

POLUIÇÃO DO AMBIENTE POR METAIS PESADOS E UTILIZAÇÃO DE VEGETAIS COMO BIOINDICADORES

Ana Kely Rufino SOUZA*; Claudio Yamamoto MORASSUTI & Warley Batista de DEUS

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul. Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil.

*Autor correspondente: annykely03@hotmail.com

DOI: <http://dx.doi.org/10.18571/acbm.189>

RESUMO

A contaminação por metais pesados em vários ambientes é um evento que ganhou importância ao ser estudado em razão dos riscos gerados em geral, aos seres vivos. E para remediar ou minimizar esses riscos são necessários conhecimentos precisos desses poluentes e seus efeitos nesses ambientes e organismos que podem ser usados como indicadores dessa degradação ambiental. Neste trabalho, propusemos uma revisão da literatura sobre como ocorreu a poluição de metais pesados e os estudos que foram realizados para avaliar as fontes de contaminação em diferentes tipos de ambientes, os fatores que influenciaram a absorção desses elementos tóxicos, seus efeitos sobre as plantas e as consequências devido aos efeitos causados nas plantas.

Palavras chave: Metais pesados; Contaminação; Plantas.

ABSTRACT

The contamination by heavy metals in various environments is an event that gained importance when being studied because of the risks generated in general, to the living things. And in order to remedy or minimize these risks, precise knowledge of these pollutants and their effects on these environments and organisms are needed that can be used as indicators of this environmental degradation. In this work, we propose a review on how the pollution by heavy metal occurred and the studies that were carried out to evaluate the sources of contamination in different types of environments, the factors that influenced the absorption of these toxic elements and their effects on plants plants and consequences due to the effects on plants.

Keywords: Heavy metals; Contamination; Plants.

1 Introdução

Na natureza existem várias fontes que podem liberar no ambiente determinadas concentrações de metais pesados, um exemplo disso é o intemperismo de rochas, porém as atividades antrópicas atualmente vêm aumentando os níveis destes poluentes no solo, águas e atmosfera. Este crescimento foi ignorado até o evento do ano de 1932, quando em Minamata no Japão, uma indústria de fabricação de acetaldeído que expandindo-se, aumentou o despejo de seus efluentes contaminados com mercúrio no mar. O mercúrio se acumulou nos peixes da região e conseqüentemente chegou à população local, onde várias pessoas morreram devido aos efeitos da intoxicação e outras sofreram com as deformações em fetos durante a gravidez (SCLIAR, 2003). Após a tragédia, observou-se um crescente interesse no monitoramento dos metais pesados, nos compartimentos ambientais (solo, água e atmosfera). As contínuas emissões das partículas de metais pesados produzidos pelo homem podem ser absorvidas por vegetais e animais, causando intoxicações em todos os níveis da cadeia alimentar, caracterizando como poluentes ambientais significativos, devido a sua toxicidade, sendo um problema de importância crescente. Em

particular, sua acumulação nos solos, águas subterrâneas e nos organismos podem ter consequências incalculáveis (MARKERT, et al, 1999).

Além de metais de origem geoquímica, (normalmente tendo uma elevada concentração) (JENG, et. al 1992), podem apresentar fontes diversas, presentes em solos, na queima de combustíveis fósseis, mineração e fundição de minérios metálicos, resíduos municipais, fertilizantes, pesticidas, alterações de lodo de esgoto, o uso de pigmentos e baterias (DARBON, et al. 1992).

O termo "metais pesados" é empregado para elementos metálicos com uma densidade superior a 5 g/cm³, capazes de formar sulfuretos (ADRIANO, 1986). As propriedades químicas dos metais pesados, entretanto, são os fatores que mais influenciam em comparação a este parâmetro. As principais propriedades destes elementos, (também denominados "elementos traço"), são os elevados níveis de reatividade e bioacumulação. Isto quer dizer que tais elementos, além de serem capazes de desencadear diversas reações químicas não metabolizáveis (organismos vivos não podem degradá-los), faz com que permaneçam em caráter cumulativo ao longo da cadeia alimentar (DUFFUS, 2002). Na classificação de metais pesados estão o chumbo (Pb), cádmio (Cd), níquel (Ni), cobalto (Co), ferro (Fe), zinco (Zn), crômio (Cr), arsênio (As), prata (Ag) (GONÇALVES, 2002). Dentre estes metais, alguns são micronutrientes necessários para o crescimento de plantas, tais como zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni) e cobalto (Co) (MARSCHNER 1995), enquanto outros não têm qualquer função biológica conhecida, como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg).

Estudos feitos a respeito da tolerância a metais pesados levantaram que alguns microrganismos do solo podem ser aplicados para remoção desses elementos em solos poluídos, além de proporcionar uma compreensão biológica da adaptação de organismos vivos para ambientes extremos. Porém o aumento da produção e liberação de substâncias químicas no ambiente atingiu uma fase em que os organismos e a sociedade já não são capazes de controlar o seu impacto (MARKERT, 2007).

Para o monitoramento de poluentes as respostas biológicas podem ser consideradas mais representativas do que dados fornecidos pelos sensores químicos ou físicos. Além disso, eles permitem estimar os níveis de poluentes e, ainda mais importante: o impacto sobre os receptores biológicos. O monitoramento biológico dentro de um programa de controle de qualidade envolve a utilização sistemática de seres vivos para a obtenção de informações quantitativas sobre as mudanças no ambiente (BARGAGLI, 1998).

Desta forma a melhor maneira para determinar a extensão e a ameaça da contaminação no ambiente é através do monitoramento dos níveis de contaminantes nos próprios espécimes. A composição elementar de tecidos vegetais é de interesse para a ecologia e para a proteção ambiental (MARKERT, 2007).

Plantas baixas ou altas podem atuar como bioindicadores, biomonitores e bioacumuladores (MARKERT, et al, 1999; SKELLY, 2003; CHANDRA e KULSHRESHTHA, 2004). Em geral, as respostas das estruturas vegetativas são examinadas em uma variedade de níveis de escala, desde molecular à população ou à comunidade (KRUPA, et al., 1993; CISLAGHI and NIMIS, 1997; CITTERIO, et al., 2002; MADEJÓNG, et al., 2004; MANNING e GODZIK, 2004; TOMAŠEVIČET, al., 2005). Outro exemplo dentro da classe de plantas, os musgos, também são amplamente utilizados como bioindicadores de poluição por metais na atmosfera, pois permitem, com a mesma amostra, a monitorização simultânea de um grande número de contaminantes (ABOAL, et al., 2012; SUN, et al., 2011). Devido às características morfológicas e fisiológicas, essas plantas podem acumular grandes quantidades de metais, muito maiores do que os encontrados no ar, ao longo de toda a sua superfície (SUN, et al., 2011; ACHOTEGUI-CASTELLS, et al., 2013).

O biomonitoramento é essencial para avaliar a influência da contaminação ambiental (TYLER, 1990; WIERSMA, et al., 1990; SZEFER, et al., 1993; BECKMEN, et al., 2002).

Biomonitores eficazes são aqueles com baixo custo, com facilidade de amostragem e que fornece uma boa correlação com a mudança da qualidade ambiental dos ecossistemas. Vários biomateriais acumuladores de metais, como plantas (AL-SHAYEB, et al., 1994), organismos não-parasitários (líquenes, musgos, algas) (CAMPANELLA, et al., 2001) tecidos e órgãos animais (penas, fígados, rins, ossos) (DAUWE, et al., 2002) têm sido utilizados como biomonitores ambientais.

1.1 Fontes de contaminação por metais pesados

Os metais pesados são inseridos no ambiente através de diversas fontes, tais como: naturais, agrícolas, industriais, de efluentes domésticos, atmosféricas e outras. Sendo a mais importante fonte, de origem natural, caracterizada como material de origem geológica ou afloramentos rochosos. A composição e a concentração de metais pesados dependem do tipo de rocha e condições ambientais, ativando o processo de desgaste. Os materiais vegetais geológicos geralmente têm elevadas concentrações de cromo (Cr), manganês (Mn), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), selênio (Se), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg). Rochas ígneas como olivina, hornblenda e augite contribuem com quantidades consideráveis de manganês (Mn), cobalto, níquel, cobre e zinco para os solos. No entanto, a formação do solo ocorre, principalmente, a partir de rochas sedimentares, mas é apenas uma pequena fonte de metais pesados, uma vez que, em geral, não é persistente.

Vulcões têm sido relatados por emitir níveis elevados de alumínio (Al), zinco, manganês, chumbo, níquel, cobre e mercúrio (Hg), juntamente com os gases tóxicos e nocivos (NIEBOER e RICHARDSON, 1990). Aerossóis marinhos e incêndios florestais também exercem uma influência importante no transporte de alguns metais pesados em muitos ambientes. Assim, metais pesados voláteis, tais como mercúrio e selênio (Se) são parte da matéria carbonácea produzida durante o incêndio. Além disso, a vegetação natural também emite metais pesados nos solos e na atmosfera por lixiviação das folhas e caules, decomposição e volatilização. Também foram detectados muitos metais pesados em áreas costeiras, devido a pulverizações interiores do mar e aerossóis produzidos em atividades oceânicas. (NAGAJYOTI, 2010).

As fontes de metais pesados no solo agrícola, incluem os fertilizantes inorgânicos e orgânicos, a calagem, lodo de esgoto, águas de irrigação e pesticidas. Fertilizantes fosfatados têm níveis variáveis de cádmio, cromo, níquel, chumbo e zinco em função das suas fontes. Embora os níveis de metais pesados no solo agrícola sejam muito pequenos, o constante uso de fertilizantes de fosfato e com as características do solo ao qual será aplicado, durante um longo período de tempo, poderá ter acumulação perigosamente elevada de alguns destes metais (VERKLEJI, 1993). A calagem aumenta os níveis de metais pesados no solo contribuindo mais que fertilizantes à base de nitrato e de compostagem. De acordo com Ross, (1994) o lodo de esgoto, fontes de água de irrigação, tais como poços profundos, rios, lagos ou canais de irrigação também são significantes fontes de contaminação por metais pesados no solo agrícola.

Fontes industriais de metais pesados incluem mineração, refinamento (o transporte de minérios, fundição e acabamento de metal e reciclagem de metais, e outros). A operação de mineração emite diferentes metais pesados, dependendo do tipo de extração. Minas de carvão são fontes de arsênio (As), cádmio, ferro, etc., que enriquecem o solo ao redor da região carbonífera direta ou indiretamente. A utilização de mercúrio na mineração de ouro e a mobilização de montantes significativamente elevados deste metal em antigas minas tornaram-se uma fonte significativa deste poluente para o meio ambiente (LACERDA, 1997). Processamento de alta temperatura de metais, tais como fundição emitem metais em forma de partículas e de vapor. As formas de vapor desses metais pesados, tais como o arsênio (As), cádmio, cobre, chumbo, selênio e zinco se combinam com a água na atmosfera formando aerossóis. Esses podem ser tanto dispersos pelo vento (deposição seca) ou precipitado (deposição húmida) provocando a contaminação de corpos de solo ou de água. Essa contaminação pode ocorrer através de

escoamento da erosão de resíduos de minas, poeiras produzidas durante o transporte de minérios, corrosão e lixiviação de metais pesados no solo e na água subterrânea. A contaminação do solo por metais pesados, tendo como fonte as indústrias, ocorre devido a diferentes tipos de processamento em refinarias. Centrais de fornecimento de energia, como usinas de carvão queimando energia, a combustão de petróleo, centrais nucleares e linhas de alta tensão também contribuem para isso. (VERKLEJI, 1993). Efluentes domésticos são constituídos de águas residuais não tratadas ou parcialmente tratadas, mesmo após passar através dos filtros das instalações de tratamento biológico, podem acabar, muitas vezes, no mar, a partir de áreas residenciais costeiras. As águas residuais constituem, provavelmente, a maior fonte individual de valores elevados de metal em rios e lagos. Bradford (1997) afirma, que o escoamento das águas pluviais urbanas tem sido reconhecido como uma importante fonte de poluentes em águas superficiais.

Metais pesados podem ser transportados entre os ambientes a partir da atmosfera (STEIMES, 1980). O transporte desses metais, devido aos processos naturais e aos provocados pelo homem, ocorre a partir da atmosfera para o solo e vegetação por queda de poeira, precipitação a granel ou processos de adsorção a gás (ANDERSEN, et al., 1978). Outras fontes de enriquecimento do metal atmosférico, são as fontes antropogênicas de alta temperatura, as quais são de especial importância em uma escala global. Erupções vulcânicas que são de fontes exotérmicas, têm também causado uma poluição atmosférica significativa (ESHLEMAN, et al. 1971). Al-Hiyaly et al. (1988) sumariza que outras fontes de metais pesados, são as que incluem a incineração, os aterros e o transporte (automóveis, aeronaves e outros), afirmando que as duas principais fontes antropogênicas que contaminam o solo são cinzas volantes produzidas devido à queima de carvão e a corrosão de resíduos de produtos comerciais, que agregam cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e metais galvanizados para o meio ambiente. A queima de gasolina com chumbo tem sido uma importante fonte de chumbo (Pb) no meio ambiente. Incinerações de resíduos urbanos também colaboram com concentrações significativas de zinco (Zn), chumbo (Pb), alumínio (Al), selênio (Sn), ferro (Fe) e cobre (Cu).

1.2 *Poluição dos ambientes por metais pesados*

1.2.1 *Em Ambientes Terrestres*

Os metais presentes no solo como íons livres, complexos de metais solúveis (sequestrados dos ligantes), íons metálicos, metais permutáveis ligados organicamente, precipitado ou compostos insolúveis, tais como óxidos, carbonatos e hidróxidos, ou podem formar parte da estrutura de minerais de silicato (NAGAJYOTI, 2010).

A toxicidade dos metais no solo depende da sua biodisponibilidade, definida como a sua capacidade de ser transferidos a partir de um compartimento do solo a um organismo vivo (JUSTE, 1988). Berthelin *et al.*, (1995) afirma que, a biodisponibilidade do metal é uma função não apenas da sua concentração total, mas também de fatores físico-químicos (por exemplo, pH, potencial redox e matéria orgânica, conteúdo de argila) e biológicos (por exemplo, biosorção, bioacumulação e solubilização). O aumento das atividades antropogênicas associadas com a industrialização e atividades agrícolas, tais como mineração, metalurgia, queima de combustíveis, a deposição atmosférica, tratamento de resíduos, a aplicação a longo prazo de fertilizantes, irrigação com água residuária, e o crescimento populacional ou urbanização, são os principais fatores que contribuem em poluição em ambientes terrestres (DONG, *et al.*, 2010; KEHRIG & MALM, 2011; SROGI, 2008).

1.2.2 *Em ambientes Aquáticos*

Uma das principais preocupações com os metais é a bioacumulação desses pela flora e fauna aquática, que pela cadeia alimentar acaba também atingindo o homem, ocasionando efeitos subletais e letais, devido a disfunções metabólicas. Diferentes metais em um sistema aquático podem resultar em uma sensível diminuição da toxicidade desses metais quando comparado com a soma de suas toxicidades quando presentes individualmente (PEREIRA, 2004).

Marcovecchio (2004) afirma, que a contaminação aquática, é mais dramática dentro de estuários e zonas costeiras semifechadas, especialmente quando elas estão perto de áreas densamente povoadas ou industriais (SALOMONS & FORSTNER, 1984; LACERDA, 1998). Devido a sua toxidez, os metais cádmio, cromo, mercúrio, níquel, chumbo, arsênico, bário, cobre e zinco se destacam. As indústrias metalúrgicas, de tintas, de cloro e polímeros, utilizam metais de traço, que, quando lançados irregularmente no ambiente, majoritariamente contaminam os cursos de águas e lençóis freáticos. A incineração de lixo urbano produz emissões de gases ricos em metais, principalmente mercúrio, chumbo e cádmio que podem ser solubilizados pela água contaminando no processo, animais aquáticos que fazem parte da cadeia alimentar.

1.2.3 *Em ambientes Atmosféricos*

Partículas do ar urbano são ricas em metais pesados potencialmente tóxicos, como: cromo, ferro, chumbo, entre outros, que podem ser um verdadeiro perigo para a saúde (SIRITO, *et al.*, 2006; SAWIDIS, *et al.*, 2011). Entre eles o transporte é a fonte mais significativa de poluição do ar nas zonas urbanas quando se trata de elementos de traço tóxicos como o chumbo, é dada especial atenção aos poluentes do tráfego (BARGAGLI, 1998). Tráfego rodoviário intenso é também responsável por grandes emissões de poluentes atmosféricos relacionados ao trânsito. No ambiente urbano, metais pesados são liberados sob a forma de partículas de ar de diferentes tamanhos como sólidas e/ou líquidas. Sua origem é a incompleta combustão de combustível fóssil de veículos movidos a diesel ou de processos industriais. Alguns dos oligoelementos emitidos estão associados com partículas sólidas ou ocorrem na fase gasosa, de acordo com os processos de combustão. Dependendo das condições climáticas prevalentes, essas partículas podem percorrer grandes distâncias através do vento, por fim sendo devolvidos na litosfera por precipitação de chuva ou neve (BARGAGLI, 1998).

1.3 *Fatores que influenciam a captação de metais pesados em plantas*

A toxicidade de um metal ou de seu composto num sistema biológico, depende de diferentes fatores: a dose de metal; toxicidade intrínseca; a capacidade vinculativa do metal; a especificidade do sistema biológico para o transporte do metal através de um órgão alvo; biotransformação de um metal em formas derivadas e por vezes mais tóxicos; e a capacidade do organismo vivo para sequestrar ou secretar o metal, etc. A solubilidade de certos metais ou dos seus compostos em água ou em meio lipídico pode influenciar a sua própria acumulação de um sistema biológico e conseqüentemente, o seu efeito tóxico (ZATTA, *et al.*, 1992).

Os metais pesados interferem nos processos fisiológicos, tais como troca gasosa, fixação de CO₂, respiração e absorção de nutrientes. Sua absorção não é linear em resposta às concentrações crescentes, muitos fatores a influenciam, como: temperatura, pH do solo, aeração do solo, fertilização, a concorrência entre as espécies de plantas, o tipo de planta, seu tamanho, o sistema radicular, a disponibilidade dos elementos nos depósitos de solo ou foliares, o tipo de folhas, umidade do solo e de fornecimento de energia da planta para as raízes e folhas (YAMAMOTO & KOZLOWSKI, 1987).

O estudo de organismos como monitores de poluentes, de acordo com Marcovecchio (2004) apresenta uma série de vantagens em relação as análises químicas de compartimentos abióticos, estes organismos somente acumulam formas biologicamente disponíveis, para os poluentes e que estão sempre presentes no ambiente, permitindo assim a monitorização em contínuo dos poluentes. Pois esses organismos integram flutuações da concentração de poluentes através do tempo e da ampliação proporcionada pela bioacumulação, podendo ser vantajoso, quanto à exatidão e detrimento da análise de poluentes vestigiais próximos aos limites da detecção analítica.

1.4 Efeitos dos metais pesados nas plantas

Pesquisas têm sido conduzidas em todo o mundo para determinar os efeitos de metais pesados tóxicos sobre as plantas (REEVES e BAKER, 2000). Como em todos os organismos vivos, as plantas são muitas vezes sensíveis tanto para a deficiência e quanto ao excesso de disponibilidade de alguns íons de metais pesados, íons tais como cádmio, mercúrio, são fortemente tóxicos para as atividades metabólicas. Musgos (briófitas) são utilizados como monitores para determinar a deposição de metais pesados em ecossistemas terrestres. Estes organismos são caracterizados como plantas mais baixas, sem raízes, cordões vasculares e cutículas e ocupam água sobre a totalidade da sua superfície (ZECHMEISTER, *et al.*, 2003; SALO, *et al.*, 2012). Esta maneira de levar a água é facilitada, nos musgos, devido à grande relação de superfície e volume, e da sua capacidade de armazenar grandes quantidades de água em forma capilar entre as folhas e caules.

Os metais pesados são passados para estas plantas da seguinte maneira: acumulando-se sobre a superfície dos musgos por deposição úmida e seca. Devido a sua capacidade de troca catiônica elevada de suas paredes celulares, os musgos podem acumular concentrações elevadas de metais pesados. Desde o final de 1960, 24 musgos têm sido regularmente utilizados para rastrear a deposição de metais em grande escala, em alguns casos a nível internacional (ROHLING & TYLER). Líquenes são outro grupo de plantas com propriedades de acumulação de metais pesados. Há mais de 100 anos eles têm sido usados como indicadores de poluição de SO₂. Devido a filtração de nutrientes pelo ar, chuva e neblina, os líquenes também acabam filtrando estes metais pesados contidos nesses meios (BRUNS, *et al.*, 1995; HERPIN, *et al.*, 1996). O metal pode modificar a permeabilidade da membrana celular e subcelular, a estrutura e função de proteínas e ácidos nucleicos, o metabolismo dos neuromoduladores e hormonas com uma consequente influência sobre os fenômenos homeostáticos (ZATTA, *et al.*, 1992). Existem correlações definidas entre a quantidade de precipitação e as concentrações dos elementos em musgos.

Groet (1976), afirma que a natureza da precipitação também afeta os processos de absorção. As chuvas de leve e longa duração provocam maior absorção de poluentes do que chuvas fortes, mesmo que a quantidade total de chuva seja a mesma. Como a precipitação cai através do dossel das folhas as concentrações dos elementos são bastante afetadas pela captação e conversão de substâncias. Este é um resultado do processo de interceptação pelo qual a precipitação é capturada e armazenada temporariamente nas superfícies das plantas (MARKERT, 1999). O uso da vegetação como amostradores passivos em biomonitoramento carrega a vantagem de alta resolução espacial e temporal devido à excelente disponibilidade de plantas, e baixos custos de amostragem. O acúmulo de um oligoelemento por plantas confirma a sua disponibilidade no solo, mas muitas plantas concentram oligoelementos em suas porções acima do solo (folhas / cascas) em quantidades, muitas vezes, superiores das que estão contidas na solução do solo (BAKER, *et al.*, 2000; MA, *et al.*, 2001). Embora seja difícil determinar a origem dos metais pesados (OLIVA & ESPINOSA, 2007), as árvores podem ser utilizadas como biomonitores eficazes para detectar concentrações baixas de poluentes originários tanto do solo quanto da atmosfera. (SAWIDIS, *et al.*, 2011). Os metais pesados podem ser acumulados cada vez mais, por todos esses processos

antropogênicos ou geogênicos e serem também transferidos para as cadeias alimentares (BEIJIR & JEMELOV, 1986).

1.5 Mecanismos das plantas para lidar com a toxicidade do metal pesado

O estresse ambiental é o fator limitante de maior importância para a produtividade e rendimento de plantas. Muitos dos processos deletérios sofridos pelas plantas em condições adversas são mediados por espécies reativas de oxigênio (ERO) geradas em diferentes compartimentos da célula em vias metabólicas ou em processos fisiológicos normais. Em ambientes contaminados com metais pesados, as raízes das plantas são a zona de contato primário com os poluentes do solo. A fim de sobreviver, elas desenvolvem mecanismos pelos quais, quantidades excessivas de metais pesados podem ser absorvidas e transformadas em formas fisiologicamente toleráveis (COBBETT, 2000; HALL, 2002). Hall (2002), afirma que na presença de quantidades excessivas de metais pesados, os sintomas de toxicidade serão várias respostas a uma série de interações em nível celular/molecular. Sabe-se que a toxicidade pode promover a ligação de metais com grupos sulfídricos de proteínas, conduzindo a inibição da atividade ou ruptura destas estruturas, ou ainda deslocar um elemento essencial, conduzindo ao estado de deficiência.

O excesso de metais pesados pode induzir à formação de radicais livres e de ERO, resultando em estresse oxidativo em plantas, danificando membranas, pigmentos fotossintéticos, proteínas, ácidos nucleicos e lipídios (FOYER, *et al.*, 1994). Fica claro que os radicais livres em ERO são produzidas de forma contínua em qualquer sistema vivo de metabolismo aeróbico. Prontamente, os organismos desenvolvem diversos sistemas antioxidantes de defesa, visando a proteção contra os possíveis danos causados pelas ERO (HALLIWELL, *et al.*, 1993). A formação de ERO, pode se tornar altamente nociva para as células e tecidos devido a sua ação tóxica e mutagênica (RICE-EVANS *et al.*, 1991). Ocorrendo assim um desequilíbrio, caracterizado pelo excesso na produção desses radicais, onde os níveis estão acima da capacidade antioxidante celular, o processo fica caracterizado como estresse oxidativo.

Sabe-se que em qualquer circunstância em que o equilíbrio redox celular é alterado, este pode gerar o estresse oxidativo ou a geração de ERO (ASADA, 1994). Segundo Foyer *et al.*, (1994), a célula apresenta duas estratégias básicas para lidar com a formação de ERO e o estresse oxidativo. A primeira linha de defesa visa a evitar ou aliviar os efeitos do estresse, a qual inclui adaptações anatômicas: movimento e enrolamento das folhas, epiderme refratante, etc.; adaptações fisiológicas e mecanismos moleculares que rearranjam o aparelho fotossintético a fim de promover um balanço de ERO dentro das células, e a segunda estratégia é agir diretamente sobre elas através das defesas antioxidantes formada por componentes enzimáticos, como a superóxido dismutase, a catalase e a ascorbato peroxidase e componentes não enzimáticos como o ácido ascórbico, a glutathione reduzida, os carotenóides e outros grupos tiólicos não proteicos (FOYER, *et al.*, 1994; HALLIWELL, *et al.*, 1989).

2 Conclusão

Neste estudo foram expostas as mais diversas fontes de poluição por metais pesados em sistemas terrestres, aquáticos e atmosféricos. O trabalho teve como propósito mostrar ao leitor uma revisão de literatura sobre os temas: poluição do meio ambiente por metais pesados, sua biomagnificação, como os alguns organismos componentes podem evidenciar metais pesados acumulados e suas consequências no sistema observado. Levando em consideração que a acumulação de metais pesados é um processo complexo e que atinge quase todos os aspectos do crescimento, desenvolvimento e sobrevivência de um organismo. Explanando também, como o biomonitoramento desses metais é realizado com plantas, tais como os musgos (briófitas) e

líquenes, com o intuito de aferir sobre as quantidades crescentes de metais pesados que se acumulam nos ecossistemas. Sendo esse um problema já citado na literatura como “fora de controle”. É possível perceber o grande nível de significância em reforçar e apresentar a comunidade os estudos relacionados ao monitoramento do problema abordado aqui, para que a humanidade e os ecossistemas possam progredir de forma ideal.

3 Referências

- ADRIANO D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer, 1986.
- ABOAL, A.J.R., CARBALLEIRA, A., GIORDANO, S., ADAMO, P., FERNÁNDEZ, J.A., 2012. Moss bag biomonitoring: a methodological review. **Sci. Total Environ.** 432, 143–158.
- ACHOTEGUI-CASTELLS, A., SARDANS, J., RIBAS, À., PENUELAS, J., 2013. Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. **Environ. Monit. Assess.** 185, 615–629.
- AL-HIYALY, S.A.; MCNEILLY, T.; BRADSHAW, A.D. (1988) The effect of zinc concentration from electricity pylons evolution in replicated situation. **New Phytol** 110:571 –580.
- AL-SHAYEB SM, AL-RAJHI MA, Seaward MRD. The date palm (*Phoenix dactylifera* L.) as a biomonitor of lead and other elements in arid environments. **Sci Total Environ** 1994; 168:1–10.
- ANDERSEN, A.; HOVMAND, M.F.; JOHNSEN, I. Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. **Environ Pollut.**, p. 113-132, 1978.
- ANICIC, M., FRONTASYEVA, M.V., TOMASEVIC, M., POPOIC, A. Assessment of atmospheric deposition of heavy metals and other elements in Belgrade using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. **Environ. Monit. Assess.**, v. 129, p. 207–219, 2007.
- ASADA, K. Production and action of active oxygen species in photosynthetic tissue. In: FOYER, C. H.; MULLINEAUX, P. M. **Causes of photooxidative stress and amelioration of defense systems in plants**. Boca Raton: CRC Press, 1994, p.77- 104.
- BAKER, A.J.M., M.C., GRATH, S.P., REEVES, R.D., SMITH, J.A.C. **Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted-soils**. In: Norman Terry, Gary, S. Banuelos (Editors), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, London: Lewis Publishers, p. 85-107, 2000.
- BARGAGLI, R. **Trace Elements in Terrestrial Plants: An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery**. Berlin: Springer, 1998.
- BRUNS, I. SIEBERT, M. BAUMBACH, R. MIRSCH, J. GIONTER, D. MARKERT, B. KRAUSS, G.-J. Fresenius Z. **Anal. Chem.**, v. 353, p. 101, 1995.
- BECKMEN, K.B; DUFFY, L.K, ZHANG, X.M, PITCHER, K.W. Mercury concentrations in the fur of Steller sea lions and northern fur seals from Alaska. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 44, p. 1130 – 1135, 2002.
- BEIJIR, K. JERNELOV, A. General aspects of and specific data on ecological effects of metals. Handbook on the Toxicology of Metals. In: **Handbook on the toxicology of metals**, Ed: L.

Friberg, G.F. Nordberg, V.B. Vouk, Elsevier / North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, p. 253-268, 1979.

BERTHELIN, J.; MUNIER-LAMY, C.; LEYVAL, C. (1995) Effect of microorganisms on mobility of heavy metals in soils. In: Huang PM, Berthelin J, Bollag JM, McGill WB, Page AL (eds) **Metals, other inorganics, and microbial activities**. (Environmental impacts of soil component interactions, vol 2) Lewis, Boca Raton, Fla, pp 3–17.

BRADFORD, W.I. (1997) Urban storm water pollutant loadings a statistical summary through. **JWPCF.**, v. 49, p. 610-613, 1997.

CAMPANELLA C.M.E, CUBADDA F, SUCAPANE C. Trace metals in seagrass, algae and mollusks from an uncontaminated area in the Mediterranean. **Environ Pollut.**, v. 111, p. 117 – 126, 2001.

CHANDRA, P., KULSHRESHTHA, K., 2004. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. **Botanical Review**, v. 70, p. 313-327, 2004.

CISLAGHI, C., NIMIS, P.L., 1997. Lichens, air pollution and lung cancer. **Nature**, v. 387, p. 463-464, 1997.

CITTERIO, S., AINA, R., LABRA, M., GHIANI, A., FUMAGALLI, P., SGORBATI, S., SANTAGOSTINO, A. Soil genotoxicity assessment: a new strategy based on biomolecular tool and plant bioindicators. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 2748-2753, 2002.

COBBETT, C.S. **Phytochelatin biosynthesis and function in heavy metal detoxification**. In: Carrington, J; Leyser O. (Editors), *Current Opinion in Plant Biology*. Parkville : Elsevier, 2000 p. 211-216.

DARBON, N.; LAVAGNE, F.; QUILLON, J.P. (eds) (1992) Les phosphates et le cadmium: le sol, la plante, l'homme. APAO, Paris. DAUWE T, LIEVEN B, ELLEN J, RIANNE P, RONNY B, MARCEL E. Great and blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. **Ecol. Indic.**, v.1, p. 227 –34, 2002.

DONG, X.; LI, C.; LI, J.; WANG, J.; LIU, S.; Ye, B. A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: a linkage between discharge and adsorption. **J Hazard Mater**, v.175 p. 1022-1030, 2010.

DUFFUS, J.H. Heavy metals - A meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

ESHLEMAN, A. SIEGE, S.M. SIEGEL, B.Z. Is mercury from Hawaiian volcanoes a natural source of pollution? **Nature**, v. 223, p. 471–475, 1971.

FOYER, C. H.; LELANDAIS, M.; KUNERT, K. J. Photooxidative stress in plants. **Physiology Plant.**, v. 92, p. 696-717. 1994.

GONÇALVES JUNIOR, A.C.; PESSOA, A.C.S. Fitodisponibilidade de Cádmiio, Chumbo e Crômio, em soja cultivada em argilossolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agrária**, v.3, n.1-2, p.19-23, 2002.

GRANGEON, S., GUÉDRON, S., ASTA, J., SARRET, G., CHARLET, L. Lichen and soil as indicators of an atmospheric mercury contamination in the vicinity of a chloralkali plant (Grenoble, France). **Ecol. Indic.**, v. 13, p. 178–183, 2012.

GROET, S. S. *Oikos*, 27 (1976) 445. HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, p. 1-11, 2002.

HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**. Southampton, v. 53, p. 1-11, 2002.

HALLIWELL, B.; GUTERIDGE, J. M. C. **Free radicals in Biology and Medicine**. 2 ed. Oxford: Clarendon, 1989. 496 p.

HALLIWELL, B.; CHIRICO, S. Lipid peroxidation: its mechanism, measurement and significance. **American Journal of Clinical Nutrition**, v. 57, p. 715-725, 1993.

HERPIN, U. BERLEKAMP, J. MARKERT, B. WOLTERBEEK, B. GRODZINSKA, K. SIEWERS, U. LIETH, H. WECKERT, V. **The distribution of heavy metals in a transect of the three states the Netherlands**, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring, 1996.

JENG, A.S.; BERGSETH, H. Chemical and mineralogical properties of Norwegian alum shale soils, with special emphasis on heavy metal content and availability. **Acta Agric. Scand. B** v. 42, p. 88-93, 1992.

JUSTE, C. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. **Sci Sol.**, v. 26 p. 103–112, 1988.

KEHRIG, H.; MALM. O. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Quim. Nova**, v. 3, p. 377-384, 2011.

KRUMBEIN, W.E. (1983) *Microbial geochemistry*. Blackwell, Oxford. KRUPA, S.V., MANNING, W.J., NOSAL, M., 1993. Use of tobacco cultivars as biological indicators of ambient ozone pollution: an analysis of exposure response relationships. **Environ Pollut.**, v. 81, p. 137-146, 1993.

LACERDA, L.D. (1998) Biogeochemistry of trace metals and diffuse pollution in mangrove ecosystems. **ISME Mangrove Ecosystems Occasional Papers No.2**, International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa (Japan); p.65.

LACERDA, L.D. (1997) Global mercury emissions from gold and silver mining. **Water Air Soil Pollu.**, v. 97, p. 209–221, 1997.

MA, L.Q., KOMAR, K.M., TU, C., ZHANG, W., CAI, Y., KENNELLEY, E.D., 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409, 579. MADEJÓNG, P., MARANÓN, T., MURILLO, J.M., ROBINSON, B. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor in contaminated riparian forests. **Environ Pollut.**, v.132, p. 145-155, 2004.

MANNING, W.J., GODZIK, B. Bioindicator plants for ambient ozone in Central and Eastern Europe. **Environ Pollut.**, v. 130, p. 33-39, 2004.

MARSCHNER, H. **Introduction, Definition, and Classification of Mineral Nutrients**. In: Marschner, H, Mineral nutrition of higher plants. Toronto: Academic Press, 2 ed. 1995 p. 04-05.
MARCOVECCHIO, J.E. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. **Sci. Total Environ.**, v. 323, p. 219–226, 2004.

MARKERT B. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 21, p. 77-82, 2007.
NAGAJYOTI P. C.; LEE K. D.; SREEKANTH T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environ. Chem. Lett.**, v. 8, p. 199–216, 2010.

NIEBOER, E. RICHARDSON D.H.S. The replacement of the nondescript term heavy metals by a biologically and chemistry significant classification of metal ions. **Environ. Pollution, Series B** v.1 p. 3-26, 1980.

OLIVA, S.R., ESPINOSA, A.J.F.,. Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. **Microchem. J.**, v. 86, p. 131-139, 2007.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, p. 20-36, 2004.

REEVES, R.D.; BAKER, A.J.M. **Metal-accumulating plants**. In: Raskin I, Ensley BD (editors) Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. New York: Wiley, 2000, p. 193–229.

RICE-EVANS, C. A.; DIPLOCK, A. T.; SYMONS, M. C. R. **Techniques in free radical research**. In: Burdon, R.H., Van Knippenberg, P.H. (Ed.) Laboratory Techniques in Biochemistry and Molecular Biology. London: Elsevier, 1991, v. 22, p. 1 - 278.

ROSS, S.M. **Toxic metals in soil–plant systems**. In: Ross, S.M. Nova Jersey: Wiley, 1994, p. 469.
ROHLING, A., TYLER, G. An ecological approach to the lead problem. **Botaniska Notiser**, v. 121, p. 321-342, 1968.

SALO, H., BUCKO, M.S., VAAHTOVUO, E., LIMO, J., MÄKINEN, J., PESONEN, L.J. Biomonitoring of air pollution in SW Finland by magnetic and chemical measurements of moss bags and lichens. **J. Geochem. Explor.**, v. 115, p. 69–81, 2012.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in Estuaries and Coastal Environments**. In Salomons, W.; Förstner, U, Metals in the Hydrocycle. Heidelberg (Germany): Springer, 1984, p. 212-213.

SAWIDIS, T.; BREUSTE, J.; MITROVIC, M.; PAVLOVIC, P.; TSIGARIDAS, K. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. **Environ Pollut.**, v. 159, p. 3560-3570, 2011.

SIRITO, V., A., MOREIRA, S., BOSCOLO BRIENZA, S., SILVA MEDEIROS, J., FILHO, M., ZUCCHI, O., NASCIMENTO F., V. Monitoring of the environmental pollution by trace element analysis in tree-rings using synchrotron radiation total reflection X-ray fluorescence. **Spectrochim. Acta**, v. 61, p. 1170-1174, 2006.

SKELLY, J.M. Native plants as bioindicators of air pollutants: contributed papers to a symposium held in conjunction with the 34th air pollution workshop. **Environ Pollut.**, v. 125, p. 1-2, 2003.
SROGI, K. Developments in the determination of trace elements by atomic spectroscopy techniques. **Anal Lett.**, v. 41, p. 677-724, 2008.

STEIMES E. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway studied by the analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectroscopy. **J. Radio-anal Chem.**, v. 58, p. 387-391, 1980.

SUN, S.Q., WANG, G.X., HE, M., CAO, T. Effects of Pb and Ni stress on oxidative stress parameters in three moss species. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 74, p. 1630-1635, 2011.
SZEFER, P.; CZARNOWSKI, W.; PEMPKOWIAK, J.; HOLM, E. Mercury and major essential elements in seals, penguins, and other representative fauna of the Antarctica. **Arch Environ Contam Toxicol.**, v.25(4), p. 422-7, 1993.

TOMAS`EVIC`, M., VUKMIROVIC`, Z., RAJS`IC`, S., TASIC`, M., STEVANOVIC`, B. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. **Chemosphere**, v. 61, p. 753-760, 2005.

TYLER, G. Bryophytes and heavy metals: a literature review. **Bot. J. Linn. Soc.**, v. 104, p. 231-53, 1990.

VERKLEJI, J.A. **The effects of heavy metals stress on higher plants and their use as bio monitors.** In: Markert B (ed) *Plant as bioindicators: indicators of heavy metals in the terrestrial environment.* New York: VCH, p. 415-424.

WONG, J.W.C. Heavy metal contents in vegetables and market garden soils in Hung Kong. **Environ. Technol.**, v. 17, p. 407-414, 1996.

WIERSMA G.B, BOELCKE C, WHITWORTH C, Mc ANULTY L. Elemental composition of mosses from a remote Nothofagus forest site in southern Chile. **Chemosphere**, v. 20, p. 569-83, 1990.

YAMAMOTO, F.; KOZLOWSKI, T.T. Effect of flooding, tilting of stem, and ethrel application on growth, stem anatomy, and ethylene production of *Acer platanoides* seedlings. **Scand. J. For. Res.**, v. 2, p. 141-156, 1987.

YINA X.; XIAA L.; SUNA L.; LUOA H.; WANG Y. Animal excrement: A potential biomonitor of heavy metal contamination in the marine environment. **Sci. Total Environ.**, v. 399, p. 179-185, 2008.

ZATTA, P.; GOBBO, S.; ROCCO, P.; PERAZZOLO, M.; FAVARATO, M. Evaluation of heavy metal pollution in the Venetian lagoon by using *Mytilus galloprovincialis* as biological indicator. **The Science of the Total Environment**, v. 119, p. 29-41, 1992.

ZECHMEISTER, H.G., HOHENWALLNER, D., RISS, A., HANUS-ILLNAR, A. Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. According to sampling time, within site variability and increase in biomass. **Sci. Total Environ.**, v. 301, p. 55-65, 2003.