZAEFARIAN, F.; REZVANI, M.; REJALI, F.; ARDAKANI, M. R. **Investigation of Phytoextraction Coefficient Different Combination of Heavy Metals in Barley and Alfalfa.** Journal of Agricultural and Biosystems Engineering Vol 6, No:9. p. 690-692. 2012.

ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico.** 2003 1v. 91p. Dissertação (Mestrado). Instituto Agronômico - Agricultura Tropical E Subtropical. Disponível em: <<http://servicos.capes.gov.br/capesdw/resumo.html?idtese=20034733081018001P4>> Acesso em: 12 set. 2017.

ANEXO

ANEXO A – Valores gerais de referência para interpretação da análise de solos

PARAMETRO		UNIDADE*	CLASSIFICAÇÃO**				
			Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
Fósforo – Mehlich-1							
- Cultura perene	- Solo argiloso	mg/dm ³	-	< 5	5 – 10	> 10	-
	- Solo textura média	mg/dm ³	-	< 10	10 – 20	> 20	-
	- Solo arenoso	mg/dm ³	-	< 20	20 – 30	> 30	-
- Cultura Anual	- Solo argiloso	mg/dm ³	-	< 20	20 – 40	> 40	-
	- Solo textura média	mg/dm ³	-	< 40	40 – 60	> 60	-
	- Solo arenoso	mg/dm ³	-	< 60	60 – 80	> 80	-
- Hortaliças	- Solo argiloso	mg/dm ³	-	< 30	30 – 60	> 60	-
	- Solo textura média	mg/dm ³	-	< 60	60 – 100	> 100	-
	- Solo arenoso	mg/dm ³	-	< 100	100 – 150	> 150	-
Fósforo-resina	- Plantas florestais	mg/dm ³	< 3	3 a 5	6 a 8	9 a 16	> 16
	- Culturas perenes	mg/dm ³	< 6	6 a 12	13 a 30	31 a 60	> 60
	- Culturas anuais	mg/dm ³	< 7	7 a 15	16 a 40	41 a 80	> 80
	- Hortaliças	mg/dm ³	< 11	11 a 25	26 a 60	61 a 120	> 120
Enxofre		mg/dm ³	-	< 5	5 – 10	> 10	-
Potássio	- Cultura perene/anual	mg/dm ³	-	< 60	60 – 150	> 150	-
	- Hortaliça	mg/dm ³	-	< 80	80 – 200	> 200	-
Cálcio		cmol _c /dm ³	-	< 1,5	1,5 - 4,0	> 4,0	-
Magnésio		cmol _c /dm ³	-	< 0,6	0,6 – 1,0	> 1,0	-
Acidez Trocável (Al)		cmol _c /dm ³	-	< 0,4	0,4 – 1,0	> 1,0	-
Acidez Potencial (H+Al)		cmol _c /dm ³	-	< 2,6	2,6 – 5,0	> 5,0	-
Matéria Orgânica (MO)		dag/dm ³	-	< 1,6	1,6 – 3,0	> 3,0	-
Ferro		mg/dm ³	< 20	21 – 31	31 – 200	> 200	-
Zinco		mg/dm ³	< 4,1	4,1 – 6,9	7,0 – 40,0	> 40,0	-
Cobre		mg/dm ³	< 0,6	0,6 – 1,5	1,6 – 20,0	> 20,0	-
Manganês		mg/dm ³	< 6	6 – 11	12 – 130	> 130	-
Boro		mg/dm ³	≤ 0,15	0,16 - 0,35	0,36 - 0,60	0,61 - 0,90	> 0,90
Sódio	- Solo argiloso	mg/dm ³	-	< 60	60 - 100	> 100	-
	- Solo textura média	mg/dm ³	-	< 40	40 - 80	> 80	-
	- Solo arenoso	mg/dm ³	-	< 20	20 - 50	> 50	-
Cloro		mg/dm ³	-	< 25	-	-	-
Silício		mg/dm ³	-	< 8,0	-	-	-
Soma de Bases (SB)		cmol _c /dm ³	-	< 2,1	2,1 – 5,0	> 5,0	-
CTC Efetiva (t)		cmol _c /dm ³	-	< 2,6	2,6 – 6,0	> 6,0	-
CTC a pH 7,0 (T)		cmol _c /dm ³	-	< 4,6	4,6 – 10,0	> 10,0	-
Saturação de Alumínio (m)		%	-	< 21	21 – 40	41 – 60	> 60
Saturação de Bases (V)		%	< 26	26 - 50	51 - 70	71 - 90	> 90
Saturação de Ca na CTC a pH 7,0		%	< 40	40 - 60	60 - 65	> 65	-
Saturação de Mg na CTC a pH 7,0		%	< 7	7 - 10	10 - 15	> 15	-
Saturação de K na CTC a pH 7,0		%	< 3	3 - 5	5	> 5	-
Índice de saturação de Na		%	-	< 20,0	-	-	-
Relação Ca:Mg		-	-	-	4 : 1	-	-
Relação Ca:K		-	-	-	15 : 1	-	-
Relação Mg:K		-	-	-	5 : 1	-	-
Fósforo – remanescente			Estimativa da textura do solo				
			Argilosa	Média	Arenosa		
	mg/dm ³		0 - 10	10 - 40	40 - 60		
pH em água	-		Acidez		Neutro	Alcalinidade	
			Elevada	Média	Fraca	Fraca	Elevada
			≤ 5,0	5,1 – 6,0	6,1 - 6,9	7,0	7,1 - 7,8
pH em CaCl ₂	-		Acidez				
			Muito alta	Alta	Média	Baixa	Muito Baixa
			< 4,4	4,4 - 5,0	5,1 a 5,5	5,6 a 6,0	> 6,0

* Equivalência entre unidades: mg/dm³ = ppm; cmol_c/dm³ = meq/100 cm³ = mmol_c/dm³ ÷ 10; dag/dm³ = %

** As informações acima são baseadas nos Manuais de Recomendação de Adubação dos Estados do Espírito Santo (2001 e 2007), Minas Gerais (1999) e São Paulo (1996), além de informações desenvolvidas pelos Profissionais da FULLIN;