

BACTÉRIAS DIAZOTRÓFICAS: POTENCIAL PARA BIORREMEDIAÇÃO DE AMBIENTES IMPACTADOS

Suzana Cláudia Silveira Martins¹, Claudia Miranda Martins²

1 Professora Doutora do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Ceará (suzana220@gmail.com) Fortaleza-Brasil

2 Professora Doutora do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Ceará

Recebido em: 30/09/2013 – Aprovado em: 08/11/2013 – Publicado em: 01/12/2013

RESUMO

A busca por alternativas para combater a poluição ambiental tem motivado pesquisas por micro-organismos que aliem capacidade de biodegradação e ausência de patogenicidade. Nesta perspectiva, bactérias simbióticas de leguminosas, amplamente usadas como inóculo na área agrônômica, despertaram a atenção da comunidade científica por sua exposição natural a uma gama de substâncias aromáticas presentes no solo e liberadas pelas raízes das leguminosas. Além disso, produzem exopolissacarídeos e biofilmes, características importantes para imobilização celular natural que aumenta a eficiência nos processos de biorremediação. Assim, essa revisão aborda o crescente aumento da poluição ambiental, os principais poluentes químicos, a técnica de biorremediação e a potencialidade biorremediadora das bactérias nodulíferas, destacando a imobilização celular natural por produção de biofilmes e exopolissacarídeos.

PALAVRAS-CHAVE: Biodegradação, biofilme, rizóbios, meio ambiente

DIAZOTROPHIC BACTERIA: POTENTIAL FOR BIOREMEDIATION OF IMPACTED ENVIRONMENTS

ABSTRACT

The search for alternatives to combat environmental pollution has motivated research for micro-organisms that combine biodegradability and lack of pathogenicity. In this perspective, symbiotic bacteria of leguminous plants, widely used as inoculum in agronomy, have attracted great attention of the scientific community for its natural exposure to a range of aromatic substances in the soil and released by the roots of legumes. In addition, produce exopolysaccharides and biofilm, important features to cell immobilization because increase the efficiency of the bioremediation processes. Thus, this review addresses the increasing of environmental pollution, the principal chemical pollutants, the bioremediation technique and the potential of bioremediation of nodulating bacteria, highlighting the natural cell immobilization by biofilms and production of exopolysaccharide.

KEYWORDS: Biodegradation, biofilm, rhizobia, environment

INTRODUÇÃO

Os micro-organismos representam a mais antiga e numerosa forma de vida da terra. A história genômica deste grupo oferece indícios do processo evolutivo às mudanças no ambiente que ocorreram em milhões de anos. Alterações enzimáticas e formação de biofilmes são exemplos de mecanismos adaptativos que contribuem para a sobrevivência dos micro-organismos em ambientes hostis (CATANHO et al., 2008, MAGDANOVA & GOLYASNAYA, 2013).

Nesta perspectiva, os micro-organismos são considerados ferramentas importantes para o controle da poluição ambiental. Entende-se por poluição qualquer alteração física, química ou biológica que modifica de forma deletéria o ciclo biológico normal e interfere na composição da fauna e da flora. A poluição química orgânica, decorrente principalmente dos despejos industriais, é uma das que mais impactam o meio ambiente (PEREIRA & FREITAS 2012; SINGH et al., 2012).

Desta forma, o tratamento prévio de efluentes industriais é de fundamental importância para preservação dos recursos naturais. Processos físico-químicos têm sido utilizados com esta finalidade, no entanto, tais técnicas podem elevar os custos do tratamento, além da possível geração de subprodutos perigosos e de lodo. Sendo assim, a aplicação de métodos biológicos ou biorremediadores é uma alternativa interessante, sobretudo por apresentar custos de operação mais reduzidos, menor impacto ambiental e possibilidade de mineralização completa das substâncias poluentes, com baixa produção de lodo (MEGHARAJ et al., 2011, SHARMA, 2012).

Substâncias aromáticas estão presentes nos efluentes líquidos de diversas atividades industriais, tais como química, têxtil, plástica, farmacêutica, metalúrgica, refinarias de óleo, petróleo, produção de pesticidas, papéis e explosivos (BASHA et al., 2010). Entre estas substâncias, destaca-se o fenol, de elevado potencial poluidor por sua característica ácida, recalcitrante a biodegradação e tóxica para a maioria dos micro-organismos, sendo capaz, inclusive, de inibir processos de biotransformação (LIU et al., 2009).

Muitas linhagens de bactérias heterotróficas (KAFILZADEH et al., 2010), alguns fungos filamentosos (SANTAELLA et al., 2009, ABD EL-ZAHER et al., 2011) e poucas leveduras (ROCHA et al., 2007, MOYO et al., 2012) com potencialidade para degradar fenol já foram isolados de ambientes poluídos. No entanto, há de se considerar que o caráter patogênico de algumas destas linhagens limita sua aplicação *in situ*, sendo necessária a modificação genética das espécies utilizadas, o que pode provocar efeitos na conservação e na utilização da biodiversidade (MCHEIK et al., 2013).

Neste contexto, as bactérias diazotróficas nodulíferas, além de importantes na fixação de nitrogênio podem representar um potencial ainda não explorado para degradação de substâncias aromáticas como o fenol e derivados (TENG et al., 2011, TU et al., 2011). Esta capacidade metabólica pode estar relacionada a exposição natural deste grupo de bactérias a uma gama de exsudatos de substâncias aromáticas liberadas pelas raízes (MARIANO & OKUMURA, 2012).

Por outro lado, a estratégia de imobilização microbiana por formação de biofilmes aliada à produção de exopolissacarídeos (EPS) tem sido usada para melhorar a eficiência de processos de biodegradação em geral e, em particular, no tratamento de efluentes (ABARI et al., 2012, MARTINS et al., 2012, MARTINS et al., 2013, ABDUL RAZACK et al., 2013). As bactérias diazotróficas simbióticas também são promissoras quanto a essas características (SAYYED et al., 2011). FUJISHIGE et al., (2006) descreveram a capacidade de linhagens de rizóbios para produzir

biofilmes sobre superfícies abióticas, como vidro, plástico, solo e areia enquanto, DUTA et al., (2006), CASTELLANE et al., (2007) e MONTEIRO et al., (2012) reportaram linhagens de bactérias diazotróficas como produtoras de exopolissacarídeos (EPS).

Diante do exposto, o foco dessa revisão é a potencialidade de linhagens de bactérias diazotróficas noduladoras de leguminosas para degradação de poluentes tóxicos e recalcitrantes, em especial o fenol, e, a capacidade dessas bactérias para imobilização celular por meio da formação de biofilme e produção de exopolissacarídeos, ampliando o conhecimento sobre as características fenotípicas e o potencial de aplicação deste grupo bacteriano.

POLUIÇÃO AMBIENTAL

ASPECTOS GERAIS

O aumento populacional, o progresso dos centros urbanos e a evolução dos processos industriais são alguns fatores responsáveis pelo aumento das atividades antrópicas sobre os recursos naturais e o consequente aumento da poluição ambiental (PEREIRA & FREITAS, 2012). Essa é considerada a mais perigosa e constante ameaça ao planeta terra, uma vez que afeta os recursos ambientais, tais como solo, ar e água, e, portanto, requerem atenção científica imediata na busca por soluções eficazes e economicamente viáveis (WASI et al., 2013).

Embora as atividades agrícolas, os esgotos sanitários e os resíduos domésticos contribuam para essa poluição, a parcela mais significativa cabe às atividades de refinaria petroquímicas, indústrias químicas, têxteis e de papel, dentre outras. O descarte desses efluentes, sem tratamento adequado, polui os ambientes aquáticos, reduz a diversidade de habitat e a biodiversidade e ameaça a extinção de algumas espécies (FREIRE et al., 2000).

Poluentes orgânicos são produtos químicos potencialmente perigosos para a saúde humana, muitos são resistentes à degradação e como persistem no ambiente podem ser transportados para outros locais, acumular-se nos tecidos do ser humano e de outros animais, comprometendo a cadeia alimentar (NAIR et al., 2008).

Os efluentes líquidos apresentam grande diversidade de poluentes, e entre esses, destacam-se as substâncias denominadas xenobióticas, que por sua propensão para se acumular no meio ambiente, representam um dos principais problemas estudados na ecologia contemporânea. Neste grupo estão pesticidas, combustíveis, solventes, alcanos, hidrocarbonetos policíclicos (PAHs), corantes sintéticos azo, dioxinas e policlorados bifenilos. A principal preocupação com esses compostos é a extrema toxicidade que apresentam para os seres vivos em geral e, especificamente, para o homem (SINHA et al., 2009).

Fenol e seus derivados são representantes típicos desse grupo, podendo surgir a partir de fontes naturais, como da transformação de lignina, secreção de algas e de processos de humificação de baixa concentração (ZAINUDIN et al., 2010). Também são oriundos de despejos industriais sendo reconhecidos como uma das principais causas de contaminação do solo e águas subterrâneas em áreas industrializadas (ZHANG et al., 2013).

FENOL E DERIVADOS

O fenol é a base estrutural de uma ampla variedade de compostos orgânicos sintéticos, incluindo os produtos químicos agrícolas e pesticidas. É naturalmente

encontrado em matéria orgânica em decomposição como legumes e carvão. O químico alemão, Runge isolou fenol de alcatrão em 1834 e o nomeou de *karbolsaure* (ácido de óleo de carvão ou ácido carbólico), embora a sua composição não fosse conhecida até 1841. Fenol (hidroxi benzeno) é ao mesmo tempo um composto aromático sintético e natural (BASHA et al., 2010).

Os compostos fenólicos, formados por um ou mais grupos hidroxila ligados a um anel aromático, são constituintes comuns de águas residuárias de refinarias de petróleo, de indústrias químicas de produtos farmacêuticos, resinas e corantes (YORDANOVA et al., 2013). São ácidos, bactericidas, com efeitos carcinogênicos e mutagênicos (JACOB & ALSOHAILI, 2010). Também se caracterizam por serem solúveis em água e altamente móveis e, como consequência, podem atingir, com rapidez, as fontes de água, causando problemas de toxicidade para espécies aquáticas, bem como sabor e odor desagradáveis em águas de abastecimento público, mesmo quando presentes em baixas concentrações (NWEKE & OKPOKWASILI, 2010).

Estes compostos são extremamente tóxicos ao homem, tanto por ingestão como por inalação, ainda que em baixas concentrações (1 mg/L). No Brasil, o Ministério da Saúde determinou que o limite máximo de fenol, permitido em água destinada ao abastecimento público, é de 0,1 µg/L e a concentração de 0,5 mg/L de fenóis foi estabelecida como padrão para o lançamento de qualquer tipo de efluente (PINHEIRO et al., 2010). Na água subterrânea o limite é de 0,14 mg/L e 5, 10 e 15 mg/kg em solos de áreas agrícolas, residenciais e industriais, respectivamente (CETESB, 2005).

A remoção de fenóis de águas residuárias utiliza métodos físico-químicos, como coagulação, oxidação, extração por solvente e adsorção. No entanto, esses processos contribuem para o surgimento de outras substâncias igualmente tóxicas. Em contraste, a biodegradação permite que o poluente químico seja degradado pelo agente biológico e reincorporado no ciclo do carbono. A maior parte dos métodos de tratamentos biológicos empregam cepas bacterianas, algumas leveduras e fungos filamentosos (YORDANOVA et al., 2013).

Embora biodegradável tanto por via aeróbia como anaeróbia, o fenol é tóxico para a maioria dos micro-organismos, em concentração igual ou superior a 10 mg/L, podendo inibir o crescimento de espécies que atuam no tratamento biológico de efluentes industriais (PASSOS et al., 2010).

Por este motivo, muitas linhagens microbianas, especialmente de bactérias, foram isoladas e caracterizadas para biodegradação do fenol (NAIR et al., 2008, NAGAMANI et al., 2009, KUANG et al., 2013, BONFÁ et al., 2013). Biodegradação é o termo usado para descrever a mineralização completa do poluente para formas mais simples como CO₂, H₂O, NO₃ e outros compostos inorgânicos (KRASTANOV et al., 2013).

BIORREMEDIAÇÃO

Diversas técnicas que envolvem métodos físicos e químicos podem ser empregadas para remover contaminantes do solo ou reduzir a concentração destes poluentes como: diluição, dispersão, sorção, bombeamento, incineração e biorremediação. Porém, as técnicas relacionadas a biorremediação, em comparação com os processos convencionais, são consideradas de baixo custo, por apresentarem baixo consumo de energia, e ecologicamente mais adequadas, por

causarem poucas mudanças nas características físicas, químicas e biológicas do ambiente (TONINI et al., 2010).

O termo biorremediação foi introduzido para descrever agentes biológicos na remoção de resíduos tóxicos ambientais (KRASTANOV et al., 2013). É uma abordagem biotecnológica para reabilitação de áreas degradadas ou danificadas por má gestão do ecossistema, fundamentada na capacidade de organismos vivos, principalmente dos micro-organismos, para degradar ou desintoxicar áreas contaminadas por transformação das substâncias poluentes em compostos não tóxicos ou inertes (JACQUES et al., 2010, KUMAR et al., 2011). Esta biotecnologia vem sendo utilizada em vários países e, em certos casos, apresenta menor custo e maior eficiência na remoção dos contaminantes do que as técnicas físicas e químicas (SOARES et al., 2011).

Entre as principais estratégias de biorremediação estão: a utilização de organismos do próprio local, sem qualquer interferência de tecnologias ativas (biorremediação intrínseca ou natural); a adição de agentes estimulantes como nutrientes, oxigênio e biossurfactantes (bioestimulação); e a inoculação de consórcios microbianos enriquecidos (bioaumento) (TONINI et al., 2010);

Considerando que as bactérias apresentam menor tempo de geração e maior versatilidade metabólica e enzimática quando comparadas aos demais grupos microbianos, a maioria dos estudos sobre biorremediação foram realizados com linhagens bacterianas, destacando-se: *Pseudomonas* spp, *Acinetobacter* spp, *Alcaligenes* spp, *Achromobacter* spp, *Enterobacter* spp, *Proteus* spp, *Serratia* spp, *Flavobacterium* spp, *Streptomyces* spp, *Bacillus* spp. No entanto linhagens de fungos filamentosos e leveduras como, *Fusarium* spp, *Aspergillus niger*, *Candida tropicalis*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Coriarius versicolor*, também revelaram potencial para degradação de fenol na faixa de concentração de 0,3 a 0,5 g/L (ROCHA et al., 2007, NAIR et al., 2008, PASSOS et al., 2010, MOHITE et al., 2010). Embora, KUNTIYA et al. (2013) tenham reportado uma linhagem de levedura *Candida tropicalis* como capaz de degradar fenol na concentração de até 1000 mg/L, ROCHA et al., (2007), observaram que em concentrações superiores a 500 mg/L o crescimento de uma linhagem de *Candida tropicalis* isolada do efluente de uma refinaria de petróleo teve seu crescimento inibido.

BACTÉRIAS DIAZOTRÓFICAS

Os vegetais podem recrutar bactérias que possuem genótipos específicos para a degradação de agentes tóxicos no interior das suas raízes. Estas populações, denominadas diazotróficas ou fixadoras de nitrogênio, estão expostas a substâncias tóxicas que ocorrem naturalmente no solo, incluindo fenóis, terpenos, alcalóides e produtos de origem antropogênica. Compostos aromáticos simples e complexos também são liberados naturalmente no solo pela degradação de lignina e de ácidos húmicos, enquanto as plantas secretam compostos orgânicos, entre eles, uma variedade de substâncias fenólicas e fitoalexinas (FLETCHER & HEDGE, 1995, VANSHEE & YOUNG, 1998; DAI & MUMPER, 2010, MANDAL et al., 2010). Neste contexto, o grupo de bactérias diazotróficas, é muito estudado para aumentar a eficiência agrônômica, pois atua reduzindo nitrogênio atmosférico a NH_3 , pode representar um potencial ainda não explorado para biodegradação de poluentes orgânicos (TOLEDO et al., 2009, MOREIRA et al., 2010, GONZÁLEZ et al., 2013).

As bactérias diazotróficas compreendem ampla gama de micro-organismos procariotos, incluindo representantes de arqueobactérias, cianobactérias, bactérias

Gram-positivas e Gram-negativas que apresentam grande diversidade morfológica, fisiológica, genética e filogenética. Tal diversidade garante não só a resiliência dos processos que mediam em um determinado ecossistema, como também a ocorrência nos mais diferentes habitats terrestres. Podem ser de vida livre, estar associadas a espécies vegetais ou, ainda, estabelecer simbiose com leguminosas (MOREIRA et al., 2010). Essas últimas, denominadas noduladoras de leguminosas (nodulíferas) são Gram-negativas, fixadoras de nitrogênio e estão classificadas na subclasse alfa das Proteobacterias (MOREIRA et al., 2010). Na última década linhagens do gênero *Burkholderia*, pertencentes à subclasse beta das Proteobactérias foram descritas quanto à capacidade de nodular e fixar nitrogênio em associação com leguminosas (MOULIN et al., 2001). Em 2001 foi oficialmente descrita a primeira espécie de beta-rizóbio, *Ralstonia taiwanensis* (agora renomeada *Cupriavidus taiwanensis*), isolada de nódulos das leguminosas invasoras *Mimosa pudica* e *M. diplotricha*, coletados em Taiwan (CHEN et al., 2003).

Nos últimos 15 anos, pesquisadores parecem ter despertado para o potencial biotecnológico e de biodegradação deste grupo bacteriano. FRASSINETTI et al., (1998), relataram o isolamento da bactéria *Sinorhizobium meliloti* Orange 1, de um tanque de drenagem de uma refinaria de óleo, esta foi considerada a primeira linhagem formadora de nódulos em raízes capaz de degradar dibenzotiofeno. QUAN et al., (2005), isolaram uma linhagem *Rhizobium daejeonense* sp. nov de um biorreator para o tratamento de cianeto. DAMAJ & AHMAD (1996), AHMAD et al. (1997), LATHA & MAHADEVAN (1997) descreveram o papel de rizóbios na degradação de substâncias aromáticas. SHUKLA et al., (2010) relataram a efetividade de uma comunidade de bactérias diazotróficas na degradação de tricloroetileno (TCE), um hidrocarboneto halogenado volátil e, AL-MAILEM et al., (2010) usaram essas bactérias como inóculo para degradação de óleo em ambiente marinho. AL-BADER et al., (2013) relataram o potencial de bactérias diazotróficas imobilizadas em consórcio com outras bactérias para biorremediação de ambientes aquáticos contaminados por hidrocarbonetos e AL-MAILEM et al., (2013) registraram duas linhagens de bactérias diazotróficas, isoladas de ambientes hipersalinos no Golfo da Arábia, com potencial para biorremediação de óleos.

Com relação, especificamente, à degradação do fenol e seus derivados LORITE et al., (1998), VELA et al., (2002), CHEN et al., (2004), YANG et al., (2005), WEI et al., (2008), YANG & LEE (2008), TENG et al., (2011), TU et al., (2011), GONZÁLEZ et al., (2013) relataram o papel deste grupo na degradação dos referidos compostos. RAMOND et al., (2013) selecionaram bactérias diazotróficas para o tratamento de águas residuárias de indústrias de vinhos que se caracterizam por apresentar elevadas concentrações de substâncias fenólicas.

Embora O'SULLIVAN & MAHENTHIRALINGAM (2005) tenham ressaltado que muitas espécies do gênero *Burkholderia* apresentam papel biotecnológico significativo em biorremediação de compostos xenobióticos recalcitrantes, a grande limitação da utilização deste gênero é a existência de espécies intimamente relacionadas que formam o complexo *Burkholderia cepacia*. Estas espécies são comumente associadas à fibrose cística, uma condição genética que predispõe os portadores a infecções crônicas repetidas do trato respiratório (CUNHA, 2013). No entanto, das espécies de *Burkholderia* capazes de fixar nitrogênio somente a *B. vietnamiensis* constitui um membro do complexo *cepacia* (MAHENTHIRALINGAM et al., 2000).

Burkholderia kururiensis tolera altas concentrações de fenol, sendo capaz de degradar as concentrações do poluente normalmente encontradas no meio ambiente

(GONZÁLEZ et al., 2013). É importante ressaltar que a eficiência da biodegradação pode ser otimizada por meio do processo de imobilização celular (GENTRY et al., 2004, MISSON & RAZALI, 2007, TALLUR et al., 2009).

IMOBILIZAÇÃO CELULAR

A técnica de imobilização celular surgiu como alternativa à imobilização de enzimas e consiste no confinamento físico das células em uma região espacialmente definida, na qual são mantidas as atividades catalíticas em processos de operação contínua ou descontínua possibilitando a reutilização das mesmas (MOREIRA et al., 1998, COVIZZI et al., 2007, MAHMOUD & HELMY, 2009, AMIM Jr et al., 2010).

A imobilização celular é uma alternativa para aumentar a eficiência de tratamentos biológicos nos quais micro-organismos ativos adsorvem os nutrientes necessários e crescem formando um filme sobre a superfície de materiais inertes e impermeáveis denominados meio suporte. As substâncias poluentes são adsorvidas no biofilme e transformadas através do metabolismo microbiano (MOORE et al., 2001). O uso de micro-organismos imobilizados (MI) aumenta a concentração celular, os protege de ambientes hostis, reduz o espaço físico empregado, proporciona maior estabilidade e controle dos processos biotecnológicos e permite o reaproveitamento do material biológico (JUNTER & JOUENNE, 2004, WANG et al., 2005, CANILHA et al., 2006, CHEN et al., 2013).

As técnicas clássicas de imobilização celular (IC) podem ser classificadas em: a) naturais, por formação de biofilmes em suportes sintéticos ou naturais, e b) artificiais, que incluem a manutenção das células em matrizes contendo agentes ligantes (COVIZZI et al., 2007). Muitos polímeros são utilizados como suporte para imobilização celular. Polissacarídeos de algas como ágar, agarose, alginatos e carragenanas são classificados como naturais, enquanto poli(acrilamida), poliestireno, poliuretano e alumina são polímeros sintéticos (CASSIDY et al., 1996).

O método de imobilização natural por formação de biofilme se destaca pela simplicidade, baixo custo, fácil manipulação e uso de grande diversidade de suportes. São usados para a biodegradação de compostos xenobióticos e em processos de biotransformação. A característica fundamental das células imobilizadas é a alta resistência a compostos tóxicos e a ambientes hostis (JUNTER & JOUENNE, 2004, USHA et al., 2010).

Produção de Biofilmes e Exopolissacarídeos (EPS) por Bactérias Diazotróficas

Na natureza os micro-organismos encontram-se em comunidades, com diferentes graus de complexidade estrutural, formando biofilmes (ALLISON, 2003). Essa estrutura é tão predominante que é provável que seja uma característica positivamente selecionada, que se fixou muito cedo na evolução microbiana, como um recurso importante para a sobrevivência superficial em diversos ambientes (STOODLEY et al., 2004, KOKARE et al., 2009).

Biofilmes são agregados microbianos aderidos a uma superfície sólida por meio de uma matriz polimérica extracelular que confere maior estabilidade e resistência às agressões ambientais e a agentes antimicrobianos (SENEVIRATNE et al., 2011). Sua formação tem início com a adesão de células isoladas a uma determinada superfície, portanto, a hidrofobicidade celular aliada à capacidade de autoagregação e a produção de exopolissacarídeos (EPS) são características de

suma importância (FUJISHIGE et al., 2008; SANTAELLA et al., 2008, RINAUDI et al., 2010).

Considerando que a formação de biofilme é uma estratégia microbiana para invadir tecidos do hospedeiro (MORRIS & MONIER, 2003), as bactérias diazotróficas que crescem no interior de raízes de leguminosas são produtoras naturais de biofilmes (FUJISHIGE et al., 2006), enquanto linhagens dos gêneros *Sinorhizobium* (RINAUDI et al., 2010), *Mesorhizobium* (WANG et al., 2008) e *Rhizobium* (FUJISHIGE et al., 2008) são descritas como fortes produtoras de EPS.

Os exopolissacarídeos (EPS) são metabólitos secundários produzidos durante a fase estacionária do crescimento microbiano, podendo ser homopolímeros ou heteropolímeros que geralmente são característicos de grupos de micro-organismos (SUTHERLAND, 2001). Os EPS exsudados pelas células rizobianas apresentam estrutura complexa e se constituem componentes primários de biofilmes (FUJISHIGE et al., 2006). Dentre as espécies conhecidas, a que apresenta EPS mais bem estudado tanto estruturalmente como ecologicamente é *Sinorhizobium meliloti* (SKORUPSKA et al., 2006).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa por micro-organismos com potencial para degradação de poluentes tóxicos é uma estratégia importante, para tratamento de áreas e efluentes industriais contaminados. A remediação é importante tanto por conta do efeito visual, mas principalmente, como uma exigência legal e um compromisso social.

Embora a literatura apresente grande diversidade de micro-organismos, com potencial para a recuperação ou atenuação de ambientes contaminados, é de fundamental importância à seleção de linhagens microbianas que aliem a capacidade de degradação a não patogenicidade. Nesse sentido, as bactérias nodulíferas diazotróficas, além de extremamente importantes para a fixação biológica de nitrogênio, têm um potencial ainda inexplorado para degradação de compostos aromáticos. A propriedade natural dessas bactérias em se agregarem por formação de biofilme e exopolissacarídeos, contribuem para que as mesmas se constituam em uma nova alternativa para processos de biorremediação de áreas contaminadas e, em particular, para o tratamento biológico de águas residuárias industriais, aumentando o leque de aplicações deste grupo bacteriano.

REFERENCIAS

ABARI, A. H.; .EMTIAZI, G.; GHASEMI, S. M. The role of exopolysaccharide, biosurfactant and peroxidase enzymes on toluene degradation by bacteria isolated from marine and wastewater environments. **Jundishapur Journal of Microbiology**, v. 5, n.3, p. 479-485, 2012.

ABD EL-ZAHER, E. H. F.; MAHMOUD, Y. A. G.; ALY, M. M. Effect of different concentrations of phenol on growth of some fungi isolated from contaminated soil. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n.8, p. 1384-1392, 2011.

ABDUL RAZACK, S.; VELAYUTHAM, V.; THANGAVELU, V. Medium optimization for the production of exopolysaccharide by *Bacillus subtilis* using synthetic sources and agro wastes. **Turkish Journal of Biology**, v. 37, p. 280-288, 2013.

AHMAD, D.; MEHMANNAVAZ, R.; DAMAJ, M. Isolation and characterization of symbiotic N₂-fixing *Rhizobium meliloti* from soils contaminated with aromatic and chloroaromatic hydrocarbons: PAHs and PCBs. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 39, n.1, p. 33-43, 1997.

AL-BADER, D.; KANSOUR, M .K.; RAYAN, R.; RADWAN, S. S. Biofilm comprising phototrophic, diazotrophic, and hydrocarbon-utilizing bacteria: a promising consortium in the bioremediation of aquatic hydrocarbon pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n.5, p. 3252-3262, 2013.

ALLISON, D. G. The biofilm matrix. **Biofouling**, v. 19, n.2, p. 139-150, 2003.

AL-MAILEM, D. M.; SORKHOH, N. A.; SALAMAH, S.; ELIYAS, M.; RADWAN, S. S. Oil-bioremediation potential of Arabian Gulf mud flats rich in diazotrophic hydrocarbon-utilizing bacteria. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 6, n.3, p. 218-225, 2010.

AL-MAILEM, D. M.; ELIYAS, M.; RADWAN, S. S. Oil-bioremediation potential of two hydrocarbonoclastic, diazotrophic *Marinobacter* strains from hypersaline areas along the Arabian Gulf coasts. **Extremophiles**, v. 17, n.3, p. 463-470, 2013.

AMIM Jr, J.; PETRI, D .F. S.; MAIA, F .C. B.; MIRANDA, P .B. Ultrathin cellulose ester films: preparation, characterization and protein immobilization. **Química Nova**, v. 33, n.10, p. 2064-2069, 2010.

BASHA, M. K.; RAJENDRAN, A.; THANGAVELU, V. Recent advances in the biodegradation of phenol: A review. **Asian Journal of Experimental Biological Sciences**, v. 1, n.2, p. 219-234, 2010.

BONFÁ, M. R. L.; GROSSMAN, M. J.; PIUBELI, F. Phenol degradation by halophilic bacteria isolated from hypersaline environments. **Biodegradation**, v. 24, n.5, p. 699-709, 2013.

CANILHA, L.; CARVALHO, W.; SILVA, J. B. A. Biocatalizadores imobilizados. **Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, v. 36, p. 48-54, 2006.

CASSIDY, M. B., LEE, H.; TREVORS, J. T. Environmental applications of immobilized microbial cells: a review. **Journal of Industrial Microbiology**, v. 16, p. 79-101, 1996.

CATANHO, M.; DEGRAVE, W.; MIRANDA, A. B. Análise comparativa de genomas procarióticos. **Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, v. 37, p. 20-29, 2008.

CASTELLANE, T. C. L.; LEMOS, E. G. M. Exopolysaccharides composition produced by rhizobia under different carbon sources. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n.10, p. 1503-1506, 2007.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, 2005.

CHEN, W. M.; JAMES, E. K.; PRESCOTT, A. R., KIERANS, M., SPRENT, J. I. Nodulation of *Mimosa* spp. by the β -proteobacterium *Ralstonia taiwanensis*. **Molecular Plant-Microbe Interactions**, v. 16, n.12, p. 1051-1061, 2003.

CHEN, W. M.; CHANG, J. S.; WU, C. H.; CHANG, S. C. Characterization of phenol and trichloroethene degradation by the rhizobium *Ralstonia taiwanensis*. **Research in Microbiology**, v. 155, n.8, p. 672-680, 2004.

CHEN, D. Z.; FANG, J. Y.; SHAO, Q.; YE, J. X.; OUYANG, D. J.; CHEN, J. M. Biodegradation of tetrahydrofuran by *Pseudomonas oleovorans* DT immobilized in calcium alginate beads impregnated with activated carbon fiber: Mass transfer effect and continuous treatment. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 87-93, 2013.

COVIZZI, L. G.; GIESE, E. C.; GOMES, E.; DEKKER, R. F. H.; SILVA, R. Immobilization of microbial cells and their biotechnological applications. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 28, n.2, p. 143-160, 2007.

CUNHA, C. O. 2013. ***Burkholderia* simbiotes de leguminosas: estudos filogenéticos e interação sinérgica com o rizóbio do feijão e da soja**. Doutorado em Biotecnologia. Renorbio.179 p.

DAI, J.; MUMPER, R. J. Plant phenolics: Extraction, analysis and their antioxidant and anticancer properties. **Molecules**, v. 15, n.10, p. 7313-7352, 2010.

DAMAJ, M.; AHMAD, D. Biodegradation of polychlorinated biphenyls by rhizobia: a novel finding. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 218, n.3, p. 908-915, 1996.

DUTA, F. P.; FRANÇA, F. P.; LOPES, L. M. M. Optimization of culture conditions for exopolysaccharides production in *Rhizobium* sp using the response surface method. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 9, n.4, p. 391-399, 2006.

FLETCHER, J. S.; HEDGE, R. S. Release of phenols by perennial plant roots and their potential importance in bioremediation. **Chemosphere**, v. 31, n.4, p. 3009-3016, 1995.

FRASSINETTI, S.; SETTI, L.; CORTI, A.; FARRINELLI, P.; MONTEVECCHI, P.; VALLINI G. Biodegradation of dibenzothiophene by a nodulating isolate of *Rhizobium meliloti*. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 44, n.3, p. 289-297, 1998.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N. New trends for treatment of industrial effluents containing organochloride species. **Química Nova**, v. 23, n.4, p. 504- 511, 2000.

FUJISHIGE, N. A.; KAPADIA, N. N.; De HOFF, P. L.; HIRSCH, A. M. Investigations of *Rhizobium* biofilm formation. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 56, n.2, p. 195-206, 2006.

FUJISHIGE, N. A.; LUM, M. R.; De HOFF, P. L.; WHITELEGGE, J. P.; FAULL, K. F.; HIRSCH, A. M. *Rhizobium* common nod genes are required for biofilm formation. **Molecular Microbiology**, v. 67, n.3, p. 504-515, 2008.

GONZÁLEZ, P. S.; ONTAÑÓN, O. M.; ARMENDARIZ, A. L.; TALANO, M. A.; PAISIO, C. E.; AGOSTINI, E. *Brassica napus* hairy roots and rhizobacteria for phenolic compounds removal. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 20, n.3, p. 1310-1317, 2013.

GENTRY, T. J.; RENSING, C.; PEPPE, I. New approaches for bioaugmentation as a remediation technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 34, n.5, p. 447-494, 2004.

JACOB, J. H.; ALSOHAILI, S. Isolation of two fungal strains capable of phenol degradation. **Journal of Biological Sciences**, v. 10, n.2, p. 162-165, 2010.

JACQUES, R. J. S.; SILVA, K. J.; BENTO, F. M.; CAMARGO, F. A. O. Bioremediation of a soil contaminated with anthracene under different chemical and physical conditions. **Ciência Rural**, v. 40, n.2, p. 280-287, 2010.

JUNTER, G. A.; JOUENNE, T. Immobilized viable microbial cells: from the process to the proteome in leader or the cart before the horse. **Biotechnology Advances**, v. 22, n.8, p. 633-658, 2004.

KAFILZADEH, F.; FARHANGDOOST, M. S.; TAHERY, Y. Isolation and identification of phenol degrading bacteria from lake Parishan and their growth kinetic assay. **African Journal of Biotechnology**, v. 9, n.40, p. 6721-6726, 2010.

KOKARE, C. R.; CHAKRABORTY, S.; KHOPADE, A. N.; MAHADIK, K. R. Biofilm: Importance and applications. **Indian Journal of Biotechnology**, v. 8, p. 159-168, 2009.

KRASTANOV, A.; ALEXIEVA, Z.; YEMENDZHIEV, H. Microbial degradation of phenol and phenolic derivatives. **Engineering in Life Sciences**, v. 13, n.1, p. 76-87, 2013.

KUNTIYA, A., TAKENAKA, S., SEESURIYACHAN, P. High potential of thermotolerant *Candida tropicalis* no. 10 for high concentration of phenol biodegradation. **Food and Applied Bioscience Journal**, v. 1, n.2, p. 59-68, 2013.

KUMAR, A.; BISHT, B. S.; JOSHI, V. D.; DHEWA, T. Review on bioremediation of polluted environment: A management tool. **International Journal of Environmental Sciences**, v.1, n.6, p. 1079-1093, 2011.

KUANG, Y.; ZHOU, Y.; CHEN, Z.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Impact of Fe and Ni/Fe nanoparticles on biodegradation of phenol by the strain *Bacillus fusiformis* (BFN) at various pH values. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 588-594, 2013.

LATHA, S.; MAHADEVAN, A. Role of rhizobia in the degradation of aromatic substances. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 13, n.6, p. 601-607, 1997.

LIU, Q. S.; LIU, Y.; SHOW, K. Y.; TAY, J. H. Toxicity effect of phenol on aerobic granules. **Environmental Technology**, v. 30, n.1, p. 69-74, 2009.

LORITE, M. J.; SANJUAN, J.; VELASCO, L.; OLIVARES, J.; BEDMAR E. J. Characterization of *Bradyrhizobium japonicum* pca BDC genes involved in 4-hydroxybenzoate degradation. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1397, n.3, p. 257-261, 1998.

MAHENTHIRALINGAM, E.; BISCHOF, J.; BYRNE, S. K.; RADOMSKI, C.; DAVIES, J. E.; Av-GAY, Y.; VANDAMME, F. PDNA-based diagnostic approaches for identification of *Burkholderia cepacia* complex, *Burkholderia vietnamiensis*, *Burkholderia multivorans*, *Burkholderia stabilis*, and *Burkholderia cepacia* genomovars I and III. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 38, n.9, p. 3165-3173, 2000.

MAHMOUD, D. A. R.; HELMY, W. A. Potential application of immobilization technology in enzyme and biomass production (Review Article). **Journal of Applied Sciences Research**, v. 5, n.12, p. 2466-2476, 2009.

MAGDANOVA, L. A.; GOLYASNAYA, N. V. Heterogeneity as an adaptive trait of microbial populations. **Microbiology**, v. 82, n.1, p. 1-10, 2013.

MANDAL, S. M.; CHAKRABORTY, D.; DEY, S. Phenolic acids act as signaling molecules in plant-microbe symbioses. **Plant Signaling Behavior**, v. 5, n.4, p. 359-368, 2010.

MARIANO, D. C.; OKUMURA, R. S. Aspectos agronômicos, uso pelo homem e mecanismos da fitorremediação: uma revisão. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 5, n.2, p. 85-101, 2012.

MARTINS, S. C. S.; MARTINS, C. M.; OLIVEIRA, A. V.; FIÚZA, L. M. C. G.; SANTAELLA, S. T. Selection of culturable environmental microbial strains for cellular immobilization: Association of phenotypic adhesive characteristics and quantitative cellular retention. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n.58, p. 12206-12212, 2012.

MARTINS, S. C. S.; MARTINS, C. M.; FIÚZA, L. M. C. G.; SANTAELLA, S. T. Immobilization of microbial cells: A promising tool for treatment of toxic pollutants in industrial wastewater. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n.28, p. 4412-4418, 2013.

MCHEIK, A.; FAKIH, M.; OLAMA, Z.; HOLAIL, H. Bioremediation of four food industrial effluents. **American Journal of Agriculture and Forestry**, v. 1, n.1, p. 12-21, 2013.

MEGHARAJ, M.; RAMAKRISHNAN, B.; VENKATESWARLU, K.; SETHUNATHAN, N.; NAIDU, R. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. **Environment International**, v. 37, n.8, p. 1362-1375, 2011.

MISSION, M.; RAZALI, F. Immobilization of phenol degrader *Pseudomonas* sp in repeated batch culture using bioceramic and sponge as support materials. **Jurnal Teknologi**, v. 46, p. 51-59, 2007.

MOHITE, B. V.; JALGAONWALA, R. E.; PAWAR, S.; MORANKAR, A. Isolation and characterization of phenol degrading bacteria from oil contaminated soil. **Innovative Romanian Food Biotechnology**, v. 7, p. 61-65, 2010.

MONTEIRO, N. K.; ARANDA-SELVERIO, G.; EXPOSTI, D. T. D.; SILVA, M. L. C.; LEMOS, E. G. M.; CAMPANHARO, J. C.; SILVEIRA, J. L. M. Chemical characterization of the gels produced by the diazotrophic bacteria. **Quimica Nova**, v. 35, n.4, p. 705-708, 2012.

MOORE, R.; QUARMBY, J.; STEPHENSON, T. The effect of media the size on performance of biological aerated filter. **Water Research**, v. 35, n.10, p. 2514-2522, 2001.

MOREIRA, M. T.; PALMA, C.; FEIJOO, G.; LEMA, J. M. Strategies for the continuous production of ligninolytic enzymes in fixed and fluidised bed bioreactors. **Journal of Biotechnology**, v. 66, p.27-39, 1998.

MOREIRA, F. M. S.; SILVA, K.; NÓBREGA, R. S. A.; CARVALHO, F. Bactérias diazotróficas associativas: diversidade, ecologia e potencial de aplicações. **Comunicata Scientiae**, v. 1, n.2, p. 74-99, 2010.

MORRIS, C. E.; MONIER, J. M. The ecological significance of biofilm formation by plant-associated bacteria. **Annual Review of Phytopathology**, v. 41, p. 429-445, 2003.

MOULIN, L.; MUNIUE, A.; DREYFUS, B.; BOIUIN-MASSON, C. Nodulation of legumes by members of the sub-class β -proteobacteria. **Letters to Nature**, v. 411, p. 948-950, 2001.

MOYO, M.; MUTARE, E.; FIDELIS, C.; BENIAS, F.; NYAMUNDA, C. Removal of phenol from aqueous solution by adsorption on yeast, *Saccharomyces cerevisiae*. **International Journal of Research & Reviews in Applied Sciences**, v. 11, n.3, p. 486-494, 2012.

NAGAMANI, A.; SOLIGALLAR, L.; LOWRY, M. Isolation and characterization of phenol degrading *Xanthobacter flavus*. **African Journal of Biotechnology**. v. 8, n.20, p. 5449-5453, 2009.

NAIR, C. I.; JAYACHANDRAN, K.; SHASHIDHAR, S. Biodegradation of phenol. **African Journal of Biotechnology**, v. 7, n.25, p. 4951-4958, 2008.

NWEKE, C. O.; OKPOKWASILI, G. C. Influence of exposure time on phenol toxicity to refinery wastewater bacteria. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 2, n.2, p. 20-27, 2010.

PASSOS, C. T.; MICHELON, M.; BURKERT, J. F. M.; KALIL, S. J.; BURKERT, C. A. V. Biodegradation of phenol by free and encapsulated cells of a new *Aspergillus* sp. isolated from a contaminated site in southern Brazil. **African Journal of Biotechnology**, v. 9, n.40, p. 6716-6720, 2010.

O'SULLIVAN, L. A.; MAHENTHIRALINGAM, E. Under the microscope Biotechnological potential within the genus *Burkholderia*. **Letters in Applied Microbiology**, v. 41, n.1, p. 8-11, 2005.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. Uso de micro-organismos para a biorremediação de ambientes impactados. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 6, n.6. p. 975-1006, 2012.

PINHEIRO, Z. B.; RODRIGUES, K.; PESSOA-WANDERLEY, C. R.; ARAÚJO, R. S.; MARINHO, G. Biological removal of phenol by use of continuous reactor with *Aspergillus niger* inoculum. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n.1, p. 47-52, 2010.

QUAN, Z. X.; BAE, H. S.; BAEK, J. H.; CHEN, W. F.; IM, W. T.; LEE, S. T. *Rhizobium daejeonense* sp. nov. isolated from a cyanide treatment bioreactor. **International Journal Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 55, n.6, p. 2543-2549, 2005.

RAMOND, J. B.; WELZ, P. J.; TUFFIN, M. I.; BURTON, S. G.; COWAN, D. A. Selection of diazotrophic bacterial communities in biological sand filter mesocosms used for the treatment of phenolic-laden wastewater. **Microbial Ecology**, v. 66, n.3, p. 563-70, 2013.

RINAUDI, L. V.; SORROCHE, F.; ZORREGUIETA, A.; GIORDANO, W. Analysis of the mucR gene regulating biosynthesis of exopolysaccharides: implications for biofilm formation in *Sinorhizobium meliloti* Rm1021. **FEMS Microbiology Letters**, v. 302, n.1, p. 15-21, 2010.

ROCHA, L. L.; de AGUIAR CORDEIRO R.; CAVALCANTE, R. M, do NASCIMENTO, R. F.; MARTINS, S. C.; SANTAELLA, S. T.; MELO, V. M. Isolation and characterization of phenol-degrading yeasts from an oil refinery wastewater in Brazil. **Mycopathologia**, v. 164, n.4, p. 183-188, 2007.

SANTAELLA, C.; SCHUE, M.; BERGIE, O.; HEULIN, T.; ACHOUAK, W. The exopolisaccharide of *Rhizobium* sp YAS34 is not necessary to biofilm formation on *Arabidopsis thaliana* and *Brassica napus* roots but contributes to roots colonization. **Environmental Microbiology**, v. 10, n.8, p. 2150-2163, 2008.

SANTAELLA, S. T.; da SILVA Jr; F. C. G.; GADELHA, D. A. C.; COSTA; K. O.; de AGUIAR; R.; ARTHAUD; I. D. B.; LEITÃO, R. C. Treatment of petroleum refinery wastewater by reactors inoculated with *Aspergillus niger*. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n.1, p. 139-148, 2009.

SAYYED, R. Z.; JAMADAR, D. D.; PATEL, P. R. Production of exo-polysaccharide by *Rhizobium* sp. **Indian Journal of Microbiology**, v. 51, n.3, p. 294-300, 2011.

SENEVIRATNE, G.; JAYASEKARAB, A. P. D. A.; De Silva, M. S. D. L.; ABEYSEKERA, U. P. Developed microbial biofilms can restore deteriorated conventional agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n.5, p. 1059-1062, 2011.

SHARMA, S. Bioremediation: Features, strategies and applications. **Asian Journal of Pharmacy and Life Science**, v. 2, n.2, p. 202-213, 2012.

SHUKLA, A. K.; VISHWAKARMA, P.; SINGH, R. S.; UPADHYAY, S. N.; DUBEY, S. K. Bio-filtration of trichloroethylene using diazotrophic bacterial community. **Bioresource Technology**, v. 101, n.7, p. 2126-2133, 2010.

SINHA, S.; CHATTOPADHYAY, P.; PAN, L.; CHATTERJEE, S.; CHANDA, P.; BANDYOPADHYAY, D.; DAS, K.; SEN, S. K. Microbial transformation of xenobiotics for environmental bioremediation. **African Journal of Biotechnology**, v. 8, n.22, p. 6016-6027, 2009.

SINGH, U.; RANI, B.; CHAUHAN, A. K.; MAHESHWARI, R.; VYAS, M. K. Role of environmental biotechnology in decontaminating polluted water. **International Journal of Life Sciences Biotechnology and Pharm Research**, v. 1, n.1, p. 32-46, 2012.

SKORUPSKA, A.; JANCZAREK, M.; MARCZAK, M.; MAZUR, A.; KRÓL, J. Rhizobial exopolysaccharides: genetic control and symbiotic functions. **Microbial Cell Factories**, v. 5, n.7, p. 1-19, 2006.

SOARES, I. A.; FLORES, A. C.; MENDONÇA, M. M.; BARCELOS, R. P.; BARONI, S. Fungos na biorremediação de áreas degradadas. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 78, n.2, p. 341-350, 2011.

STOODLEY, H. L.; COSTERTON, J. W.; STOODLEY, P. Bacterial biofilms: from the natural environment to infectious diseases. **Nature Reviews Microbiology**, v. 2, p. 95-108, 2004.

SUTHERLAND, I. W. Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. **Microbiology**, v. 147, n.1, p. 3-9, 2001.

TALLUR, P. N.; MEGADI, V. B.; NINNEKAR, H. B. Biodegradation of p-cresol by immobilized cells of *Bacillus* sp. strain PHN 1. **Biodegradation**, v. 20, n.1, p. 79-83, 2009.

TENG, Y.; SHEN, Y.; LUO, Y.; SUN, X.; SUN M.; FU, D.; LI, Z.; CHRISTIE, P. Influence of *Rhizobium meliloti* on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons by alfalfa in an aged contaminated soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n.2-3, p. 1271-1276, 2011.

TOLEDO, B. F. B.; MARCONDES, J.; LEMOS, E. G. M. Characterization of rhizobia indicated for inoculant production using 16S rRNA partial sequencing. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n.4, p. 384-391, 2009.

TONINI, R. M. C. W.; REZENDE, C. E.; GRATIVOL, A. D. Bacterial degradation and biorremediation of petroleum compounds: A review. **Oecologia Australis**, v. 14, n.4, p. 1027-1035, 2010.

TU, C.; TENG, Y.; LUO, Y.; LI, X.; SUN, X.; LI, Z.; LIU, W.; CHRISTIE, P. Potential for biodegradation of polychlorinated biphenyls (PCBs) by *Sinorhizobium meliloti*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n.2-3, p. 1438-1444, 2011.

USHA, M. S.; SANJAY, M. K.; GADDAD, S. M.; SHIVANNAVAR, C. T. Degradation of h-acid by free and immobilized cells of *Alcaligenes latus*. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 41, n.4, p. 931-945, 2010.

VANSCHIE, P. M.; YOUNG, L.Y. Isolation and characterization of phenol degrading denitrifying bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n.7, p. 2432-2438, 1998.

VELA, S.; HÄGGBLÖM, M. M.; YOUNG, L. Y. Biodegradation of aromatic and aliphatic compounds by rhizobial species. **Soil Science**, v. 167, p. 802-810, 2002.

WANG, L.; RIDGWAY, D.; GU, T.; MOO-YOUNG, M. Bioprocessing strategies to improve heterologous protein production in filamentous fungal fermentations. **Biotechnology Advances**, v. 23, n.2, p. 115-129, 2005.

WANG, P.; ZHONG, Z.; ZHOU, J.; CAI, T.; ZHU, J. Exopolysaccharide biosynthesis is important for *Mesorhizobium tianshanense*: plant host interaction. **Archives of Microbiology**, v. 189, n.5, p. 525-530, 2008.

WASI, S.; TABREZ, S.; AHMAD M. Toxicological effects of major environmental pollutants: an overview. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n.3, p. 2585-2593, 2013.

WEI, G.; WEI, G.; YU, J.; ZHU, Y.; CHEN, W.; WANG, L. Characterization of phenol degradation by *Rhizobium* sp.CCNWTB 701 isolated from *Astragalus chrysopteru* in mining tailing region. **Journal of Hazardous Materials**, v. 151, n.1, p. 111-117, 2008.

YANG, C. F., LEE, C. M. Enrichment, isolation, and characterization of 4 chlorophenol-degrading bacterium *Rhizobium* sp. 4-CP-20. **Biodegradation**, v. 19, n.3, p. 329-336, 2008.

YANG, H. C.; CHENG, J.; FINAN, T. M.; ROSEN, B. P.; BHATTACHARJEE, H. Novel pathway for arsenic detoxification in the legume symbiont *Sinorhizobium meliloti*. **Journal of Bacteriology**, v. 187, n.20, p. 6991-6997, 2005.

YORDANOVA, G.; GODJEVARGOVA, T.; NENKOVA, R.; IVANOVA, D. Biodegradation of phenol and phenolic derivatives by a mixture of immobilized cells of *Aspergillus awamori* and *Trichosporon cutaneum*. **Biotechnology and Biotechnological Equipment**, v. 27, n.2, p. 3681-3688, 2013.

ZAINUDIN, N. F.; ABDULLAH, A. Z.; MOHAMED, A. R. Characteristics of supported nano-TiO₂/ZSM-5/silica gel (SNTZS): Photocatalytic degradation of phenol. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, n.1-3, p. 299-306, 2010.

ZHANG, Y.; LU, D.; JU, T.; WANG, L.; LIN, S.; ZHAO, Y.; WANG, C.; HE, H.; DU, Y. Biodegradation of phenol using *Bacillus cereus* WJ1 and evaluation of degradation efficiency based on a graphene-modified electrode. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 8, p. 504-519, 2013.