

Instituto de Botânica de São Paulo – IBt

**Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio
Ambiente**

Curso de Capacitação de Monitores e Educadores

Fungos basidiomicetos em biorremediação

Marina Bianchini de Salvi

Orientador: Profº Dr. Dácio Roberto Matheus

São Paulo 2011

Fungos basidiomicetos em biorremediação

Fungos basidiomicetos lignocelulolíticos

Os basidiomicetos são incluídos taxonomicamente no Filo Basidiomycota do Reino Fungi. Morfologicamente são caracterizados como fungos que produzem esporos de origem sexuada em estruturas especializadas chamadas basídios, onde ocorre a cariogamia e a meiose. Apresentam micélio dicariótico durante a maior parte do ciclo de vida e hifas septadas que podem formar ansas, que são alças de conexão que auxiliam na manutenção da dicariose típica do grupo. Embora nem todo basidiomiceto possua ansa, toda hifa com ansa é de um fungo basidiomiceto. No grupo dos basidiomicetos, o septo da hifa é uma estrutura complexa, perfurado no centro e com parede espessada envolta do poro, que por sua vez pode ser recoberto com uma membrana vinda do retículo endoplasmático. O septo doliporo é típico dos basidiomicetos (Alexopoulos *et al.* 1996).

Kirk *et al.* (2008) registraram 29.914 espécies conhecidas de basidiomicetos, incluindo desde os populares cogumelos e orelhas-de-pau, até os carvões, as ferrugens, os gasteromicetos e os gelatinosos. A maioria das espécies é sapróbia, mas ocorrem muitas espécies parasitas obrigatórias ou facultativas, bem como micorrízicas.

Os basidiomicetos desempenham papel fundamental na ciclagem de nutrientes na natureza, principalmente no ciclo do carbono, na medida que são excelentes degradadores de lignina, o segundo biopolímero mais abundante sobre a terra. Também contribuem para a manutenção do ciclo de outros elementos como nitrogênio, fósforo e potássio, incorporados aos componentes insolúveis das paredes celulares (Carlile & Watkinson 1996).

Degradação da Lignina

A lignina, suporte estrutural para as plantas, é um biopolímero tridimensional com uma estrutura composta por unidades moleculares que não se repetem regularmente, originárias da oxidação de três precursores fenilpropanóides monoméricos: álcool cumarílico (propanol *phidroxifenil*), álcool coniferílico (propanol *guaiacil*) e álcool sinapílico (propanol *siringil*). A polimerização aleatória destas subunidades, através de ligações C-C e C-O-C dão origem a uma forma altamente complexa, tridimensional, estável e insolúvel em água (Figura 1). Assim, a lignina confere rigidez à madeira, diminuição da permeabilidade das paredes das células do xilema à água e proteção aos tecidos vegetais contra o ataque microbiano (Higushi 1985).

Os basidiomicetos causadores de podridão branca parecem ser os melhores microrganismos que possuem a capacidade de degradar lignina, celulose e hemicelulose em moléculas menores até CO₂ e água (Matheus & Okino 1998). A degradação da lignina por fungos basidiomicetos ocorre por meio de reações intermediadas por um mecanismo, que começa com a subtração de um elétron de seu núcleo aromático, para formarem radicais catiônicos instáveis e, em sequência, formam produtos de reações não enzimáticas, de radicais catiônicos com água e outros nucleófilos (Bumpus & Aust 1987, Bononi 1997, Pointing 2001, Hofrichter 2002, Ballaminut 2007).

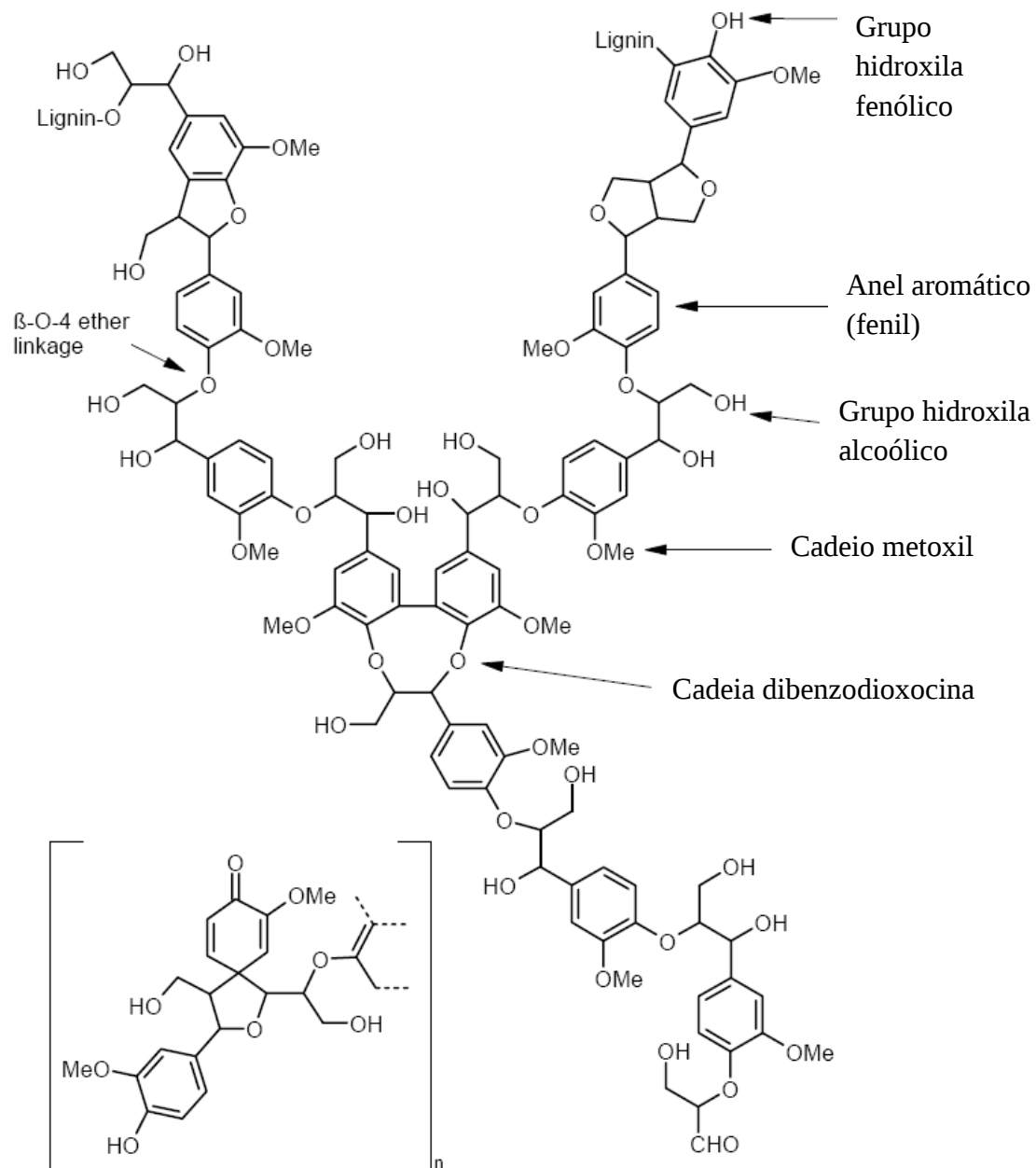


Figura 1: Segmento de um polímero de lignina (Brunow 2001)

Os nutrientes absorvidos pelos fungos, por meio de reações anabólicas e catabólicas, são convertidos em constituintes celulares e energia. Os nutrientes orgânicos obtidos de carboidratos são oxidados pela respiração e pela fermentação, produzindo reservas energéticas e estruturas de parede celular. A energia química que é liberada nesses processos envolve a perda de elétrons de um composto para reduzir outro, o qual é denominado aceptor de elétrons. Na maioria dos fungos o aceptor final é

o oxigênio. Os principais aceptores de elétrons de interesse na biodegradação são: o oxigênio para microrganismos aeróbios e nitrato, manganês, ferro, sulfato, dióxido de carbono e carbono orgânico para os anaeróbios (Moore-Landecher 1996, Boopathy 2000, Matheus & Machado 2002).

Apesar de vários dos seus aspectos necessitarem ainda serem investigados, a degradação da lignina por fungos basidiomicetos pode ser entendida como um processo multienzimático resultante da ação coordenada de uma série de enzimas intra e extracelulares, do grupo das oxidoreduktases (representadas por peroxidases, lacases e outras oxidases produtoras de peróxido de hidrogênio) e de metabólitos intermediários de baixa massa molecular (Figura 2) (Leonowicz *et al.* 1999, Moreira-Neto 2006).

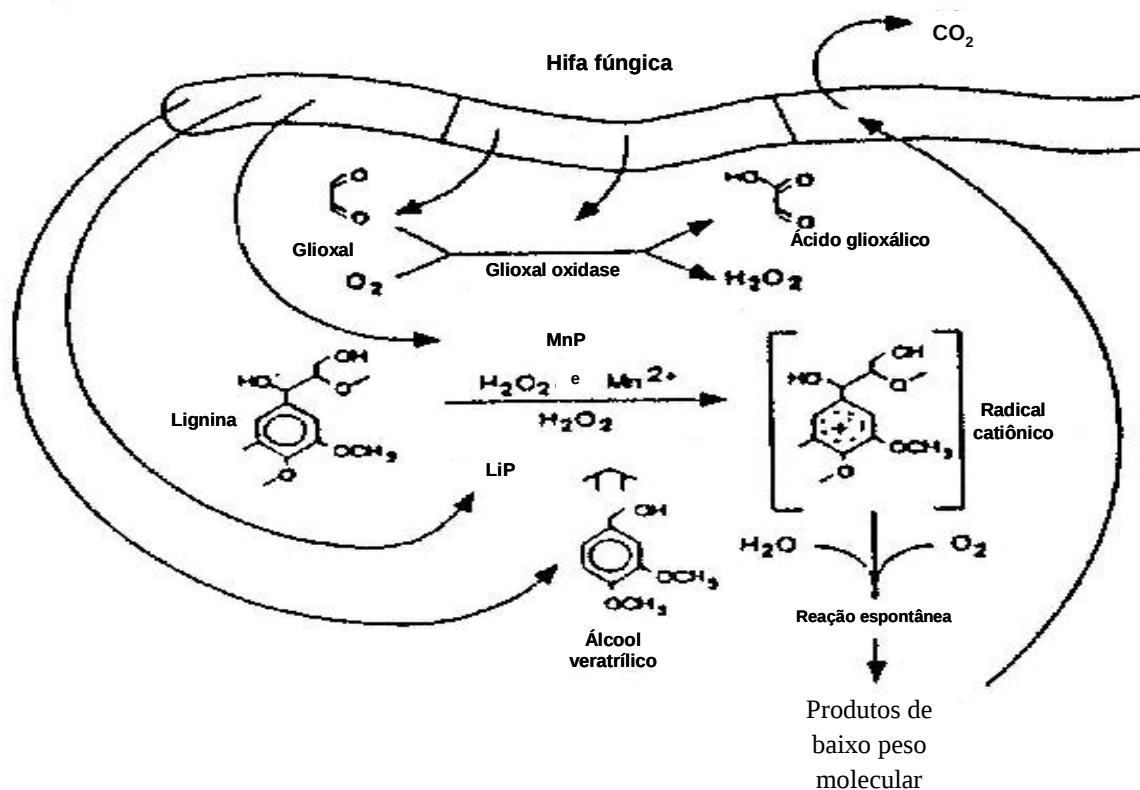


Figura 2: Esquema geral do processo de degradação da lignina por *Phanerochaete chrysosporium* (Kirk 1993)

Muitas espécies de basidiomicetos são degradadoras de madeira e podem ser divididas em dois grandes grupos: os fungos causadores de podridão branca e os causadores de podridão parda (Ryvarden & Johansen 1980). Os primeiros são dotados de

complexo enzimático que os tornam capazes de converter moléculas de celulose, hemicelulose e lignina em água e CO_2 . A madeira, depois de sofrer a ação desses fungos, fica com aspecto esponjoso, fibroso ou laminado e com cor esbranquiçada, o que caracteriza o nome do grupo (Figura 3A). Os causadores de podridão parda, por sua vez, são responsáveis pela degradação da celulose e hemicelulose e deixam a madeira com aspecto amorfo e desintegrado ao final do processo de degradação, restando apenas moléculas de lignina modificada de coloração parda (Figura 3B). Ao que parece, os fungos basidiomicetos causadores de podridão branca são os únicos organismos capazes de converter lignina em CO_2 .

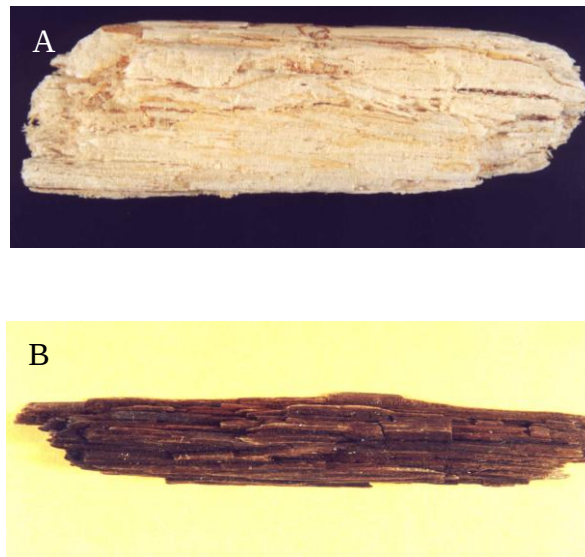


Figura 3: A) Madeira decomposta por fungos de podridão branca, B) Madeira decomposta por fungos de podridão parda.

(Fotos: Adriana de Mello Gugliotta)

Devido à capacidade de converter lignina em CO_2 e água, os fungos basidiomicetos são muito utilizados em processos biotecnológicos. Os resíduos agrícolas ou agroindustriais representam também um grave problema ambiental quanto sua disposição final. No entanto, podem ser utilizados pelos fungos basidiomicetos como substratos na produção de cogumelos comestíveis e polissacarídeos para aplicação

na indústria alimentícia, médica ou cosmética. Produtos finais da degradação do substrato podem ser utilizados ainda como fertilizantes em plantações, suplementos para ração de animais ou ainda serem reciclados e misturados a outros materiais orgânicos, para utilização em terra de cobertura de plantações de champignon (Matheus & Okino 1998).

Outra aplicação dos basidiomicetos lignocelulolíticos está relacionada com a biodegradação de substâncias químicas recalcitrantes à degradação biológica no meio ambiente. Esse interesse baseia-se na capacidade desses organismos de degradar diversas moléculas poluentes como pesticidas clorados (DDT), dioxinas (2,3,7,8 – tetraclorodibenzo-p-dioxina), hidrocarbonetos aromáticos (benzo- α -pireno), além de bifenilas policloradas, pentaclorofenol e hexaclorobenzeno. Deste modo tem sido largamente estudada a utilização destes fungos em processos de biorremediação de materiais, como solo, resíduos e efluentes industriais, contaminados com substâncias recalcitrantes à degradação biológica (Duran & Esposito 1997, Matheus *et al.* 2000).

Poluentes orgânicos persistentes (POPs)

Os poluentes orgânicos persistentes são compostos organoclorados que foram intensamente produzidos a partir da década de 40, sendo considerados produtos sintetizados pelo homem que maior impacto causam no meio ambiente, devido basicamente a sua alta persistência no ambiente, resistência à degradação, capacidade de transporte a longas distâncias pela atmosfera e correntes marinhas, potencial de bioacumulação e biomagnificação. Os organoclorados possuem elevada solubilidade em lipídios e esta característica determina sua capacidade de biomagnificação, atingindo o topo da cadeia alimentar, o homem (Fernícola & Oliveira 2002).

Em 1995, o Conselho de Administração do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - PNUMA - classificou 12 compostos orgânicos como Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Na figura 4 estão os compostos orgânicos representados por compostos aromáticos e alicíclicos clorados. Foram reconhecidos pela comunidade internacional como POPs os seguintes compostos: Aldrin, Clordano, diclorodifeniltricloroetano (DDT), Dieldrin, Dioxinas, Endrin, Furanos, Heptacloro, Mirex, Bifenilas Policloradas (PCBs), Toxafeno e o hexaclorobenzeno (HCB) . (Fernícola & Oliveira 2002, Breivik *et al.* 2004, Goerk *et al.* 2004, Guerzoni *et al.* 2007, Bais *et al.* 2008).

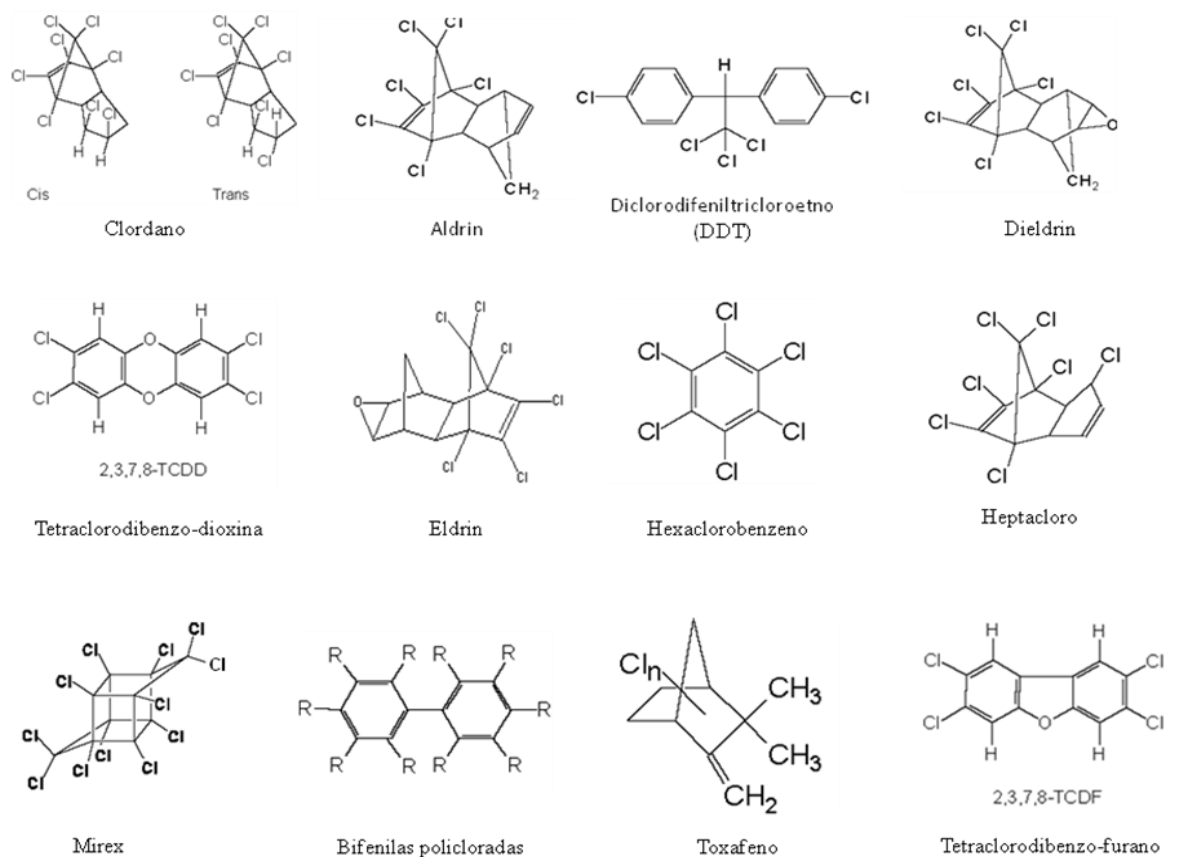


Figura 4: Estruturas moleculares dos poluentes orgânicos persistentes
(Fernícola & Oliveira 2002)

Em 2001, durante a convenção internacional sobre os POPs em Estocolmo na, Suécia, conhecida como Convenção de Estocolmo, foram criadas medidas de controle relacionadas à produção, importação, exportação, disposição e ao uso das substâncias classificadas como POPs. Esta Convenção foi elaborada ao longo de três anos de negociação e concluída em dezembro de 2004. Em reunião diplomática realizada em maio de 2001, 92 países aderiram à Convenção, dentre eles o Brasil. Foi determinado que os governos promovessem as melhores tecnologias e práticas para a sua substituição, bem como previnam o desenvolvimento de novos POPs, e trabalhem com o objetivo de eliminação dos POPs ou em sua restrição, nos casos em que tal meta seja inatingível, pelo menos em curto prazo (Fernícola & Oliveira 2002, Barber *et al.* 2005, Hirano *et al.* 2007).

Os POPs foram usados ou aplicados em regiões tropicais e temperadas. Por serem ligeiramente voláteis, são transportados pelos ventos na forma gasosa até encontrarem temperaturas mais baixas. Quando isso ocorre, são condensados diretamente na superfície do solo ou nas partículas presentes em aerossóis, que serão depositadas posteriormente com a neve ou as chuvas. Na realidade, também ocorre evaporação nas regiões mais frias, e o transporte, pelas correntes de ar, dos pólos para as regiões tropicais equivale à corrente inversa. Mas, como a condensação e a deposição são favorecidas pelas baixas temperaturas, o balanço final desse processo é o transporte mais intenso dessas substâncias químicas na direção das regiões polares. O transporte dos POPs para as regiões polares pode se dar em uma ou várias etapas (efeito “gafanhoto”), e pode levar algumas décadas até que o produto químico seja degradado ou retirado de forma permanente (Figura 5). Como agravante, quanto mais baixa temperatura, mais baixa a velocidade de biodegradação dos POPs, o que favorece o

aumento da concentração desses poluentes nas regiões mais frias (Fernícola & Oliveira 2002, Schmid *et al.* 2007).



Figura 5: Processos de migração dos POPs

(Fonte: Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa 2007)

Segundo Fernícola & Oliveira (2002) em revisão sobre POPs, descrevem que tanto nas regiões distantes, assim como nas regiões onde foram usados e aplicados, os POPs entram nas cadeias alimentares e acumulam-se em peixes, aves, mamíferos marinhos e no homem. Um exemplo é o das mulheres da tribo Inuit (esquimós), na Groelândia e no Ártico canadense, que apresentam hoje uma concentração de Bifenilas Policloradas (PCBs) no seu leite muitas vezes superior ao das mulheres que vivem nos países industrializados. Medições recentes realizadas no lago Ontário mostraram que as Bifenilas Policloradas presentes nas suas águas com uma baixa concentração – duas

partes por trilhão (2ppt), estavam presentes no tecido gorduroso das gaivotas em uma concentração de cinquenta partes por milhão (50 ppm), o que significa uma magnificação biológica de 25 milhões de vezes.

De acordo com estudos de Goerk *et al.* (2004) o HCB, o diclorodifeniltricloroetileno (DDE) e o mirex foram os POPs predominantes encontrados em amostras de peixes da Antártica analisadas entre 1986 e 2000, comprovando a persistências desses compostos, encontrados em uma região muito distante das fontes de emissão.

Biorremediação

Definições e técnicas

Biorremediação é o uso de organismos vivos em tratamento de ambiente contaminado para reduzir a concentração dos poluentes a níveis não detectáveis, não tóxicos ou aceitáveis, isto é, dentro dos limites estabelecidos pelas agências de controle ambiental. Esta prática é utilizada desde as primeiras civilizações que, sem o conhecimento adequado, confiaram aos microrganismos a destruição de compostos perigosos de uso doméstico, agrícola e industrial, com conversão desses compostos a dióxido de carbono, água e biomassa. A partir do século XIX, o biotratamento tornou-se mais aperfeiçoado com melhores engenharias de processo, embora ainda não tivesse sido chamado de biorremediação. Nas últimas décadas, técnicas de biotratamento foram muito empregadas. Hoje, qualquer transformação ou remoção de contaminantes do ambiente por organismos é considerada como biorremediação (Litchfield 2005).

Tecnologias de biorremediação estão recebendo maior atenção para restauração de locais muito poluídos, onde a biodegradação natural ocorre lentamente ou imperceptivelmente. Métodos de aceleração desse processo podem utilizar microrganismos de ocorrência natural (autóctone), com estimulação desta microbiota pela manipulação das condições ambientais. Esses métodos podem ainda ser otimizados, introduzindo microrganismos alóctones com comprovada capacidade de metabolizar o poluente. Processos otimizados podem ser conduzidos no próprio local (*in situ*), ou fora dele (*ex situ*), implicando assim na remoção do material contaminado (Boopathy 2000, Pointing 2001, Matheus & Machado 2002).

Alguns exemplos de técnicas de biorremediação são:

- 1) Biorremediação intrínseca ou atenuação natural, onde a degradação dos contaminantes é feita pela microbiota autóctone, utilizando apenas os recursos disponíveis no local;
- 2) Bioestimulação: otimização das condições de crescimento dos microrganismos nativos do local contaminado, oferecendo aos microrganismos condições que estimulem seu metabolismo degradativo;
- 3) Bioaumento ou bioenriquecimento: ocorre a introdução de microrganismos para a degradação de um contaminante;
- 4) Biofiltros: são microrganismos mobilizados em colunas para tratamento de ar ou efluentes líquidos;
- 5) Bioventilação: consiste na introdução de oxigênio no solo para estimular a ação dos microrganismos e evaporar o poluente;

6) “Land farming”: sistema de tratamento de resíduos e efluentes contaminados no solo;

7) Compostagem: processo de tratamento aeróbio termófilo, onde o material contaminado é misturado a um grande volume de substrato que contém a microbiota degradadora; e

8) Biorreatores: reatores onde é introduzido o microrganismo ou a comunidade microbiana, com controle de aeração, temperatura e outros fatores (Figura 6).



Figura 6: Reatores utilizados em processos de biorremediação de solo contaminado com organoclorados (Fotos: Ricardo R. da Silva 2004)

Aplicação de fungos causadores de podridão branca em biorremediação

Grande parte dos estudos de biorremediação utilizava bactérias pela facilidade que ofereciam para estudar suas vias metabólicas e utilizar construções genéticas que

permitam degradar especificadamente determinados compostos contaminantes. No entanto, algumas limitações restringem o uso de bactérias quando se tem condições de estresse ambiental, como baixos teores de nutrientes, baixos valores de pH, elevadas concentrações dos contaminantes. Além disso, as bactérias têm baixa eficiência na degradação de compostos solúveis em água, ou ligados ao solo, e seu sistema enzimático pode ser induzido somente na presença do contaminante. Sendo assim, níveis ainda indesejáveis do contaminante podem ser insuficientes para induzir a produção ou atividade das enzimas, diminuindo o processo de biodegradação (Matheus 1998, Moreno *et al.* 2004).

Inicialmente pensava-se que a capacidade dos basidiomicetos em degradar compostos xenobióticos devia-se a semelhança entre as estruturas da molécula de lignina e as moléculas de alguns compostos orgânicos sintéticos, principalmente os compostos aromáticos. Atualmente sabe-se que a capacidade biodegradativa de fungos de podridão branca deve-se a presença do sistema enzimático ligninolítico inespecífico, extracelular e de alto poder oxidante (Matheus & Okino 1998, Tuomela *et al.* 2000, Evans & Hedger 2001, Pointing 2001, Eerd *et al.* 2003).

Com o entendimento do mecanismo básico de degradação da lignina pelos fungos causadores de podridão branca e sua habilidade em transformar lignina em CO₂ e água, que se propôs que estes fungos poderiam ser utilizados para a degradação de poluentes ambientais, embora algumas observações da transformação de compostos aromáticos poluentes por fungos de podridão branca já datem de 40 anos atrás. Somente em meados da década de 80 foram apresentadas evidências de que o fungo *Phanerochaete chrysosporium* tinha a capacidade de mineralizar DDT, TCDD (2,3,7,8-tetraclorodibenzeno-*p*-dioxina), benzo(a)pireno, lindano (1,2,3,4,5,6-

hexaclorociclohexano) e algumas bifenilas policloradas (PCBs), bem como o pentaclorofenol (Bumpus & Aust, 1987, Barr & Aust 1994, Reddy *et al.* 1998, Reddy & Gold 2000, Pointing *et al.* 2001, Shim & Kawamoto 2002, Krishna 2005, Tortella *et al.* 2005).

Os basidiomicetos são utilizados amplamente em estudos de biorremediação de poluentes orgânicos persistentes (POPs), tais como pesticidas clorados (DDT), dioxinas (2,3,7,8-tetraclorodibenzeno-p-dioxina), bifenilas policloradas, hexaclorobenzeno, além de hidrocarbonetos aromáticos (benzo- α -pireno), pentaclorofenol e hexaclorobenzeno. Tais linhagens de fungos envolvidas na degradação destas moléculas incluem as espécies: *Higrocybe* sp., *Lentinus crinitus* (figura 7A), *Peniophora cinerea*, *Phellinus gilvus*, *Pleurotus sajor-caju*, *Psilocybe castanella* (figura 7B), *Pycnoporus sanguineus* e *Trametes villosa* (figura 7C) (Matheus *et al.* 2000, Gugliotta 2001, Machado *et al.* 2005, Vitali *et al.* 2006, Ballaminut 2007, Salvi 2008, Okada 2010).

Aust (1990) e Eerd *et al.* (2003) listaram uma série de vantagens em utilizar fungos basidiomicetos em processos de biorremediação:

- Os fungos estão em contato direto com o solo, líquido ou porções de vapor do solo;
- São capazes de transformar um grande número de compostos com estruturas dissimilares;
- São capazes de diminuir o efeito tóxico de muitos xenobióticos;
- Libera metabólitos que podem ser degradados por outros microrganismos;

- O sistema enzimático sendo extracelular pode atuar em substratos insolúveis ou complexados aos solos e, portanto, pouco acessíveis à ação bacteriana;
- O sistema sendo inespecífico pode ser usado para uma ampla variedade de poluentes orgânicos ou mesmo para a mistura deles;
- O sistema, sendo produzido em resposta a condições de limitação de nutrientes, não necessita ser induzido pela exposição prévia ou pela presença de lignina ou do composto poluente;
- Este grupo de fungos possui vantagens competitivas quando materiais ligninocelulósicos são utilizados como fonte de carbono;
- A degradação da lignina ocorre até que sua concentração seja reduzida a níveis não detectáveis, onde o produto final é CO₂. Este é o tipo de processo desejável para os xenobióticos.



Lentinus crinitus CCIBt 2611



Psilocybe castanella CCIBt 2718



Trametes villosa CCIBt 2513

Figura 7: Fungos basidiomicetos aplicados em processo de biorremediação de solo contaminado com organoclorados

Fotos: A) Marina Capelari, B) Deconica pages 2010, C) Adriana de Mello Gugliotta

Referências bibliográficas

- Alexopoulos, C.J., Mims, C.W., Blackwell, M.** 1996. Introductory Mycology. 4th ed. New York: John Wiley & Sons, 869p.
- Aust, S. D.** 1990. Degradation of enviromental pollutants by *Phanerochaete chrysosporium*. Microbial Ecology 20:197-209.
- Bais, N., Bouzaza, A., Guernion, P. Y. & Laplanche, A.** 2008. Elimination of persistent organic pollutants (POPs) by adsorption at high temperature: The case of fluoranthene and hexachlorobenzene. Chemical Engineering and Processing 47 (3): 316-322.

- Ballaminut, N.** 2007. Caracterização fisiológica do inóculo de *Lentinus crinitus* (L.) Fr. CCB 274 empregado em biorremediação de solo. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica, São Paulo. 163p.
- Barber, J. L., Sweetman, A. J., Wijk, D. V. & Jones, K. C.** 2005. Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes. *Science of the Total Environment* 349: 1-44.
- Barr, D. P. & Aust, S. D.** 1994. Mechanisms white rot fungi use to degrade pollutants. *Environmental Science and Technology* 28 (2): 78-87.
- Bononi, V. L. R.** 1997. Biodegradação de organoclorados no solo por basidiomicetos lignocelulolíticos. In: Melo, I. S. & Azevedo, J. L. (eds.). *Microbiologia Ambiental*, Jaguariúna, Embrapa – CNPMA, 440 p.
- Boopathy, R.** 2000. Review: Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology* 74: 63-67.
- Breivik, K., Alcock, R., Li, Y., Bailey, R. E., Fiedler, H. & Pacyna, J. M.** 2004. Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution* 128: 3-16.
- Brunow, G.** 2001. Methods to reveal the structure of lignin. In: Hofrichter M., Steinbüchel A. (Eds.). *Lignin, Humic Substances and Coal*. Wiley-VCH, Alemanha, 89-116.
- Bumpus, J.A. & Aust, S.D.** 1987. Biodegradation of chlorinated organic compounds by *Phanerochaete chrysosporium*, a wood-rotting fungus. In: Exner, J.H. (Ed.). *Solvent Hazardous waste problems: learning from dioxins*. Washington DC: American Chemistry Society 340-349.
- Carlile, M. J., Watkinson, S.C.** 1996. *The Fungi*. 3rd ed. London: Academic Press, 482p.
- Deconica pages.** 2010. *Psilocybe castanella* Peck, Bull. N. Y. State Museum 1: 7. 1887.
- Disponível: <http://www.entoloma.nl/html/pscastanella.html> (acesso em Agosto de 2010).

- Durán, N. & Esposito, E.** 2000. Review: Potential applications of oxidative enzymes and phenoloxidase-like compounds in wastewater and soil treatment: a review. *Applied Catalysis B: Environmental* 28: 83–99.
- Eerd, L. L. V., Hoagland, R. E., Zablotowicz, R. M. & Hall, J. C.** 2003. Pesticide metabolism in plants and microorganisms. *Weed Science* 51: 472–495.
- Escola superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa.** 2007. Poluentes Orgânicos Persistentes. Disponível: <http://www.esb.ucp.pt/gea/myfiles/pops/POPs/dispersao.htm> (acesso em Junho de 2007).
- Evans, C. S. & Hedger, J. N.** 2001. Degradation of plant cell wall polymers. *In: Fungi in bioremediation*, Gadd, G. M. (ed.). University Press, Cambridge, British Mycological Society, 1-24.
- Fernícola, N. A. G. G. & Oliveira, S. S.** 2002. Produtos orgânicos persistentes: POPs. Série Caderno de Referência Ambiental v.13. Salvador, 500 p.
- Goerk, H., Weber, K., Bornemann, H., Ramdohr, S. & Plötz, J.** 2004. Increasing levels and biomagnification of persistent organic pollutants (POPs) in Antarctic biota. *Marine Pollution Bulletin* 48: 295–302.
- Guerzoni, S., Rossini, P., Sarretta, A., Raccanelli, S., Ferrari, G. & Molinaroli, E.** 2007. POPs in the Lagoon of Venice: budgets and pathways. *Chemosphere* 67: 1776-1785.
- Gugliotta, A.M.** 2001. Utilização de basidiomicetos nativos na remoção de corantes em efluentes da indústria têxtil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 115p.
- Higuchi, T.** 1985. Biosynthesis of Lignin. *In: Higuchi, T. (ed.). Biosynthesis and biodegradation of wood components*. San Diego: Academic Press, 141-160.
- Hirano, T., Ishida, T., Oh, K. & Sudo, R.** 2007. Biodegradation of chlordane and hexachlorobenzene in river sediment. *Chemosphere* 67: 428-434.
- Hofrichter, M.** 2002. Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). *Enzyme and Microbial Technology* 30: 454-466.

- Kirk, P.M., Canon, P.F., Minter, D.W. & Stalpers, J.A.** 2008. Dictionary of the fungi. CAB International, Wallingford.
- Kirk, T.K.** 1993. Lignin degradation: basic research progress, and applications in soil remediation and biopulping. *Inn: Cellulosics: Pulp, fibre and environmental aspects*. Kennedy, J.F.; Phillips, G.O.; Williams, P.A. (eds.). New York: Ellis Horwood 63: 421-430.
- Krishna. C.** 2005. Solid-state fermentation systems - an overview. *Critical Reviews in Biotechnology* 25: 1–30.
- Leonowicz, A., Matuszewska, A., Luterek, J., Ziegenhagen, D., Wojtás-Wasilewska, M., Cho, N. & Hofrichter, M.** 1999. Review: Biodegradation of lignin by white rot fungi. *Fungal Genetics and Biology* 27:175-185.
- Litchfield, C.** 2005. Thirty Years and Counting: Bioremediation in Its Prime?. *BioScience* 55 (3): 273-279.
- Machado, K. M. G., Matheus, D. R., Monteiro, R. T. R. & Bononi, V. L. R.** 2005. Biodegradation of pentachlorophenol by tropical basidiomycetes in soils contaminated with industrial residues. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 21: 297-301.
- Matheus, D. R. & Machado, K. M. G.** 2002. Biorremediação: potencial de aplicação para POPs. *In: Fernicola, N. A. G & Oliveira, S. S. (Orgs.). Produtos orgânicos Persistentes – POPs, CRA, Salvador.* 13: 479-500.
- Matheus, D. R. & Okino, L. K.** 1998. Utilização de basidiomicetos em processos biotecnológicos. *In: Zigomicetos, basidiomicetos e deuteromicetos – noções básicas de taxonomia e aplicações biotecnológicas*. Bononi, V. L. R. e Grandi, R. A. P. (eds.). São Paulo: Instituto de Botânica, Secretaria de Estado de Meio Ambiente. 184p.
- Matheus, D. R.** 1998. Biorremediação de solos contaminados com compostos organoclorados e biodegradação de hexaclorobenzeno por basidiomicetos brasileiros. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 161p.

- Matheus, D. R., Bononi, V. L. R. & Machado, K. M. G.** 2000. Biodegradation of hexachlorobenzene by basidiomycetes in soil contaminated with industrial residues. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 16 (5): 415-421.
- Moore-Landecher,** 1996. *Fundamentals of the Fungi*. 14^a ed. Brasil: Prence-Hall. Cap9, p. 251-78.
- Moreira-Neto, S. L.** 2006. Enzimas ligninolíticas produzidas por *Psilocybe castanella* CCB444 em solo contaminado com hexaclorobenzeno. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica, São Paulo. 124p.
- Moreno, C. M., Becerra, A. G. & Santos, M. J. B.** 2004. Tratamientos biológicos de suelos contaminados: contaminación por hidrocarburos. Aplicaciones de hongos en tratamientos de biorrecuperación. *Revista Iberoamericana de Micología* 21: 103-120.
- Okada, W.S.** 2010. Otimização da produção de inóculo fúngico de *Psilocybe castanella* CCB 444 para biorremediação de solos. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 112p.
- Pointing, S. B.** 2001. Feasibility of bioremediation by white-rot fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology* 57: 20–33.
- Reddy, G. V. B & Gold, M. H.** 2000. Degradation of pentachlorophenol by *Phanerochaete chrysosporium*: intermediates and reactions involved. *Microbiology* 146: 405–413.
- Reddy, G. V. B., Gelpke, M. D. S. & Gold, M. H.** 1998. Degradation of 2,4,6-trichlorophenol by *Phanerochaete chrysosporium*: Involvement of Reductive Dechlorination. *Journal of Bacteriology* 180 (19): 5159–5164.
- Ryvarden, L., Johansen, I.** 1980. A Preliminary Polypore Flora of East Africa. Oslo:Fungiflora, 589-590.
- Salvi, M.B.** 2008. Degradação química e biológica de ¹⁴C-Hexaclorobenzeno por polietilenoglicol/hidróxido de sódio e *Trametes villosa* (Sw.) Kreisel. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica, São Paulo. 150p.

- Schmid, P., Kohler, M., Gujer, E., Zennegg, M. & Lanfranchi, M.** 2007. Persistent organic pollutants, brominated flame retardants and synthetic musks in fish from remote alpine lakes in Switzerland. *Chemosphere* 67: S16-S21.
- Shim, S. S. & Kawamoto, K.** 2002. Enzyme production activity of *Phanerochaete chrysosporium* and degradation of pentachlorophenol in a bioreactor. *Water Research* 36: 4445–4454.
- Tortella, G. R., Diez, M. C. & Durán, N.** 2005. Fungal Diversity and Use in Decomposition of Environmental Pollutants. *Critical Reviews in Microbiology* 31: 197–212.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A. & Itävaara, M.** 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* 72: 169-183.
- Vitali, V. M. V., Machado, K. M. G., Andrea, M. M. & Bononi, V. L. R.** 2006. Screening mitosporic fungi for organochlorides degradation. *Brazilian Journal of Microbiology* 37: 256- 261.

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Dácio Roberto Matheus, pela orientação dedicada no trabalho de doutorado além da revisão desse texto;

À CAPES pelo auxílio financeiro através da bolsa de doutorado, concedida pelo Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente do Instituto de Botânica de São Paulo;

Ao Instituto de Botânica, em razão da cessão das instalações e pela infraestrutura oferecida, principalmente ao Núcleo de Pesquisa em Micologia, pela utilização do laboratório de Micologia Aplicada e equipamentos.