

VANUSA SOUSA ALMEIDA

**ALTERAÇÕES NOS TEORES DE ENXOFRE E DE METABÓLITOS  
INDICADORES DE ESTRESSE EM ÁRVORES ADULTAS DE  
*MANGIFERA INDICA* L. CV. ESPADA EXPOSTAS À POLUIÇÃO  
AÉREA E EDÁFICA, NA REGIÃO DO PÓLO PETROQUÍMICO DE  
CAMAÇARI/BA.**

Dissertação

Apresentada ao Curso de Pós – Graduação em Geoquímica e Meio  
Ambiente do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia como  
requisito parcial à obtenção do grau de  
MESTRE EM GEOQUÍMICA E MEIO AMBIENTE

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dra. Josanídia Santana Lima

Co-orientador: Prof. Dr. Antônio Fernando de Souza Queiroz.

Salvador

2000

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**PÓS – GRADUAÇÃO**  
**EM GEOQUÍMICA E MEIO AMBIENTE**

VANUSA SOUSA ALMEIDA

**ALTERAÇÕES NOS TEORES DE ENXOFRE E DE METABÓLITOS  
INDICADORES DE ESTRESSE EM ÁRVORES ADULTAS DE  
*MANGIFERA INDICA* L. CV. ESPADA EXPOSTAS À POLUIÇÃO  
AÉREA E EDÁFICA, NA REGIÃO DO PÓLO PETROQUÍMICO DE  
CAMAÇARI/BA.**

SALVADOR – BAHIA

2000

**ALTERAÇÕES NOS TEORES DE ENXOFRE E DE METABÓLITOS  
INDICADORES DE ESTRESSE EM ÁRVORES ADULTAS DE  
*MANGIFERA INDICA* L. CV. ESPADA EXPOSTAS À POLUIÇÃO  
AÉREA E EDÁFICA, NA REGIÃO DO PÓLO PETROQUÍMICO DE  
CAMAÇARI/BA.**

Por

**VANUSA SOUSA ALMEIDA**

(Bióloga, Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, 1996, Salvador, Bahia).

Orientadora: **Prof<sup>a</sup> Dra. Josanídia Santana Lima**

Co-orientador: **Prof. Dr. Antônio Fernando de Souza Queiroz.**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

Submetida em satisfação parcial dos requisitos do grau

**MESTRE EM GEOQUÍMICA E MEIO AMBIENTE**

À câmara de Ensino de Pós-graduação Pesquisa da Universidade Federal da Bahia.

**APROVAÇÃO**

**BANCA EXAMINADORA**

-----

**Prof<sup>a</sup> Dra. Josanídia Santana Lima**

-----

**Prof. Dr. Antônio Fernando de Souza Queiroz.**

-----

**Dra. Marisa Domingos**

-----

**Prof. Dr. Manoel Teixeira de Castro Neto**

Data da Defesa Pública:

SALVADOR-BAHIA

JULHO/2000

## Resumo

O Pólo Petroquímico de Camaçari lança vários poluentes na atmosfera, um desses poluentes é o  $\text{SO}_2$ . Esse gás pode ser transferido para o sistema biológico de determinados vegetais através da absorção direta pelos estômatos presentes nas folhas, ou como sulfato, que é então, absorvido pelas raízes. Os objetivos deste trabalho foram determinar alterações nos teores de enxofre no solo e em folhas de árvores adultas de *Mangifera indica* L. CV Espada e alterações nos teores foliares de metabólitos, dessa mesma árvore, indicadores de estresse causado por poluentes em locais próximos ao Pólo Petroquímico de Camaçari. Para isso coletaram-se folhas de plantas de *Mangifera indica* L. cv. Espada, radicadas nas estações experimentais, e amostras de solo na área de influência radicular destas mesmas árvores. Foram selecionadas três estações: a estação controle chamada Alagoinhas, situada nas imediações da cidade de Alagoinhas e que dista do Pólo cerca de 80 Km. As estações Sítio e Lamarão, localizam-se na área de influência direta da poluição aérea do Pólo, estando a 55 Km da sede municipal de Salvador. Essas duas últimas estações experimentais fazem parte da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar da CETREL, empresa responsável pelo monitoramento da qualidade do ar na região do Pólo, as quais foram indicadas como as mais impactadas pela poluição atmosférica. Folhas de árvores adultas de *Mangifera indica* L. foram coletadas, sendo então, determinados o teor de enxofre total, prolina, proteínas solúveis totais, carotenóides e os teores de clorofilas **a**, **b**, **a+b**, **a/b**. No solo, foram avaliados os teores de matéria orgânica, nitrogênio, sulfato, além de ter sido determinado o pH, a CTC e composição granulométrica. Os resultados demonstraram aumento significativo nos teores de enxofre, prolina, proteínas solúveis totais, carotenóides e razão **a/b** e redução nos teores de clorofila **b** nos vegetais situados no Pólo, quando comparados com o controle. Já os teores de clorofilas **a** e **a+b** não apresentaram diferenças significativas entre as estações. No solo, o teor de matéria orgânica, argila e pH contribuíram para maior adsorção e elevação do teor de sulfato nas estações situadas no Pólo. Esses solos encontram-se com baixos teores de bases,

indicando uma possível lixiviação provocada pela acidez e pelo alto índice pluviométrico da área. Maiores teores de enxofre nas folhas indicam que *Mangifera indica* são bioacumuladoras de enxofre, enquanto que o aumento no teor de prolina indica o desenvolvimento de mecanismos de defesa contra a ação de poluentes atmosféricos. Maior conteúdo de proteínas solúveis totais revela alterações no metabolismo desses vegetais em função das emissões atmosféricas. A diminuição do conteúdo de clorofila total mostra que os poluentes poderiam estar influenciando na degradação desses pigmentos na estação Lamarão. As respostas de *Mangifera indica*. L. obtidas através de pesquisas pioneiras, contribuíram para o estudo da qualidade ambiental das estações estudadas.

## ABSTRACT

The Industrial Petrochemical Pole of Camaçari ejects several kinds of pollutant substances into the atmosphere. The SO<sub>2</sub> is one of these substances. This gas may be transferred to the biological system by means of the direct sorption from the leaf's *stomates* or, if it is oxidized into sulphate, from the tree's roots. The main objective of this work is to search for the influence of the emission of industrial wastes into the atmosphere from the industries of the Petrochemical Pole of Camaçari. With this purpose three stations were selected, being the control station that one termed Alagoinhas which is located about 80 Km from the Pole. The other two stations, termed Sítio e Lamarão, are in the area of direct influence of the Pole Industries and are nearby 55 Km from the city of Salvador. Sítio and Lamarão are also experimental stations of the Monitoring Network for air quality held by CETREL, a company responsible for the air quality control in the area of the Petrochemical Pole of Camaçari. These two stations were selected because they have been indicated as the most impacted among the stations of the CETREL network. From the selected stations, leaves of *Mangifera indica* and of L. cv. Espada that grow up at the experimental stations were collected. Also samples of soil placed in the crown area at a tree were collected. To evaluate the physiological response of the *Mangifera indica* L and relatively to the action of the pollutants, determinations of the content of total sulfur, proline, proteins, total soluble proteins, carotenoids, and of a and b chlorophylls were made. For the soil samples the analyses for organic matter, nitrogen and sulphate, were made and determinations of pH, CTC plus granulometric assays were performed. Compared to results obtained from the specimen collected from the Alagoinhas station, the results from the specimen that were collected from the stations Sítio e Lamarão indicate that there are significant distinctions in the contents of sulfur, proline, proteins, total soluble proteins, carotenoids and b-chlorophyll. The content of a-chlorophyll are not distinguishable. It is suggested that the high content of sulphate reported for the soil specimen that were collected from the stations Sítio e Lamarão is due to

sorption from the organic matter, clay minerals and pH. These soils are bases depleted and this is due to acidic leaching and the high pluviometric index of the area. The sulfur contents in the leaves suggest that the mangoes trees are natural bioaccumulators of sulfur, and that the increasing proline contents are related to the development of defense mechanisms against the action of air pollutants. The contents of total soluble proteins reveal changes in the vegetable metabolism as a function of the industrial emissions in the air. For the Lamarão station it is observed that the total chlorophyll suggests that these pollutants may influence the pigment decay. For the Sítio station the nitrogenate compounds corroborate the idea that locally they may compensate the pigment decay. Finally it is concluded that that physiological responses of the *Mangifera indica*. L. supply important informations on the environmental quality of the studied stations.

“ Mais do que máquinas, precisamos de humanidade.  
Mais do que inteligência precisamos de afeição e doçura.  
Sem essas virtudes, a vida será de violência e tudo será  
perdido”.

Charles Chaplin



Em memória de minha vovó Irene Oliveira  
à qual devo toda minha formação.  
A minha sobrinha Mayara pelo carinho  
A meus pais Valdomiro e Zenaide  
A André Fava pelo amor.....

## **AGRADECIMENTOS**

À prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Josanídia Santana Lima, que através de suas sugestões e orientações, contribuiu para a realização deste trabalho.

Ao Curso de Pós-Graduação Geoquímica e Meio Ambiente da UFBA pela oportunidade do ingresso ao curso.

À Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

Ao prof. Dr. Antônio Fernando de Souza Queiroz pelo apoio e sugestões na realização deste trabalho.

Aos professores do Mestrado do Curso de Pós-graduação e Meio Ambiente: Pedro Linhares, João Lamarck Argolo e Ilson Guimarães pelo incentivo.

Aos funcionários e técnicos do Laboratório de Geoquímica da UFBA: Vanice, Mônica, Nea, Rita e Elionado pela dedicação e presteza quando solicitados.

Aos funcionários da Secretaria do Mestrado do Curso de Geoquímica e Meio Ambiente: Itanajara, Edson, Edilza e Jairo pela cooperação nas solicitações.

Aos professores do Instituto de Biologia da UFBA: Sônia Lopes, Hermínia Bastos e Oswaldo Santos pelo incentivo e empréstimo de material bibliográfico.

Aos funcionários do Instituto de Biologia da UFBA: Georgina, Sueli, Hugo, Jailson, Nadir pelo apoio e carinho.

Ao professor José Resende da Escola de Veterinária da UFBA pela solidariedade e empréstimo dos botijões de nitrogênio.

Aos funcionários do Instituto de Química da UFBA Wilson e Rosemário pelo constante apoio e fornecimento de material.

Aos professores Giovânia e Cassio do Departamento de Estatística da UFBA pelas sugestões e auxílio na análise estatística dos dados.

À Cora, Graça e Fernando do Centro de Processamento de Dados da UFBA pelo apoio e colaboração .

Ao DNOCS e Jorge Carvalho pela realização da análise de granulometria e CTC.

Ao Centro Nacional de Pesquisa da Mandioca e Fruticultura e Tropical (EMBRAPA – Mandioca e Fruticultura) pela utilização do bloco digestor para análise de sulfato.

Aos colegas do LAVIET: Denise, Carlos, Alessandra, Siomara, Amanda, Salomão pelo incentivo.

À colega Helena Cerqueira pela grande colaboração durante as análises.

Às amigas Maria do Carmo, Bárbara Rosemar pelo inestimável apoio, companheirismo, carinho na realização deste trabalho.

Ao Sr. Nelson pela colaboração na coleta de folhas.

Ao amigo Coutinho pelo grande incentivo e apoio ao trabalho.

Aos colegas: Everaldo, Albérico, Irapuã Jaciara, Fahel e Carlos pela colaboração na coleta .

A Bernadete Marcello pela colaboração na revisão ortográfica.

Ao Dr. Cássio Hamilton Abreu pelas sugestões e comentários ao trabalho.

A amiga Nete pela amizade e exemplo de luta e seu filho Jorge Henrique pelo apoio.

Aos professores de Agronomia da UFBA: Albani , Jorge Gonzaga e Manoel Teixeira pelas discussões e sugestões ao trabalho.

E aqueles que porventura não tenham sido citados, mas que contribuíram de igual importância para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

## **SUMÁRIO**

### **1 INTRODUÇÃO**

1.1 – A Qualidade do Ar ao Redor de Indústrias

1.2 – Dinâmica do Enxofre no Sistema Solo – Planta

1.3 – Influência do Dióxido de Enxofre de Origem Antrópica no Metabolismo Vegetal

### **2 OBJETIVOS GERAIS**

### **3 MATERIAL E MÉTODOS**

3.1 - Aspectos Fisiográficos das Áreas Experimentais

3.2 - Espécie Estudada

3.3 – Metodologia

3.3.1 - Compartimento Vegetal

3.3.2. – Compartimento Solo

3.4 – Análise Estatística

### **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

4.1 – Características Físicas e Químicas no Solo e Teor de Enxofre na Planta

4.2 – Prolina e Proteínas Solúveis Totais

4.3 – Teores de Clorofila e Carotenóides

### **5 CONCLUSÃO**

### **6 CITAÇÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **7 – ANEXOS**

## **1 – INTRODUÇÃO**

### **1.1 – A Qualidade do Ar ao Redor de Indústrias**

A poluição aérea é um dos grandes problemas ambientais gerados pela atividade industrial. Devido a sua grande capacidade de dispersão, a poluição aérea poderá afetar vários ecossistemas (Steubing, 1982). No Pólo Petroquímico de Camaçari e em Cubatão, estudos revelaram que o impacto dos poluentes na biota causou, entre outros efeitos, declínio na vegetação, devido principalmente aos elementos químicos enxofre, metais pesados e nitrogênio (Lima et al., 2000; Bastos et al., 1999; Domingos, 1998; Lima et al., 1997a e 1997b).

Embora o Programa Nacional de Qualidade do Ar (PRONAR), através da Resolução nº 05/89 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), preveja a criação de uma rede básica nacional de avaliação da qualidade do ar, não há no Brasil, um programa sistemático de avaliação da qualidade do ar, existindo apenas ações isoladas de alguns Estados constituindo suas próprias redes de amostragem. Esse processo deixa muito a desejar, pois frequentemente essas redes sofrem descontinuidade (Godinho et al., 1995).

Impactos ambientais resultantes do crescimento industrial desordenado, ou resultantes de qualquer outro tipo de interferência humana, podem ser avaliados através do monitoramento biológico ou biomonitoramento (Domingos, 1998). No PRONAR, são utilizados apenas instrumentos físicos e químicos, sendo desconsiderados os instrumentos biológicos (bioindicadores), que possuem a capacidade de revelar os efeitos dos poluentes no ambiente receptor. Eles podem, na verdade, auxiliar no estabelecimento de faixas ou padrões de contaminação atmosférica em áreas afetadas pelos poluentes, e sua utilização e manutenção custam bem menos. Em função disso, podem servir para monitorar áreas mais extensas, quando comparados aos instrumentos físicos e químicos. Neste sentido o biomonitoramento deve ser um fator adicional ao monitoramento químico e físico.

O bioindicador pode ser ativo ou passivo. O primeiro se refere ao organismo que é introduzido no ambiente supostamente impactado; o segundo já se encontra radicado no local de estudo. O bioindicador deve ser susceptível o suficiente para reagir à imissão através de alterações no metabolismo ou deve acumular poluentes. Ressalta-se, no entanto, que as respostas de plantas aos poluentes também podem ser influenciadas por fatores como idade da planta, tipo de solo, estado nutricional, umidade, etc. (Manning, & Feder, 1980). As reações a mudanças no ambiente podem ser estudadas em diferentes níveis: subcelular, celular, tecido, órgão, organismo, associação de população, biocenoses e ecossistemas (Steubing, 1982).

Segundo Andrade (1995), várias foram as exigências estabelecidas pelo Conselho Estadual de Meio Ambiente – CEPRAM, através da resolução nº 218/89, como parte dos condicionantes para a ampliação do Pólo Petroquímico de Camaçari. Dentre as exigências destacam-se a implantação de um programa de biomonitoramento que contemple bioindicadores do ecossistema na área sob influência do Pólo, além da implantação da rede de monitoramento do ar, que já se encontra em operação desde 1994.

Estas exigências foram feitas após as conclusões de um Estudo de Impacto Ambiental (EIA) realizada pela Hidroconsult em 1989, quando ficou constatada a presença de folhas e ramos de vegetais como *Araucaria brasiliiana* (pinheiro), *Mikania cordifolia* (cipó caboclo) etc, com sinais de adoecimento por intoxicação, provocados por compostos de enxofre e ozônio. Ainda sobre o diagnóstico, o EIA questiona a função protetora da vegetação do Anel Florestal, visto que, sua extensão apenas compreende 30% da área florestada planejada, e sua formação vegetal é composta de espécies exóticas (*Pinus* e *Eucaliptus*), que não são habitats naturais para a fauna da região.

Monóxido e dióxido de carbono, hidrocarbonetos, fluoretos gasosos, metais pesados, materiais particulados e os óxidos de nitrogênio e enxofre são os principais poluentes lançados na atmosfera pela atividade industrial. O comportamento químico de um determinado poluente no ambiente depende de fatores físicos, químicos, meteorológicos, topográficos e sua reatividade química (Couto, 1996). SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> são os poluentes de maior emissão no Pólo Petroquímico de Camaçari. Durante a queima de óleo, para produção de energia, são emitidas cerca de 60 a 80 mil toneladas ao ano de SO<sub>2</sub> (Campos, 1995). As principais emissões de NO<sub>x</sub> são provenientes dos processos de combustão, seguidas das emissões oriundas da produção de matérias primas para fertilizantes (Andrade, 1995). Além desses poluentes, o Pólo constitui uma fonte de inúmeros poluentes orgânicos de comportamento químico e toxicidade extremamente variáveis e nem sempre conhecidas (Campos, 1995).

Segundo Campos (1995), certas espécies químicas emitidas, tanto por fontes naturais como antropogênicas, podem permanecer na atmosfera por muito tempo, sem reagir com outros componentes. Outras, ao reagirem com a biota, são metabolizadas a espécies químicas orgânicas e eliminadas novamente no ambiente sob outras formas químicas. Ainda existe aquele grupo que sofre reações químicas na atmosfera. Este é o caso dos óxidos de nitrogênio e de enxofre, que em contato com a água, sofrem hidratação e oxidação, podendo originar os ácidos nítricos e sulfúricos, que acidificam as águas das chuvas (Cowling e Linthurst, 1981). Apesar da chuva ácida fornecer nutrientes prontamente assimiláveis pelas plantas (Alves et al., 1990), sua ação é extremamente prejudicial aos sistemas aquáticos, às construções e monumentos, à saúde humana, à produção agrícola e florestal (lixiviação dos nutrientes do solo, aumento dos níveis de metais pesados à faixa de toxicidade), etc (Andrade, 1995).

O  $\text{SO}_2$  é considerado um dos compostos de enxofre mais importantes entre as emissões antropogênicas gasosas, por ser altamente fitotóxico (Couto, 1996; Dässler & Börtitz, 1988; Mudd & Kozlowski, 1975). Concentrações altas desse gás poderão causar excesso de sulfato no solo e na planta. A resposta da planta a esse excesso parece não ser dependente apenas da concentração do gás e da duração do tempo de exposição, mas também de fatores ambientais e fisiológicos (Rennenberg, 1984).

A poluição do ar atmosférico pode contribuir para ocorrência e/ou agravamento das doenças nas populações. No homem e nos animais, existem evidências de que o  $\text{SO}_2$  agrava as doenças respiratórias preexistentes e também contribui para seu desenvolvimento (Andrade, 1995).



## 1.2 – Dinâmica do Enxofre no Sistema Solo - Planta

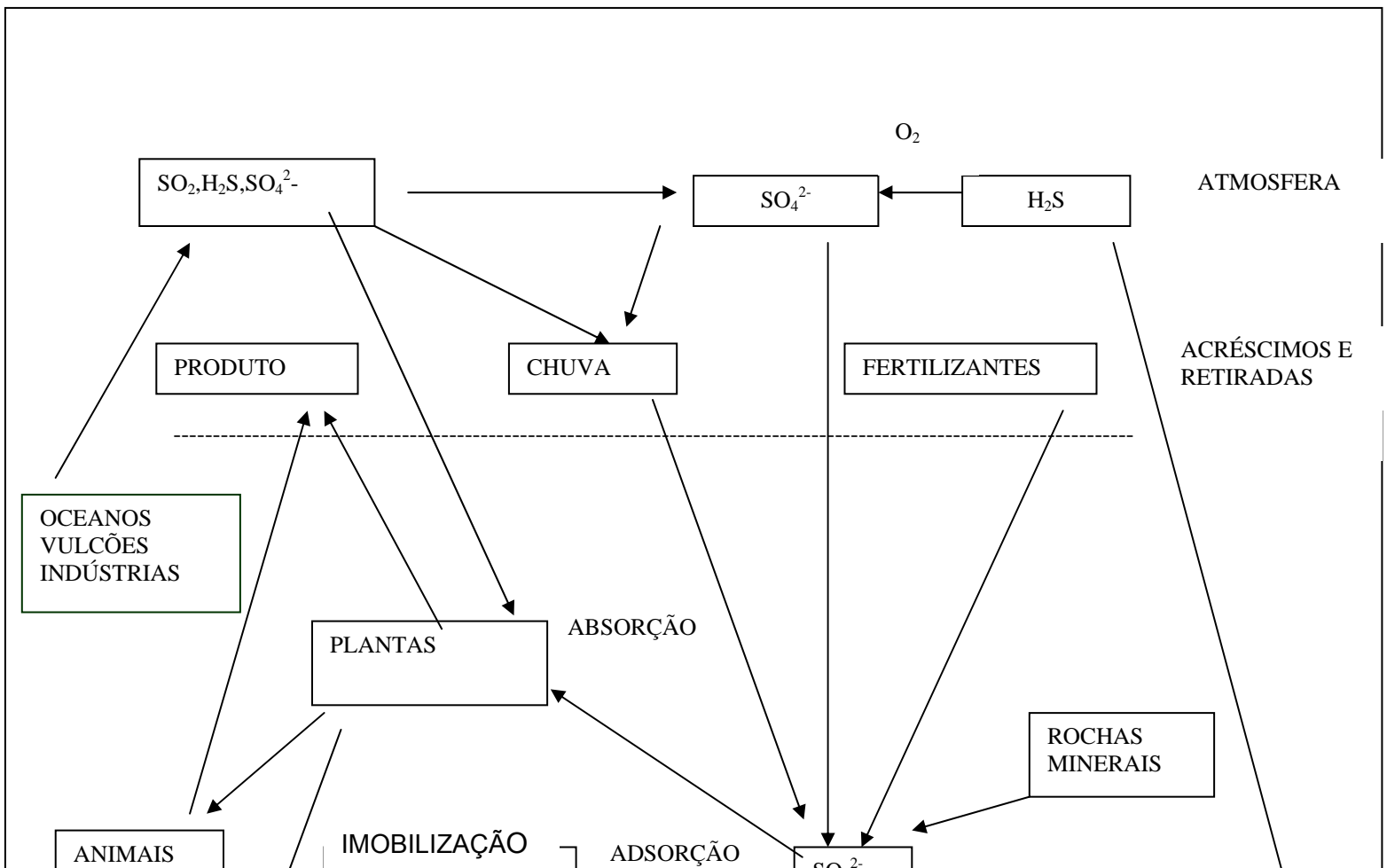
O enxofre é um macronutriente essencial ao crescimento e desenvolvimento dos organismos vivos, devido a sua participação na síntese de proteínas (Malavolta, 1997). Os vegetais suprem suas necessidades de enxofre, através de três grandes fontes: enxofre atmosférico, solos minerais, e formas orgânicas de enxofre (Brady, 1989).

O enxofre atmosférico é transferido para o sistema solo-planta (Figura 1), através de três maneiras: absorção direta pelas plantas, absorção direta pelo solo e por precipitação. A quantidade de S adicionada por precipitação, ou absorvida diretamente do solo, varia de acordo com sua concentração na atmosfera (Brady, 1989) e apresenta maior importância nas proximidades de áreas urbanas e industriais (Guedes, 1985 apud Bissani e Tedesco, 1988).

Nos solos minerais o teor de enxofre geralmente varia de 0,02 a 0,2% (Mello et al., 1983). As principais formas minerais são: enxofre elementar, sulfetos e sulfatos. O enxofre elementar ocorre em numerosas jazidas. Os sulfetos, como os de ferro, níquel e cobre, ocorrem em solos com drenagem limitada. Mediante oxidação, os sulfetos são transformados em sulfatos.

As transformações do S no solo compreendem os seguintes processos: mineralização (consiste na decomposição do enxofre orgânico com liberação de formas inorgânicas), imobilização (conversão do S inorgânico em compostos orgânicos), oxidação de enxofre elementar ou outras formas reduzidas, produção de sulfetos pela redução de sulfatos e outras formas voláteis. A maior parte dessas transformações é mediada pela ação de microorganismos como bactérias, fungos e actinomicetos, os quais estão sujeitos à ação das condições ambientais

(anaeróbicas e aeróbicas), e uma outra pequena parte, a processos químicos. Os sulfatos são produzidos em condições aeróbias, já os sulfetos, em condições anaeróbias (Moniz, 1975).



A mineralização é o processo de maior importância em relação à disponibilidade do enxofre para as plantas, já que as formas orgânicas constituem a maior parte do enxofre no solo (Bissani e Tedesco, 1988).

Vários são os fatores que afetam o processo da mineralização: população microbiana, temperatura, umidade, aeração (a mineralização é maior em condições de aerobiose), e pH do solo. Este último é considerado o principal fator de interferência na mineralização, devido ao seu efeito sobre a população e atividades microbianas. O seu aumento determina maior mineralização de enxofre, principalmente em solos que tenham alto teor de matéria orgânica (Bissani e Tedesco, 1988). Em solos acidificados pela deposição de  $\text{SO}_2$ , há um acúmulo de húmus, devido principalmente à diminuição da população microbiana, que não consegue sobreviver em pH baixos (Dässler & Börtitz, 1988).

O sulfato presente no solo sob a forma iônica, adsorvido aos colóides e em solução, é a principal forma de enxofre assimilável pelas plantas (Boyer, 1985; Andrade et al., 1990). O teor total de enxofre dos solos tem pouco valor interpretativo para o ciclo do enxofre, fertilidade do solo e nutrição da cultura (Tandan, 1984 apud Vitti, 1988).

Segundo Moniz (1975), a maior parte do sulfato oriundo da decomposição da matéria orgânica adicionado ao solo é proveniente da oxidação de aminoácidos, como cisteína e cistina, resultando na formação de produtos intermediários como H<sub>2</sub>S. Sob condições aeróbicas, o ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S) é oxidado até SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (sulfato). Ao passo que, em condições anaeróbicas, haverá produção de enxofre elementar (Mello et al., 1983), que poderá ser oxidado e transformado em ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) em ambientes arejados e que tenham presentes bactérias do grupo *Thiobacillus* (*T. thioparus* e *T. thiooxidans*).

Os sulfatos somente são acumulados no solo quando os níveis de enxofre presentes na matéria orgânica excedem a demanda da microflora (Moniz, 1975). Entretanto, fatores físico-químicos também estão relacionados com o conteúdo de sulfato no solo, tais como: teor de matéria orgânica (quanto mais carbono mais enxofre orgânico e mais S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>); relação C/S (menor que 200, o sulfato se acumula; maior que 400, há imobilização do sulfato); relação N/S (deve estar em torno de 10:1 ou menos); arejamento; temperatura; umidade; pH; tipo e teor de minerais; competição com outros ânions pelo sítio de adsorção; tipo de cátion na solução e no complexo sortivo do solo e sua concentração na solução (Costa, 1980; Almeida et al., 1993).

Por serem solúveis, os íons SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> na solução do solo podem ser rapidamente conduzidos a profundidades pela água de drenagem e adsorvidos às superfícies de partículas minerais, tais como argilas do tipo 1:1 como caulinita e óxidos de ferro e alumínio (Dyner e Carvalho, 1995). O deslocamento de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>

para camadas subsuperficiais pode tornar solos deficientes em S para as plantas, dependendo da magnitude de mineralização e de adsorção. O processo de adsorção de  $\text{SO}_4^{2-}$  pode ser o principal controlador da disponibilidade de S para as plantas (Bissani e Tedesco et al., 1988).

As plantas absorvem enxofre através das folhas e das raízes. No solo, o transporte dos íons sulfato, presentes na solução até as raízes dos vegetais, é feito pelo fluxo de massa, difusão e interceptação radicular e pode ser mediado por proteínas carreadoras específicas (Renosto e Ferrari, 1975). O fluxo de massa é o principal mecanismo de suprimento de enxofre às raízes, e está associado ao gradiente de potencial hídrico provocado pela absorção de água pelas plantas (Silva et al., 1998). Uma vez dentro da célula, o enxofre é convertido em compostos orgânicos, por meio da assimilação, ou transportado completamente para dentro de vacúolos como sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) livre, se acumulando no tonoplasto (Taiz, 1991). A regulação do transporte de sulfato pelas células da raiz é dada pelo gradiente de concentração entre os meios internos e externos, e por meio da concentração dos produtos reduzidos de enxofre, principalmente cisteína (Rennenberg, 1984).

Segundo Rennenberg (1984), este modelo de regulação de absorção de sulfato pelas células das raízes não serve para evitar o seu excesso. Tanto células foliares como das raízes, quando submetidas a um excesso de enxofre, evitam os danos provocados pelas altas concentrações desse elemento, translocando o excesso para outras partes da planta. Ao ser translocado, esse enxofre poderá ser transformado em produtos metabólicos, ou convertido em produtos voláteis de enxofre e liberado para a atmosfera ou ainda liberado pelas raízes para o solo na forma de sulfato.

Nas folhas, o  $\text{SO}_2$  é absorvido pelas plantas principalmente através do estômatos. A velocidade de absorção de  $\text{SO}_2$  nas folhas é diretamente dependente da resistência externa e interna das folhas ao gás. Esta resistência é

exercida principalmente pelos estômatos, cutícula, camada limítrofe, espaço intracelular e superfície das células do mesofilo (Fitter & Hay, 1987; Rennenberg, 1984). Devido à influência dos fatores ambientais e diferenças entre espécies, a resistência estomática nem sempre funciona como uma barreira eficiente para o influxo de SO<sub>2</sub> para as folhas (Rennenberg e Herschbach, 1996; Rennenberg, 1984). Este gás também penetra nas folhas pela cutícula, através dos principais processos de solubilização. Entretanto, a absorção do SO<sub>2</sub> pela cutícula é pequena e de baixa velocidade, quando comparada à absorção pelos estômatos (Rennenberg, 1994).

### **1.3 - Influência do Dióxido de Enxofre de Origem Antrópica no Metabolismo Vegetal**

Com o surgimento e crescimento do setor industrial, muitos compostos gasosos que antes existiam em quantidades reduzidas na atmosfera, passaram a ter concentrações altamente elevadas no ambiente, causando alterações no ecossistema (Odum, 1983). Por serem receptores da deposição dos poluentes gasosos, vários solos, assim como as plantas, possuem a capacidade de reduzir os níveis de concentração de vários poluentes atmosféricos (Dässler & Börtitz, 1988; Saunders & Godizik, 1986) . Os gases, ao serem depositados através da via úmida ou seca, se movimentam por meio dos poros e vão reagir com os constituintes do solo. A depender da quantidade, tempo de duração, tipo de emissão e propriedade do solo, podem afetar o cultivo de plantas e gerar tanto efeitos negativos como positivos (Dässler & Börtitz, 1988).

Dentre os gases emitidos por fontes antropogênicas, encontram-se os compostos de enxofre, especialmente  $\text{SO}_2$ , que são provenientes da queima de óleo combustível, incineradores de resíduos sólidos orgânicos perigosos, metalurgia de cobre, etc (Andrade, 1995). Por outro lado, estes compostos poderão ser introduzidos naturalmente na atmosfera pelas erupções vulcânicas, spray marinho e processos biogênicos (Campos, 1995).

A emissão anual global do dióxido de enxofre é de aproximadamente 294 milhões de toneladas, das quais 160 milhões são de origem antropogênica (UNEP/GEMS, 1991 apud Iqbal et al., 1996). Cerca de 90% destas emissões são provenientes do hemisfério norte, sendo Estados Unidos e União Soviética as maiores fontes. Emissões de  $\text{SO}_2$  decrescem em países mais industrializados, como resultado de medidas de controle da poluição. Na Alemanha, por exemplo, a emissão anual de  $\text{SO}_2$  era equivalente a 3.2 milhões de toneladas por ano em 1980. Em 1983 começaram a ser implantadas medidas para se reduzir esses valores à metade (Iqbal et al., 1996).

Uma vez dentro da célula, o  $\text{SO}_2$  reage rapidamente com água, originando compostos como íon bissulfito ( $\text{HSO}_3^-$ ) e sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) (Rennenberg e Herschbach, 1996), oxidantes de alta agressividade em nível celular; ou é oxidado a sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (Sekiya et al., 1982; Levitt, 1980). Em baixas concentrações de  $\text{SO}_2$ , o sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) é imediatamente convertido para sulfato. Altas concentrações de  $\text{SO}_2$  por longo período resultam em uma maior conversão de  $\text{SO}_2$  para  $\text{SO}_3^{2-}$  (sulfito), do que este último para  $\text{SO}_4^{2-}$  (sulfato), levando, nestes casos, a danos foliares (Mohammad, 1996; Rao e Singh, 1988; Manning e Feder, 1980 ; Levitt, 1980).

O sulfato, antes de ser reduzido a sulfeto e convertido a compostos orgânicos, é ativado por moléculas de ATP, transformando-se em APS (adenosina 5'- fosfosulfato) (Taiz, 1991). O sulfeto produzido pela redução de APS não se acumula nas células das plantas, sendo imediatamente incorporado às moléculas de aminoácidos que contêm enxofre (metionina, cisteína, cistina). Cisteína é o

principal produto estável da redução de sulfato, e funciona como precursor para síntese de outros compostos orgânicos, contendo enxofre reduzido (Miyazaki et al., 1987 apud Marschner, 1995).

Um dos resultados da conversão de sulfito para sulfato, que poderá ocorrer tanto no compartimento apoplástico (no espaço extracelular), quanto no compartimento simplástico (no citoplasma) da célula, é a formação de radicais livres como: superóxido ( $O_2^-$ ), hidroxila ( $OH^-$ ) e peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) (Rennenberg et al., 1994). Estes radicais livres reagem com proteínas e/ou lipídios da membrana plasmática, formando mais radicais livres. Em consequência, há um aumento da permeabilidade celular e extravasamento do citoplasma, inibição no fotossistema II, aumento da atividade respiratória, destruição da clorofila e outros efeitos (Rennenberg e Herschbach, 1996; Zaffari e Oliva, 1989; Levitt, 1980), etc.

Embora a absorção de  $SO_2$  pelas plantas seja fortemente dependente da abertura estomática e condutância (Black e Unsworth, 1979), concentrações de  $SO_2$  acima de  $0,2 \text{ mg/m}^3$  por período curto de exposição já podem causar distúrbios fisiológicos e necroses em coníferas (Dässler & Börtitz, 1988). A concentração normal de S- $SO_2$  na atmosfera varia de  $0,1$  a  $0,2 \text{ mg/m}^3$  (Mello et al., 1983). Sintomas de danos agudos (desenvolvimento de necroses rápidas) estão sempre relacionados a altas concentrações de  $SO_2$ . Por outro lado, baixas concentrações, por longo período, resultam em danos crônicos, por exemplo, gradual desaparecimento da clorofila (Rao & Singh, 1988; Posthumus, 1982). Diferenças de danos foliares entre espécies diferentes poderão ocorrer devido a variações na sensibilidade em absorver os poluentes (Agrawal et al., 1991). Alguns exemplos são dados na tabela 1.

**Tabela 1 – Principais sintomas apresentados por vegetais sensíveis e acumuladores de enxofre.**



<b>Espécies</b>	<b>Sintomas</b>	<b>Fonte</b>
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Diminuição da área foliar, necroses, aumento de proteínas solúveis totais e catalase	Fernandes e Lima (1999)
<i>Miconia albicans</i>	Acúmulo de sulfato	Bastos et.al. (1999)
<i>Alfafa</i>	Clorose e necrose intervenal	Posthumusl (1982)
<i>Gladiolus sp</i>	Lesões foliares e redução na área foliar	McCune (1986)
<i>Mangifera indica</i>	Acúmulo de ácido ascórbico	Lima et al., (2000)
<i>Tibouchina. pulchra</i>	Acúmulo de enxofre, alterações no teor de ácido ascórbico.	Domingos et al., (1998)

As plantas podem apresentar resistência à poluição e desta maneira evitar o estresse. Esta resistência poderá ser desenvolvida através de mecanismos que impeçam a absorção de poluentes, como o aumento da resistência estomática (Taylor, 1978), ou através da desintoxicação dos poluentes absorvidos, aumentando os níveis de metabólitos e de enzimas antioxidantes como ácido ascórbico, peroxidase, catalase, etc (Levitt, 1980). Estudos realizados por Rennenberg (1984) mostraram que o ácido sulfídrico ( $H_2S$ ) é emitido na atmosfera por plantas superiores expostas a concentrações médias e elevadas de  $SO_2$ ,  $SO_3^-$  e  $SO_4^-$ , como uma forma de diminuir a quantidade em excesso desse elemento, presente no interior desses organismos. Esta resistência é determinada geneticamente, sofrendo as influências edáficas e climáticas, estágio de desenvolvimento e idade da planta.

Muitos sintomas foliares são bem específicos para cada tipo de poluente (Agrawal et al., 1991). Entretanto, em uma área industrial, diversos poluentes estão presentes com potencial efeito fitotóxico (Manning e Feder, 1980). A combinação desses poluentes pode produzir efeito sinérgico. Níveis fotossintéticos em *Silver naple* foram reduzidos na presença de SO<sub>2</sub> e cádmio (Kozlowski et al., 1991), assim como Ashenden e Mansfield, 1978, ao combinar SO<sub>2</sub> e NO<sub>2</sub>, obtiveram redução maior de peso seco em gramínea do que para cada poluente isoladamente.

## **2 – OBJETIVOS GERAIS**

Determinar alterações nos teores de enxofre, no solo e em folhas de árvores adultas de *Mangifera indica* L. cv. Espada, em locais próximos ao Pólo Petroquímico de Camaçari/BA .

Determinar as alterações nos teores foliares de metabólitos indicadores de estresse causado por poluentes nas mesmas árvores de *Mangifera indica* L. cv. Espada.

## **3 – MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.1 – Aspectos Fisiográficos das Áreas Experimentais**

As coletas foram realizadas em três estações: a estação controle, situada na cidade de Alagoinhas (12°35'47" S e 38°23'58" W), livre da influência direta das emissões industriais; e estações 1 e 2, denominadas respectivamente Sítio e Lamarão, situadas sob influência direta das emissões provenientes do Pólo Petroquímico de Camaçari. As duas últimas estações, localizadas a 12°36'27" S; 38°22'49" W e 12°35'45' S; 38°23'57" W, respectivamente, foram escolhidas com

base nos relatórios anuais da CETREL, que apontam serem essas estações as mais expostas às emissões com elevadas concentrações de SO<sub>2</sub>.

O Pólo Petroquímico de Camaçari localiza-se na Região Metropolitana de Salvador, a 5 Km de Camaçari e a 55 Km da capital do estado da Bahia. Abrange 223,5 Km<sup>2</sup> de território desapropriado, e suas indústrias, antes da ampliação, ocupavam cerca de 90 Km<sup>2</sup> (Hidroconsult, 1989). Maior complexo industrial integrado da América Latina, começou a operar em 1978, em uma das mais áreas povoadas da Região Metropolitana de Salvador, próximo às cidades de Camaçari, Lamarão do Passé, Dias D'Ávila e Nova Dias D'Ávila. O Pólo é composto de indústrias petroquímicas, químicas básicas, de intermediários, polímeros, química fina, indústrias de celulose, cervejaria e cobre metalúrgico (Couto, 1996).

O município de Camaçari possui o relevo classificado como de planície, quase uniforme, composto de sedimentos e pequenas elevações costeiras e dunas arredondadas (com topo plano chamado de tabuleiros). Possui altitude em relação ao nível médio do mar, variando entre 69 e 200 m. O oceano Atlântico, distante cerca de 20 Km do Pólo, é quem governa o microclima da região, gerando brisas marítimas e terrestres. Entretanto, segundo o relatório anual da CETREL (1997), com a urbanização e a construção do Complexo Industrial na área, ocorre uma nítida influência sobre o padrão da circulação atmosférica da região. O clima de Camaçari, de acordo com a classificação de Köppen (Af), é do tipo quente e úmido, típico de região tropical próxima do litoral, com distribuição irregular de chuvas, se estendendo praticamente durante todo ano. Na Tabela 2 são apresentados os dados climáticos e pedológicos da área do Pólo e Alagoinhas.

**Tabela 2. Principais aspectos climáticos e pedológicos da área do Pólo Petroquímico de Camaçari e Alagoinhas.**

<b>Parâmetros</b>	<b>Sítio (Pólo)</b>	<b>Lamarão (Pólo)</b>	<b>Alagoinhas</b>	<b>Fonte</b>
<b>Temperatura média</b>	25 <sup>0</sup> C	25 <sup>0</sup> C	24,2 <sup>0</sup> C	CEI (1994),

<b>anual</b>				Cetrel (1997)
<b>Índice Pluviométrico</b>	1700mm	1700mm	1.500mm	CEI (1994), Cetrel (1997).
<b>Período mais chuvoso</b>	Abril a junho	Abril a junho	Abril a junho	CEI (1994)Cetrel (1997).
<b>Tipo de Solo</b>	Podzólico vermelho amarelo	Podzólico vermelho amarelo	Podzólico vermelho amarelo	Oliveira(1992); EMBRAPA (1999)
<b>Textura do Solo</b>	Arenosa	Franco- arenosa	Arenosa	DNOCS/BA (1998).

Na área onde situa-se o Pólo Petroquímico de Camaçari, encontra-se a rede de monitoramento do ar que é operada pela Empresa de Proteção Ambiental (CETREL), sendo composta por 8 estações, localizadas em áreas urbanas e circunvizinhas ao Pólo (mapa 1, nos anexos). Essa empresa monitora os poluentes convencionais (material particulado, dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e ozônio) (Tabela 3), os poluentes não-convencionais (compostos orgânicos voláteis e metais), além das variações dos parâmetros meteorológicos (direção e velocidade do vento, pressão, temperatura, umidade, radiação solar) (Neves, 1995).

Tabela 3 – **Cargas Totais de Poluentes Emitidos no Pólo (t/ano)**

<b>Período</b>	<b>Data da revisão</b>	<b>MP</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>HC</b>	<b>Poluentes totais</b>
1991/92	15/06/92	3.868	44.387	20.345	11.086	12.445	92.131
1993	10/03/94	2.847	32.170	20.177	14.669	14.058	83.921
1994	23/01/95	2.951	32.056	18.218	14.716	13.683	81.624
Valor médio		3.222	36.204	19.580	13.490	13.395	85.891

Contribuição percentual (%)	3,75	42,20	22,80	15,71	15,54	100
Colocação	5º	1º	2º	3º	4º	

Fonte: Andrade (1995).

Segundo Bastos et al. (1999), a área onde está assentado o Pólo Petroquímico de Camaçari apresenta manchas de vegetação de restinga, floresta ombrófila densa em seus diversos estádios de desenvolvimento, brejos, mata ciliar e áreas antropizadas. De acordo com o Hidroconsult (1989), a maioria das espécies vegetais encontradas em cada uma dessas formações são espécies nativas. São também observadas espécies introduzidas, refletindo uma intensa ação antrópica.

Em direção à estrada que dá acesso ao município de Lamarão do Passé (localização da estação Sítio), verifica-se uma área bastante degradada, com espécies vegetais arbustivo-arbóreas, apresentando fisionomia de plantas de cerrado, com ritidoma bastante espesso, caules tortuosos, recobertos de fuligem negra. Destacam-se ainda as espécies *Anacardium occidentale*, *Tapirira guianensis*, *Escheweilera ovata*, *Mangifera indica*, etc. (Bastos et al., 1999).

Na área de Camaçari, na porção centro-sul da bacia sedimentar do Recôncavo, afloram sedimentos das formações São Sebastião, Marizal e Barreiras, além de sedimentos recentes. A formação São Sebastião margeia toda área industrial, aflorando às margens do rio Joanes, a leste, e do Jacuípe Mirim, a norte (COPEC, 1987).

Os solos resultantes dessa formação, pouco espessos, são em geral argilosos, de coloração castanho-escuro, predominando sedimentos arenosos, porosos, permeáveis.

A Formação Marizal cobre toda a extensão centro-oeste da área. É constituída por arenitos grosseiros, brancos e amarelados, subarredondados, subangulares e inconsolidados. Geralmente sua espessura varia, chegando até 30mm.

A cidade de Alagoinhas, que engloba parte da região estudada, está localizada a 107 Km de Salvador (CEI, 1994) e 80 Km aproximadamente do Pólo Petroquímico de Camaçari.

De acordo com a classificação de Köppen (As), o clima é quente e úmido, com temperatura média em torno de 24.2°C, máxima 30°C e mínima 17.3°C. A precipitação média anual é de 1.500mm. Devido à forte influência das emissões da Frente Polar Atlântico no outono-inverno, o período chuvoso situa-se nos meses que vão de abril a junho, com redução acentuada em setembro e outubro e no verão recomeçando com pouca intensidade através das “chuvas de cajú” (Plano Diretor da Cidade de Alagoinhas e CEI, 1994).

O município de Alagoinhas situa-se na faixa de domínio dos alísios austrais, sendo atingido pelas emissões da Frente Polar Atlântica. A inexistência de barreiras orográficas importantes e a predominância dos ventos de E-SE configuram um ambiente de calor intenso durante o dia, que é fortemente atenuado à noite, principalmente no período chuvoso, quando os efeitos da Frente Polar Atlântica se fazem presentes.

A região de Alagoinhas é constituída por planaltos arenosos, tabuleiros separados por vales encaixados e depressões argilosas, com topografia pouco acidentada. No alto dos tabuleiros encontra-se a vegetação rasteira, do tipo agreste, enquanto no fundo dos vales e nas encostas, predomina a “mata de cipó”, além da presença de floresta estacional, semidecidual, floresta ombrófila densa (CEI – Centro de Estatística e Informações, 1994).

Nesse município, a Formação São Sebastião e Marizal são predominantes. A Formação São Sebastião constitui-se de arenitos grossos a finos, amarelo – avermelhados, friáveis, feldspáticos, intercalados com argilas sílticas, variegadas, enquanto que a Formação Marizal é composta de arenitos e conglomerados, ocorrendo ainda siltitos, folhelhos e calcários (Mapa Geológico do Estado da Bahia, 1996). Nos topos dos morros, ou seja, nos tabuleiros, aflora a Formação Barreiras, que muitas vezes apresenta seus depósitos cimentados por óxido de ferro, formando rochas ferruginosas, alternando-se ora com a Formação São Sebastião, ora com a Formação Marizal (Plano Diretor da Cidade de Alagoinhas).

### **3.2- Espécie Estudada**

Para o desenvolvimento deste trabalho, foi utilizada a espécie vegetal *Mangifera indica*. L. cv. Espada, da família Anacardiaceae. O gênero *Mangifera* inclui 50 espécies, todas nativas do sudeste asiático, exceção da *Mangifera africana*. No Brasil, a mangueira é difundida em todas as regiões do país, excluindo apenas as regiões frias do extremo sul ou de grande altitude (Maranca, 1980).

As mangueiras vegetam e produzem satisfatoriamente nos climas tropicais e subtropicais, com temperatura na faixa de 19,5° – 27° C. As mangueiras são

plantas pouco exigentes em relação aos solos, adaptando-se a condições quase extremas em relação às propriedades físicas e químicas dos mesmos. Vegetam regularmente tanto em solos arenosos como nos sílico-argilosos, argilo-silicosos e até mesmo nos francamente argilosos (Murayama, 1973). Seu fruto tem grande valor energético, com grande conteúdo de ferro, carboidratos e vitaminas. Folhas, frutos e outras partes são usadas para fins medicinais no combate à tosse, bronquites, diarreias, asma e cólicas em geral (Maranca, 1980).

A *Mangifera indica* foi utilizada como bioindicadora de poluição atmosférica na Índia, próximo a área industrial (Singh, 1993; Rao e Dubey, 1992), no Projeto de Biomonitoramento de espécies tropicais na região de Cubatão-SP (Klumpp et al., 1998). Na região de influência do Pólo Petroquímico de Camaçari, diversos estudos vêm sendo realizados (Lima et al., 2000; Fawcett e Lima, 1999; Almeida e Queiroz, 1998) com o intuito de definir critérios que permitam a utilização de *Mangifera indica* como bioindicadora da poluição atmosférica localmente.

### **3.3 – Metodologia**

#### **3.3.1- Compartimento Vegetal**

##### **- Coleta**

Nas estações experimentais (Sítio, Lamarão e Alagoinhas) foram escolhidas aleatoriamente cinco árvores isoladas e expostas a ação do vento, com



espaçamento aproximado de 150 m entre elas, e idade variando de 10 a 15 anos (informação pessoal dos proprietários das áreas). A altura das árvores encontradas nas estações foi: Sítio (9,85m), Lamarão (8,22m) e Alagoinhas(14,64m).

Para análises dos teores de enxofre e metabólitos, foram utilizadas folhas periféricas maduras coletadas aleatoriamente, na região mediana superior de cada árvore, na época do verão (janeiro de 1998). Logo após a coleta, as folhas foram lavadas com água destilada, enxugadas com papel toalha e colocadas no nitrogênio líquido para evitar a degradação de substâncias a serem analisadas. No laboratório, as folhas frescas foram trituradas no liquidificador e armazenadas em sacos plásticos no freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$ , para análises de proteínas solúveis totais, clorofilas e carotenóides. Para análises de enxofre e prolina, as amostras foram secas em estufa a  $75^{\circ}\text{C}$  até peso constante, moídas em moinho marca Retsch e passadas em peneira (com abertura de 20mm).

As análises químicas e bioquímicas foram realizadas no Laboratório de Avaliação de Impactos em Ecossistemas Terrestres (LAVIET), do Instituto de Biologia - UFBA.

### **-Teor de Enxofre Total**

A determinação do teor de enxofre total foi feita por turbidimetria, pelo método descrito por Vitti et al. (1988).

A digestão do material vegetal seco e moído foi feita com uma mistura de ácidos nítrico e perclórico (na proporção 2:1). Após a digestão avolumou-se a solução para um balão volumétrico de 50 mL e tomou-se uma alíquota de 10 mL do extrato. A essa mistura adicionou-se 1 mL da solução de HCl  $6,0 \text{ mol L}^{-1}$ , contendo  $20 \text{ mg L}^{-1}$  de S, e 500 mg de cristais de cloreto de bário (retidos em peneira de 60 e passados em peneiras de 20 mesh). Esperou-se por um minuto e

logo agitou-se a solução durante 30 segundos. Em seguida procedeu-se a leitura no espectrofotômetro de luz no comprimento de onda 420 nm.

#### **– Teor de Prolina**

Determinou-se o teor de prolina pelo método descrito por Steubing et al., (1995). Utilizou-se 0,5 g de matéria foliar seca e moída, acrescidos de 10 mL de ácido sulfosalicílico ( $30 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Filtrou-se a solução com papel de filtro, em seguida tomou-se uma alíquota de 2 mL, adicionando-se 2 mL de ácido acético e 2 mL da solução reativa de ninhidrina. Levou-se a banho-maria ( $100 \text{ }^\circ\text{C}$ ) durante uma hora. Após o resfriamento, adicionou-se 4 mL de tolueno, agitando-se durante 30 segundos. Com ajuda de uma pipeta de Pasteur, retirou-se a fase colorimétrica e em seguida procedeu-se a leitura espectrofotométrica no comprimento de onda 546 nm.

#### **– Teor de Proteínas Solúveis Totais**

Determinou-se o teor de proteínas solúveis totais na matéria foliar fresca, pelo método colorimétrico de Lowry et al. (1951). Após a maceração, o material vegetal fresco foi centrifugado (5000g por 10 minutos), transferindo-se o sobrenadante para um balão de 50 mL. Tomou-se uma alíquota de 1,0 mL, adicionou-se 5,0 mL de um reativo C cúprico alcalino, permanecendo em repouso durante 10 minutos. Foram adicionados 0,5 mL de um reativo D Folin- ciocalteau. Decorridos 30 minutos, procedeu-se leitura espectrofotométrica em comprimento de onda 560 nm.

Paralelamente à determinação do teor de proteínas solúveis totais das amostras, procedeu-se a leitura espectrofotométrica de uma curva padrão com albumina bovina.

### **-Teores de Clorofilas e Carotenóides**

Para determinação dos teores de clorofilas (**a** e **b**) e carotenóides, seguindo metodologia descrita em Steubing et al. (1995), foram macerados 128 mg de matéria foliar fresca em 10 mL de acetona ( $800 \text{ mL. L}^{-1}$ ). O extrato foi transferido para tubos de centrifuga, procedendo-se a centrifugação a 3000 g por 10 minutos. O sobrenadante foi transferido para uma proveta e avolumado para 20 mL com acetona a  $800 \text{ mL. L}^{-1}$ . Em seguida, procedeu-se a leitura espectrofotométrica nos comprimentos de onda de 663, 646 e 470nm para as clorofilas **a**, **b** e carotenóides, respectivamente .

### **3.3.2 – Compartimento Solo**

Em cada estação experimental, foram coletadas cinco amostras compostas, retiradas a partir de 10 pontos simples, em solos isentos de atividades adubáveis, tomados na área sob a projeção de cada uma das árvores estudadas, na camada de 0 -20 cm . A distância tomada para retirar os pontos sob a projeção da copa foi um raio de 90 a 175 cm do colo da árvore, espaçamento onde encontram-se as raízes da planta. Devidamente etiquetadas, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e levadas ao laboratório, onde foram secas ao ar livre, desagregadas, passadas em peneira de 2 mm de malha para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA), quarteadas, pulverizadas e peneiradas novamente (malhas de 0,2 mm). Este último procedimento foi realizado para as análises de matéria orgânica e nitrogênio.

Foram determinados o pH  $\text{H}_2\text{O}$  e KCl, matéria orgânica, enxofre na forma de sulfato e nitrogênio total nos Laboratórios do Departamento de Geoquímica do

Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia. As análises de capacidade de troca catiônica (CTC) e as análises granulométricas foram realizadas no laboratório de solos do DNOCS em Salvador/BA.

#### **– pH**

A determinação de pH do solo, em água e em KCl, foi feita utilizando-se o Manual de Métodos de Solo (Brasil, 1997). Após adicionar 10 g de TFSA em 25 mL de água deionizada, agitou-se a solução por 30 segundos, deixando-a em repouso por uma hora. Antes de proceder a leitura no potenciômetro, agitou-se novamente. Em seguida adicionou-se 1,86 g de KCl, esperou-se por cerca de cinco minutos e, sob agitação, procedeu-se a leitura no potenciômetro.

#### **– Matéria Orgânica**

Determinou-se o teor de matéria orgânica do solo por oxidação com dicromato de potássio, seguindo-se metodologia recomendada pelo Manual de Métodos de Solo (Brasil, 1997). Após a adição de 10 mL de dicromato de potássio nas amostras peneiradas em 0,2 mm, deixou-se o material em placa aquecedora até a fervura durante 5 minutos. Depois do resfriamento, adicionaram-se 80 mL de água destilada, 2 mL de ácido ortofosfórico e 3 gotas de difenilamina. Procedeu-se a titulação com sulfato ferroso amoniacal  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ .

#### **– CTC**

A determinação da capacidade de troca catiônica ( $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$ ) +  $\text{Al}^{+3} + \text{H}^{+}$  em pH 7, foi feita seguindo metodologia descrita no Manual de Métodos de Análises de Solo (Brasil, 1997). Para determinação da acidez potencial e alumínio trocável, utilizou-se método volumétrico, e titulação por hidróxido de sódio, extraído-se com acetato de cálcio e cloreto de potássio respectivamente. Para determinação de cálcio e magnésio trocáveis, extraídos

com KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$ , utilizou-se método complexométrico e titulação com EDTA  $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ . Potássio e sódio trocáveis foram extraídos com HCl  $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ , e determinados por fotômetro de chama.

#### **– Teor de Sulfato**

O teor de enxofre na forma de sulfato ( $\text{S-SO}_4^{2-}$ ) foi determinado por turbidimetria, através da extração com acetato de amônio  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ , em ácido acético  $0,25 \text{ mol L}^{-1}$ , conforme o método descrito por Vitti et al. 1988.

Após adicionar-se 25 mL da solução extratora em 10 g de TFSA, agitaram-se as amostras por 30 minutos em agitador horizontal. Em seguida, foram adicionados 0,25 g de carvão ativado, agitando-se novamente por 3 minutos. Filtrou-se a solução através de papel de filtro qualitativo rápido, contendo cerca de 0,25 g de carvão ativado, previamente lavado por duas vezes com solução extratora. Tomou-se uma alíquota de 10 mL do filtrado, adicionando-se 1,0 mL da solução de HCl  $6,0 \text{ mol L}^{-1}$  e 500 mg de cristais de  $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (retidos em peneira de 60 e passados em peneiras de 20 mesh) às soluções. Esperou-se por cerca de um minuto para depois agitar durante 30 segundos. Imediatamente, procedeu-se a leitura em espectrofotômetro de luz a 420 nm.

#### **– Granulometria**

As análises granulométricas foram feitas seguindo-se a metodologia descrita no Manual de Métodos de Solo (Brasil, 1997). A classificação textural foi determinada segundo o triângulo de classificação empregado pelo U.S. Department of Agriculture, que é adotado pela Sociedade Brasileira de Ciências do Solo.

## **-Teor de Nitrogênio**

O teor de Nitrogênio total foi determinado pelo método de Kjeldahl, por destilação a vapor e colorimetria, descrito no Manual de Métodos de Análise de Solo (Brasil,1997).

Após a digestão com a mistura ácida de sulfato de sódio, cobre e ácido sulfúrico durante uma hora, as amostras foram tituladas com hidróxido de sódio  $300 \text{ g L}^{-1}$  até a coloração se apresentar castanho claro, adicionando-se 60,35 mL de água destilada. Transferiu-se 10 mL da solução para o microdestilador Kjeldahl e adicionou-se 0,5 mL de solução tampão de borato. Transferiu-se 50 mL do destilado para erlenmeyer de 125 mL e adicionou-se 2,0 mL do reagente de Nessler, agitando-se em seguida. Decorridos 20 minutos, procedeu-se a leitura espectrofotométrica no comprimento de onda de 425 nm.

### **3.4 - Análise Estatística**

Para analisar estatisticamente as variáveis na folha entre as estações, utilizou-se primeiramente o teste de Levene para verificar a homogeneidade das variâncias entre os tratamentos. A partir desse tratamento verificou-se que as variâncias não são homogêneas. Sendo assim, foi utilizado o teste de Dunnett com o objetivo de verificar se as variáveis entre as estações são significativamente diferentes.

Em relação ao solo, as variáveis apresentaram variâncias homogêneas entre as estações, possibilitando construir a tabela de análise de variância, utilizando-se o teste de Tukey, onde verificou-se quais médias dos tratamentos são significativamente diferentes.

## 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 – Características Físicas e Químicas no Solo e Teor de Enxofre na Planta.

Nas estações Sítio e Lamarão, as concentrações de **sulfato**, **pH** em KCl e água e **argila** no solo significativamente diferentes da estação controle (Alagoinhas) (Tabela 4). O pH em KCl encontrado na estação Alagoinhas, é considerado, segundo Moniz (1975), levemente ácido, e nas estações Lamarão e Sítio fortemente ácido.

Altas concentrações de poluentes nas emissões são incorporadas ao solo, provocando mudanças em sua estrutura química e física. No caso dos gases, isso ocorre através da precipitação ou por absorção direta através da deposição seca (Domingos, 1998; Campos, 1995). Muitos poluentes como SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, materiais particulados contendo Mn, Pb, Cd, Se, Fe e Al, compostos de flúor e cloro, podem causar efeitos negativos nas propriedades do solo, afetando a qualidade e quantidade da microflora e microfauna, a razão C/N, etc (Mankoviská e Stainnes, 1995).

Muitos solos ácidos absorvem SO<sub>2</sub>. Esse gás combina-se com partículas do solo para formar SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (sulfato) e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (ácido sulfúrico) (Dässler e Börtitz., 1988). O H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> é uma fonte de íons hidrogênio (H<sup>+</sup>) para o solo. Este ácido juntamente com os ácidos orgânicos são responsáveis pelo desenvolvimento de condições ácidas e moderadamente ácidas no solo. A quantidade total de íons hidrogênio, adicionada ao solo, não é suficiente para provocar, de forma imediata, mudanças significativas no pH do solo, porém, por longo período, a adição poderá produzir efeito acidificante (Brady, 1989).

Tabela 4. Características físico-químicas de amostras de solo submetidas a emissões atmosféricas industriais, coletadas nas Estações: Alagoinhas (controle), Sítio e Lamarão (Pólo Petroquímico de Camaçari). Valores em (mmol.dm<sup>-3</sup>). Profundidade (0-20 cm).

ESTAÇÕES	SO <sub>4</sub> (mg.dm <sup>-3</sup> )	pH H <sub>2</sub> O	pH (KCl)	Argila	H+Al	Al <sup>3+</sup>	m (%)	Ca	Mg	K	Na	S bases	V
<b>Alagoinhas</b>	1,75a	6,53a	5,28a	4,38 a	22,50a	1,00a	4,39a	15,16ab	6,16a	0,30a	0,15a	21,77ab	49,16a
<b>Lamarão</b>	14,73b	5,51b	4,41b	10,83b	50,83b	8,33b	20,08b	21,5a	11,16a	0,23a	0,25a	33,14a	39,46a
<b>Sítio</b>	13,21b	5,0b	4,15b	9,16b	63,33c	8,34b	30,54b	9,66b	8,66a	0,43b	0,21 a	8,96b	23,04b

OBS: Valores seguidos da mesma letra na vertical não diferem significativamente, Tukey (p ≤ 0,05).

Os íons sulfato na solução do solo são solúveis, podendo ser lixiviados em profundidades pela água da chuva. Os solos ricos em óxidos de ferro e alumínio apresentam geralmente capacidade de adsorção desse ânion, proporcional ao abaixamento de pH, entendendo, assim, perdas por lixiviação (Dyenia et al., 1995). Os solos das áreas estudadas apresentaram correlação negativa entre o teor de sulfato e pH (Tabela 5). A redução do pH determina maior adsorção de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Entretanto o enxofre só se torna disponível para as plantas na faixa de pH 7 – 7,5 (Tomé, 1997). O aumento do conteúdo de argila principalmente de caulinita, também contribuiu para uma maior adsorção de sulfato ao solo (Mello et al., 1983).

Tanto **alumínio trocável**, **saturação por alumínio** (m%), bem como, a **acidez trocável** tiveram seus valores significativamente mais elevados nas estações situadas no Pólo Petroquímico de Camaçari (Tabela 4). Segundo Tomé (1997), esses valores de saturação por alumínio para as estações Sítio e Lamarão



são considerados levemente prejudiciais às plantas. Já a soma de bases para os solos da estação Sítio é considerada baixa, e média para a estação Lamarão (Osaki, 1991). (Tabela 4).

Uma conseqüência da presença de poluentes gasosos em solos de área industrial é a redução, muitas vezes, do fornecimento de nutrientes, principalmente **cátions trocáveis** no solo, causando deficiências nutricionais aos vegetais (Dässler et al., 1988; Weidensaul et al., 1986). Isto é devido principalmente ao aumento da concentração de  $H^+$  e  $Al^{3+}$ . Por outro lado, valores mais elevados de acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ), ocorrem em solos ricos em matéria orgânica, principalmente se o pH for muito baixo (Tomé, 1997) (Tabela 5). Com o aumento da concentração de íons  $H^+$ , ocorrerá lixiviação de cátions do complexo sortivo e acidificação das camadas superiores do solo. A lixiviação dos elementos Na, K, Ca e Mg, é maior, empobrecendo o solo. A liberação de íons  $Al^{3+}$  pelos minerais de argila poderá ter efeitos tóxicos para as plantas, quando o pH do solo estiver abaixo de 4,2 (Huttermann, 1982; *apud* Dässler et al., 1988).

Tabela 5. Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas no solo das Estações Alagoinhas, Lamarão e Sítio. Pearson ( $p \leq 0,05$ ).

	C	M.O	SO <sub>4</sub>	PH	ARG	Ca	Mg	K	Na	Sb	H+Al	Al <sup>3+</sup>
C	1											
M.O	1,00	1										
SO <sub>4</sub>	0,61*	0,61*	1									
pH	-0,47*	-0,45*	-0,53*	1								
ARG	-0,08	-0,08	0,32	-0,52*	1							
Ca	0,46*	0,46*	0,42*	0,15	-0,90	1						
Mg	0,40*	0,40	0,32	-0,10	0,20	0,64*	1					
K	0,30	0,30	0,13	-0,30	-0,24	0,12	0,24	1				
Na	0,24	0,24	0,54*	-0,53*	0,27	0,00	0,58*	0,08	1			
Sb	0,45*	0,45*	0,40*	0,02	0,02	0,92*	0,85*	0,29	-0,02	1		
H+Al	0,80*	0,80*	0,69*	-0,76*	0,28	0,26	0,36*	0,30	0,39*	0,32	1	
Al <sup>3+</sup>	0,12	0,12	0,25	-0,77*	0,66*	-0,27	0,03	0,13	0,33	-0,15	0,54*	1
T	0,82*	0,82*	0,71*	-0,57*	0,64*	0,60*	0,64*	0,36*	0,29	0,67*	0,91*	0,35*
V	-0,18	-0,18	-0,28	0,72*	-0,33	0,58*	0,47*	0,00	-0,45*	0,61*	-0,50*	-0,60*
N	0,93*	0,93*	0,74*	-0,33*	-0,15	0,54*	0,32	0,22	0,28	0,47*	0,64*	-0,04*

C = Carbono	K = Potássio	Ca = Cálcio
M.O = Matéria Orgânica	Na = Sódio	Mg = Magnésio
SO <sub>4</sub> = Sulfato	Sb = Soma das bases	T = Capacidade de Troca Catiônica
pH = Potencial Hidrogeniônico	H+Al = Acidez Total	V = Saturação de bases
ARG = Argila	Al <sup>3+</sup> = Alumínio	N = Nitrogênio

Outro fator que contribui para a lixiviação dos cátions no solo é o volume de chuvas. A precipitação pluviométrica tem importante papel na determinação das características químicas do solo, assim como, na determinação das alterações induzidas pela poluição. A área do Pólo apresenta uma precipitação anual considerada alta (1700 mm), o que poderia causar a lixiviação de nutrientes para horizontes mais baixos e com isso, contribuir ainda mais para o empobrecimento de nutrientes no solo de horizontes superficiais. (Tabela 4).

Os níveis de **saturação por bases** entre as estações Alagoinhas e Sítio apresentaram diferenças significativas (Tabela 4). A saturação por bases encontrada nessas estações é considerada, segundo Osaki (1991), como baixa, indicando que há pequenas quantidades de cátions como Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, K<sup>+1</sup>, saturando as cargas negativas dos colóides e que a maioria delas está sendo ocupada por H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup>.

Com relação ao **teor de matéria orgânica** (Tabela 4), não houve diferenças significativas entre as estações situadas no Pólo e a estação controle, embora se note uma tendência de acúmulo nas estações Sítio e Lamarão. O teor de matéria orgânica foi considerado alto para todas as estações (UFCE, 1993). Houve correlação positiva entre concentração de sulfato, matéria orgânica e CTC, e negativa com o pH (Tabela 5).

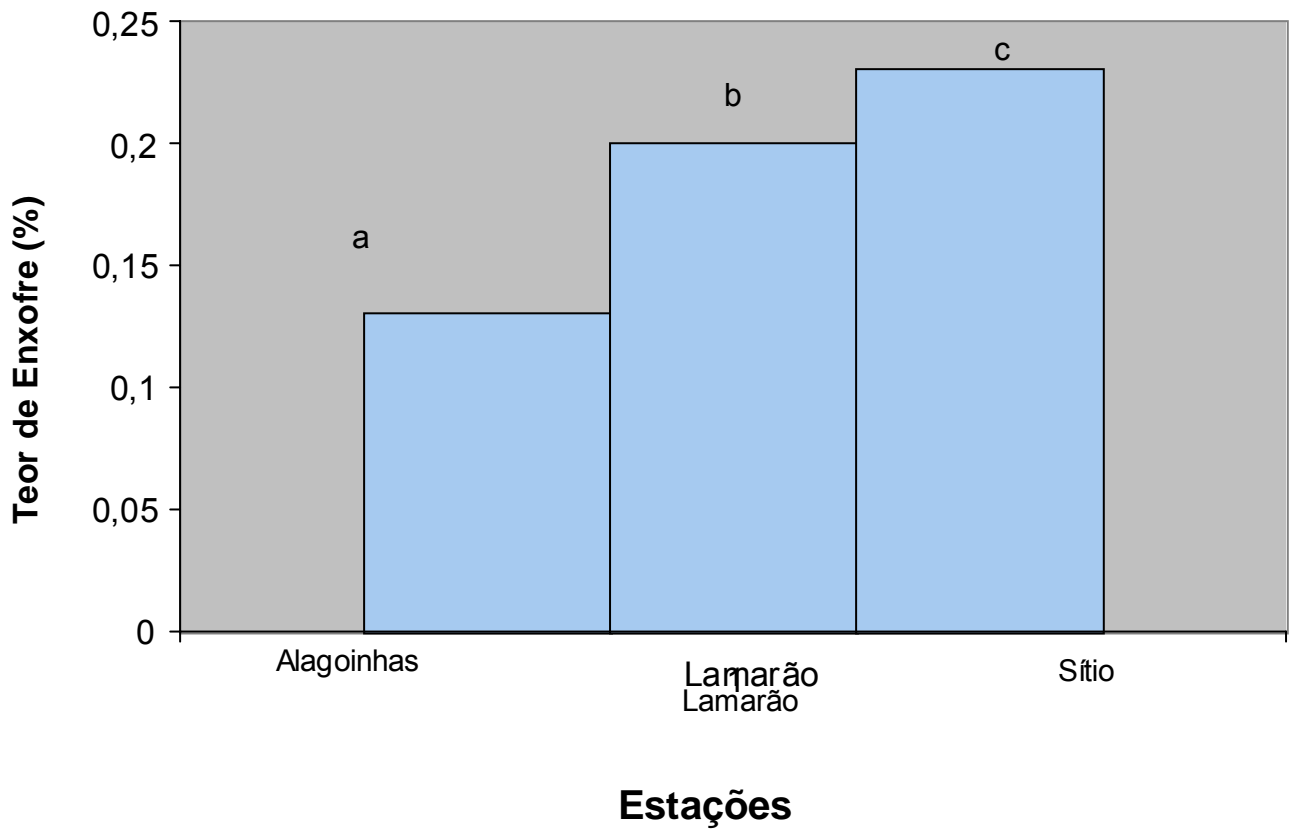
A matéria orgânica contribuiu para o aumento do conteúdo de enxofre no solo (quanto mais carbono mais enxofre orgânico e mais  $\text{SO}_4^{2-}$ ) (Mello et al., 1983) e para o aumento das cargas negativas do solo, desta forma, elevando a **CTC** (Prado, 1993). A fonte principal de matéria orgânica para o solo são os resíduos vegetais. Sob condições naturais, folhas e raízes de árvores, arbustos, gramíneas e outras plantas nativas fornecem grandes quantidades de resíduos orgânicos. Muitos desses compostos orgânicos, inclusive proteínas, contêm enxofre (Brady, 1989). Esse enxofre é liberado com a decomposição da matéria orgânica, através da oxidação de compostos como cisteína, cistina e metionina, que resultam entre outras coisas, na formação de sulfato. Por outro lado, compostos gasosos como  $\text{SO}_2$ , poderão ser depositados no solo e reagir com os seus constituintes, derivando compostos na forma de sulfato (Dässler e Börtitz., 1989).

Vários fatores afetam o processo de mineralização: clima, textura do solo, drenagem, microbiota, pH, etc (Cerri et al., 1997). O pH é considerado como principal fator de interferência de mineralização (Bissani et al., 1988). Em solos acidificados pela deposição de  $\text{SO}_2$ , há um acúmulo de húmus, devido principalmente à diminuição da população microbiana, que não consegue sobreviver em pH baixos (Dässler e Börtitz., 1988). Esses microorganismos são importantes no processo de mineralização do enxofre.

Muitos elementos como: S, N e certos metais, são depositados no solo e desta forma são absorvidos pelas raízes e acumulados na parte aérea da planta

(Dässler e Börtitz., 1988). Embora algumas propriedades dos solos da área Sítio e Lamarão tenham contribuído para uma maior adsorção e conseqüentemente, incremento de sulfato no solo (matéria orgânica, argila, pH), muitos autores defendem que solos e ar contaminados por compostos gasosos de enxofre provocam maior acúmulo de enxofre foliar, em relação àquelas plantas expostas apenas ao ar contaminado (Domingos, 1998; Bender et al., 1990).

Conforme apresentado na Figura 2, as concentrações de **enxofre na folha** foram significativamente incrementadas nas plantas das estações Sítio e Lamarão, em comparação às concentrações encontradas nos vegetais coletados na estação Alagoinhas. Segundo o relatório anual da CETREL (1997), as concentrações de SO<sub>2</sub> no ar, nas estações de estudo, apresentam valores considerados normais, dentro do estabelecido pelo CONAMA 003/90 para áreas industriais. Comparando esses valores com valores citados por outros autores, eles apresentaram características de áreas rurais (Tabela 6). Todavia os vegetais coletados na área petroquímica mostraram concentrações de enxofre significativamente elevadas, indicando a presença de concentrações de enxofre atmosférico bastante elevados, com característica de região industrial. A estação Sítio foi a que apresentou maior concentração de enxofre foliar, confirmando ser esta estação a que recebeu maior input de SO<sub>2</sub>.



**Figura 2.** Teor de Enxofre no tecido foliar seco, em plantas de *Mangifera indica* L., coletadas na área de Alagoinhas e Pólo Petroquímico de Camaçari. Valores médios de três repetições de cinco árvores por estação. Colunas com a mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Dunnett,  $p \leq 0,05$ ).

Tabela 6 – Concentração de SO<sub>2</sub> em diferentes regiões.

	1 Área remota	1 Rural	1 Moderadamente poluída	1 Fortemente poluída	2 Sítio média anual	2 Lamarão média anual	2 Ano
<b>Conc. (ppb)</b>	< 1	1 – 30	30 - 200	200 – 2.000	2,54	3,14	1995
					8,99	4,84	1996
					4,96	3,79	1997
<b>Conc. (µg.m<sup>-3</sup>)</b>	< 2,6	2,6 – 78,6	78,6 - 524	524 – 5.240	6,60	8,16	1995
					23,37	12,58	1996
					12,89	9,85	1997

Fonte: 1- Finlayson-Pitts and Pitts, 1986 *apud* Legge et al., 1998

2 - CETREL, 1997.

Concentrações elevadas de sulfato no solo, assim como exposição de espécies vegetais a compostos gasosos de enxofre, especialmente SO<sub>2</sub>, resultam no incremento das concentrações foliares de enxofre (Cape et al., 1990; Murray et al., 1992). A concentração de enxofre na folha reflete o grau de poluição por SO<sub>2</sub> (Lihnell, 1969; *apud* Burton, 1986). O enxofre é preferencialmente translocado para as folhas mais velhas do que as mais jovens (Levitt, 1980). Uma vez dentro das células da folha, o SO<sub>2</sub> altera as quantidades de sulfato e enxofre orgânico, como glutatona, causando incremento da exportação de enxofre. Como consequência, há um maior transporte de glutatona para as raízes. A glutatona atua no mecanismo de regulação da absorção de sulfato do solo e inibe o transporte no xilema (Rennenberg et al. 1996, Rennenberg, 1984).

A *Mangifera indica*, assim como *Phaseolus vulgaris* (Fernandes, 1999), tiveram suas concentrações de enxofre aumentadas nas folhas (0,23 e 0,20 %) nas estações situadas na área do Pólo, em comparação com as concentrações consideradas adequadas para seu desenvolvimento (0,16 – 0,18

%) (Malavolta, 1997). Os teores de enxofre encontrados nas folhas na estação controle (Alagoinhas) se encontram até mesmo abaixo dos valores de referência (Malavolta, 1997). Apesar do enxofre ser um macronutriente essencial para as plantas, um aumento na sua disponibilidade não é necessariamente positivo, devido ao fato de seu composto  $\text{SO}_4^{-2}$  ser ácido e precursor de poluentes secundários, o que impõe um efeito deletério às plantas, causando distúrbios nutricionais, diminuição do pH, mudanças na atividade de enzimas, redução no crescimento, etc (Domingos et al., 1998, Bastos et al., 1999).

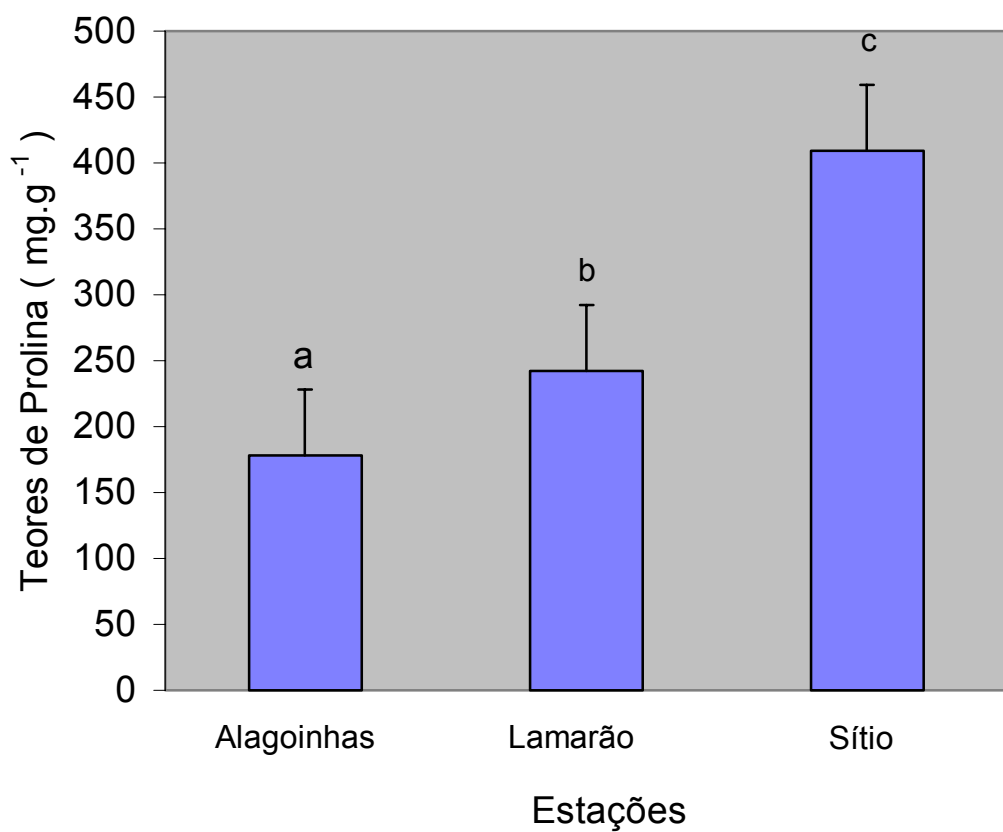
Plantas que vivem em regiões industriais são capazes de acumular o enxofre, apresentando normalmente uma correlação negativa direta entre concentração de enxofre no tecido foliar e a distância da fonte de emissão (Rennenberg, 1984; Burton, 1986). Porém a capacidade de acúmulo de enxofre no tecido foliar difere para cada espécie vegetal. No Pólo Petroquímico de Camaçari, vegetais com ocorrência em um mesmo local apresentaram comportamento diferenciado em relação à capacidade de acumular enxofre: *Anacardium occidentale* (124 mg  $\text{Kg}^{-1}$ ), *Byrsonima sericea* (96 mg  $\text{Kg}^{-1}$ ), *Miconia albicans* (3085 mg  $\text{Kg}^{-1}$ ). Esta última apresentou-se como bioacumuladora de enxofre (Bastos et al., 1999). Em Cubatão, Domingos (1998), Klumpp et al. (1998) e Szabo, (1999) encontraram acúmulo de enxofre em folhas de indivíduos de *Tibouchina pulchra*, *Miconia cinnamomifolia* e *Cecropia glazioui*.

A concentração de enxofre no tecido foliar poderá ser usada para explicar mudanças bioquímicas e ultraestrutural ou confirmar danos visuais em plantas (Murray, 1984). Da mesma forma poderá ajudar na avaliação da qualidade do ar nas áreas expostas a diferentes concentrações de  $\text{SO}_2$  (Agrawal et al., 1991 e Steubing, 1982).

#### **4.2 Prolina e Proteínas Solúveis Totais**

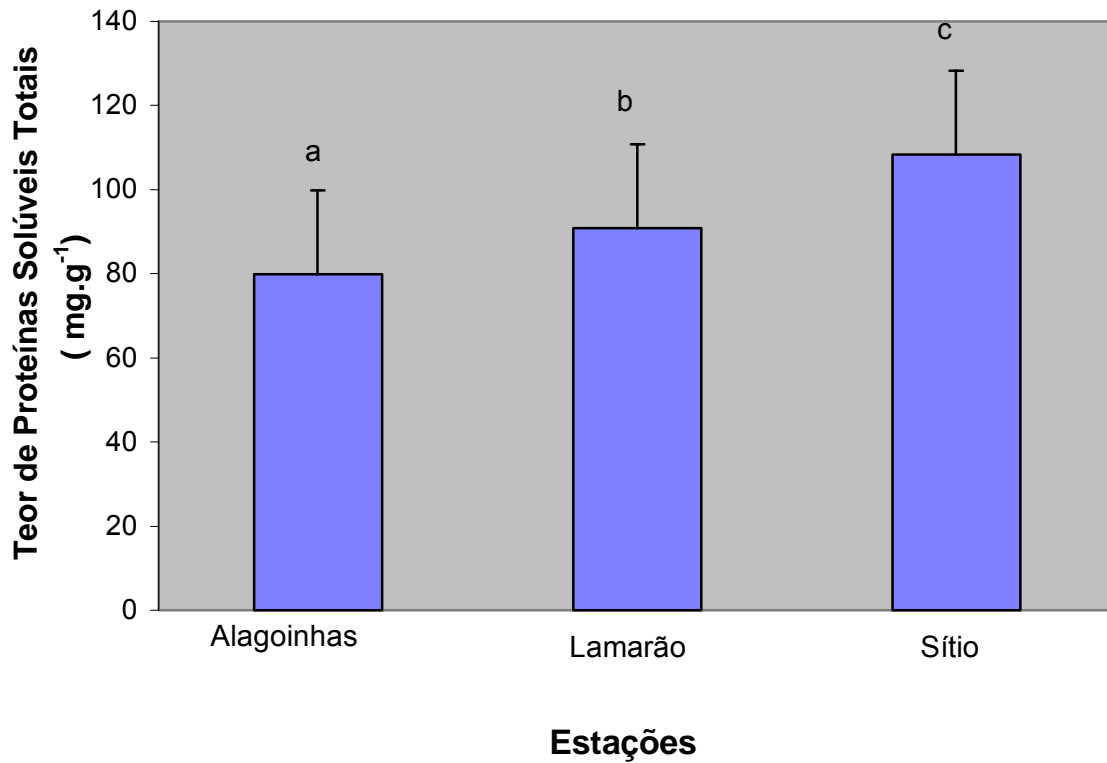
Conforme mostram as Figuras 3 e 4, os teores de **prolina** e **proteínas solúveis** totais foram significativamente aumentados nas folhas coletadas nas

estações Sítio e Lamarão, em comparação com a estação Alagoinhas (controle). A estação Sítio, com maior input de SO<sub>2</sub>, mostrou a maior concentração para ambos os parâmetros.



**Figura 3.** Teor de Prolina no tecido foliar seco, em plantas de *Mangifera indica* L., coletadas em Alagoinhas e no Pólo Petroquímico de Camaçari. Valores médios de três repetições de cinco árvores por estação. Colunas com a mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Dunnett,  $p \leq 0,05$ ).





**Figura 4.** Teor de Proteínas Solúveis Totais no tecido foliar fresco, em plantas de *Mangifera indica* L., coletadas na área de Alagoinhas e Pólo Petroquímico de Camaçari. Valores médios de três repetições de cinco árvores por estação. Colunas com a mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Dunnett,  $p \leq 0,05$ ).

Segundo Jäger (1982), os poluentes gasosos e seus derivados metabólicos podem alterar as atividades enzimáticas, propriedades da membrana e os constituintes metabólicos da planta. Desta maneira, plantas expostas a alta concentração de sulfato no solo, assim como SO<sub>2</sub> atmosférico, têm concentrações incrementadas de compostos orgânicos, tais como cisteína, cistina, metionina, glutatona, etc., no interior celular (Rennenberg, 1984).

O acúmulo de prolina é mediado pela redução e oxidação de aminoácidos. O aumento na síntese de glutamato auxilia no anabolismo da prolina. A síntese de prolina, assim como sua oxidação, é catalizada por uma série de enzimas (Elthon e Etewart, 1981). Plantas sob estresse oxidativo tem seu pH celular reduzido e os radicais livres de oxigênio aumentados (Here e Cress, 1997). Para evitar a acidose alguns vegetais são capazes de acumular prolina, que remove íons de H<sup>+</sup> em excesso e retira os radicais livres através da formação de ligações (Chou e Kao, 1991). Desta forma, enzimas, membranas e poliribossomos são protegidos (Rudolph et al., 1986).

Jäger (1982) observou que *Spruce needles*, quando exposto a imissão por SO<sub>2</sub>, teve os teores de arginina, ornitina e prolina aumentados no tecido foliar. O aumento do teor de prolina tem sido observado em diversas espécies, quando submetidas a condições de estresse hídrico, calor e salinidade (Aspinall e Paleg, 1991). Do mesmo modo, muitos autores defendem que mudanças na concentração de prolina deverão servir como indicador bioquímico para determinar grau de dano na vegetação exposta por SO<sub>2</sub> (Jäger, 1982).

Muitos vegetais possuem mecanismos de proteção para compensar o efeito negativo do SO<sub>2</sub> (Rennenberg, 1996). Alguns destes mecanismos incluem : aumento no conteúdo de enzimas antioxidantes (superoxidase e peroxidase), aumento de prolina, diminuição da condutância e oxidação de sulfito a sulfato no apoplasto, bem como, a redução de sulfito a sulfeto nos cloroplastos, onde estes

são facilmente convertidos em compostos orgânicos (Rao e Dubey, 1990; Rennenberg, 1996; Noctor et al., 1998).

Lima et al. (2000), utilizando a espécie vegetal *Mangifera indica* para avaliar o efeito dos poluentes industriais no Pólo Petroquímico de Camaçari, encontraram um incremento significativo de ácido ascórbico, indicando ser esta espécie resistente à ação de poluentes oxidativos. O aumento do conteúdo de proteínas solúveis totais em *Mangifera indica* (fig. 4) revela mudanças no metabolismo protéico dessas plantas, já que muitas proteínas, produzidas durante o estresse provocado por poluentes atmosféricos, são enzimas (Fernandes, 1999). Segundo Miller e Huffaker (1982) *apud* Fernandes (1999), essas enzimas são os principais componentes no conteúdo de proteínas solúveis totais.

O maior teor de enxofre nas plantas do Sítio e Lamarão (Figura 2), estimulou a síntese protéica observada na Figura 4, possivelmente devido a produção de sulfeto que rapidamente forma compostos orgânicos, especialmente aminoácidos sulfurados (Caldeira et al, 1994). Em plantas com níveis adequados de enxofre, cerca de 80% do enxofre orgânico está sob a forma de proteínas (Rennenberg, 1984). Alguns trabalhos, monitorando plantas expostas à ação do SO<sub>2</sub>, mostraram aumento no teor de proteínas solúveis totais em: *Triticum aestivum* e *Hordeum vulgare* (Wilson, 1988), *Lolium perenne* (Murray, 1984), *Phaseolus vulgaris* (Fernandes e Lima, 1999).

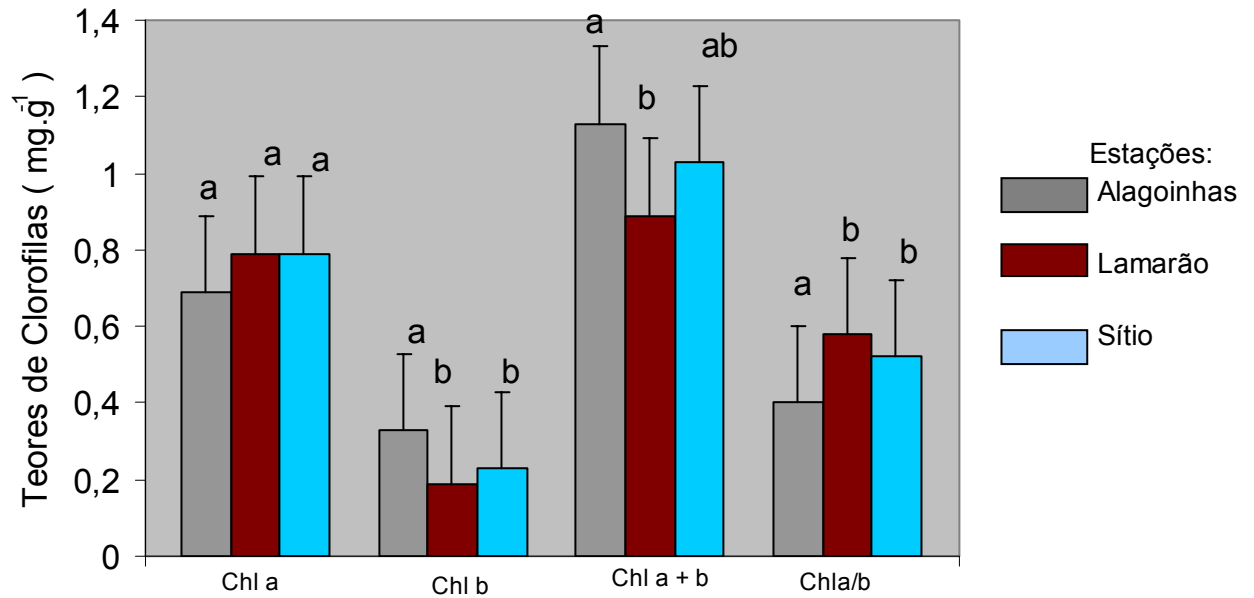
### 4.3 - Teores de Clorofila e Carotenóides

A Figura 5 mostra que o teor de **clorofila a** não foi diferente nas estações estudadas. O teor de **clorofila b**, bem como a razão **clorofila a/b** foram estatisticamente semelhantes nas estações Lamarão e Sítio, porém foram maiores do que as observadas na estação controle (Alagoinhas). A soma das **clorofilas a+b** mostrou valores mais elevados na estação Alagoinhas. Entretanto, apenas a estação Lamarão se diferenciou significativamente da estação controle.

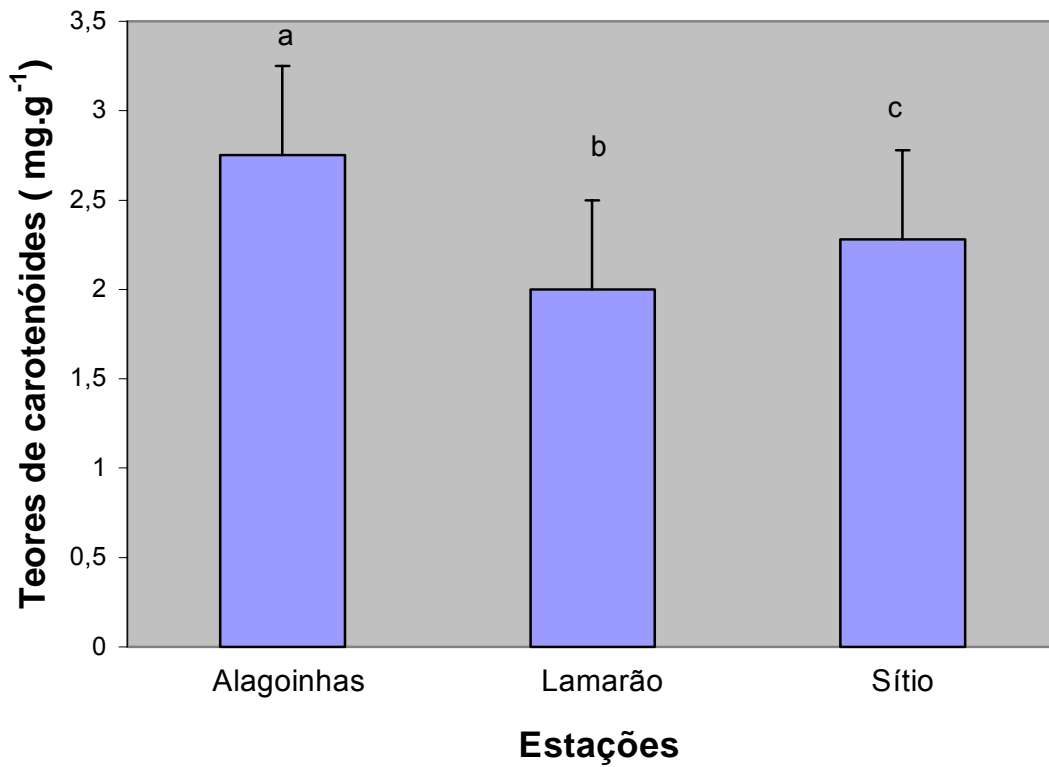
Segundo Heath (1989), a clorofila **a** seria mais sensível do que a clorofila **b**, em plantas submetidas à poluição aérea. Portanto o aumento na razão da clorofila **a/b** poderia ser usado como indicador de alteração no metabolismo de plantas que vivem em ambientes poluídos. Esse aumento foi também observado nas plantas utilizadas para esse trabalho.

A Figura 6 mostra que os teores de **carotenóides** foram significativamente reduzidos nas estações situadas no Pólo Petroquímico em comparação com a estação controle.

Um dos sintomas do efeito de SO<sub>2</sub> sobre o metabolismo celular é a redução da biossíntese dos pigmentos foliares (clorofilas e carotenóides) ou sua degradação (Dässler e Börtitz, 1988). A decomposição da clorofila resulta na perda de íons Mg e formação de feofitina, quando plantas são submetidas a altas doses de SO<sub>2</sub> e valores baixos de pH no citoplasma (Heath, 1989; Levitt, 1980).



**Figura 5.** Teores de clorofilas no tecido foliar fresco em plantas de *Mangifera indica* L., coletadas em Alagoinhas e no Pólo Petroquímico de Camaçari. Valores médios de três repetições de cinco árvores por estação. Colunas com a mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Dunnett,  $p \leq 0,05$ ).



**Figura 6.** Teores de carotenóides no tecido foliar fresco, em plantas de *Mangifera indica* L., coletadas em Alagoinhas e no Pólo Petroquímico de Camaçari. Valores médios de três repetições de cinco árvores por estação. Colunas com a mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Dunnett,  $p \leq 0,05$ ).

Segundo Hallgren (1979) e Singh (1993), a destruição da clorofila é iniciada pela formação de radicais livres induzidos pelos poluentes atmosféricos. Vários experimentos com plantas sob condições controladas em laboratório ou “*in situ*”, revelaram que o SO<sub>2</sub> provoca redução nos teores dos pigmentos foliares em: *Vigna radiata* (Rao e Singh, 1988); *C. dactylon*, *Mangifera indica*, *E. citriodora* (Singh, 1988); *Medicago sativa*, *Vicia faba*, *Oryza sativa*, *Cicer arietinum* (Agrawal et al., 1991). Fernandes e Lima (1998) encontraram teores reduzidos de clorofila **a** e **b**, em *Phaseolus vulgares*, em condições controladas de fumigação com SO<sub>2</sub>. Entretanto, alguns autores não encontraram diferenças significativas no teor de clorofila total de plantas submetidas a poluição aérea, ocorrendo até mesmo seu aumento.

Uma das explicações seria a presença de compostos de NO<sub>x</sub> e NH<sub>4</sub> nestas áreas, que favorecem a síntese de clorofila, compensando parcialmente o efeito dos poluentes em sua degradação (Fernandes, 1999; Shan, 1998 *apud* Moraes, 1999).

Alterações nos teores de clorofilas em plantas também podem estar relacionadas a fatores ambientais, incluindo variações sazonais, nível nutricional, disponibilidade de água (Burton, 1986) e combinação de poluentes atmosféricos (Klumpp, 1988). Resposta de plantas a poluentes atmosféricos poderá variar de sinergismo para antagonismo, dependendo da concentração do gás, tempo de exposição e sensibilidade da espécie (Treshow, 1989).

Danos foliares (necroses e cloroses) estão sempre associados à exposição de plantas à poluição atmosférica, principalmente o SO<sub>2</sub> (Rao e Singh, 1988). Entretanto, nas áreas estudadas, a espécie vegetal *Mangifera indica* não apresentou sinais de cloroses nem necroses. Índices de **danos visíveis** em resposta à poluição do ar têm sido amplamente considerados como indicadores do nível de susceptibilidade da planta, porém alguns autores têm questionado esta validade (Gerhold, 1975). O uso exclusivo de sintoma foliar não pode ser

considerado como critério de diagnóstico de poluição, exceto quando um poluente específico predominar na área (Agrawal, 1991). Diferenças entre espécies em apresentar danos ou não, poderão ser devido a variações na absorção e susceptibilidade de cada espécie ao poluente (Agrawal, 1991). Alguns vegetais submetidos a ambientes industriais não manifestaram necroses, porém mudanças no metabolismo dessas plantas ocorreram, causadas pelo impacto da poluição: *Psidium sp* (Klumpp et al., 1998); *C. arietinum* e *P. guajava* (Agrawal, 1991).

Indivíduos de *Mangifera indica* encontrados nas estações Sítio (9,85m) e Lamarão (8,22m) provavelmente tiveram seu crescimento em altura reduzido em comparação às plantas controle (14,64m) . Alguns autores encontraram redução na altura de vegetais que vivem sob ação de poluentes atmosféricos: *T. pulchra* (Moraes, 1999; Szabo, 1999); *Psidium guajava* e *P. cattleyahum* (Klumpp et al., 1998).



## 5 - CONCLUSÕES

Baseando-se nos resultados deste trabalho e informações obtidas na literatura a respeito do comportamento do enxofre no vegetal e no solo, pode-se concluir que ambos compartimentos analisados (a parte aérea de *Mangifera indica* L. cv. Espada e o solo onde esta planta se encontrava) foram receptores de concentrações antrópicas de enxofre, emitidas pelas indústrias do Pólo Petroquímico de Camaçari.

O incremento significativo de enxofre nos vegetais nas estações Sítio e Lamarão revela que as concentrações de enxofre na atmosfera do Pólo são mais elevadas do que na estação controle (Alagoinhas).

Embora algumas propriedades do solo como: pH, matéria orgânica e teor de argila possam ter contribuído para uma maior concentração de enxofre no solo das estações do Pólo, as concentrações mais elevadas de enxofre no tecido foliar das áreas do Pólo devem resultar da absorção do enxofre radicular, porém também atmosférico.

A oferta de enxofre aos vegetais nas estações Sítio e Lamarão possivelmente estimulou a síntese de proteínas solúveis totais, como resultado de alterações metabólicas, convertendo o excesso de enxofre a compostos orgânicos ou produzindo enzimas anti-oxidantes. O acúmulo de prolina na matéria foliar seca demonstra que esses vegetais são capazes de desenvolver mecanismos de defesa contra a ação de poluentes aéreos.

A utilização de vegetais locais (biomonitoramento passivo) no diagnóstico da qualidade do ar permite avaliar efeitos que, poluentes gasosos emitidos pelas indústrias do Pólo Petroquímico de Camaçari, causam à vegetação local.

A mangueira, como espécie que se mostra resistente aos impactos provocados pela realidade atmosférica do Pólo Petroquímico de Camaçari, apresenta respostas com intensidade proporcional ao grau de impacto, ao qual ela é exposta, podendo, por isso, ser empregada como instrumento avaliador da qualidade do ambiente. Melhorias na qualidade das emissões, resultantes de implantação de tecnologias mais limpas, certamente seriam refletidas no comportamento metabólico da mangueira.

## 6 - CITAÇÕES BIBLIOGRÁFICAS

ADAROS, G.; WEIGEL, H. J.; JAGER, H. J. Single and interactive effects of low levels of O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> on the growth and yield of spring rape. **Environmental Pollution**. V. 72, p. 269-286, 1991.

AGRAWAL, M.; SINGH, S. J.; RAO, D. N. Biomonitoring of air pollution around urban and industrial sites. **Journal of Environmental Biology, Muzaffarnagar**. N<sup>o</sup> 251, p. 211-222, 1991.

ALMEIDA, V. S.; LIMA, J. S.; QUEIROZ, A F. S; ARGOLO, J. L; SOUZA, H. C. Utilização de *Mangifera indica* L. como bioindicadora de poluição atmosférica na região do Pólo Petroquímico de Camaçari/BA :efeitos fisiológicos. In: **CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE NA BAHIA**, 1, 1998, Feira de Santana, BA. Anais... Espaço Cultural EXPOGEO: Salvador, BA, 1998, pp. 369 – 371.

- ALMEIDA, A. C.; MELLO, J. W. V.; BRAGA, J. M.; RIBEIRO, A. C. Níveis críticos de enxofre para o arroz cultivado por inundação em casa de vegetação. **Revista Brasileira Ciência Solo**. V. 17, p. 245-250, 1993.
- ALVES, P. L. da C. V.; OLIVA, M. A.; CAMBRAIA, J.; SANT'ANNA, R. Efeito da chuva ácida simulada e de um solo de Cubatão(SP) e a transpiração de plantas de soja. **Revista Brasileira Fisiologia Vegetal**. V. 2(1), p. 7-14, 1990.
- ANDRADE, J.C.S. **Estratégias e tecnologias para redução das emissões dos poluentes convencionais: material particulado, óxido de enxofre e nitrogênio**. Salvador: UFBA, 1995. 278 p. Dissertação de mestrado.
- ANDRADE, de J. C.; FRIGUELTO, B. N.; CANTARELLA, H. & BATAGLIA, O. C. Determinação turbidimétrica de sulfato em solos mediante análise por injeção em fluxo. **Revista Brasileira Ciência Solo**. V. 14, p. 119-124, 1990.
- ARNDT, U. Comparability and standardization of bioindication processes. *In*: STEUBING, L.; JAGER, H. J. **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems**. Copyright, Netherlands. 1982. pp. 129-130.
- ASHENDEN, T. W.; T. A. MANSFIELD. Extreme pollution sensitivity of grasses when SO<sub>2</sub> e NO<sub>2</sub> are present in the atmosphere together. **Nature (London)**, v. 273, p. 142-143, 1978.
- ASPINAL, D.; PALEG, L. G. Proline accumulation: physiological aspects *In*: **The Physiological and Biochemistry of Drought Resistance in Plants** ( L. G. PALAG and D. ASPINAL, eds) Academic Press, p. 205- 259, 1981.
- BAHIA, CEPRAM - Conselho Estadual de Meio Ambiente. Resolução nº 218, de 11 de outubro de 1989. **Diário Oficial da Bahia**. Salvador, 03 de nov. de 1989. Seção 1, p. 33-37.
- BAHIA, CEPRAM - Conselho Estadual de Meio Ambiente. Resolução nº 620, de 21 de julho de 1992. **Diário Oficial da Bahia**. Salvador, 07 de nov. de 1992. Seção I, p. 39-42.
- BAHIA, Governo do Estado, Secretaria de Minas e Energia. **Plano Diretor do Complexo Petroquímico de Camaçari – COPEC**. Salvador. 1974. 136 p.
- BARTON, J. R., McLAUGHLIN; McCONATHY, R.K. The effects of SO<sub>2</sub> on components of leaf resistance to gas exchange. **Environmental Pollution**. V. 21, p. 255-265, 1980.
- BASTOS, C. J. P.; GUEDES, M. L. S; SANTOS, O. M.; BASTOS, S. B. V. B.; NASCIMENTO, A. F. S.; LIMA, S. S.; DA SILVA, M. B. **Avaliação da flora da**

**área da Caraíba Metais S.A., sob influência da poluição do Pólo Petroquímico de Camaçari/BA.** Relatório Técnico. 45 p., 1999.

BATES, BY J. W. Regional calcicoly in the moss *Rhytidiadelphus triquetrus*: survival and chemistry of transplants at a formerly SO<sub>2</sub>-polluted site with acid soil. **Annals of Botany**. V. 72, p. 449-455, 1993.

BEAR, F. F. **Soils and Fertilizers**, 4 th ed, John Wiley and Sons, Inc. New York; Chapman and Hall Ltd. London. 1953.

BENDER, J.; MANDERSCHIED, R.; JÄGER, H. J. Analyses of enzyme activities and other metabolic criteria after five years of fumigation. **Environmental Pollution**. V. 68, p. 331-343, 1990.

BENTO-PEREIRA, F.; SERGIO, C. Liqueus e briófitos como bioindicadores da poluição atmosférica-II. Utilização de uma escala quantitativa para Lisboa. **Revista de Biologia**. V. 12, p. 297-312, 1983.

BENZING, D. H.; BERMUDEZ, D. Epiphytic bromeliads as air quality monitors in South Florida. **Selbyana**. V. 12, p. 46-53, 1991.

BETAGLIA, O. C. **Métodos de análise química de plantas**. In Betaglia, O. C.; Furlani, A. M. C.; Teixeira, J. P. F. (eds). Campinas, Instituto Agrônômico, boletim técnico n<sup>o</sup> 78, p. 48, 1983.

BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. Enxofre no solo. In: BORKERT, C. M. LANTMENN, Á. F (ed) **Enxofre e micronutrientes na agricultura brasileira**. Londrina, EMBRAPA\_CNPSO/IAPAR/SBCS. p. 317, 1988.

BLACK, V. J.; UNSWORTH, M. H. Effects of low concentrations of sulphur dioxide on net photosynthesis and dark respiration of *Vicia faba*. **J. Exp. Bot.** V. 30, p. 473-483, 1979.

BOURQUE, C. P.-A.; ARP, P. A. Simulating sulfur dioxide plume dispersion and subsequent deposition downwind from a stationary point source: a model. **Environmental Pollution**. V. 91, n. 3, p. 363-3&0, 1996.

BOYER, J. **Dinâmica dos Elementos Químicos e Fertilidade dos Solos**. Primeira edição. Editado por Dr. Ilson Guimarães Carvalho em 1985 - Instituto de Geoquímica - Curso de Pós-Graduação em Geociências. p. 142 – 153, 1985.

BRADY, N. C. **Natureza e Propriedades dos Solos/ Nyle C. Brady, "The nature and properties of soils "**. Tradução Antônio B. Neiva Figueiredo F. 7<sup>o</sup> ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 1989, 898 p. il.

- BRASIL, CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 003, de 28 de junho de 1990. Estabelece os padrões de qualidade do ar para os poluentes regulamentados. **Diário Oficial da União**. Brasília, 22 de ago. de 1990, seção I, p. 15. 937-15.939.
- BRASIL, MINISTÉRIO da AGRICULTURA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (1997). **Manual de Métodos de Análise de Solo**, 2ª ed., Rio de Janeiro, 212 p.
- BRESSAN, R. A.; WILSON, L. G.; FILNER, F. Mechanisms of resistance to sulfur dioxide in the *Cucurbitaceae*. **Plant Physiology**. V. 61, p. 761-676, 1978.
- BURTON, M. A. S. **Biological Monitoring of Environmental (Plants)**. A Technical Report. 1986.
- CACCO, G.; FERRARI, G.; SACCOMANI, M. Pattern of sulfate uptake during root elongation in maize: its correlation with productivity. **Physiology Plant**. V. 48, p. 375-378, 1980.
- CALDEIRA, M. T. M.; SANT'ANNA, R.; CAMBRAIA, J.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. Efeito da interação N x S sobre a composição das frações nitrogenada e sulfurada e sobre a atividade da redutase do nitrato em eucalipto. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**. V. 6, n.1, p. 59-65, 1994.
- CAMPOS, V. P. **Especiação inorgânica de enxofre, nitrogênio e cloro na precipitação seca e úmida no Recôncavo Baiano**. Salvador: UFBA, 1995. 315p. Tese de Doutorado.
- CAPE, J. N.; FREER-SMITH, P. H.; PATERSON, I. S.; PARKINSON, J. A.; WOLFENDEN, J. **The nutritional status of *Picea abies* (L) Karst. Across Europe, and implications for “forest decline”**. *Trees* 4, p. 211-224, 1990.
- CARRERAS, H. A.; CANAS, M. S.; PIGNATA, M. Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* AIT. And *Ligustrum lucidum* AIT. *Tricolor* (REHD). **Environmental Pollution**. V. 93, n. 2, p. 211-218, 1996.
- CEI – CENTRO DE ESTATÍSTICA E INFORMAÇÕES (BA) Informações básicas dos municípios baianos: região Litoral Norte, Salvador, 1994 p. 440.
- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M. Ciclo de carbono na Amazônia e Mudanças Globais. *In –Anais do 2º encontro brasileiro sobre substâncias húmicas*. São Carlos, – SP. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1997, 21-25.

- CETREL – Empresa de Proteção Ambiental. **Rede de Monitoramento do Ar: Relatório Anual, 1995.** Camaçari, BA [1996?]. 90 p. il.
- CETREL – Empresa de Proteção Ambiental. **Rede de Monitoramento do Ar: Relatório Anual, 1996.** Camaçari, BA [1997?]. 102 p. il.
- CETREL – Empresa de Proteção Ambiental. **Rede de Monitoramento do Ar: Relatório Anual, 1997.** Camaçari, BA [1998?]. 95 p. il.
- CHOU, I. T.; KAO, C. H. Characteristics of the induction of the accumulation of proline by abscisic acid and isobutyric acid in detached rice leaves. **Plant Cell Physiol.** V. 32, p. 269-277, 1991.
- COOLEY, D. R.; MANNING, W. J. The impact of ozone on assimilate partitioning in plants: a review. **Environmental Pollution.** V. 47, p. 95-113, 1987.
- COPEC – Complexo Petroquímico de Camaçari. **Revisão e Atualização do Plano Diretor do Pólo Petroquímico de Camaçari.** Salvador. 1987. 245 p.
- COSTA, C. A. S. **Mineralização de enxofre orgânico e adsorção de sulfato em solos.** Porto Alegre, UFRGS. Faculdade de Agronomia, p. 16, 1980. Tese de Mestrado.
- COUTO, E. R. **Medidas de ácidos fortes e seus sais em uma área do Complexo Petroquímico de camaçari – incineradores de resíduos líquidos da CETREL.** IQ - UFBA, Salvador-BA, p. 88, 1996. Dissertação de Mestrado.
- COWLING, E. B.; LINTHURST, R. A. The acid precipitation phenomenon and its ecological consequences. **Bio-Science,** v. 31, p. 649-653, 1981.
- DÄSSLER, H. G.; BÖRTITZ, S. Air Pollution and its Influence on Vegetation. Tradução: Dr. Eva Katzer, Jena, GDR. DRW. Junk publishers. 1988, 223 p.
- DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** 1ª ed. p. 201, 1992.
- DOMINGOS, M.; KLUMPP, A.; KLUMPP, G. Air pollution impact on the Atlantic forest in the Cubatão region, SP, Brasil. **Ciências e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science.** V. 50, n. 4, p. 230-236, 1998.
- DOMINGOS, M. **Biomonitoramento da fitotoxicidade da poluição aérea e da contaminação do solo na região do complexo industrial de Cubatão, São Paulo, utilizando *Tibouchina pulchra* Cong. como espécie indicadora.** São Paulo: USP, 1998. 216 p. Tese de Doutorado.

- DYNIA, J. F.; CAMARGO, O. A. Adsorção e movimento de sulfato em latossolo de cerrado submetido a calagem e adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 19, p. 249-253, 1995.
- ELTHON, T. E.; STEWART, C. R. Submitochondrial location and electron transport characteristics of enzymes involved in proline oxidation. **Plant Physiology**. V. 67, p. 780-784, 1981.
- EMBRAPA, - **Levantamento Exploratório**- Reconhecimento de solos da margem direita do Rio São Francisco; Estado da Bahia. Recife, p. 735, 1977.
- EMBRAPA – **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – Brasília: EMBRAPA – Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, p. 412, 1999.
- FAWCETT, W. N.; LIMA, J. S. *Mangifera indica* L. as a bioindicator of air pollution in Pólo Petroquímico de Camaçari. p. 33, 1999. Monografia.
- FERNANDES, E. B. **Avaliação fisiológica e bioquímica em *Phaseolus vulgaris* L. CV. “carioquinha” submetido às emissões do Pólo Petroquímico de Camaçari-BA**. Salvador: UFBA . 1999, 67p. Dissertação de Mestrado.
- FERNANDES, E. B.; LIMA, J. S. Respostas Fisiológicas em *Phaseolus vulgaris* L. cv. 'Carioquinha' submetido à fumigação com SO<sub>2</sub>. In: **CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL**, 4., Belém-PA, 1998, Anais...
- FINLAYSON, P. In LEGGE, A; JAGER, H. J; KRUPA, S. V. **Sulfur dioxide** In FLAGLER, R. B. Recognition of air pollution injury to vegetation: a pictorial atlas, 2<sup>a</sup> ed, p. 3-10, 1998.
- FISCUS, E. L.; FITZGERALD, L. B.; MILLER, J. E.; REID, C. D. Response of soybean leaf water relations to tropospheric ozone. **Canadian Journal of Botany**. V. 73, p. 517-526, 1995.
- FITTER, A. H.; HAY, R. K. M. **Environmental physiology of plants**. 2 ed. Academic Press Limited, London. 1987. 299 p.
- FONTES, M. P. F. Disponibilidade do enxofre em diferentes extratores químicos em alguns latossolos do estado de Minas Gerais. Viçosa – UFV, p. 63, 1979. Tese de Mestrado.
- GEOLOGIA DA BAHIA: texto explicativo para o mapa geológico ao milionésio/ [ coordenação de ] Johildo Salomão Figueirêdo Barbosa; José Maria Landim

- Dominguez. – Salvador : **Secretaria da Indústria, Comércio e Mineração**. Superintendência de Geologia e Recursos Minerais, p. il.,400, 1996.
- GERHOLD, H.D. Resistant varieties. *In* : **Air pollution and metropolitan woody vegetation**. SMITH ,W. H.; DOCHINGER, L. S. (eds). Pinchot Inst. Consortium for environmental forest studies. p. 45-48, 1975.
- GODINHO, R.; SZWARC, A.; LICCO, E. A. Poluição do ar no Brasil: panorama atual. *In*: LEITE, J. L.(Org). **Problemas chaves do meio ambiente**, Salvador: Instituto de Geociências da UFBA: Espaço Cultural EXPOGEO, 1995 (2ª ed.), p. 223.
- GRODZINSKA, K. Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. *In*: STEUBING, L.; JAGER, H.-J. **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems**. Copyright, Netherlands. 1982, pp. 33-42.
- GUDERIAN, R.; BALLACH, H.J.; KLUMPP, A.; KLUMPP, G.; KUPPERS, K.; VOGELS, I.-M. K. Reactions of Norway Spruce to air pollution in fumigation experiments and in damaged Forest Stands. *In*: **Proceedings of the IJS/FRG Research Symposium: effects of atmospheric pollutants on the spruce forests of the eastern United States and the Federal Republic of Germany**. Burlington- Vermont. 1987. pp. 389-405.
- GUDERIAN, R.; KLUMPP, G.; KLUMPP, A. Effects of SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>, singly and in combination, on forest species *In*: MÜNIR A. O. (ed) **Plants and pollutants in developed and developing countries**. 1989, pp. 231-268.
- GODZIK, S.; LINSKENS, H. F. Concentration changes of free amino acids in primary beans leaves after continuous and interrupted SO<sub>2</sub> fumigation and recovery. **Environmental Pollution**. V. 7, p. 25-38, 1974.
- HALLGREN, R. L. Physiological and biochemical effects of sulfur dioxide on plants. *In* **Sulfur in the Environment Part II**. Ecological Impacts. (Ed. Nriagn, j. O.). John Wiley and Sons, New York, pp. 164 – 209, 1979.
- HARE, P. D.; CRESS, W. A. Metabolic implications stress-induced proline accumulation in plants. **Plant Growth Regulation**. V. 21, p. 79-102, 1997.
- HAWKSWORTH, D. L.; ROSE, F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. **Nature**. V. 227, p. 145-148, 1970.
- HEART, R. L. Initial events in injury to plants by air pollutants. **Annual Reviews of Plant Physiology**. V. 31, p. 395-431, 1980.



- HEART, R. L. Alteration of chlorophyll in plants upon air pollutant exposure. *In: **Biologic markers of air-pollution stress and damage in forests.*** National Academy Press, Washington, D. C. 1989.
- HENDRY, BY G. A. F.; HOUGHTON, J. D.; BROWN, S. B. The degradation of chlorophyll – a biological enigma. **The New Phytologist.** V. 107, p. 255-302, 1987.
- HICKS, B. B.; JOHNSON, W. B. Transport and deposition of air pollutants on terrestrial vegetation and soils *In: LEGGE, A. H.; KRUPA, S. V. (ed) **Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem.*** Chichester: John Wiley & Sons, Inc., 1986, pp. 254-261.
- HIDY, G. M.; MUELLER, P. K. The sulfur oxide-particulate matter complex *In: LEGGE, A. H.; KRUPA, S. V. (ed) **Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem.*** Chichester: John Wiley & Sons, Inc., 1986, pp. 51-64.
- HODGES, L. **Environmental Pollution.** Second Edition. 471-479p. 1977.
- IQBAL, M.; ABDIN, M. Z.; YUNUS, M.; AGRAWAL, M. Resistance mechanisms in plants against air pollution. *In: YUNUS, M.; IQBAL, M. (ed.) **Plant response to air pollution.*** Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1996, pp. 195-227.
- IRWIN, J. G.; WILLIAMS, M. L. Acid rain: chemistry and transport. **Environmental Pollution.** V. 50, p. 29-59, 1988.
- JÄGER, H. J. Biochemical indication of an effect of air pollution on plants *In: STEUBING, L; JAGER, H.-J. (ed.) **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems.*** Copyright, Netherlands. 1982. pp. 99-107.
- KELLER, T. Physiological bioindications of an effect of air pollution on plants . *In: STEUBING, L; JAGER, H.-J. (ed.) **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems.*** Copyright, Netherlands. 1982. pp. 85-95.
- KLUMPP, A.; MORAES, R. M.; MODESTO, I. F. Biomonitoramento da poluição aérea próximo a Cubatão, São Paulo. Análise de parâmetros de crescimento e danos visíveis em espécies frutíferas tropicais *In: **CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, XLVII, 1996, Nova Friburgo, RJ. Anais...*** 1996, pp. 367 – 368.
- KLUMPP, A. **Wirkunger von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid einzeln und in Kombination auf den Mineralstoffhaushalt von Forstgehölzen.** Alemanha: Universitat Essen, 1988. 225 p. Tese de Doutorado.
- KLUMPP, A.; KLUMPP, G.; DOMINGOS, M. Plants as bioindicators of air pollution at the Serra do Mar near the Industrial Complex of Cubatão, Brazil. **Environmental Pollution.** V. 85, p. 109-116, 1994.

- KLUMPP, A.; KLUMPP, G.; DOMINGOS, M. Bio-indication of air pollution in the tropics - The active monitoring programme near Cubatão (Brazil). **Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft**. V. 56, p. 27-31, 1996a.
- KLUMPP, A.; DOMINGOS, M.; KLUMPP, G. Assessment of the vegetation risk by fluoride emissions from industries at Cubatão, Brazil. **The Science of the Total Environment**. V. 192, p. 219-228, 1996b.
- KLUMPP, A.; DOMINGOS, M.; KLUMPP, G. Effects of complex air pollution on tree species of the atlantic rain forest near Cubatão, Brazil. **Chemosphere**. V. 36, n. 4-5, p. 989-994, 1998.
- KLUMPP, A.; MODESTO, I. F; DOMINGOS, M.; KLUMPP, G. Susceptibility of various *Gladiolus* cultivars to fluoride pollution and their suitability for bioindication. **Pesquisa agropecuária brasileira**. V. 32, n. 3, p. 239-247, 1997.
- KNABE, W. Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: suitable bioindicators for different immission types. *In*: STEUBING, L.; JAGER, H.-J. **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems**. Copyright, Netherlands. pp. 59-72, 1982.
- KOZLOWSKI, T. T.; KRAMER, P. J.; PALLARDY, S. G. **The physiological ecology of wood plants**. Academic press. 1991. 657 p.
- KOZIOLWSKI, M. J.; SHELVEY, J. D.; LOCKYER, D. R.; WHATLEY, F. R. Response of SO<sub>2</sub> sensitive and resistant genotypes of ryegrass (*Lolium perenne* L.) to prolonged exposure to SO<sub>2</sub>. **The New Phytologist**. V. 102, p. 345-357, 1986.
- KRAVKINA, I. M.; MIROSLAVOV, E. A.; CRANG, R. E. The impact of dioxide fumigation on photosynthetic and ultrastructural responses of mesophyll cell from developing *Pinus strobus* needles. 1. Mesophyll cell. *In*: NOBLE, R. D.; MARTIN, J. L.; JENSEN, K. F. (ed.) **Proceedings of International Conference - Air pollution effects on vegetation: including forest ecosystems**. North Carolina, 1988, pp. 71-75.
- KUMARAVELU, G.; RAMANUJAM, M. P. Impact of simulated rain on growth, photosynthetic pigments, cell metabolites, and leaf characteristics of green gram. **Photossintheica**. V. 35, n. 1, p. 71-78, 1998.
- LENDZIAN, K. J.; UNSWORTH, M.H. Ecophysiological Effects of atmospheric pollutants. *In*: LANGE, O. L.; NOBEL, P. S.; OSMOND, C. B.; ZIEGLER, H, (ed.) **Physiological plant ecology IV. Ecosystem processes: mineral**

- cycling, productivity and man's influence** Springer-Verlag, New York. 1983. pp. 467-501.
- LEVITT, J. **Responses of Plants to environmental stresses. Water, radiation, salt and other stresses.** V. 2, Academic Press Inc., London. 1980. 603 p.
- LIMA, J. S.; SANTANA, D. L. *Sphagnum* sp no biomonitoramento da poluição atmosférica no Pólo Petroquímico de Camaçari-BA. *In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL*, 4., 1998, Belém-PA, Anais....
- LIMA, J. S.; SANTANA, D. L. **Effect of household waste compost on the physiology of Coriander (*Coriandrum sativum*)**. XII Internacional Scientific Conference. Mar del Plata Argentina. Programme and abstracts IFOAM/98. Internacional Federation of Organic Agriculture Movements, p. 16-19, 1998.
- LIMA, J. S.; FILHO, D. M. C.; COUTO, E.; SANTANA, D. L.; SOUZA, H. C. de. Comparação entre o coentro e o *Sphagnum* sp. como bioacumuladores do arsênio no Pólo Petroquímico de Camaçari-BA. **Revista Brasileira de Ecologia**. V. 1, n. 1, p. 91- 94, 1997a.
- LIMA, J. S.; FILHO, D. M. C.; COUTO, E.; KORN, M. G. A.; MELO, M. H.; GOMES, R. C. T. Capim-Santo (*Cymbopogon citratus*) como bioindicador de poluição atmosférica no Pólo Petroquímico de Camaçari – BA. **Revista Brasileira de Ecologia**. V. 1, n. 1, p. 95-98, 1997b.
- LIMA, J. S; FERNANDES, E. B.; FAWCETT, W. N. *Mangifera indica* and *Phaseolus vulgaris* in the bioindication of air pollution in Bahia-Brasil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 2000.
- LIMA, J. S.; SILVA, N. R. S. Avaliação da ação do composto orgânico proveniente de lixo doméstico na fisiologia do coentro *Coriandrum sativum* L. 1998
- LOWRY, O. H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RANDALL, R. J. Protein measurement with Folin Phenol reagent. **Journal of Biological Chemistry**. V. 193, p. 265-275, 1951.
- MACKINNEY, G. Absorption of light by chlorophyll solutions. **Journal Biological Chemistry**. V. 140, p. 315-322, 1941.
- MAGALHÃES, A. F. J. **Estudo da relação N/S em solos de tabuleiros do recôncavo da Bahia.** *In* Magalhães, A. F. J.; Souza, L. S. Cruz das Almas – BA., EMPRAPA/CNPMF, boletim nº 03, p. 19, 1981.
- MALAVOLTA, E. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações.** *In* Malavolta, E; Vitti, G. C.; Oliveira, S. A. (eds). 2 ed, ver. E atual. – Piracicaba: POTAFOS, p. 319, 1997.

- MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola – adubos e a adubação**. 2ª ed. Edição CERES. São Paulo. p. 606, 1967.
- MANKOVSKÁ, B. & STEINNES, E. Effects of pollutants from an aluminium reduction plant of forest ecosystems. **The Science of the total Environment**. V. 163, p. 11-23, 1995.
- MANNINEN, S.; HUTTUNEN, S.; RAUTIO, P.; PERAMAKI, P. Assessing the critical level of SO<sub>2</sub> for scots pine in situ. **Environmental Pollution**. V. 93, p. 27-38, 1996.
- MANNING, W. J.; FEDER, W. A. **Biomonitoring air pollutants with plants**. Applied Science Publishers LTD, p. 137, 1980.
- Manual de Adubação e Calagem para o Estado da Bahia. 2ª ed. ver. Aument. Salvador, **CEPLAC/ EMATERBA/EMBRAPA/EPABA/NITROFÉRTIL**, p. 176, 1989.
- MAPA PEDOGEOQUÍMICO DO ESTADO DA BAHIA: **texto explicativo/** Sérgio Augusto de Moraes Nascimento e Léo Rodrigues Teixeira. – Salvador, p.il. 81, 1986.
- MARANCA, G. **Fruticultura comercial: manga e abacate**. São Paulo, Nobel. 4ª ed. p. 138, 1980.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2 nd ed. London: Academic Press, 1995. 889 p. il.
- MEJSTRIK, V. The influence of low SO<sub>2</sub> concentrations on growth reduction of *Nicotiana tabacum* L. cv. Sansun and *Cucumis sativus* L. cv. Unikat. **Environmental Pollution (Series A)**. v. 21, p. 72-76, 1980.
- MELLO, F. DE A. F.; SOBRINHO, M. DE ° C. DO BRASIL.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R.; NETTO, A. C. **Fertilidade do solo**. 4ª edição, São Paulo: Nobel, 400 p. il., 1983.
- MIGUEL, A. H. Poluição atmosférica urbana no Brasil: uma visão geral. **Química Nova**. V. 15, n. 2, p. 11B-125, 1992.
- McCUNE, D. C. Hydrogen fluoride and sulfur dioxide. *In* LEGGE A. H.; KRUPA, S.V. (ed) **Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem**. John Wiley & Sons. V. 18, pp. 305-324, 1986.
- MONIZ, A. C. et al. **Elementos da pedologia**. Rio de Janeiro, livros técnicos e científicos, p. 460, 1975.

- MORAES, M. R. **Fotossíntese líquida e respostas bioindicadoras da poluição aérea em indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* cogn. (Melastomataceae), em Cubatão, SP.** São Paulo - SP. 1999. Dissertação de Doutorado.
- MOSS, M. R. Sources of sulfur in the environment; the global sulfur cycle. *In Sulfur in the Environment, Part I: the atmospheric cycle*, ed. J. O. Nriagu. New York: Wiley. pp. 23-50, 1978.
- MUDD, J. B.; KOZLOWSKI, T. T. Responses of plants to air pollution. *In*: J. B. Mudd and T. T. KOZLOWSKI (ed). **Academic Press**, New York, 1975.
- MUMAY, F. Responses of subterranean clover and ryegrass to sulphur dioxide under field conditions. **Environmental Pollution**. V. 36, p. 239-249, 1984.
- MURAYAMA, S. **Fruticultura**. 2<sup>a</sup> ed. Campinas, Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. p. 371, 1973.
- MURRAY, F.; WILSON, S. The joint action of sulphur dioxide and hydrogen fluoride on yield and quality of Wheat and Barley. **Environmental Pollution**. V. 55, p. 239-249, 1988a.
- MURRAY, F.; WILSON, S. Effects of sulphur dioxide, hydrogen fluoride and their combination on three *Eucalyptus* species. **Environmental Pollution**. V. 52, p. 265- 279, 1988b.
- MURRAY, F.; CLARKE, K.; WILSON, S. Effects of NO<sub>2</sub> on hoop pine can be counteracted by SO<sub>2</sub>. **Eur. J. For Path.** V. 22, p. 403-409, 1992.
- NASCIMENTO, A. F. S. **Caracterização e composição florística de um trecho do povoado de Lamarão do Passé e arredores da Caraiba Metais, município de São Sebastião do Passé - BA.** Salvador: UFBA, 1998. 34 p. Monografia.
- NEVES, N. M.; OLIVEIRA, S. Influence of El Niño on the air quality and meteorology, detected by the Air Monitoring Network at the Camaçari Petrochemical Complex. *In*: **International Symposium on Management and Operation of Environmental Control Systems in the Chemical and Petrochemical Industry**. Salvador-BA, 1998, pp. 335-342, Anais...
- NEVES, N. M.; PEREIRA FILHO, F. A. **Monitoramento do ar: o desafio de quem sabe onde mete o nariz; o aparelho respiratório do Polo 24 horas no ar.** Camaçari-BA, CETREL. 1995. 17 p.

- NETO, M. T. CASTRO. **Aspectos fisiológicos da mangueira sob condições irrigadas** in EMBRAPA – Centro Pesquisa Agropecuária do trópico semi-árido – Petrolina – PE. Informações técnicas sobre a cultura da manga no semi-árido brasileiro- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária do trópico semi-árido – Brasília: EMBRAPA – SPJ, p. 173, 1995.
- NORBY, BY R. J.; RICHTER, D. D.; LUXMOORE, R. J, Physiological processes in soybean inhibited by gaseous pollutants but not by acid rain. **The New Phytologist**. V. 100, p. 79-85, 1985.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Tradução: Christopher J. Tribe. Editora Guanabara .p. 118-119, 1983.
- OLIVEIRA, S. S.; GUSMÃO, E. F.; SILVA, L. B.; LIMA, J. S. Estudos preliminares sobre a anatomia foliar de *Plectranthus CF. amboinicus* LOUR (hortelã grosso) sob efeitos de poluentes atmosféricos (metais pesados) do Pólo Petroquímico de Camaçari – BA. In: **CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA**, 1998, Salvador, BA. p. 65. Resumos...
- OLIVEIRA, J. B. **Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para o seu reconhecimento**. Editora Jaboticabal, FUNEP. p. 201, 1992.
- OLIVA, A. ZAFFARI G. Alterações fisiológicas em *Phaseolus Vulgaris*, submetido a diferentes doses de dióxido de enxofre. **Fisiologia Vegetal**. V. 1 : p. 19-24.1989.
- OREN, R. Nutritional disharmony in plants: soil and weather effects on source-sink interactions . In: YUNUS, M.; IQBAL, M. (ed.) **Plant response to air pollution**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1996, pp. 75- 81.
- OSAKI, F. **Calagem e adubação**. 2<sup>a</sup> edição Campinas, SP. Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola. p. 503, 1991.-
- PANDEY, J.; AGRAWAL, M. Evaluation of air pollution phytotoxicity in a seasonally dry tropical urban environment using three woody perennials. **The New Phytologist**. V.126, p. 53-61, 1994.
- POSTHUMUS, A. C. Higher plants as indicators and accumulators of gaseous air pollution. 1982 in BEST. E. P. H.; HAECK, J (ed). **Ecological indicators for the assessment of the quality of air, water, soil, and ecosystems**. Environmental Monitoring and Assessment. V.3, pp. 263-272. 1982.
- PRADO FILHO, J. F. do. Plantas que detectam poluição - elas são sensíveis a contaminação do ar. **Ciência Hoje**. V. 14, n. 84, p. 18-19, 1992.

- PRADO FILHO, J. F. do. Uso de bioindicadores para monitoramento do ar. **Revista Cetesb de Tecnologia Ambiental**. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, São Paulo. V. 7, *n*, 1, p.57-64, 1993.
- PRESTON, K. P. Effects of sulphur dioxide pollution on a Californian Coastal Sage Scrub community. **Environmental Pollution**. V. 51, p. 179-195, 1988.
- PYATT, F. B. Plant sulphur content as an air pollution gauge in the vicinity of a steelworks. **Environmental Pollution**. V. 5, p. 103-115, 1973.
- RAIJ, B. V. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. In Ray, B. V; Quaggio, J. A. ; Cantarella, H (eds). Campinas, fundação Cargill, P. 170, 1987.
- RAO, M. V.; PALIYATH, G.; ORMROD, D. P. Ultraviolet-B- and ozone-induced biochemical changes in antioxidant enzymes of *Arabidopsis thaliana*. **Plant Physiology**. V. 110, p. 125-136, 1996.
- RAO, M. V; DUBEY, P. S. Occurrence of heavy metals in air and their accumulation by tropical plants growing around an industrial area. **The Science of the Total Environment**. V. 126, p. 1-16, 1992.
- RAO, M. V; DUBEY, P. S. Biochemical aspects (antioxidants) for development of tolerance in plants growing at different low levels of ambient air pollutants. **Environmental Pollution**. V. 64, p. 55-66, 1990.
- RAO, D. N.; SINGH, N. Effects of sulphur dioxide on injury and foliar concentrations of pigments, ascorbic and sulphur in *Vigna radiata* (L). **Journal Environmental Biology**. V. 9, p. 107-118, 1988.
- RENAUD, J. P.; LAITAT, E.; MAUFFETTE, Y.; ALLARD, G. Photoassimilate allocation and photosynthetic and biochemical characteristics of two alfalfa (*Medicago sativa*) cultivars of different ozone sensitivities. **Canadian Journal of Botany**. V. 76, p. 281- 289, 1998.
- RENNENBERG, H.; The fate of excess sulfur in higher plants. **Annual Reviews of Plant Physiology**. V. 35, p. 121-153, 1984.
- RENNENBERG, H. Synthesis and emission of hydrogen sulfide by higher plants. In: Saltzman, E. S. & Cooper, W. J. Biogenic sulfur in the Environment. ACS Symposium, séries 393. Washington D. C. **American Chemical Society**. 1989.
- RENNENBERG, H; POLLE, A. Metabolic consequences of atmospheric sulphur influx into plants In ALSCHER, R. G.; WELLBURN, A. R. (ed). **Plant responses to the gaseous environment**. Chapman, Hall. pp. 165-180, 1994.

- RENNENBERG, H.; HERSCHBACH, C. Responses of plants to atmospheric sulphur . *In*: YUNUS, M.; IQBAL, M. (ed.) **Plant response to air pollution**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1996, pp. 285-293.
- RENOSTO, F.; FERRARI, G. Mechanisms of sulfate transport inhibition by cycloheximide. **Plant Physiology**. V. 56, p. 478-480, 1975.
- RICKS, G. R.; WILLIAMS, R. J. H. Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland. 3. Effects on photosynthetic pigments of leaves of *Quercus petraea*. **Environmental Pollution**. V S, p. 97-106, 1975.
- RIMA – Relatório de Impacto do Meio Ambiente. **Ampliação do Complexo Petroquímico de Camaçari**. Camaçari, BA: Hidroconsult, COPENE - Petroquímica do Nordeste. 1989, 243 p.
- ROSE, C. I.; HAWKSWORTH, D. L. Lichen recolonization in London's cleaner air. **Nature**. V. 289, p. 289-292, 1981.
- RUDOLPH, A. S.; CROWE, J. H.; CROWE, L. M. Effects of three stabilising agents – proline, betaine and trehalose – on membrane phospholipids. **Arch Biochem Biophys**. V. 245, p. 134-143, 1986.
- SARDI, K. Changes in the soluble protein content of soybean (*Glycine max* L.) and pea (*Pisum sativum* L.) under continuous SO<sub>2</sub> and soot pollution. **Environmental Pollution (Series A)**. V. 25, p. 181-186, 1981.
- SAUNDERS, B. C.; HOLMES-SIEDLE, M. A.; STARK, B. P. **Peroxidase: the properties and uses of a versatile enzyme and of some related catalysts**. Washington, Butterworths. 1964, 139 p.
- SAUNDERS, P. J. W.; GODZIK, S. Terrestrial vegetation-air pollutant interactions nongaseous air pollutants. *In* LEGGE A. H.; KRUPA, S.V. (ed) **Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem**. John Wiley & Sons. V. 18, pp. 389-394, 1986.
- SAXE, H. Long-term effects of low levels of SO<sub>2</sub> on bean plants (*Phaseolus vulgaris*). II. immission-response effects on biomass production: quantity and quality. **Physiologia Plantarum**. V. 57, p. 108-113, 1983b.
- SCANDALIOS, J. G. Regulation and properties of plant catalases. *In*: FOYER, C. H.; MULLIEAUX, P. M. (ed). **Causes of photooxidative stress and amelioration of defense systems in plants**. 1994. pp. 276-309.
- SCHUBERT, R. Selected plant bioindicators used to recognize air-pollution. 1982 *In*: STEUBING, L.; JAGER, H.-J (ed). **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems**. Copyright, Netherlands. 1982. pp. 47-52.



SSDU - SECRETARIA DE SANEAMENTO E DESENVOLVIMENTO URBANO –  
**plano diretor da cidade de Alagoinhas, V. I, 19...**

SEI – **Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia** . Análise dos atributos climáticos do Estado da Bahia-Salvador, p. 85, 1998.

SEKIYA, J.; WILSON, L. G.; FILNER, P. Resistance to injury by sulfur dioxide: correlation with its reduction to, and emission of, hydrogen sulfide in *Cucurbitaceae*. **Plant Physiology**. V. 70, p. 437-441, 1982.

SILVA, D. J.; ALVAREZ, V. H.; RUIZ, H. A. Fluxo de massa e difusão de enxofre para raízes de milho em solos ácidos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. V. 22, p. 109-114, 1998.

SINGH, S. K. Phytomonitoring of urban-industrial pollutants: a new approach. **Environmental Monitoring and Assessment**. V. 24, p. 27-34, 1993.

SHAW, I. C.; CHADWICK, J. **Principles of environmental toxicology**. Copyright, Taylor & Francis Ltd., 1998, p. 207.

SLOVIK, BY S.; SIEGMUND, A.; FUHRER, H-W; HEBER, U. Stomatal uptake of SO<sub>2</sub>, NO, and O<sub>3</sub> by spruce crowns (*Picea abies*) and canopy damage in Central Europe. **The New Phytologist**. V. 132, p. 661-676, 1996.

SOARES, A.; MING, J. Y.; PEARSON, J. Physiological indicators and susceptibility of plants to acidifying atmospheric pollution: a multivariate approach. **Environmental Pollution**. V. 87, p. 159-166, 1995.

STEUBING, L. Problems of bioindicators and the necessity of standardization. *In*: STEUBING, L; JAGER, H.-J. (ed.) **Monitoring of air pollutants by plants methods and problems**. Copyright, Netherlands. 1982. pp. 19-24.

STEUBING, L.; FANGMEIER, A. **Pflanzen-oekologisches; Gelaende-und Labor praktikum der terrestrischen Pflanzenokologie**. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. UTB-Fiir Wissen schaA. Germany, 1992.

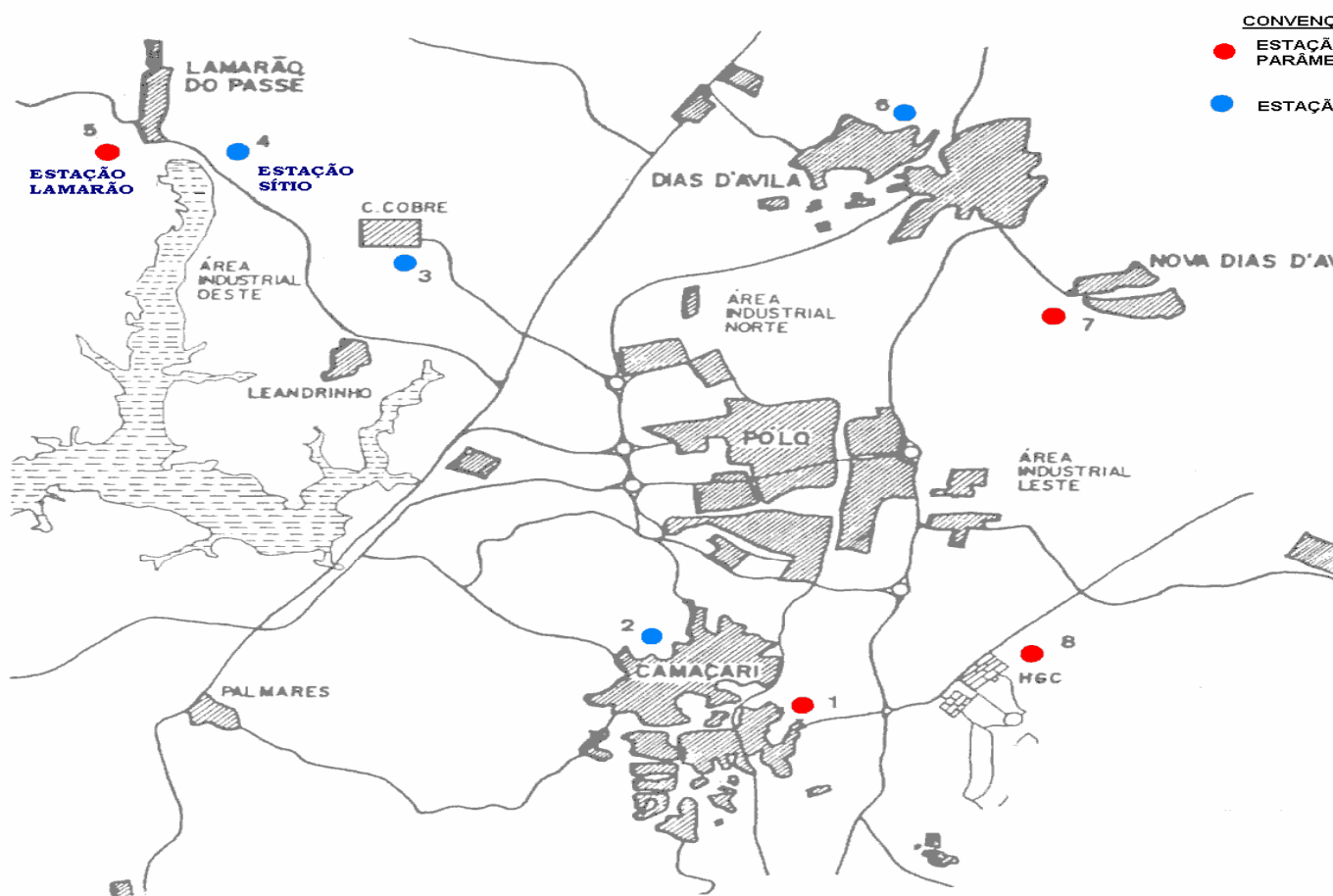
STEUBING, L. **Ecofisiologia en comunidades nativas del Sur de Chile**. Instituto de Botânica de Ciências, Universidad Austral de Chile. Valdivia-Chile, 1995.

STREHL, T., ARNDT, U. Alterações apresentadas por *Tillandsia aeranthos* e *T. recurvata* (Bromeliaceae) expostas ao HF e SO<sub>2</sub>. **IHERINGIA (Série Botânica)**. V. 39, p. 3-17, 1989.

- STREHL, T.; LOBO, E. A. Analysis of the morphological characters of *Tillandsia aeranthos* (Loisel.) L.B. Smith and *T. recurvata* (L.) L. (Bromeliaceae) as bioindicators of the urban pollution in Porto Alegre City, Southern Brazil. **Aquilo Ser. Bot.** V. 27, p. 19-27, 1989.
- SZABO, ANNA V. **Conteúdo de enxofre e tióis e parâmetro de crescimento em indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. expostos à poluição aérea, na região do Pólo Industrial de Cubatão, São Paulo.** 87 p. Dissertação de Mestrado.
- TAIZ, LINCOLN; ZEIGER, E. **Physiology Plant.** University of California, Santa Cruz and University Los Angeles. p. 307-310.1991.
- TÂNIA, F. **Trabalho industrial e meio ambiente** in George Martine (org)- **População, Meio Ambiente e Desenvolvimento: verdades e contradições.** Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1993.
- TAVARES, T. M.; CAMPOS, V. P. Ambiente atmosférico. *In: Baía de Todos os Santos - diagnóstico sócio- ambiental e subsídios para a gestão.* Salvador: Germen/UFBA- NIMA. 1997. p. 79-109.
- TAYLOR Jr., G. E. Plant and leaf resistance to gaseous air pollution stress. **The New Phytologist.** V. 80, p. 523-534, 1978.
- THOMAS, M. D.; HENDRIKS, R. H.; BRYNER, L. C.; HILL, G. R. **Plant Physiol.** V. 19, p. 227, 1944.
- THOMAS, M. D.; HENDRINKS, R. H.; HILL, G. R. **Soil Sci.** V. 70, p. 19, 1950.
- TOMÉ, J. B. **Manual para interpretação de análise de solo.** In Tomé, Jr J. B (ed). Guaíba: Agropecuária, p. 247, 1997.
- TRANI, P. E. **Análise química e adubação foliar.** In Trani, P. E (ed). Campinas, CATI, boletim técnico nº p. 32, 1979.
- TRESHOW, M. **Plant stress from air pollution/** Michael Treshow and Franklin K. p.200, 1989.
- VITTI, G. C. **O enxofre na agricultura, situação e perspectivas e sugestões.** Anais do Seminário Fósforo, Cálcio, Magnésio, Enxofre e Micronutrientes – Situação Atual e Perspectiva na Agricultura. Coord./ Marcelo de Carvalho Silva/ assessoria Técnica/Manah S/AS. São Paulo, MANAH S/A, p. 144, 1986.
- VITTI, G. C. **Avaliação e interpretação do enxofre no solo e na planta.** Jaboticabal, FUNEP, p. 37, 1988.

- WEIDENSAUL, T. G.; McDENAHEN, J. R. Soil-air pollutant interactions. *In* LEGGE A. H.; KRUPA, S.V. (ed) **Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem**. John Wiley & Sons. V. 18, pp. 397-414, 1986.
- WEINSTEIN, L. H. LAURENCE, J. A. **Indigenous and Cultivated Plants as Bioindicators**. New York: Boyce Thompson Institute for Plant Research, s.d. 17p.1993.
- WITTIG, R. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. *In* B. Markert (ed.) **Plants as monitors Indicators for heavy metals in the terrestrial environment**. VCH Verlagsgesellschaft GmbH, Weinheim, p. 3-27, 1993.
- WOOKEY, P. A.; INESON, P. Combined use of open-air and indoor fumigation systems to study effects of SO<sub>2</sub> on leaching processes in scots Pine litter. **Environmental Pollution**. V. 74, p. 325-343, 1991.
- ZAFFARI, G. R.; OLIVA, M. A. Alterações fisiológicas em *Phaseolus vulgares* L., cv. Submetido a diferentes doses de dióxido de enxofre. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**. V. 1, n. 1, p. 19-24, 1989.

# **ANEXOS**



**Mapa 1.** Localização das estações experimentais, monitoradas pela CETREL, na região do Pólo Petroquímico de Camaçari/BA.

Fonte: Relatório Anual da CETREL (1995).

**Tabela.7** – Resultados dos parâmetros de folhas maduras nas estações Alagoinhas, Lamarão e Sítio.

<b>Estação</b>	<b>S</b>	<b>Pro</b>	<b>Prot</b>	<b>Clo a</b>	<b>Clo b</b>	<b>Clo</b>	<b>Cloa/clob</b>	<b>Carot</b>
	(%)	(mg.g <sup>-1</sup> )	(mg.g <sup>-1</sup> )	(mg.g <sup>-1</sup> )	(mg.g <sup>-1</sup> )	tot(mg.g <sup>-1</sup> )	(mg.g <sup>-1</sup> )	(mg.g <sup>-1</sup> )
<b>Alagoinhas</b>	0,13 a	178,32 a	79,86 a	0,79 a	0,33 a	1,13 a	0,40 a	2,75 a
	± 0,16	± 11,45	± 3,55	± 0,05	± 0,02	± 0,14	± 0,04	± 0,20
<b>Lamarão</b>	0,20 b	242,31 b	90,83 b	0,69 a	0,19 b	0,89 b	0,58 b	2,00 b
	± 0,17	±16,47	±8,88	± 0,03	± 0,02	± 0,06	± 0,05	± 0,19
<b>Sítio</b>	0,23 c	409,20 c	108,35 c	0,79 a	0,23 b	1,03 ab	0,52 b	2,28 b
	± 0,25	± 26,00	± 9,65	± 0,08	± 0,03	± 0,16	± 0,07	± 0,27

Valores seguidos da mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Dunnett, p≤0,05)

