

## FITORREMEDIAÇÃO DE POLUENTES XENOBIÓTICOS

FREDERIC MENDES HUGHES, MAIARA DE SOUZA NUNES,  
AGUINALDO GAMA JÚNIOR & MARIA GABRIELA BELLO KOBLITZ\*

Programas de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais e em Biotecnologia  
Universidade Estadual de Feira de Santana, Departamento de Ciências Biológicas

\*Professora Adjunta, Universidade Estadual de Feira de Santana, Departamento de Tecnologia – Labotec II,  
Km 03, BR 116 Norte, Campus Universitário, 44031-460 (mkoblitz@gmail.com)

**(Fitorremediação de poluentes xenobióticos)** – Xenobióticos são substâncias químicas estranhas a um organismo ou sistema biológico. A presença de xenobióticos no solo afeta negativamente os ecossistemas havendo necessidade de técnicas para limpeza destas áreas. A fitorremediação é uma técnica que utiliza espécies de plantas e seus microrganismos associados para a degradação, contenção ou seqüestro de poluentes em lugares contaminados e tem adquirido popularidade devido ao seu baixo custo, à possibilidade de aplicação *in situ* e ao pequeno distúrbio causado na área. Os HPAs são os contaminantes orgânicos hidrofóbicos mais ubíquos na Terra. Embora ocorram naturalmente, os processos antropogênicos são considerados como sua maior fonte de origem no ambiente. Várias plantas, especialmente leguminosas, têm sido identificadas pelo seu potencial de facilitar, por diferentes mecanismos, a fitorremediação de sítios contaminados. As plantas normalmente metabolizam poluentes xenobióticos por uma seqüência de três passos: ativação/conversão de componentes xenobióticos lipofílicos, conjugação de xenobióticos metabolizados e compartimentalização do conjugado formado. Algumas espécies já foram identificadas como capazes de se desenvolverem em áreas impactadas e outras já foram aplicadas com sucesso no estudo e recuperação dessas áreas, no entanto, ainda há uma grande carência de informações sobre o assunto, especialmente no que diz respeito às espécies nativas do Brasil.

**Palavras-chave:** Fitorremediação, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), Leguminosae.

**(Phytoremediation of xenobiotic pollutants)** – The xenobiotics are chemical substances not found in a biological system or organism. The presence of these substances in the soil negatively affects the ecosystems and there is a need for clean up techniques of these areas. The phytoremediation is a methodology that applies some plant species and the microorganisms associated to them in order to degrade, contain or quelate pollutants in contaminated places, and it is becoming very popular due to its low costs, to its possibility of *in situ* application, and to the little disturbance that it causes in the area. PAHs are the most ubiquitous hydrophobic organic contaminants on the Earth. Although they occur naturally, anthropogenic processes are considered to be their main source in the environment. Several plants, especially Leguminosae, have been identified by their potential to facilitate, by different mechanisms, the phytoremediation of degraded areas. Plants generally metabolize xenobiotic pollutants by a sequence of three steps: activation/conversion of lipophylic xenobiotic components, conjugation of the metabolized xenobiotics, and compartmentalization of the formed conjugate. Some species have already been identified as able to develop in degraded areas and others have been applied successfully to the study and recovery of these areas, although there is still a great lack of information on the subject, particularly about Brazil's native species.

**Key words:** Phytoremediation, polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs), Leguminosae.

### INTRODUÇÃO

A maioria dos poluentes encontrados na natureza é denominada de xenobióticos que, por definição, são substâncias químicas estranhas a um organismo ou sistema biológico. Os xenobióticos representam uma sobrecarga para o ambiente e uma ameaça ao funcionamento sistêmico dos processos biológicos. Estes compostos são liberados no ambiente por derramamentos (petróleo, combustíveis, solventes), atividades militares (explosivos, armas químicas), agricultura (defensivos agrícolas), atividade industrial (substâncias químicas e petroquímicas), tratamento de madeira (cupinícidas, fungicidas), dentre outros (CUNNINGHAM *et al.*, 1996; PILON-SMITS, 2005). A rápida industrialização, associada ao aumento da urbanização e à modernização das práticas agrícolas (com maior utilização de agrotóxicos, e que contribui para a compactação do solo e expansão das áreas e práticas agrícolas sobre os remanescentes florestais de uso das terras), tem realçado os níveis de contaminantes no ambiente, com um

conseqüente aumento do impacto humano no planeta (TRAPP & KARLSON, 2001).

O petróleo vem sendo utilizado desde 5.000 a.C. pelas antigas civilizações do Egito, Fenícia, Mesopotâmia, Pérsia, China e nas Américas, por Incas e Astecas (NEIVA, 1986). O desenvolvimento da sociedade moderna está fundamentado no uso intensivo do petróleo e seus derivados. O aumento desta demanda implica no crescente risco de acidentes que contaminam grandes áreas do planeta, liberando poluentes que podem ser tóxicos e carcinogênicos (HUTCHINSON *et al.*, 2001; PILON-SMITS, 2005). A presença de hidrocarbonetos de petróleo no solo afeta negativamente os ecossistemas havendo necessidade de técnicas para limpeza destas áreas.

A fitorremediação é uma técnica que utiliza espécies de plantas e seus microrganismos associados para a degradação, contenção ou seqüestro de poluentes em lugares contaminados. Muitas espécies de plantas, principalmente leguminosas e gramíneas, atendem a este potencial remediador dos poluentes no meio ambiente,

constituindo uma das principais formas nos processos de descontaminação de áreas afetadas por xenobióticos. A fitorremediação é considerada por muitos pesquisadores como o melhor método para descontaminar grandes áreas com poluentes xenobióticos. O uso das plantas para remediar áreas contaminadas com compostos orgânicos tem ganho popularidade devido ao seu baixo custo, à possibilidade de aplicação *in situ* e ao pequeno distúrbio na área, quando comparado às técnicas de biorremediação (CUNNINGHAM *et al.*, 1996), técnica que emprega microrganismos no tratamento de rejeitos potencialmente tóxicos, incluindo hidrocarbonetos de petróleo (DA CUNHA, 1996). Os principais entraves à ampla implementação desta tecnologia são: a existência de limitações climáticas e geológicas e o fato de que poucas plantas são capazes de crescer em solo contaminado com hidrocarbonetos e serem identificadas como fitorremediadoras, pois extremos de poluição ambiental podem interferir na formação vegetal (TRAPP & KARLSON, 2001).

A limpeza do ambiente, com a remoção de contaminantes que interferem na ciclagem de nutrientes e na dinâmica da área afetada, é um problema crucial e apresenta a necessidade de pesquisas multifacetadas que visem atingir soluções apropriadas. Os elevados custos associados aos métodos químicos e físicos têm levado, recentemente, a uma maior atenção ao processo de fitorremediação para detoxificação de poluentes xenobióticos. A forma de produção que alimenta a matriz energética mundial deve aprimorar seus modos de apropriação, bem como utilização de fontes renováveis de energia, como forma mitigadora das catástrofes ambientais.

#### PRINCIPAIS COMPOSTOS XENOBIÓTICOS

Os poluentes xenobióticos mais comumente remediados/metabolizados por plantas são: tricloroetileno-etano-tetraclorado (TCE), 2,4-diclorofenol, policlorinato bifenóis (PCBs); pesticidas, como dibrometo-etileno (EDB), hexahidro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina (RDX) e pentaeritritoltetranitrato (PETN); detergentes e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (MACEK *et al.*, 2000; NEWMAN & REYNOLDS, 2004).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) constituem uma família de compostos caracterizada por possuir dois ou mais anéis aromáticos condensados (JONER *et al.*, 2001). Estas substâncias e seus derivados nitrados e oxigenados têm ampla distribuição e são encontrados como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais. A contaminação de solos por HPAs constitui um grande risco de saúde pública e ambiental devido ao seu alto poder de toxicidade, mutagenicidade e carcinogenicidade (STRICKLAND *et al.*, 1996). A composição e a complexidade das misturas de HPAs dependem das fontes emissoras, contendo uma grande variedade de HPAs em diferentes níveis de concentração. Devido à possibilidade da fusão de um número variável de anéis e das várias posições em que estes anéis podem se ligar entre si, atualmente existem mais de 100 HPAs reconhecidos pela

*International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC). Apesar disso, 16 HPAs são muito mais estudados em função de sua importância industrial, ambiental e toxicológica (Fig. 1). São eles: acenaftaleno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)pireno, fluoreno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, naftaleno e pireno (POTIN, 2004).

Os HPAs são provavelmente os contaminantes orgânicos hidrofóbicos mais ubíquos na terra. Embora possam ocorrer naturalmente no ambiente (SUESS, 1976) pela síntese endógena de microrganismos, de fitoplâncton, de algas, de fungos e de plantas, por processos de fossilização e em virtude de atividade vulcânica, atualmente os processos antropogênicos podem ser considerados como a maior fonte geradora de HPAs no ambiente. Alguns desses processos são: combustão incompleta de material orgânico, queima de óleo, fabricação de corantes e de fibras sintéticas, preservantes de madeira, extração e gaseificação do carvão mineral e diversos processos relacionados à exploração de petróleo como transporte, refino, transformação e utilização de seus derivados (HOWARD & FAZIO, 1980; VAESSEN *et al.*, 1988; ATSDR, 1999; MASTRAL & CALLEN, 2000; ZAKARIA *et al.*, 2002; BANFORTH & SINGLETON, 2005).

BORNEFF *et al.* (1968) demonstraram que HPAs podem ser formados pelo metabolismo de plantas e liberados posteriormente no ambiente durante a queima ou decomposição da matéria orgânica. HPAs também podem ser formados no solo durante condições de deficiência de oxigênio a partir de material orgânico de plantas e precursores de húmus (THIELE & BRÜMMER, 2002).

Notavelmente, a absorção/imobilização de HPAs pode ser feita por um dos componentes orgânicos mais abundantes na terra, a celulose, que é sintetizado principalmente por plantas e composto meramente de carbono, oxigênio e hidrogênio (TAIZ & ZEIGER, 1998; KURITA, 2001). Apesar disso, poucos estudos estão disponíveis sobre a absorção de HPAs pela celulose e um número muito limitado de HPAs (naftaleno, fenantreno e pireno) foi avaliado (SALLOUM *et al.*, 2002; WANG *et al.*, 2007; JONKER, 2008).

#### A FITORREMEDIAÇÃO DE POLUENTES XENOBIÓTICOS

Em essência, o emprego da fitorremediação é uma iniciativa humana para aumentar a atenuação natural de locais contaminados. O processo de fitorremediação utiliza plantas para remediar os poluentes e não deve ser confundido com a biorremediação que se utiliza de microrganismos com o mesmo propósito. A fitorremediação depende de uma relação sinérgica natural entre plantas, microrganismos e ambiente, e isto não requer uma técnica de engenharia ou escavação intensiva (FRICK *et al.*, 1999). A fitorremediação com o propósito de remoção de poluentes xenobióticos pode ser um método alternativo/suplementar, já que as plantas têm a vantagem de crescer independentemente usando a luz solar, água e íons

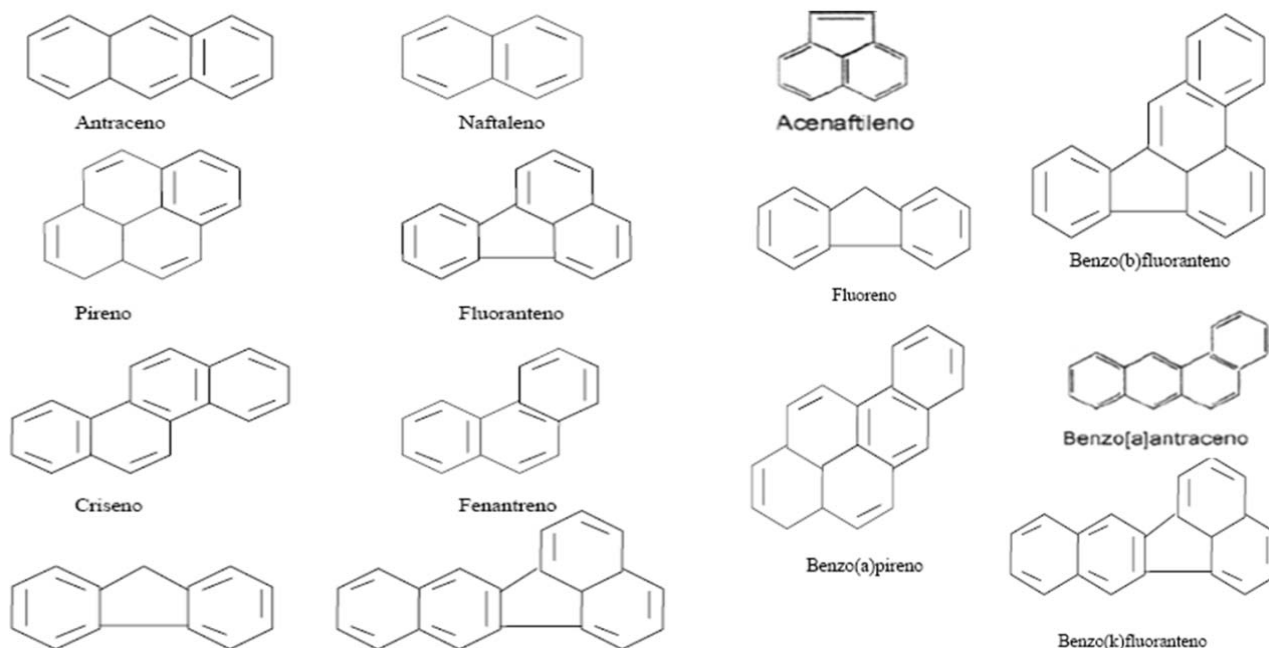


Fig. 1. Estrutura molecular de alguns dos principais hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs).

inorgânicos, serem cultivadas por germinação de sementes ou por propagação vegetativa e passíveis de melhoramento genético (CUNNINGHAM *et al.*, 1996; MACEK *et al.*, 2000; MEAGHER, 2000; EAPEN & D'SOUZA, 2005). Segundo MACEK *et al.* (2000), alguns metabólitos oriundos dos poluentes orgânicos podem ser mais tóxicos que os compostos originais, casos em que as plantas podem se tornar menos atrativas no processo de descontaminação de áreas afetadas por xenobióticos, uma vez que o resultado da intervenção será mais poluente que o contaminante inicial. Isso pode ocorrer quando os compostos não são totalmente mineralizados.

#### Utilização de plantas no processo de fitorremediação

Plantas apresentam maquinários enzimáticos versáteis para detoxificar os contaminantes (SANDERMANN, 1994; SCHAFFNER *et al.*, 2002) e algumas delas têm habilidades inerentes para fitodegradar certos poluentes xenobióticos (NEWMAN & REYNOLDS, 2004). No entanto, as plantas geralmente necessitam de caminhos metabólicos mais complexos para degradação/mineralização de xenobióticos quando comparados com microrganismos, principalmente bactérias, que utilizam xenobióticos como fonte de carbono e energia. Algumas espécies vegetais possuem propriedades que favorecem a fitorremediação: rápido crescimento, rápida produção de biomassa, alta competitividade, tolerância à poluição, alta capacidade de absorção de nutrientes, alta taxa de translocação e grande acúmulo de substâncias de reserva (CUNNINGHAM *et al.*, 1996; PIVETZ, 2001; SINGH & JAIN, 2003). Várias plantas foram identificadas por seu potencial de facilitar a fitorremediação de sítios contaminados com hidrocarbonetos de petróleo. Os diferentes processos envolvidos na fitorremediação envolvem as características morfofisiológicas das espécies e diferem de espécie para espécie. Muitas tentativas têm

sido feitas para determinar alguns atributos funcionais destas plantas (GUDIN & SYRATT, 1975; FRICK *et al.*, 1999; JONKER, 2008). Uma lista de espécies utilizadas na descontaminação de compostos orgânicos foi produzida por NEWMAN & REYNOLDS (2004), entretanto, pouco se conhece sobre espécies da flora brasileira capazes de fitorremediar solos contaminados com compostos orgânicos. Na maioria dos estudos, gramíneas e leguminosas têm sido as únicas a atender esse potencial (APRILL & SIMS, 1990; GUNTHER; DORNBERGER; FRITSCH, 1996; REILLEY; BANKS; SCHWAB, 1996a). As espécies de leguminosas associam-se simbioticamente com bactérias presentes no solo, que favorecem a fixação de nitrogênio pelas plantas e complementa a degradação de substâncias poluentes, o que seria uma vantagem em relação a outras espécies vegetais (GUDIN & SYRATT, 1975; MACEK *et al.*, 2000).

A família Leguminosae apresenta cerca de 900 gêneros e 19.000 espécies distribuídas em todo o mundo e é dividida em três subfamílias: Caesalpinioideae, Mimosoideae e Papilinoideae. As espécies de leguminosas constituem fonte de proteína vegetal na alimentação humana e animal, são comercialmente usadas na produção de madeira, carvão, são fonte de resinas usadas em vernizes, tintas e gomas, fonte de tanino para a indústria de couro e para uso medicinal, óleos, medicamentos e têm potencial ornamental e para produção melífera. O uso de leguminosas na fitorremediação tem sido bastante relatado, sendo vantajoso devido à interação simbiótica de suas raízes com microrganismos do solo, em especial as bactérias (MACEK *et al.*, 2000). A Tabela 1 lista algumas espécies vegetais utilizadas na fitorremediação de poluentes xenobióticos (hidrocarbonetos e pesticidas).

A presença de hidrocarbonetos do petróleo no solo constitui um fator negativo ao crescimento e desenvolvimento das plantas, resultando em menor

Tabela 1. Espécies com potencial fitorremediador e seus poluentes xenobióticos metabolizados.

Espécies	Xenobióticos		Referência	
	Hydrocarbonetos	Herbicidas	Autor	Ano
<i>Avena strigosa</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Buchloe dactyloides</i>	Naftaleno		QIU <i>et al.</i>	1997
	Fluoreno		QIU <i>et al.</i>	1997
	Fenantreno		QIU <i>et al.</i>	1997
			SCHWAB <i>et al.</i>	1995
<i>Carex stricta</i>	HPAs		EULISS <i>et al.</i>	2008
<i>Cynodon dactylon</i>	HPAs		PENA-CASTRO <i>et al.</i>	2006
	Fenantreno		SCHWAB <i>et al.</i>	1995
<i>Crotalaria spectabilis</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Crotalaria juncea</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Canavalia ensiformis</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
		Tebutiorum	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Festuca arundinacea</i>	HPAs		REILLEY <i>et al.</i>	1996
<i>Glycine max</i>	Antraceno		EDWARDS <i>et al.</i>	1982
<i>Lolium perenne</i>	HPAs		REZEK <i>et al.</i>	2008
	HPAs		PRUTZ	2006
	HPAs		SMITH <i>et al.</i>	2006
	HPAs		SVERDRUP <i>et al.</i>	2003
<i>Lolium arundinaceum</i>	Fenantrenos-antracenos		WHITE <i>et al.</i>	2006
	Dibenzotiofenos		WHITE <i>et al.</i>	2006
<i>Lolium multiflorum</i>	Fenantrenos-antracenos		WHITE <i>et al.</i>	2006
	Dibenzotiofenos		WHITE <i>et al.</i>	2006
<i>Lotus corniculatus</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975
<i>Medicago sativa</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
	Pireno		FAN <i>et al.</i>	2007
	HPAs		REILLEY <i>et al.</i>	1996
	Fenantreno		SCHWAB <i>et al.</i>	1995
	Óleo		WILTSE <i>et al.</i>	1998
<i>Medicago lupulina</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975
<i>Melilotus altissimus</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975
<i>Mucuna aterrima</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Mucuna cinereum</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Mucuna deeringiana</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Panicum coloratum</i>	Naftaleno		QIU <i>et al.</i>	1997
	Fluoreno		QIU <i>et al.</i>	1997
	Fenantreno		QIU <i>et al.</i>	1997
<i>Panicum virgatum</i>	HPAs		REILLEY <i>et al.</i>	1996
	HPAs		EULISS <i>et al.</i>	2008
<i>Populus spp.</i>	HPAs		EULISS <i>et al.</i>	2008
<i>Psoralea bituminosa</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975
<i>Robinia pseudacacea</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975
<i>Sagittaria latifolia</i>	HPAs		EULISS <i>et al.</i>	2008
<i>Salix exigua</i>	HPAs		EULISS <i>et al.</i>	2008
	HPT		EULISS <i>et al.</i>	2008
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Óleo diesel		SILVA	2006
<i>Sinapsis alba</i>	HPAs		SVERDRUP <i>et al.</i>	2003
<i>Sorghum vulgare</i>	HPAs		REILLEY <i>et al.</i>	1996
<i>Stylosanthes guianensis</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Stylobium aeterrinum</i>		Trifloxy sulfuron-sódico	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
		Tebutiorum	PROCÓPIO <i>et al.</i>	2005a, b
<i>Trifolium pratense</i>	HPAs		SVERDRUP <i>et al.</i>	2003
<i>Trifolium repens</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975

Espécies	Xenobióticos		Referência	
	Hidrocarbonetos	Herbicidas	Autor	Ano
<i>Tripsacum dactyloides</i>	HPAs		EULISS <i>et al.</i>	2008
<i>Vicia faba</i>	Óleo		MALALLAH <i>et al.</i>	1996
<i>Vicia tetrasperma</i>	Óleo		GUDIN & SYRATT	1975
<i>Vigna unguiculata</i>	Óleo		A CHUBA	2006
<i>Zoysia japonica</i>	Naftaleno		QIU <i>et al.</i>	1997
	Fluoreno		QIU <i>et al.</i>	1997
	Fenantreno		QIU <i>et al.</i>	1997

crescimento e redução de biomassa (SALANITRO *et al.*, 1997; MERKL *et al.*, 2005). A inibição no crescimento das plantas pode ser causada pela absorção de pequenas moléculas tóxicas do petróleo que alteram a integridade e a permeabilidade das membranas, provavelmente devido a um aumento na atividade da desidrogenase alcoólica, que atua sobre o acetaldeído, produzindo etanol (PENA-CASTRO *et al.*, 2006), o qual pode gerar a morte celular (ALKIO *et al.*, 2005) e/ou estresse hídrico (TAIZ & ZEIGER, 1998).

Mecanismos envolvidos na fitorremediação

Segundo CUNNINGHAM *et al.* (1996) e PILON-SMITS (2005), os mecanismos envolvidos na fitorremediação são:

- 1) Fitodegradação, também conhecido como fitotransformação. Os contaminantes são absorvidos pelas plantas, que através de seus processos metabólicos quebram as moléculas do contaminante em produtos menos tóxicos que são incorporados nos ciclos bioquímicos;
- 2) Fitoextração, também conhecido como fitoacumulação, onde os contaminantes são absorvidos pelas plantas e estocados no caule e folhas;
- 3) Fitoestabilização, quando os contaminantes são estabilizados no solo por meio de substâncias liberadas pelas plantas de tal modo que os contaminantes perdem a capacidade de se mover no solo, sendo absorvidos ou adsorvidos.
- 4) Rizodegradação, quando as raízes promovem o aumento da atividade dos microrganismos na rizosfera e estes degradam os contaminantes em compostos simples (carbono e oxigênio) a partir de reações enzimáticas;
- 5) Fitovolatilização, quando os contaminantes são liberados na atmosfera após absorção pelas raízes, sem sofrer alterações químicas (EDWARDS, 1983; SIMONICH & HITES, 1994a, b), promovendo a descontaminação do solo.

Os diferentes caminhos que os xenobióticos percorrem no processo de fitorremediação envolvem absorção, translocação, transformação, compartimentalização e, em alguns casos, mineralização (SCHNOOR *et al.*, 1995). Os poluentes orgânicos podem ser degradados através de enzimas presentes nas células vegetais (peroxidase, monooxidase, peroxidase, glutatona S-transferase) que catabolizam estes compostos até compostos inorgânicos (dióxido de carbono, água) ou quebram e/ou modificam o composto em intermediários estáveis que podem ser estocados na célula vegetal (corpos residuais) (MCCUTCHEON & SCHNOOR, 2003). Plantas e microrganismos estão envolvidos, direta e indiretamente,

na degradação de produtos derivados do petróleo em álcoois, ácidos, dióxido de carbono e água, que são menos tóxicos e menos persistentes no ambiente (EWEIS *et al.*, 1998). As raízes das plantas secretam metabólitos que estimulam o crescimento de microrganismos na rizosfera, os quais também alteram, degradam e mineralizam os compostos orgânicos (FLETCHER *et al.*, 1995; MACKOVA *et al.*, 1999). O efeito rizosférico (*rhizosphere effect*) sugere que a interação entre plantas e microrganismos é o primeiro mecanismo responsável pela degradação petroquímica (FRICK *et al.*, 1999). Solos contaminados com hidrocarbonetos estimulam a atuação de enzimas das raízes, que são capazes de catalisar a transformação de contaminantes orgânicos no solo. As raízes das plantas mantêm contato com os xenobióticos para realizar uma absorção eficiente. Muitos xenobióticos são lipofílicos e conseguem ser absorvidos e acumulados nas células das plantas. A assimilação destes xenobióticos é um pré-requisito para o íntimo contato entre o poluente e enzimas localizadas no citosol das células das plantas. Uma vez que o xenobiótico esteja dentro do tecido celular, os contaminantes podem ser transformados por uma variedade de reações bioquímicas (SCHRODER & COLLINS, 2002).

O movimento dos compostos orgânicos do solo até a parte aérea da planta ocorre através de simples difusão. Para que haja a translocação do poluente da raiz até a parte aérea, o poluente atravessa passivamente a barreira das estrias de Caspary da endoderme e se move até as folhas onde pode ser compartimentalizado em certos tecidos (PILON-SMITS, 2005).

As plantas normalmente metabolizam poluentes xenobióticos por uma seqüência de três passos (SANDERMANN, 1992, 1994; COLEMAN *et al.*, 1997) (Fig. 2):

Fase I envolve a ativação/conversão (oxidação, redução e hidrólise) de componentes xenobióticos lipofílicos (KOMIVES & GULLNER, 2005);

Fase II envolve a conjugação de xenobióticos metabolizados da Fase I para uma molécula hidrofílica endógena semelhante a açúcares, aminoácidos ou glutatona (COLEMAN *et al.*, 1997; DIETZ & SCHNOOR, 2001);

Fase III envolve a compartimentalização dos xenobióticos conjugados em vacúolos ou sua adesão à célula, na forma de componentes como lignina, hemicelulose etc. (COLEMAN *et al.*, 1997; DIETZ & SCHNOOR, 2001).

Durante a Fase I, moléculas xenobióticas sofrem oxidação ou hidrólise, enquanto certas moléculas nitroaromáticas sofrem processo de redução (HANNINK *et al.*, 2003). Os metabólitos resultantes da introdução de

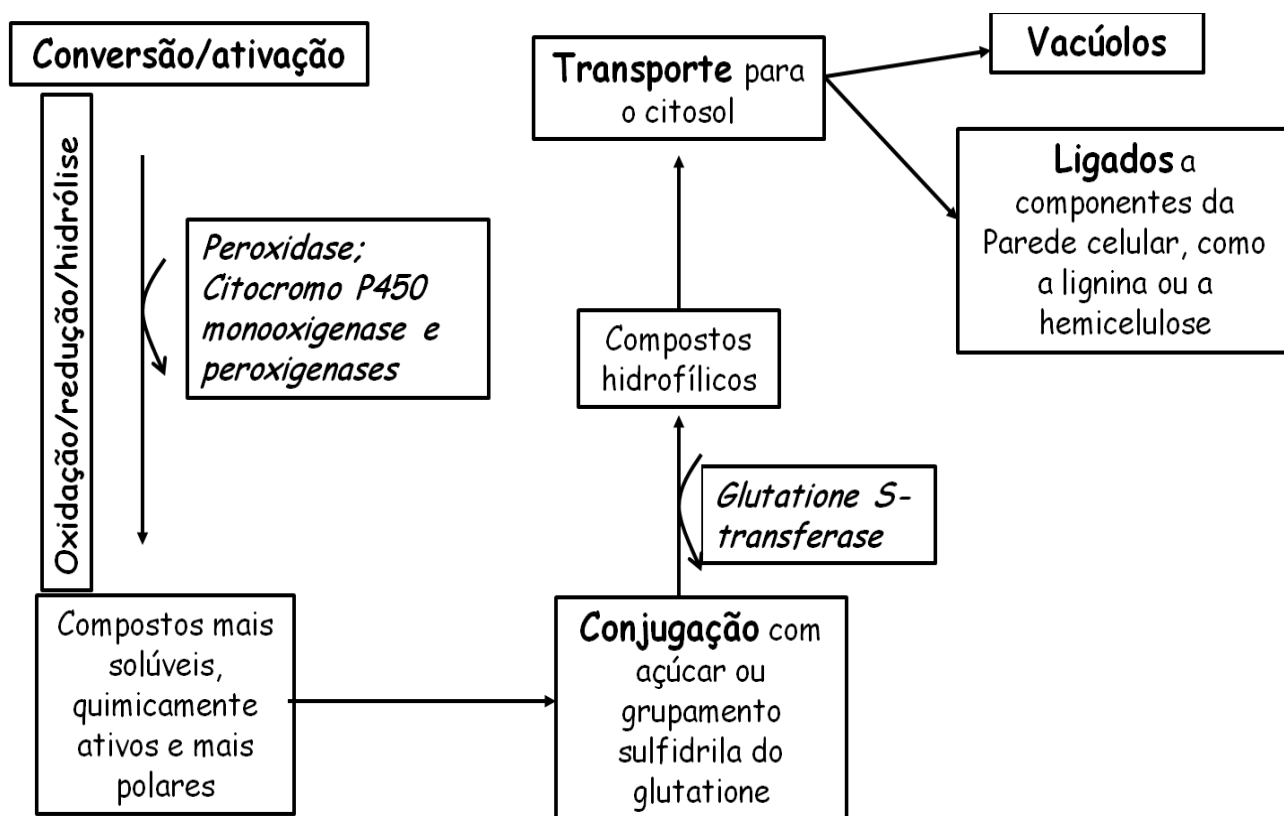


Fig. 2. Esquema do processo de degradação de xenobióticos (desintoxicação) pelo metabolismo da célula vegetal (adaptado de PILON-SMITS, 2005).

grupos funcionais nas moléculas dos poluentes são componentes mais polares e quimicamente ativos por sua solubilização em água (KOMIVES & GULLNER, 2005). Na Fase I as reações são particularmente importantes na fitorremediação de substâncias hidrofóbicas, poluentes orgânicos quimicamente estáveis como, por exemplo, os HPAs, a policloramida alifática e outros hidrocarbonetos aromáticos não policíclicos. A Fase I é a fase de bioativação durante a qual são criados nos xenobióticos, por adição ou exposição, grupos funcionais (hidroxil ou carboxil), que preparam o contaminante para as reações da Fase II. Diferentes grupos de enzimas são conhecidos como importantes iniciadores no metabolismo oxidativo ou hidrolítico de poluentes xenobióticos. Em plantas, o metabolismo oxidativo da Fase I é mediado principalmente pela citocromo P450 monooxigenase (SANDERMANN, 1994).

Citocromo P450 é uma enzima de crucial importância no processo oxidativo para bioativar poluentes recalcitrantes hidrofóbicos em componentes eletrofílicos quimicamente ativos, que subsequenteformam conjugados durante a Fase II. Em plantas, o citocromo P450 é formado por uma grande família de proteínas e estas representam um importante papel na tolerância aos xenobióticos (MORANT *et al.*, 2003). As peroxidases são outro grupo importante de enzimas que ajudam na conversão de alguns dos xenobióticos (STIBOROVA & ANZENBACHER, 1991).

Os produtos finais da Fase II devem ser menos tóxicos que as moléculas originais derivadas da Fase I (HATZIO & BURGOS, 2004). As enzimas glutathione S-transferase (EDWARDS *et al.*, 2000; PFLUGMACHER *et al.*, 2000),

glucosil transferase e N-malonil transferase são associadas com a Fase II (SANDERMANN, 1992, 1994). A glutathione S-transferase catalisa o ataque nucleofílico de átomos de enxofre da glutathione ao grupo eletrofílico de uma variedade de substratos xenofóbicos hidrofílicos (EDWARDS *et al.*, 2000; PFLUGMACHER *et al.*, 2000). Os conjugados de metabólitos da Fase I com glutathione são depositados no citosol, o que pode resultar em toxidez para a célula (EDWARDS *et al.*, 2000; PFLUGMACHER *et al.*, 2000).

Durante a Fase III, os xenobióticos são removidos dos sítios vulneráveis no citosol e transportados para vacúolos ou apoplastos, no nível da membrana dos tonoplastos, onde eles não interferem no metabolismo celular. A compartimentalização vacuolar é o principal passo para a detoxificação de conjugados xenobióticos de plantas (COLEMAN *et al.*, 1997, 2002). O transporte vacuolar mediado por ATP envolve principalmente enzimas e os conjugados podem avançar progressivamente ocupando os espaços na matriz vacuolar (MARTINOIS *et al.*, 1993).

A biotransformação dos HPAs envolve uma série de enzimas que catalisam reações de oxidação, redução e hidrólise (oxigenases de função mista, citocromo P450, NADPH, citocromo C-redutase) e de enzimas que catalisam reações de conjugação (sulfotransferase, epóxido hidrolase, glutathione S-transferase e UDP-glicotransferase). Estas enzimas estão distribuídas em todos os tecidos orgânicos (MUTTI & BERGAMASCHI, 1996).

De um modo geral, os poluentes podem ser conjugados e alocados para os locais que causam menos danos - vacúolo ou na parede celular (BURKEN, 2003) das

células da epiderme ou tricomas (ALKIO *et al.*, 2005). A conjugação com a glutatona no citoplasma constitui um importante mecanismo para reduzir a toxicidade do poluente (PILON-SMITS, 2005). O conjugado glutatona-contaminante é transportado ativamente para o vacúolo ou para o apoplasto (WOLF *et al.*, 1996) podendo ser incorporado a biopolímeros tais como a lignina (SINGH & JAIN, 2003).

Outro mecanismo de conjugação está relacionado à ligação do contaminante com a glicose ou um grupo malonil seguido pelo transporte do conjugado para o vacúolo ou apoplasto (COLEMAN *et al.*, 1997). Para que haja a conjugação podem ser necessárias modificações estruturais no composto orgânico. Estas modificações envolvem muitas enzimas entre as quais se podem mencionar: citocromo monooxigenases, nitroreduases, dioxigenases, peroxidases, peroxigenases e carboxilesterases (BURKEN, 2003; SINGH & JAIN, 2003).

#### RESULTADOS JÁ ALCANÇADOS EM FITORREMEDIAÇÃO

Na agricultura, os herbicidas usados no controle de plantas daninhas são grandes poluidores, pois apresentam longa persistência no solo. As espécies de leguminosas *Canavalia ensiformes* L., *Stylozobium aterrimum* e *Mucuna aterrimum* Piper e Tracy são resistentes ao herbicida trifloxisulfuron-sódico e as espécies *C. ensiformes* e *S. aterrimum* são resistentes a tebutiorum. O cultivo prévio dessas culturas garante a descontaminação do solo assegurando o plantio de outras culturas em uma área onde os herbicidas tenham sido aplicados (PROCÓPIO *et al.*, 2005a, b).

Investigações feitas por REILLEY *et al.* (1996b) indicam que gramíneas e leguminosas aumentam a remoção de HPAs de solos contaminados. As plantas, investigadas independentemente, incluindo *Medicago sativa* L. e *Festuca arundinacea* Schreb., *Sorghum vulgare* L. e *Panicum virgatum* L., realçaram a degradação biológica dos HPAs na rizosfera, o que parece ser o primeiro mecanismo de dissipação.

GUDIN & SYRATT (1975) observaram muitas leguminosas crescendo abundantemente em áreas contaminadas por óleo (*Trifolium repens* L., *Lotus corniculatus* L., *Medicago lupulina* L., *Psoralea bituminosa* L., *Robinia pseudacacia* L., *Melilotus altissimus* Thuill. e *Vicia tetrasperma* L.).

Segundo PENA-CASTRO *et al.* (2006), raízes de *Cynodon dactylon* L. em solos contaminados com hidrocarbonetos apresentaram-se sob estresse anaeróbico e as células produziram enzimas que sinalizam a transcrição de glicosil transferases; estas enzimas estão diretamente relacionadas à desintoxicação constituindo uma estratégia dessa espécie para amenizar o estresse.

Pesquisas têm indicado que o conteúdo de lipídeos das plantas influencia o grau de acumulação de HPAs (EDWARDS 1983; SIMONICH & HITES, 1994a, b; SCHWAB *et al.*, 1998), visto que, entre as reações metabólicas afetadas estão aquelas relacionadas com a atividade de assimilação do

amido realizada pelas enzimas amilase e amido fosforilase, que são inibidas pelo contaminante (ACHUBA, 2006).

DURMISHIDZE (1977) demonstrou que benzeno, tolueno e xileno foram metabolizados por cereais. O fenol foi reportado como o primeiro produto convertido do benzeno no tecido das plantas, com a subsequente produção de vários ácidos. O primeiro produto clivado do tolueno, segundo este autor, foi o glicol, seguido dos ácidos glioxálico, fumárico, succínico e málico.

SCHNOOR *et al.* (1995) identificaram que as enzimas nas plantas são os agentes causadores na transformação de contaminantes em sedimentos e solos; alguns dos principais sistemas enzimáticos envolvidos nesta alteração são: dealogenase, nitroreduase, peroxidase, monooxigenases, dioxigenases, peroxigenases, carboxilesterases, lactases, nitrilases e fosfatases (CUNNINGHAM *et al.*, 1996; WOLFE & HOEHAMER, 2003).

Muitos estudos realizados com *Lolium perenne* L. indicam que esta espécie foi usada para aumentar a biodegradação de HPAs no solo, mas com inerente complexidade e sucesso variável (GUNTHER *et al.*, 1996; ALLARD *et al.*, 2000; BINET *et al.*, 2000; 2001; FANG *et al.*, 2001; JONER & LEYVAL, 2001; KIRK *et al.*, 2005; LISTE & PRUTZ, 2006; REZEK *et al.*, 2008). Recentemente, *L. perenne* tem demonstrado boa resistência a poluentes HPAs (SVERDRUP *et al.*, 2003; LISTE & PRUTZ, 2006; SMITH *et al.*, 2006), o que repercutiu no decréscimo da concentração dos poluentes no solo contaminado (REZEK *et al.*, 2008).

O estado nutricional influencia a capacidade fitorremediadora das plantas: as espécies *Lolium arundinaceum* (Schreb.) Darbysh. e *Lolium multiflorum* Lam. adubadas com fertilizantes inorgânicos e calcário dolomítico apresentaram aumento no comprimento radicular e no volume de solo rizosférico, assim como nas associações com microrganismos do que as mesmas plantas sem fertilização, o que refletiu a maior degradação de fenantrenos-antracenos e dibenzotiofenos, dois grupos de elementos prevalentes no petróleo bruto em estudos conduzidos por WHITE *et al.* (2006).

EULISS *et al.* (2008) avaliaram a aplicabilidade de fitorremediação para limpeza de elevadas concentrações de contaminantes (HPAs e hidrocarbonetos totais de petróleo – HPTs) de sedimentos em campo e casa de vegetação das espécies *Salix exigua* Nutt., *Populus* spp., *Tripsacum dactyloides* L., *Sagittaria latifolia* Willd., *Panicum virgatum* L. e *Carex stricta* Lam. e constataram uma degradação diferenciada dos tipos de poluentes no solo entre as plantas estudadas.

Em três anos de estudo de campo, QIU *et al.* (1997) consideraram que *Buchloe dactyloides* (Nutt.) acelera a redução de naftaleno. Os autores conduziram um experimento paralelo (área plantada e área sem plantação) para observar o desempenho das espécies no processo de remoção dos contaminantes (HPAs) do solo. Os resultados indicaram que *B. dactyloides*, *Zoysia japonica* Steud. e *Panicum coloratum* L. aceleraram a absorção de moléculas de HPAs do solo (naftaleno, fluoreno e fenantreno) em comparação com a área não plantada.

SCHWAB *et al.* (1995) avaliaram o processo de mineralização de fenantreno em solo plantado com *B. dactyloides*, *Cynodon dactylon* (L.) e *Medicago sativa* L. e, após 14 dias de estudo, indicaram uma mineralização elevada de [<sup>14</sup>C] fenantreno com as espécies estudadas.

WILTSE *et al.* (1998) estudaram o crescimento de *M. sativa* em solo contaminado com óleo cru. Após o período de estudo, nenhum dos compostos esperados pôde ser identificado nas amostras. Os autores sugerem que a ausência dos contaminantes se deveu à translocação destes através da planta com posterior transpiração. Este resultado sustenta o mecanismo de fitovolatização como um processo de fitorremediação de poluentes encontrados no solo (SIMONICH & HITES, 1994a, b).

SILVA (2006) observou que as raízes das plântulas de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs do solo contaminado com óleo diesel apresentaram maior diâmetro, formação de aerênquima e cilindro vascular mais desenvolvido que nas plântulas do controle. O óleo diesel causou alterações na porcentagem de germinação, no índice de velocidade de germinação, no crescimento das plântulas e na morfo-anatomia da raiz e eófilos. O autor considera a necessidade de estudos mais refinados para comprovar os possíveis efeitos da absorção e ou volatilização nas variáveis mencionadas acima.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de fitorremediação no combate a xenobióticos apresenta uma relação custo-benefício considerável, o que se evidencia pelo crescente interesse na utilização de plantas no combate a áreas impactadas por poluentes desta natureza no mundo.

Há uma carência de estudos em plantas com potencial fitorremediador no Brasil. Tal informação é de vital importância aos ecossistemas afetados, quando se considera a magnitude dos impactos causados tanto pelos derramamentos de óleo quanto pela expansão das fronteiras agrícolas nos estados do Brasil. O conhecimento das espécies com potencial fitorremediador no país se faz relevante para evitar a introdução de espécies exóticas para combater impactos advindos das más práticas agrícolas e acidentes industriais e de companhias petrolíferas.

Os órgãos de fomento à pesquisa no Brasil devem estimular os estudos em plantas autóctones com potencial fitorremediador, seja para fins de utilização em áreas impactadas com poluentes xenobióticos ou em programas de melhoramento genético, auxiliando na formação de profissionais capacitados em nível local para mitigar efeitos antrópicos relacionados à contaminação por poluentes xenobióticos e incorporar a diversidade vegetal com potencial fitorremediador tanto no combate aos impactos antropogênicos desta natureza quanto em programas de melhoramento.

## REFERÊNCIAS

- ACHUBA F. 2006. The effects of sublethal concentrations of crude oil on the growth and metabolism of cowpea (*Vigna unguiculata*) seedlings. **The Environmentalist** 26(1): 17-20.
- ALKIO M, TM TABUCHI, X WANG & A COLÓN-CARMONA. 2005. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms. **J. Exper. Botany** 56(421): 2983-2994.
- ALLARD AS, M REMBERGER & AH NEILSON. 2000. The negative impact of aging on the loss of PAH components in a creosote-contaminated soil. **Int. Biodeter. Biodegr.** 46: 43-49.
- APRILL W & RC SIMS. 1990. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. **Chemosphere.** 20(1-2): 253-265.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR) 1999. **Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (update)**. Atlanta: ATSDR.
- BANFORTH S & I SINGLETON. 2005. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions. **J. Chem. Techn.Biot.** 80(7): 723-736.
- BINET P, JM PORTAL & C LEYVAL. 2000. Dissipation of 3-6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. **Soil Biol. Biochem.** 32: 2011-2017.
- BINET P, JM PORTAL & C LEYVAL. 2001. Application of GC-MS to the study of anthracene disappearance in the rhizosphere of ryegrass. **Org. Geochem.** 32: 217-222.
- BORNEFF J, F SELENKA, H KUNTE & A MAXIMO. 1968. Experimental studies on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants. **Environ. Res.** 2: 22-29.
- BURKEN JG. 2003. Uptake and metabolism of organic compounds: green-liver model, p. 59-84. In: SC McCUTCHEON & JL SCHNOOR (eds.). **Phytoremediation: transformation and control of contaminants**. New York: Wiley.
- COLEMAN JOD, C FROVA, P SCHRODER & M TUSSUT. 2002. Exploiting plant metabolism for phytoremediation of persistent herbicides. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.** 9: 18-28.
- COLEMAN JOD, MAA BLAKE-KALEF & ETG DAVIS. 1997. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentalisation. **Trends Plant Sci** 2: 144-151.
- CUNNINGHAM SD, TA ANDERSON, AP SCHWAB & FC HSU. 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agronomy** 56: 55-114.
- DA CUNHA CD. 1996. **Avaliação da biodegradação de gasolina em solo**. Diss. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro.
- DIETZ AC & JL SCHNOOR. 2001. Advances in phytoremediation. **Environ. Health Perspect.** 109: 163-8.
- DURMISHIDZE SV. 1977. Metabolism of certain air-polluting organic compounds in plants (review). **Appl. Biochem. Microbiol.** 13(6): 646-653.
- EAPEN S & SF D'SOUZA. 2005. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. **Biotechnol Adv.** 23: 97-114.
- EDWARDS NT. 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - a review. **J. Environ. Qual.** 12(4): 427-441.
- EDWARDS R, DP DIXON & V WALBOT. 2000. Plant glutathione-S-transferase: enzyme with multiple functions in sickness and in health. **Trends Plant Sci.** 5: 193-8.
- EULISS K, HO CHI-HUA, AP SCHWAB, S ROCK & MK BANKS. 2008. Greenhouse and field assessment of phytoremediation for petroleum contaminants in a riparian zone. **Bio. Technology** 99: 1961-1971.
- EWEIS JB, SJ ERGAS, DPY CHANG & ED SCHROEDER. 1998. **Bioremediation principles**. Toronto: McGraw-Hill, Inc.
- FAN S, L PEIUN, G ZONGQIANG, R WANXIA & H NA. 2007. Promotion of pyrene degradation in rhizosphere of alfalfa (*Medicago sativa* L.). **Chemosphere** 71(8): 1593-1598.
- FANG C, M RADOSEVICH & JJ FUHRMANN. 2001. Atrazine and phenanthrene degradation in grass rhizosphere soil. **Soil Biol. Biochem.** 33: 671-678.

- FLATHMAN PE & GR LANZA. 1998. Phytoremediation: current views on an emerging greentechnology. **J. Soil Contam.** 7(4): 415-433.
- FLETCHER JS, PK DONNELLY & RS HEDGE. 1995. Biostimulation of PCB-degrading bacteria by compounds released from plant roots, p. 131-136. *In*: RE HINCHEE, DB ANDERSON & RE HOEPEL (eds.). **Bioremediation of recalcitrant organics**. Columbia: Battelle Press.
- FRICK CM, RE FARRELL & JJ GERMIDA. 1999. **Assessment of phytoremediation as an *in-situ* technique for cleaning oil-contaminated sites**. Petroleum Technology Alliance of Canada (PTAC).
- GUDIN C & WJ SYRATT. 1975. Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. **Environ. Poll.** 8: 107-112.
- GUNTHER T, U DORNBERGER & W FRITSCH. 1996. Effects of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. **Chemosphere** 33(2): 203-215.
- HANNINK NK, SJ ROSSER, CE FRENCH & NC BRUCE. 2003. Uptake and metabolism of TNT and GTN by plants expressing bacterial pentaerythritol tetranitrate reductase. **Water Air Soil Pollut** 3(3): 251-8.
- HATZIOS KK & N BURGOS. 2004. Metabolism based herbicide resistance: regulation by safeners. **Weed Sci** 52: 454-67.
- HOWARD JW & T FAZIO. 1980. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons in foods. **J. Ass. Offic. Anal. Chem.** 63: 1077-1104.
- HUTCHINSON SL, MK BANKS & AP SCHWAB. 2001. Phytoremediation of aged petroleum sludge: Effects of inorganic fertilizer. **J. Environ. Qual.** 30(2): 395-403.
- JONER EJ & C LEYVAL. 2001. Influence of arbuscular mycorrhiza on clover and ryegrass grown together in a soil spiked with polycyclic aromatic hydrocarbons. **Mycorrhiza** 10: 155-159.
- JONER EK, A JOHANSEN, AP LOIBNER, MAD CRUZ, JM PORTAL & C LEYVAL. 2001. Rhizosphere effects on microbial community structure and dissipation and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in spiked soil. **Environ. Sci. Technol.** 35: 2773-2777.
- JONKER MTO. 2008. Absorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to cellulose. **Chemosphere** 70: 778-782.
- KIRK JL, JN KLIRONOMOS, H LEE & JT TREVORS. 2005. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. **Environ. Pollut.** 133: 455-465.
- KOMIVES T & G GULLNER. 2005. Phase I xenobiotic metabolic systems in plants. **Z. Naturf.** 60: 179-85.
- KURITA K. 2001. Controlled functionalization of the polysaccharide chitin. **Prog. Polym. Sci.** 26: 1921-1971.
- LISTE HH & I PRUTZ. 2006. Plant performance, dioxygenase-expressing rhizosphere bacteria, and biodegradation of weathered hydrocarbons in contaminated soil. **Chemosphere** 62: 1411-1420.
- MACEK T, MM MACKOVÁ & J KÁS. 2000. Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. **Biotec. Adv.** 18(1): 23-34.
- MACKOVÁ M, T MACEK, P KUCEROVÁ, I POLÁCHOVÁ, J BURKHARD & I TRISKA. 1999. The beneficial effects of plant on detoxification of environmental pollutants. **Biologia** 54: 76-7.
- MALALLAH G, MAFZAL, S GULSHAN, D ABRAHAM, M KURIAN & MSI DHAMI. 1996. *Vicia faba* as a bioindicator of oil pollution. **Environmental Pollution** 92(2): 213-2176.
- MARTINOIS E, E GRILL, R TOMMASINI, K KREUZ & N AMRHEIN. 1993. ATP dependent glutathione S-conjugate 'export' pump in the vacuolar membrane of plants. **Nature** 364: 247-9.
- MASTRAL AM & MS CALLEN. 2000. A review on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) emissions from energy generation. **Environ. Sci. Technol.** 34: 3051-3057.
- MCCUTCHEON SC & JL SCHNOOR. 2003. **Phytoremediation: Transformation and control of contaminants**. New Jersey: Wiley-Interscience Inc.
- MEAGHER RB. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. **Curr Opin. Plant. Biol.** 3:153-62.
- MERKL N, R SCHULTZE-KRAFT & C INFANTE. 2004. Phytoremediation in the tropics. The effect of crude oil on the growth of tropical plants. **Bioem. J.** 8(1): 177-184.
- MERKL N, R SCHULTZE-KRAFT & C INFANTE. 2005. Phytoremediation in the tropics – influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. **Envir. Pol.** 138(1): 86-91.
- MORANT M, S BAK, BL MOLLER & D WERCK-REICHHART. 2003. Plant cytochromes P450: tools for pharmacology, plant protection and phytoremediation. **Curr. Opin. Biotechnol.** 14: 151-62.
- MUTTI A & E BERGAMASCHI. 1996. Idrocarburi policiclici aromatici negli ambienti de vita e di lavoro: esposizione ed effetti. *In*: P. APOSTOLI, C. MINOIA AND L. ALESSIO (eds.). **ATTI**. Gargnano.
- NEIVA J. 1986. **Conheça o petróleo**. Rio de Janeiro: Expressão e Cultura.
- NEWMAN LA & CM REYNOLDS. 2004. Phytodegradation of organic compounds. **Curr. Opin. Biotechnol.**, 15: 225-30.
- PENA-CASTRO JM, EB BARRERA-FIGUEROA, L FERNÁNDEZ-LINARES & R RUIZ-MEDRANO. 2006. Isolation and identification of up-regulated genes in bermudagrass roots (*Cynodon dactylon* L.) grown under petroleum hydrocarbon stress. **Plant Science** 170: 724-731.
- PFLUGMACHER S, P SCHRODER & H SANDERMANN. 2000. Taxonomic distribution of plant glutathione S-transferase acting on xenobiotics. **Phytochemistry** 54: 267-73.
- PILON-SMITS E. 2005. Phytoremediation. **Annu. Rev. Plant. Biol.** 56: 15-39.
- PIVETZ BE. 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. **EPA. Ground water issue (EPA/540/S-01/500)**.
- POTIN O. 2004. Bioremediation of an aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated soil by filamentous fungi isolated from the soil. **Intern. Biod. Biodeg.** 54: 45-52.
- PROCÓPIO SO, JB SANTOS, AA SILVA, FR PIRES, JI RIBEIRO JÚNIOR & EA SANTOS. 2005a. Potencial de espécies vegetais para a remediação do herbicida trifloxyssulfuron-sodium. **Planta Daninha** 23(1): 9-16.
- PROCÓPIO SO, JB SANTOS, AA SILVA & FR PIRES. 2005b. Fitorremediação de solo contaminado com trifloxyssulfuron-sodium por mucuna-preta (*Stilosobium atermum*). **Planta Daninha** 23(4): 719-724.
- QIU X, TW LELAND, SI SHAH, DL SORENSEN & EW KENDALL. 1997. Chapter 14 Field study: grass remediation for clay soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons. *In*: EL KRUGER, TA ANDERSON & JR COATS. **Phyt. Soil Water Contam.** American Chemical Society: Washington, D.C. ACS Symposium Series 664: 186-199.
- REILLEY KA, MK BANKS & AP SCHWAB. 1996a. Organic chemicals in the environment: dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. **J. Environ. Qual.** 25: 212-219.
- REILLEY KA, MK BANKS & AP SCHWAB. 1996b. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. **J. Environ. Qual.** 25: 212-219.
- REZEK J, C DER WIESCHE, M MACKOVA, F ZADRAZIL & T MACEK. 2008. The effect of ryegrass (*Lolium perenne*) on decrease of PAH content in long term contaminated soil. **Chemosphere** 70: 1603-1608.
- SALANITRO J, P DORN, M HUSESEMAN, K MOORE, I RHODES, L RICE, T JACKSON, M VIPONND, M WESTERN & H WISNIEWSKY. 1997. Crude oil hydrocarbon bioremediation and soil ecotoxicity assessment. **Environ. Sci. Technol.** 31(6): 1769-1776.
- SALLOUM MJ, B CHEFETZ & PG HATCHER. 2002. Phenanthrene sorption by aliphatic-rich natural organic matter. **Environ. Sci. Technol.** 36: 1953-1958.
- SANDERMANN H. 1992. Plant metabolism of xenobiotics. **Trends Biochem Sci.** 17: 82-4.

- SANDERMANN H. 1994. Higher plant metabolism of xenobiotics: the green liver concept. **Pharmacogenetics** 4: 225-41.
- SCHAFFNER A, B MESSNER, C LANGEBAETELS & H SANDERMANN. 2002. Genes and enzymes for in-plant phytoremediation of air, water and soil. **Acta Biotechnol.** 22: 141-51.
- SCHNOOR JL, LA LICHT, SC MCCUTCHEON, NL WOLFE & LH CARREIRA. 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. **Envir. Sci. Techn.** 29(7): 318-323.
- SCHRODER RP & C COLLINS. 2002. Conjugating enzymes involved in xenobiotic metabolism of organic xenobiotics in plants. **Int J. Phytoremediation** 4: 247-65.
- SCHWAB AP, AA AL-ASSI & MK BANKS. 1998. Adsorption of naphthalene onto plant roots. **J. Envir. Qual.** 27: 220-224.
- SCHWAB AP, MK BANKS & M ARUNACHALAM. 1995. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in rhizosphere soil, p. 23-29. *In*: RE HINCHEE, DB ANDERSON & RE HOEPEL (eds.). Bioremediation of recalcitrant organics. Columbus: Battelle Memorial Institute.
- SILVA MYB. 2006. **Influência do solo contaminado com óleo diesel na germinação, crescimento e morfoanatomia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L. B. Sm. & Downs (EUPHORBIACEAE)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- SIMONICH SL & RA HITES. 1994a. Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. **Nature** 370: 49-51.
- SIMONICH SL & RA HITES. 1994b. Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Envir. Sci. Tech.** 28(5): 939-943.
- SINGH OV & RK JAIN. 2003. Phytoremediation of toxic aromatic pollutants from soil. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** 63(2): 128-135.
- SMITH MJ, TH FLOWERS, HJ DUNCAN & J ALDER. 2006. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on germination and subsequent growth of grasses and legumes in freshly contaminated soil and soil with aged PAHs residues. **Environ. Pollut.** 141: 519-525.
- STIBOROVA M & P ANZENBACHER. 1991. What are the principal enzymes oxidising xenobiotics in plants: cytochrome P-450 or peroxidase? (a hypothesis). **Gen Physiol Biophys** 10(2): 209-16.
- STRICKLAND P, D KANG & P SITHISARANKUL. 1996. Polynuclear aromatic hydrocarbons metabolites in urine as biomarkers of exposure and effect. **Environ. Health Perspectives** 104: 927-932.
- SUESS MJ. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Sci. Total Environ.** 6: 239-250.
- SVERDRUP LE, PH KROGH, T NIELSEN, C KJAER & J STENBERSEN. 2003. Toxicity of eight polycyclic aromatic compounds to red clover (*Trifolium pratense*), ryegrass (*Lolium perenne*) and mustard (*Sinapsis alba*). **Chemosphere** 53: 993-1003.
- TAIZ L & E ZEIGER. 1998. **Plant physiology**. 2ª ed. Sunderland: Sinauer Associates: Inc. Publishers.
- THIELE S & GW BRÜMMER. 2002. Bioformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil under oxygen deficient conditions. **Soil Biol. Biochem.** 34: 733-735.
- TRAPP S & U KARLSON. 2001. Aspects of phytoremediation of organic pollutants. **J. Soil. Sedim. Landsberg.** 1(1): 1-7.
- VAESSEN HAMG, AA JEKEL & AAMM WILBERS. 1988. Dietary intake of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Toxicol. Envir. Chem.** 16: 281-294.
- WANG X, K YANG, S TAO & B XING. 2007. Sorption of aromatic organic contaminants by biopolymers: effects of pH, copper (II) complexation, and cellulose coating. **Environ. Sci. Technol.** 41: 185-191.
- WHITE PM, JR, DC WOLF, GJ THOMA & CM REYNOLDS. 2006. Phytoremediation of alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons in a crude oil-contaminated soil. **Water, Air, and Soil Pollution** 169: 207-220.
- WILTSE CC, WL ROONEY, Z CHEN, AP SCHWAB & MK BANKS. 1998. Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes. **Journ. Envir. Qual.** 27: 169-173.
- WOLF AE, KJ DIETZ & P SCHRODER. 1996. Degradation of glutathione s-conjugates by a carboxypeptidase in the plant vacuole. **FEBS Lett.** 384(1): 31-34.
- WOLFE NL & CF HOEHAMER. 2003. Enzymes used by plants and microorganisms to detoxify organic compounds, p. 159-187. *In*: SC MCCUTCHEON & JL SCHNOOR (eds.). **Phytoremediation: transformation and control of contaminants**. New York: Wiley.
- ZAKARIA MP, H TTAKADA, S TSUTSUMI, K OHNO, J YAYAMA, E KOUNO & H KUMATA. 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rivers and estuaries in Malaysia: a widespread input of petrogenic PAHs. **Environ. Sci. Technol.** 36: 1907-1918.