Journal of Da-Yeh University, Vol. 12, No. 1, pp. 103-114 (2003)

菌根真菌與植生復育探討

張玉明
大葉大學環境工程學系
彰化縣大村鄉山腳路 112 號

摘　要

本文回顧菌根及菌根真菌對於環境污染復育的特性，並探討菌根植生復育技術的新義。菌根 mycorrhiza 是樹根與真菌的一種共生生態；在植物根部、土壤、及微生物組成的樹根圈生態系統中，菌根能夠表現出各種良好的功能。菌根對共生宿主植物的助益已多受肯定；對於持久性／ 難分解／ 毒性有機污染物的分解能力方面，文獻報導一致推崇菌根真菌對苯環及酚類，及 PAH 等有機物的分解能力優異；而對有害廢棄物如 TNT，PCB 及五氯酚等的分解效果亦佳。此外，植物及真菌共生增進二者對重金屬污染土地的容忍能力。這些優良結果表示菌根在污染處理應用的可行性，明顯指向菌根植物用作污染場址復育，是一項可受重視的環工技術，可以給植生復育技術開啓新的一章。本項技術應是尚在研發階段，是否有效及易於使用，都還要經過開發及實際實施之後才能評斷。本文提出本項技術的基本關鍵，及技術研發應該進行的方向。
關鍵詞：菌根，菌根真菌，難處理有機物，重金屬，生物復育，植生復育

Mycorrhiza as A Key to the Redevelopment of Phytoremediation

NYUK-MIN CHONG
Department of Environmental Engineering, Da-Yeh Univerity
112 Shan-Jiau Rd., Da-Tsuen, Changhua, Taiwan

ABSTRACT

This paper reviews the topics of mycorrhiza, mycorrhizal symbiosis and their use for the treatment of environmental pollutants. Mycorrhizal fungi and plants' roots form a favorable symbiosis which is advocated for its benefits to plant growth and in agricultural production. The rhizosphere formed with these fungi and bacteria is a proven media in remediating polluted ground. Most literature reviewed point to the suitable or superior capabilities of mycorrhizal fungi in the degradation of persistent organic pollutants such as aromatics, PAH, DDT, TNT, chlorinated aromatics, and PCB. Added to their degradation capability, mycorrhizal fungi and their host symbioants are also resistant to heavy metal contaminations. Carrying these abilities, mycorrhiza should be reexamined for their role in enhancing the phytoremediation technique. This paper reviews the basic abilities of mycorrhizal fungi and the advantages of using plants and mycorrhiza

symbiosis in the area of pollution remediation. Based on these facts and data, it is hoped that the keys to the development or redevelopment of phytoremediation will be clearly shown and the technique will be successful.

Key Words**:** mycorrhiza, mycorrhizal fungi, persistent organic pollutants, heavy metal, bioremediation, phytoremediation

一、前言

本文的主要目的在回顧菌根、以及菌根真菌對於環境污染復育的特性，並介紹菌根植生復育技術。菌根植物復育技術應是尚在研發階段，是否可行、有效、及易於使用，都還要經過開發及實際實施評估之後，才能論斷。研發過程所涉及的功能主體是菌根上的真菌，因此，其能力及優點如何，需加強探討，才可發揮及達成本項技術應有的優點及潛力，結果才會對環境保護／保育帶來重大的意義。

與本項目有關的課題，包括菌根 mycorrhiza，菌根真菌 mycorrhizal fungi，菌根植物，樹根圈（rhizosphere），及因它們而造就的菌根植物復育技術及應用。

菌根是樹根與真菌的一種共生生態。共生可能包含二種或多種生物結合在一共同的結構或場所之中生存、生長，此現象在生物界普遍存在。共生系統通常對各方都有利益，各方互相依靠生存。菌根真菌是正規真菌群，它們必須或是喜好在植物的根部生長。樹根、土壤、及真菌三者加上細菌及其他階層生物，及物理條件，組成樹根圈 rhizosphere（或稱樹根域）生態系統。樹根圈帶給植物（根部）一些複雜而且有利的生態條件。此樹根圈生物及微生物生命力之旺盛，對於推動物質之轉換與循環，具有不可忽視的力量，必定會成爲環境污染物轉換去除的可用之材。樹根圈微生物包括菌根真菌，利用帶有菌根的植物來作爲污染場址復育，也就成爲一項可受重視的環工技術，屬植物復育（phytoremediation）的一種。建立植物復育技術，需要一系列的研發工作，其中所牽涉的技術層面很廣，需要多學門整合研發。

本文之目的，是以植物復育的主題，探討本技術的基本因素，包括功能主體－菌根之能力、菌根優缺點等項目。對於這些項目有了足夠瞭解之後，必定有利於技術的研發，最後達成良好的技術，以利推廣應用。

二、生物復育

生物復育（bioremediation）是一項環境污染處理技術，其處理對象大部分是土壤或是與土壤相聯的地下水中所含的污染物。生物復育所用的生物體，常是土壤中微生物，或是生長在土壤上的植物；而所謂復育，應是將場址中的污染物質分解、轉化，進而使該污染物脫離土壤環境，或降低該污染物的毒性等 [6]。生物復育具有下述之潛力：（1）透過生化程序的轉換及礦化，可將污染場址中的污染物質作永久性的削減，而不是作相的移轉；（2）可做現地（in situ）操作，避免外加粗大的物化處理程序；及（3）具經濟效益。

生物復育的主角當是生物，要促成生物復育，必須要促進生物的反應機制。在實務上，生物復育可以實施以下四種基本措施 [14,26,47]：

1. 促進措施（stimulation）：利用土壤物理、化學及生物性質的調整，以提高土壤（微）生物原有的活性。例如調整土壤濕度在適合微生物生長的範圍，可加速污染物的生物分解。
2. 接種（inoculation），或稱生物添加 bioaugmentation：係添加特定的分解微生物到土壤中，加速該污染物的分解。例如接種 *Candida guillermondii* 可促進土壤中長鏈烴類化合物的分解。
3. 酵素處理（enzyme treatment）：利用酵素作用使污染物的毒性降低，或轉變成無毒性物質。例如添加過氧化酵素（peroxidase）與雙氧水，可使有機芳香族化合物轉化成不具毒性之化合物。
4. 植物促進作用：植物可將土壤之污染物移除、吸收或溶解，其機制在於植物及其根部的化學及物理條件改善，或提高土壤微生物之活性，加速污染物的分解去除。

三、植生復育

上述第 4 項的作用，其實是植生復育的基本。早在約 300 年前，即傳有利用植生復育的方法作廢水處理、污泥處理、及重金屬污染土壤的復育。而今，植生復育或有希望重新獲得重視，掀起生物復育的另一章。

植物復育（phytoremediation 或 plant-remediation）措施外觀主體是植物，而以植物及其附近或附加生物爲主要作用

力量，因而也稱爲植生復育。植生復育如今又可成爲一項新興的環工技術，是得自各界對其功能作了諸多研究的成果。植物之除污作用是移除、吸收、或是土質的改變，其作用或有不甚明瞭的地方。如今有研究證據顯示，植物復育的作用還可以加上樹根的另一項（微）生物生態，來加強它的污染處理效果。這項作用原理／機制的確立，將可引導產生一項新興／更新的處理技術。本項新興技術，就是利用帶有菌根的植物來作爲污染場址復育。此即是菌根植生復育。

樹木（植物）復育是用活的植物將污染物從環境中去除或轉變成無害物質。植生復育是很古老的理念，早期的處理對象爲城鎮生活污水爲主。但近來研發工作的投入，對於它在土壤污染復育的應用方面，有了新的希望，使之成爲新興、可行、價廉、及友善的廢污處理方法 [28,62]。

植生復育的作用包括攝取（phytoextraction），分解（phytodegradation），揮發（phytovolatilization），過濾（rhizofiltration），及穩定（phytostabilization）等機構，如圖 1 所示。這些功能原來是植物的基本能力。如果（人造）污染物是毒素，植物對它們也未必訝異。其實在競爭的生長環境中，植物本來會生產一些毒素（動物則更常見）。因爲植物本身也處於毒害的情境之中，故植物也必須要有解毒的機能，此功能不下於動物的肝臟。植物的解毒功能可能天生的，也可能是誘導而得者。植物解毒的主要機構是引發產生解毒酵素，進行代謝作用分解毒性物質；對於不可分解者，常以排除方式處理。（植物液態或氣態排除機構比之動物較爲不彰，常以空胞貯存在體內某些部位）。人造污染物（xenobiotics）如殺草劑，是樹木有能力解毒的範圍之一 [28]。

生物復育有一些缺點，植生復育當然也不例外；植生復育較特定之缺點包括速度緩慢（系統建立及延伸困難）、可伸入土壤深度不足（勢不易處理 DNAPL）、及毒性轉移顧慮等。其實，植生復育對無機物處理的可行性較易達成（用 extraction），對有機物則處於一個複雜的生物系統，有較多的因素相互牽連，需要研究克服。Boyajian and Carreira [15] 是植生復育工程機構的科學家，曾爲文支持本項技術，但仍呼籲要做好實驗室基礎研究，以免步上現今生物復育法的後塵：鼓吹甚殷，但成就平平。

（一）樹根圈分解

植生復育的各種機制之中（圖 1），本文著重樹根圈分解部分。對於毒性物質或是污染物移除方面，除了樹木本體

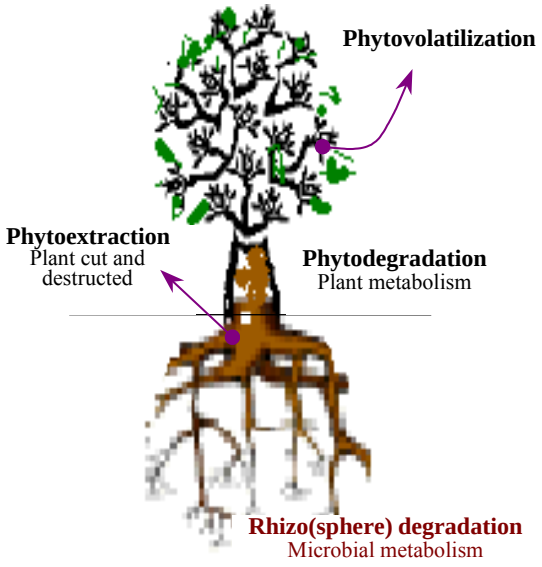


圖 1. 植生復育常見的處理機構 [28]

有其功能之外，還有更重要的一環，即是樹根圈的分解作用！在植根、細菌、真菌及其他階層生物組成樹根圈生態系統中，樹根與樹根圈生物的相互關係很複雜，但雙方（或多方）一定是互相有利者；植物根部可以釋放出光合作用得來的有機物，因而可以支持許多細菌或是真菌在樹根圈中活躍生長 [10,66]。樹根釋放出有機物質，如根冠細胞、潤滑劑、及溶解性直鏈及苯環碳化物、胺基酸、及醣類…等，都是促進微生物生長的有利物質。樹根與微生物可以共生起動共同之生化訊號：微生物促使樹木分泌有機物、生長因子、賀爾蒙、及酵素等，利於微生物生長；而微生物通常可以溶解或固定無機養分（氮、磷）等，這些基本作用對兩者都可受益。

Anderson 等 [9,11] 文獻回顧推崇樹根圈污染復育的可行性，比一般現地復育用外加生物或物料方法、或抽出處理方法等，更加價廉且處理更爲完全。樹根圈有大量的微生物族群，其數量比無樹根土壤的菌數（稱 R/S 比）可能高出 5 到 20 倍，也有報導指出 R/S 比高至二到四階 [10]。樹根圈的微生物，較之植物本身的分解能力，無論在對象基質項目，及基質濃度範圍上，都更勝一籌；例如，對於碳－氯（C-Cl）鍵的破解，植物有四、五種途徑，而微生物則有十數種以上 [28]。植物釋出物質包括溶解性酚類，可以馴化微生物，使之對於苯環類有機物如多環芳香族碳氫化合物（PAH）等預先熟識而達到馴化的效果，因此在面對同類型污染物時可以適時分解之。樹根圈對頑強性（recalcitrant）有機物具備良好的分解能力 [10,32]，也有分解 TCE 之記載

[70]。樹根圈可以分解一般殺草劑如 2,4-D 等；Katayama [50] 特別指出植根土壤中一種真菌對有機氯如五氯酚及 DDT 等的分解效果佳。

以上所提及的樹根圈微生物，真菌當然不能排除在外，而以樹根爲生長基礎的菌根真菌，當是最值得重視的一員。以上對於樹根圈功能的討論，實際上已經包含了菌根的貢獻；菌根獨自的特性與功能應給予分別探討。

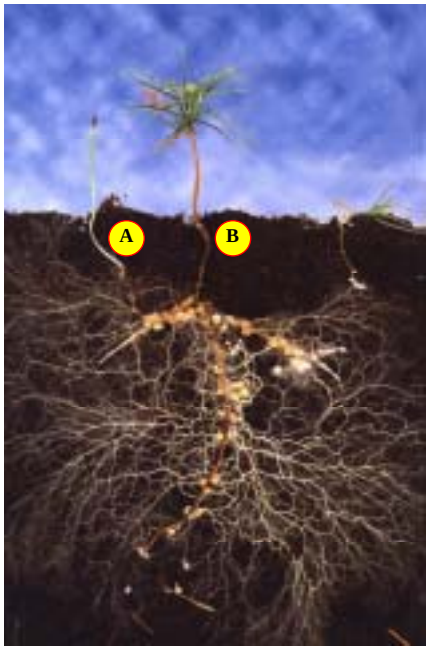
四、菌根

菌根 mycorrhiza 是樹根與真菌的一種共生（symbiosis）生態。Mycorrhiza 一詞原文是由 mycota = 真菌；rhiza = 樹根二字合成。綜合之，mycorrhiza 即是含有真菌的樹根 [17,68]。本詞的中文意譯是**菌根**，本中譯即表達“有真菌生長（共生）的樹根”之意[1]。

生物界的共生現象普遍存在。共生可能包含二種或多種生物結合／聯合在一共同的結構或場所之中生存、生長。共生系統通常可以帶給結合在一起的兩造（或多造）良好的利益；這多造進而要互相依靠才能生存。本文主角菌根是一個非常重要的共生例子 [17]。菌根真菌附著樹根生長的情形，如圖 2 所示。

菌根真菌是正規真菌群（fungi），其菌綱包括擔子菌綱（basidiomycetes），子囊菌綱（ascomycetes），及接合菌（類）（zygomycetes）。有菌根共生的植物以松類（pine）植物爲最常見的例子，李氏 [3] 指出松類植物與真菌共生以助其吸收水份等，有眾多益處（松的菌根共生幾乎爲必要條件 [5]）。菌根植物除松類之外，其他還有 heather 及 orchid 等。

有很多種真菌與樹根共生。不同的菌種，以及不同的生長形態，常用來作爲菌根分類。真菌之菌絲（hyphae）有穿入／透樹根細胞，或包裹樹根者。穿入者稱爲 vesicular arbuscular mycorrhiza（VAM，也只簡稱 AM），中文稱爲“叢枝內生菌根”，或簡稱內生菌根，佔菌根的最多數，其示意如圖 3。這一類真菌之菌絲有助樹根吸收土壤中的養分，如氮素及磷等；而菌絲穿透樹根細胞生長可以得到樹木根部細胞提供的碳素。



A：無菌根，植物生長不良。
B：有菌根，樹根及枝葉生長茂盛。

圖 2. 植物根部附有 mycorrhiza 真菌的情形 [68]

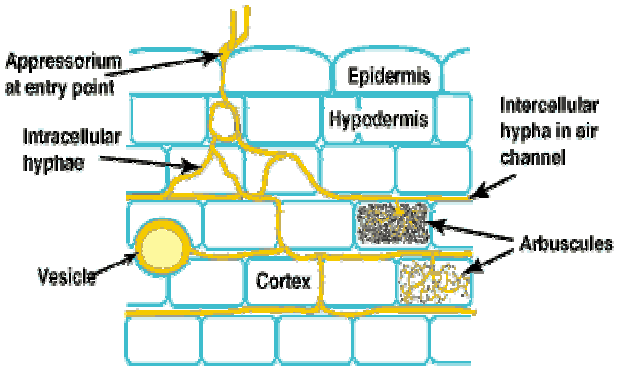


圖 3. 菌根 VAM 組織示意圖 [17]

另一類真菌只包圍樹的幼根，稱爲 ectomycorrhiza（ECM）中文稱爲“外生菌根菌”（品種例子見註[2]），如圖 4 所示。除了包圍之外，ECM 菌絲也能伸入細胞之間的空隙，這樣可以使得樹根質量及整體盤據範圍擴張，使得樹

1 Mycorrhiza 原文=菌根。對於‘菌根上的真菌’，名詞用“菌根真菌”來表示；形容詞用‘菌根’即可兩者通用。

2 ECM 例子如 *Pisolithus tinctorius* (ATCC 38054), *Rhizopogon roseolus* (ATCC 38075), *Suilllus bovines* (ATCC 38197)。ERM 例子如 *Oidiodendron echinulatum* (ATCC 204467, Cairney 氏所存), *Hymenoscyphus ericae* (ATCC -), *Oidiodendron griseum* (ATCC 204013)。

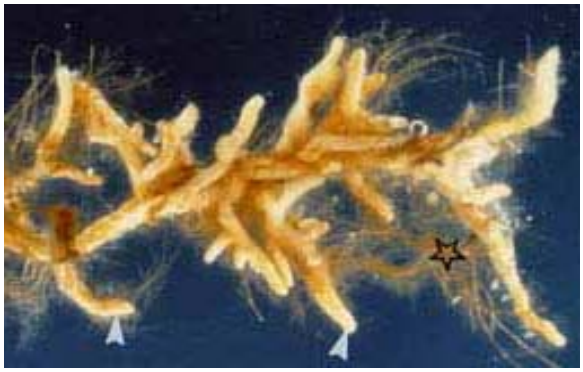


圖 4. 菌根 ECM 根部之照片 [17]

木的根部功能獲得大量提升，而真菌也得到樹木的碳源而繁殖。（著名的法國名饌松露（truffle，*Tuber* spp.），是一種子囊真菌，它在生長週期中一度與松樹形成 ECM[3] [25]）。

除了 arbuscular mycorrhiza（VAM）及 ectomycorrhizae（ECM）之外，常見的菌根還有 Ericoid mycorrhiza（簡稱 Ericoid 或 ERM)[品種例見註 2] 及 Orchid mycorrhizas。ERM 得名由來是因爲它經常與 Ericales 目植物共生 [58]，它的菌絲常圍繞在 Ericales 植物的‘毛細根’（hair root）之外面，或細胞內生長 [59]。環境復育上，ERM 優點有：1. 它的共生 Ericale 植物是灌木（矮樹），較之松樹等生長緩慢的大樹植物易於操作；2. Ericale 植物有豔麗的花朵，是園藝植物之一，例如石南（heather），杜鵑（rhododendron）等 [48,58]；3. Heather 是 heathland 植物，可供作牧羊食用，並帶給貧瘠土地綠意與花朵。

Orchid mycorrhizas 得名於它經常與 Orchidaceae 科植物（蘭花）共生，年幼未有葉綠素的蘭花還需要與此真菌共生才能生存，對於蘭科植物的培育與生長非常重要。

（一）菌根共生系統的特性

菌根共生系統有助於植物生長，在農業及森林產業的收益良多。樹根圈的微生物，包括細菌及真菌，當然也有一定的共榮關係；Garbaye [37] 說明細菌對菌根真菌發芽到生成菌根有一定的幫助。

站在菌根對污染防治的立場，似乎要先考慮菌根系統本身如何在污染充斥的環境上生存生長。這是一個多元因素相互影響的問題，目前研究證據不足也很難加以定論。Cairney 及 Meharg [22] 曾試圖綜合文獻找出各種人爲污染對菌根的影響（感染度及品種多樣性增減），大致發現如下：（1）氮（源自農業或城鎮污水）：ECM 減少，Ericoid 不變；（2）酸（酸雨）：減少或無關；（3）重金屬：減少；（4）有機物如石油污染：減少 ECM 及 AM 量及品種；（5）臭氧：接觸時間很久後會減少；（6）二氧化碳：ECM 及 AM 皆增加。有了以上資訊，對於菌根在污染處理方面的應用，當可正面面對之。菌根共生的一般特性探討如下。

1. 菌根共生系統生長與營養

植物根部發生真菌感染之後，植株內植物荷爾蒙濃度隨之改變 [38]，光合作用率、光合產物分佈、及根分泌物質量等均改變 [2]。張及李 [4] 證實多種 ECM 可以溶解磷酸鈣，是松樹的重要磷與鈣的來源。有機物方面，土壤中腐化（醱酵）植物或生物是有機氮及磷的盆集地；Bending [12] 等實驗觀察，菌根經常選擇性地向醱酵植物堆伸展並大量繁殖，樹根也在醱酵植物堆較爲茂盛；醱酵植物堆的氮、磷都有減少之趨勢（C：N 比提高），表示真菌有能力把養分輸出給其宿主樹根。

Linderman（呂譯）[2] 檢討 VAM 真菌與土壤微生物間之交互作用，指出 VAM 真菌可在根外直接影響其他微生物，或在根內改變根部生理之後間接影響土壤微生物。影響及於樹根圈微生物相，進而影響作物生長能力及強健度。細菌影響菌根菌的項目包括：1. 胞子順利發芽，2. 根外菌絲生長，3. 二次菌絲擴張（可伸展到根部數公分之遠）。以上交互作用之下，菌根自成菌根域，形成獨特的生態平衡，若是促成了固氮菌，則增加了固氮效果。菌根域增加根系吸收能力，提高養分（如 P, N）轉運到植物根部的效率、增加吸水能力、改變根部生理以提高植物耐旱性、及容忍其他不良環境—如高鹽區、礦區、及重金屬、等功能。

顏氏 [8] 以六種內生菌根（endomycorrhiza=VAM）孢子接種到台灣杉（*Taiwania crytomerioides*）幼苗，探討此內生菌根的根外菌絲對幼苗生長之高度及全株乾重的影響，發現有正面影響者一種，其效果與根外菌絲分佈情形成正比。鍾及顏 [7] 用二種菌根菌種（單獨及混合）的孢子接種到不同含水量的土壤中，來培育台灣杉幼苗。結果顯示菌根感染能夠促進台灣杉在水分不佳（逆壓）下維持正常生長。Devi 及 Reddy [30] 接種 VAM 及根瘤菌（*rhizobium*）到花

3 松露的菌根狀態通常要維持 6~10 年。之後經過夏天氣溫上升時開始‘結果’長出子實體，即爲松露菇。有松露的松樹週圍土壤 pH 可能改變，造成的草種改變，是松露栽植行家據此尋獲此名貴農產的指引。

生盆栽中研究二者個別及二者混合對植株生長的影響，結果是無論在植物生長（植株長度及乾重）、根瘤形成數目、VAM 纏據情形（感染根的長度、vesicules，arbuscules 數、孢子數等）、及植株之磷含量等方面，優劣秩序是混合優於單一，單一優於無接種。Schenck 及 Smith [63] 觀察得知：較高的土壤溫度，有助 VAM 感染黃豆根部的長度以及孢子產出數量。

2. 菌根共生系統對農藥之承受

上一節說明菌根共生系統對於農業產業有良好的助益。在農產經營上，作物與‘雜草’經常是一同競相生長者。爲了給予作物生長優勢，殺草劑的施用成了必然之作業。但是殺草劑對於菌根植物的影響如何？若殺草劑抑制了菌根，則菌根的助益不再，此即影響作物的健康，進而減低農產量。Nemec 及 Tucker [56] 測試殺草劑 paraquat, simazine, diuron, bromicil, 及 trifluralin 對 VAM 感染柑橘的影響，在田間各種殺草劑都未出現不良效果（可能與田間施放方式有關）。Trappe 等 [69] 報導 2,4-D 對不同菌根真菌 ECM 有不同的影響，不良的菌根確定會減少農作生理及產量。吳等 [1] 檢視三種殺草劑對田間雜草紫花藿香薊（*Ageratum houstonianum*）被 VAM 感染（形成菌根）與產孢的影響（田間試驗），只‘年年春’有抑制感染，巴拉刈（paraquat）則無；三種殺草劑對真菌產孢在統計上無顯著的抑制作用。Cudilin 等 [27] 將殺草劑巴拉刈，以及殺真菌劑 mankozeb 施加到松樹 *Suillus granulatusm* 苗的盆栽培養中，再檢測 ECM 感染。殺草劑巴拉刈對松苗本身生長抑制過大，但仍可以看出如果菌根可以生長成功，對植物生長還是有一些幫助。Smith 等 [67] 也用 paraquat, diquat, diuron, 及 di-allate 等試驗小麥根部被 VAM 感染的情形，測試項目包括 VAM 感染長度以及 VAM 在土壤中的孢子產出數量；paraquat 的施放濃度高達建議農地使用濃度 30 倍時，還未測出不良影響。

Dasilv 等 [29] 早期就指出菌根菌感染對樹林林木的優點。他們的實驗發現 phenoxyalkanoate 殺草劑如 2,4-D 及 2,4,5-T 濃度在 10~100 mg/l 水溶液中，倒有助三種菌根菌的生長（乾重）。Iloba [45] 之實驗結果大致相似：100 mg/l 的 2,4-D 稍爲有助三種 ECM 的生長；在松苗 *Pinus sylvestris* 盆栽上，建議農地使用濃度 3 倍的 2,4-D 改變樹根的正常生長形態，對植株及其菌根有少許抑制性。

綜合以上討論，可以看出一般殺草劑對菌根及菌根真菌稍有一些不良影響，但一致性並不佳，統計上不足作爲確切的結論。殺草劑施加之後，要看菌根真菌可否及時及適度成立克服其毒性的功能（最佳是將之分解）。菌根真菌對毒性物質的分解能力如何，以下討論之。

（二）菌根真菌的分解能力

1. 有機物的分解

菌根真菌對於持久性／難分解／毒性有機污染物的分解能力，比較“一般”真菌（如經常使用的研究對象白腐真菌），是否有何種程度的優劣性，攸關其污染復育之可靠度，值得多加深入探討。

真菌經常突顯出來的特性是‘腐生性’。腐生是能夠腐蝕（分解）植物體（枝、幹、葉、皮、殼、等）的意思。植物組織主要是由纖維素（cellulose），半纖維素（hemicellulose），及木質素（lignin）組成。其中木質素是由不規則多苯環結構組成。真菌可以分解木頭，日常就有證據：有些真菌作用後使木頭呈白色，稱爲‘白腐真菌’（white rot fungi）；有的使木頭呈棕色，稱爲‘棕腐真菌’（brown rot fungi）[46,49]，其差別在於分解木質素及纖維素的比率不同。真菌的腐生性是一項不容易的能力，從分解植物體來看，真菌的分解能力優良，對於長鏈穩定多醣質（纖維素）及苯環物質（木質素）的分解能力可能比細菌更爲特出。環工業者特別重視的是真菌對含苯環有機物的分解能力，此項特性可用來分解處理多數難分解有機物。目前研究之分解對象，常見者是多環芳香族碳氫化合物（polycyclic aromatic hydrocarbons，PAH）[51,57]。Braun-Lullemann 等 [16] 強調白腐真菌可分解 PAH，但它不能在土壤裡面生存足夠的時間來完成分解的工作。菌根真菌是他們指望的有效廉價現地復育的生物體，因此，他們用 ECM 來對 PAH 分解研究，26 品種各有不同的 PAH 分解效率表現。

真菌的腐生性分解不能水溶解的木質素時，必須分泌胞外酵素來達成。白腐真菌（如 *phanerochaete chrysosporium*）對本質素的分解機制大致都已瞭解，即是：白腐真菌釋出過氧氧化酶（mn peroxidase 及 lignin peroxidase），與雙氧水（H_2O_2）產生自由基，進而氧化木質素成爲小分子有機物（Field 等 [35]）。

菌根真菌大致與白腐真菌相似，目前的文獻報導大致肯定菌根真菌對苯環及酚類有機物的分解能力。Bending 及 Read [13] 評估 ERM 及 ECM 對樹木殘餘物 lignin 及酚類的分解能力及酵素釋出情形，其結果顯示在分解方面，二者比

之‘木分解菌’（wood degrader）略遜（約 2/3）；peroxidase 釋出方面則較優。二者之間 ERM 較優。稍後不同之實驗（Cairney 及 Burke [20]） 結果顯示 ERM 的胞外酵素：cellulolytic, hemicellulolytic, pectinolytic 及 ligninolytic 等酵素活性相當可觀。

對於菌根真菌來說，它們生長在樹根‘上’（尤其是 ECM，VAM 則生長在其‘中’），它們的碳源是否只有從樹木而來，Durall 等 [34] 實驗發現 ECM 可以自行分解土壤中腐植物，優先順序是腐植土（humic polymers），纖維素（cellulose），及半纖維素（hemicellulose）。在土壤中，大部分之養分（尤其是氮）是收藏在枯死植物的軀幹中（被木質素及相關酚類有機物鍵結，而不易移動），菌根真菌因而就必須分解木質素來得到養分。Bending 等 [12] 實驗觀察，菌根經常選擇性地向腐化植物伸展並大量繁殖，把養分輸出給其宿主樹株。Cairney 研究群有諸多的報導 [18,21,24]，說明 ECM 及 Ericoid 都有木質素的分解能力；爲了詳細瞭解其特性，Cairney 等人另加強檢驗這些由 ECM 及 ERM 釋出的酵素及其作用性質，提出此二菌根真菌並不經由 Mn peroxidase，而是一般的醣氧化酶（carbohydrate oxidase）產生雙氧水 H_2O_2，再由培養基（土壤）中的鐵（Fe）離子造成 Fenton 反應而氧化木質素。Burke 等 [19] 指出 ECM 之酚分解酵素常見者 laccases[4] 及 tyrosinases，應是 ECM 菌根真菌分解 lignin 及其衍生物的主要酵素。Gunther 等 [41] 研究二種 ECM 的酚類分解酵素 laccases, peroxidase, 及 tyrosinases；在液態培養中，各有不同程度的胞內及／或胞外 laccases 及 tyrosinases；此 ECM 與松苗人造共生時，peroxidase 活性比無菌根松苗高出一倍，唯本文作者有感其他研究報導提出二者之差異不大，推測此活性是樹木受到真菌感染早期所出現的反應。

土壤暨地下水復育的對象污染物經常是長鏈、苯環、多苯環碳氫化合物，及以上各種經過氯化的有機物，常見者如 TCE, TNT, PCB, PAH, 等 [47]。在污染的來源或歸類上，大都歸爲石油成份、有機溶劑、或農藥等。

菌根真菌對上述各種污染物分解的研究，應在其共生情況下才算真實。由於共生情況不易設置，故目前之研究多數在水溶液中進行。Donnelly 等 [31] 測試（用放射 ^{14}C 方法）菌根真菌與非菌根真菌對 2,4-D 分解的情形，各種真菌多能容忍 4mM 的 2,4-D 濃度；碳質量追蹤方面，白腐真菌（非菌根真菌）*Phanerochaete chrysosporium* 產出較多的 CO_2，表示碳的礦化較完全；Ercoid 菌根菌則有較多放射 ^{14}C 攝入細胞內。作者強調這是純培養條件，使得自由生長型真菌較佔優勢，菌根真菌則要有共生的情況較易表現。總之，無論是菌絲體、或是帶菌樹根，都能有效分解酚類如 *p*-cresol [41]。

Meharg 等測得二種 ECM （*Paxillus involutus, Suillus variegatus*）在液態培養中可即時分解 2,4 氯酚，與松苗共生時更佳 [52]。相同的二種 ECM 對 TNT 分解亦佳（尤其在氮素充足時）[53]。Rouillon 等 [60] 測試多種 ECM 與殺草劑 chlorpropham 的反應，發現在一週培養時間之後大多數 ECM 可以轉化原化合物成爲分解中間產物。

多氯聯苯（PCB）方面，Donnelly 及 Fletcher 研究群有所著力；他們的實驗結果顯示有 14 種（測試 21 種） ECM 可以代謝 PCB，尤其以 2 到 3 氯者效果優良，其能力相當或超過白腐真菌 [33]。而 Green 等 [40] 發現 4-氟聯苯被 ECM 破壞產生多項中間物。

PAH 方面，Gramss 等 [39] 測試 58 種真菌對 PAH 的轉換率，其中 ECM 有 22 種，ECM 的綜合能力約爲‘木分解真菌’的 1/2，而一般來說，5 環苯不易分解，但 4 環反而較 2 及 3 環者容易。

以上討論可以看出菌根真菌的分解能力，足以對付 PAH, TNT, PCB, 及氯酚等對象。菌根真菌對污染復育可以表現的能力，極爲樂觀 [54]。

2. 重金屬的容忍能力

除了有機物分解的觀點之外，菌根與植物共生還有一則重要的能力，即是：共生增進植株及真菌二者對重金屬污染的容忍能力。Sharples 及 Meharg [65] 等探討 Ericoid 真菌對砷（Arsenate）及銅（Cu）的容忍特性（或抵抗性 resistance），表示 Ericoid 對砷的抵抗性應是由演化（或適應、馴化）得到，對銅則是‘天生’者。而其宿主 *Culluna vulgaris* 可以生長在貧瘠的砷礦場遺址上，就表現出相當全面性的抵抗力。作者也進一步研究 Ericoid 對砷抵抗性的機制 [64]，發現 Ericoid 可以排出大量之 $H_2AsO_4^-$，而保留相似物 $H_2PO_4^-$，因此提供宿主營養而非毒性物。Meharg 等 [55] 也回顧討論爲何菌根與其宿主植株要共同進化得到重金屬

4 Laccase 是一種‘藍色’multi-copper 氧化酶，其學名是 benzenediol: oxygen oxidoreductase；它催化 4-electron 還原 O_2 成 2 H_2O。

的容忍特性；交叉分析發現：（1）有抵抗力的菌根可以扶植無抵抗力的宿主；（2）有抵抗力的植株可以不靠菌根，但還是有菌根共生；（3）大部分共生者兩造的抵抗力都增強。何以如此？作者認爲菌根除了增加抵抗力之外，菌根對於無機養分及水份的供應，是樹木不可或缺的好處，因而追求共生。

在環境污染方面，重金屬以及有機物雙重污染的土地案例不在少數，大凡重工業，或採礦場址，都是極可能出現雙重污染的地方。本來生物復育的目標有很大的成分是重金屬[62]。重金屬對於一般細菌有強烈的抑制作用，所以一般的生物復育法用在有機物以及重金屬雙重污染的土地上，勢必受到相當程度的限制；相對地，在此情況之下應用菌根來作復育，就顯得更具可行性 [42,43]。

3. 菌根的物理特性

菌根給予樹木的助益也包括物理層面，其中延伸樹木的根部範圍是一大優點。Rousseau 等 [61] 報導 ECM 佔有 20 到 30% 樹根的體積；他們實驗發現，ECM 與松樹苗共生時，樹木根部重量增加約 2.5 倍、吸水面積增加約 8 倍、可吸水根部組織總長度增加數百倍。如此之組織對於樹木對水及養分吸收有極大的幫助。菌根的物理優點大致確定，不再詳述。

（三）菌根系統應用

1. 菌根系統應用的優點

利用一般真菌（如白腐真菌）作爲難分解有機物的分解處理，已有許多研究，其優缺點不在此處再予評論。本文以菌根真菌作爲主角，根據以上篇幅的討論，可以看出菌根的應用有其開發價值。菌根真菌應用的最佳狀態應是達成菌根與樹木共生，作成植生復育的實施。菌根共生系統、以及菌根復育實施的優點，綜合列舉如下：

- 樹根與真菌共生使真菌生長不虞匱乏，增進分解菌體的活性；
- 樹根與真菌共生增加分解菌體的質量，分解作用的強度與速度與質量成正比；
- 樹根與真菌共生可增進真菌、植株、及樹根圈細菌，三者之間的基因流動，有助於分解能力之交換及取得；菌根真菌是樹根圈的一份子，功能相輔相成，不是外來的競爭者；
- 菌根可以改善土壤的物理及化學品質，有利生物復育之進行；
- 菌根可促進樹根的生長，使得樹根結構穩健、範圍擴張、及生長活性增強，同時菌根真菌可以受到宿主植株的保護，如松柏不受寒冬氣候之影響。

這些優點還要推展到真菌與樹木共生的處理體系（植生復育）才能實現。達成植生復育的目標，菌根還有進一步的能力與優點，例舉下列數則：

- 菌根與樹木共生增加二者對污染物強度的忍受能力；
- 菌根使樹木滲出苯環物質，預先及常時馴化了菌根真菌，復而使菌根對苯環污染物質之分解處理能力增強；
- 菌根使樹木滲出促使污染物固定化（immobilized）之物質，使污染不會／不再擴散；
- 樹根與真菌共生可增進樹根及樹木的健壯，增進樹木吸水率；流向根部之水流（動力是蒸散作用）可促進污染物流向分解菌體；
- 菌根真菌之分解工具多是胞外酵素，其分泌到土壤中仍然是自然物質，無外加物質而引起環保爭議。

植生復育的樹木或樹林，在一般環保概念及實用上，亦有下列效果：

- 可種植經濟作物或景觀植物；
- 可恢復或促進生物棲息地（habitats）之普及性；
- 可增進水土保持；
- 可改良土壤品質；
- 可增進景觀，進而增進地區及民眾的和諧氣氛（避免環保抗爭）。

2. 菌根系統應用的技術考慮

菌根系統應用有其優點已如前述。所列的優點大致是比較過一般生物復育、樹根圈、以及植株本身的作用而得。比較一般真菌，應用菌根真菌在科學與技巧上的考慮如何，是工程應用所要面對的基本問題。相關問題及正面的考慮舉例說明如下：

（1）真菌對於其處理的目標污染物（如 PAH 等），是否可以用之爲生長基質，或還須透過某種程度的共代謝（cometabolism）才能生長？以污染物爲唯一碳源時，真菌的產值（yield）是否足夠？應用時要在何種物理結構／反應器（懸浮、隋性載體、相關生物載體）之中操作？菌根真菌的應用主要是達成實際的共生生態；在共生實際環境中，菌根真菌的生長介體是活體植物，並從植物身上攝取必要之生長基質。在這種情況之下，無需額外的反應器，同時菌體產值（可以得

到的菌體質量）不是顯性的問題；如果目標有機污染物的分解要藉由共代謝來達成，也不必額外提供與分解無關之碳源，不如白腐真菌，有用麩皮 [51]，麥桿 [23] 等來作爲生長基質，而妨礙了目標物去除的操控機制。

（2）真菌的生命週期（life cycle）中，在生理上會發生多樣的變化。真菌在作處理時的生物質（biomass），是真菌生命週期中的何種型態？這種型態是否最有效？若是，則在應用時是否可以控制（環境條件）得宜，使不致改變？這項工作有多少技術要求？菌根真菌用在現場復育時在樹根上生長大致是以菌絲體（mycelium）型態爲主，其應用時的生理形態與實驗室操作的情形接近（在實驗室生物反應器培養的真菌經常是菌絲體型態），實驗室的數據較能直接應用。總之，菌根與非菌根真菌在實驗與應用之間都有一定的距離，菌根的目標應用裝置則較爲具體，研發方向較確定。

五、菌根復育技術研發

從以上的描述，顯示菌根應用的正面意義不凡，其發展性大致可以預期。然而菌根應用即是植生復育的同義，其缺點有共通性，在前述（第二節）應已概括。技術開發方面，要注意菌根及菌根菌本身的基本問題，包括：（1）菌根培養困難、費時，及菌種來源不便。菌根菌種來源最佳者要從自然界原本已是共生狀態之處採樣，再到實驗室篩選培養，爾後要達成植生復育的實際應用，更必須將篩選出來的菌種再以人爲殖種到樹根共生，這些動作已對菌種及其生態作了二次的改變；（2）樹根圈的菌種多樣，篩選適當的菌根菌種也要求成熟的技術，並非一蹴可及；（3）本文之討論對於菌根真菌大都以一種綜合的對象對待，這是爲了整體性、統一性的方便。在實際上，菌根的種類多種，如前述 ECM, VAM, 及 Ericoid 等，而各類的品種又很多，所以實際的研發乃至應用上，還要注意品種特性及適當篩選的課題 [36]；（4）研發階段大都在實驗室或實驗規模之模擬現場進行，使用的生物（植株及微生物）多是純種培養，與實際生態系統的比擬有一定難度 [44]。以上這些問題如何克服，需要多重技術、專長、與人力時間的投入，而每項工作每一步驟都包涵了整體成敗關鍵，值得注意。

應用技術方面，要達成菌根復育技術，研究方法要分成多個層次。植物與菌根共生是自然的現象，任何要加入人爲目的的工作，都必須將這個自然現象人工重現，用在污染物分解處理的工作亦然。重現的工作必須要從自然間取樣、篩選、加上人工培植、再回復到自然型態、等等多重步驟。這些工作的流程，可用圖 5 來簡單表示之。（本圖資料摘自 Brundrett and Bougher 一書 [17]。本書主題是菌根在農業上的應用，但其中所述的方法可以引用到環工應用上。）

六、結語

菌根應用到現地復育上的正面意義不凡，其發展性大致可以預期。菌根植物復育可以比傳統生物復育法更爲優越，具有開發價值，其應用也會日益受到重視。本文對於菌根的各項優、缺點都加以適當的考慮。科技研發的立場，應是研究克服這些缺點，實現優點。菌根植生復育技術在目前尚屬實驗／概念階段，還需經過一系列的研發工作，且應由基礎做起。本技術所包含的各種原理如何、可以達到何種效果，以及如何實施，都必須多加以研究與開發，研究時程也要充足。這項技術的原理及實施方法等所牽涉的技術層面很廣，需要多學門整合，研究人力要包括微生物（真菌學 mycology）、植物、土壤，而到最終應用的環境工程等學科的人才。本項研發若能得到各界的支持，多方參與貢獻心力，必然有所成就，則環境保護的實踐可以更進一步。

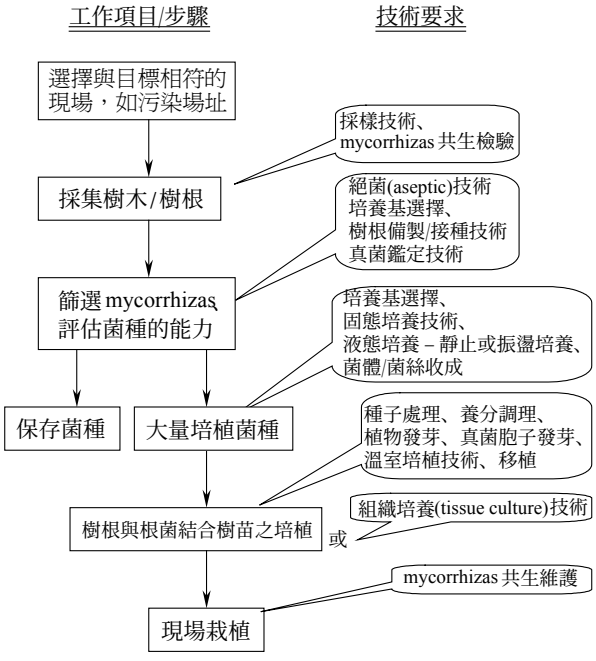


圖 5. Mycorrhiza 共生現象應用研發工作流程

參考文獻

1. 吳繼光、林淑媛、林素禎（民 89），殺草劑因子對叢枝內生菌根菌族群變動之影響，中華農業研究，49(1)，頁 42-49。
2. 呂斯文、張喜寧（民 87），菌根菌與土壤微生物間之交互作用，科學農業，46(5/6)，頁 217-225。
3. 李學勇（民 75），植物學要義，國立編譯館。
4. 張東柱、李清揚（民 87）外生菌根菌及其相關聯微生物風化石灰岩、大理石及磷酸，台灣林業科學，13(2)，頁 85-90。
5. 張東柱（民 92），個人聯絡，2003 年 1 月，行政院農業委員會。
6. 張碧芬、袁紹英、趙維良（民 90），環境與微生物，環境工程會刊，12(1)，頁 24-31。
7. 鍾旭和、顏江河（民 83），菌根接種與土壤含水量台灣杉幼苗生長之影響，林業試驗所研究報告季刊，9(4)，頁 291-298。
8. 顏江河（民 89），菌根根外菌絲對養分及水分吸收的影響，中華林學季刊，33(3)，頁 89-09。
9. Anderson, T. A., E. A. Guthrie and B. T. Walton (1993) Bioremediation in the rhizosphere. *Environmental Science and Technology*, 27, 2630-2636.
10. Anderson, T. A., E. L. Kruger and J. R. Coats (1994) Enhanced degradation of a mixture of three herbicides in the rhizosphere of a herbicide-tolerant plant. *Chemosphere*, 28, 1551-1557.
11. Anderson, T. A. and J. R. Coats Eds. (1994) *Bioremediation through Rhizosphere Technology*, American Chemical Society, Washington, D.C.
12. Bending, G. D. and D. J. Read (1995) The structure and function of the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. V. Foraging behaviour and translocation of nutrients from exploited litter. *New Phytologist*, 130, 401-409.
13. Bending, G. D. and D. J. Read (1997) Lignin and soluble phenolic degradation by ectomycorrhizal and ericoid mycorrhizal fungi. *Mycological Research*, 101(11), 1348-1354.
14. Boopathy, R. (2000) Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*, 74, 63-67.
15. Boyajian, G. E. and L. H. Carreira (1997) Phytoremediation: a clean transition from laboratory to marketplace? *Natural Biotechnology*, 15, 127-128.
16. Braun-Lullemann, A., A. Huttermann and A. Majcherczyk (1999) Screening of ectomycorrhizal fungi for degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 53, 127-132.
17. Brundrett, M. and N. Bougher (1996) *Working with Mycorrhizas in Forestry and Agriculture*, Australian Center for International Agriculture Research.
18. Burke, R. M. and J. W. G. Cairney (1998) Carbohydrate oxidases in ericoid and ectomycorrhizal fungi: a possible source of Fenton radicals during the degradation of lignocellulose. *New Phytologist*, 139, 637-645.
19. Burke, R. M. and J. W. G. Cairney (2002) Laccases and other polyphenol oxidases in ecto- and ericoid mycorrhizal fungi. *Mycorrhiza*, 12, 105–116.
20. Cairney, J. W. G. and R. M. Burke (1998) Extracellular enzyme activities of the ericoid mycorrhizal endophyte *Hymenoscyphus ericae*: their likely roles in decomposition of dead plant tissue in soil. *Plant and soil*, 205(2), 181-192.
21. Cairney, J. W. G. and R. M. Burke (1998) Do ecto- and ericoid mycorrhizal fungi produce peroxidase activities? *Mycorrhiza*, 8, 61-65.
22. Cairney, J. W. G. and A. A. Meharg (1999) Influences of anthropogenic pollution on mycorrhizal fungal communities. *Environmental Pollution*, 106, 169-182.
23. Canet, R., J. G. Birnsting, D. G. Malcolm, J. M. Lopez-Real and A. J. Beck (2001) Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by native microflora and combinations of white-rot fungi in a coal-tar contaminated soil. *Bioresource Technology*, 76(2), 113-117.
24. Chambers, S. M., R. M. Burke, P. R. Brooks and J. W. G. Cairney (1999) Molecular and biochemical evidence for manganese-dependent peroxidase activity in *Tylospora fibrillosa*. *Mycological Research*, 103, 1098-1102.
25. Chang, S. T. and W. A. Hayes (1978) *The Biology and Cultivation of Edible Mushrooms*, Academic Press Inc., London.
26. Crawford, R. L. and D. L. Crawford (1996) *Bioremediation: Principles and Applications*, Cambridge University Press, Cambridge.
27. Cudilin, P., V. Mejstrik and J. Skoupy (1983) Effect of

pesticides on ectomycorrhizae of *Pinus sylvestris* seedlings. *Plant and Soil*, 71, 353-361.

28. Cunningham, S. D., T. A. Anderson, A. P. Schwab and F. C. Hsu (1996) Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in Agronomy*, 56, 55-114.
29. Dasilve, E. J., L. E. Henriksson and M. Udris (1977) Growth responses of mycorrhizal *Boletus* and *Rhizopogon* species to pesticides. *Transition British Mycology Society*, 68, 434-437.
30. Devi, C. M. and M. N. Reddy (2001) Growth response of groundnut to VAM fungus and *Rhizobium* inoculation. *Plant Pathology Bulletin* (植物病理學會刊), 10, 71-78.
31. Donnelly, P. K., J. A. Entry and D. L. Crawford (1993) Degradation of Atrezine and 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid by mycorrhizal fungi at three nitrogen concentrations in vitro. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(8), 2642-2647.
32. Donnelly, P. K., R. S. Hedge and J. S. Fletcher (1994) Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic plants. *Chemosphere*, 28, 981-988.
33. Donnelly, P. K. and J. S. Fletcher (1995) PCB metabolism by ectomycorrhizal fungi. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, 507-513.
34. Durall, D. M., A. W. Todd and J. M. Trappe (1994) Decomposition of ^{14}C-labelled substrates by ectomycorrhizal fungi in association with Douglas Fr. *New Phytologist*, 127, 725-729.
35. Field, J. A., E. de Jong, G. Feijoo-Costa and J. A. M. de Bont (1993) Screening for ligninolytic fungi applicable to the biodegradation of xenobiotics. *Trends in Biotechnology*, 11, 44-49.
36. Gange, A. C. and V. K. Brown (2001) All mycorrhizas are not equal. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(12), 671-672.
37. Garbaye, J. (1994) Helper bacteria: a new dimension to the mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist,* 128, 197-210.
38. Gogala, N. (1991) Regulation of mycorrhizal infection by hormonal factors produce by hosts and fungi. *Experientia*, 47, 331-341.
39. Gramss, G., B. Kirsche, K-D. Voigt, Th. Gűnther and W. Fritsche (1999) Conversion rates of five polycyclic aromatic hydrocarbons in liquid cultures in fifty-eight fungi and the concomitant production of oxidative enzymes. *Mycological Research*, 103, 1009-1018.
40. Green, N. A., A. A. Meharg, C. Till, J. Troke and J. K. Nicholson (1999) Degradation of 4-Fluorobiphenyl by mycorrhizal fungi as determined by ^{19}F nuclear magnetic resonance spectroscopy and ^{14}C radio labelling analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, 65, 4021-4027.
41. Gűnther, Th., B. Perner and G. Gramss (1998) Activities of phenol oxidising enzymes of ectomycorrhizal fungi in axenic culture and in symbiosis with Scots pine (Pinus sylvestris L). *Journal of Basic Microbiology*, 38, 197-206.
42. Hartley, J. (1997) *Effects of Heavy Metal Pollution on Scots Pine (Pinus sylvestris L.) and Its Ectomycorrhizal Symbionts*, PhD Dissertation, University of Leeds, UK.
43. Hartley, J., J. W. G. Cairney, P. C. Freestone, C. Woods and A. A. Meharg (1999) The effects of multiple metal contamination on ectomycorrhizal Scots pine (*Pinus sylvestris)* seedlings. *Environmental Pollution*, 106, 413-424.
44. Hodge, A. (2000) Microbial ecology of the arbuscular mycorrhiza. *FEMS Microbiology Ecology*, 32, 91-96.
45. Iloba, C. (1978) The influence of 2,4-D on ectomycorrhizal symbiosis in pine and spruce seedlings. *European Journal of Forest Pathology*, 8, 379-383.
46. Ingold, C. (1984) *The biology of Fungi*, 5th Ed. C. T. Hutchinson, London.
47. Iwamoto, T. and M. Nasu (2001) Current bioremediation practice and perspective. *Journal of Bioscience Bioengineering*, 92(1), 1-8.
48. Jansa1, I. and M. Vosátka (2000) In vitro and post vitro inoculation of micropropagated Rhododendrons with ericoid mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, 15, 125-136.
49. Jennings, D. H. and G. Lysek (1996) *Fungal Biology*, Bios Scientific Publishers.
50. Katayama, A. and F. Matsumura (1993) Degradation of organochlorine pesticides, particularly Endosulfan by Trichoderma harzianum. *Environmental Toxicology Chemistry*, 12, 1059-1065.
51. Liao, W-L. and D-W. Tseng (1966) Biotreatment of Naphthalene by PAH-acclimated pure culture with white-rod fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Water Science and Technology*, 37(10), 73-79.
52. Meharg, A. A., J. W. G. Cairney and N. Maguire (1997) Mineralization of 2,4-Dichlorophenol by ectomycorrhizal

fungi in axenic culture and in symbiosis with pine. *Chemosphere*, 34(12), 2495-2504.

53. Meharg, A. A., G. R. Dennis and J. W. G. Cairney (1997) Biotransformation of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) by ectomycorrhizal Basidiomycetes. *Chemosphere*, 35(3), 513-521.
54. Meharg, A. A. and J. W. G. Cairney (2000) Ectomycorrhizas – extending the capabilities of rhizosphere remediation? *Soil Biology and Biochemistry*, 1-10.
55. Meharg, A. A. and J. W. G. Cairney (2000) Co-evolution of mycorrhizal symbioants and their hosts to metal-contaminated environments. *Advance in Ecological Research*, 30, 69-112.
56. Nemec, S. and D. Tucker (1983) Effects of herbicides on endomycorrhizal fungi in Florida citrus (Citrus spp.) soils. *Weed Science*, 31, 427-431.
57. Pickard, M. A., R. Roman, R. Tinoco and R. Vazquez Duhalt (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbon metabolism by white-rot fungi and oxidation by *Coriolopsis gallica* UAMH 8260 *laccase*. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(9), 3805-3809.
58. Read D. J. (1983) The biology of mycorrhiza Ericales. *Canadian Journal of Botany*, 61, 985-1004.
59. Read, D. J. (1996) The structure and function of the ericoid mycorrhizal root. *Annuals of Botany*, 77, 365-374.
60. Rouillon, R., C. Poulain, J. Bastide and C. M. Coste (1989) Degradation of the herbicide chlorpropham by some ectomycorrhizal fungi in pure culture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 28, 421-424.
61. Rousseau, J. V. D., D. M. Sylvia and A. J. Fox (1994) Contribution of ectomycorrhiza to the potential nutrient-absorbing surface of pine. *New Phytologist*, 128, 639-644.
62. Salt, D. A., R. D. Smith and I. Raskin (1998) Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49, 643-668.
63. Schenck, N. C. and G. S. Smith (1982) Responses of six species of Vesicular-Arbuscular mycorrhizal fungi and their effects on soybean at for soil temperatures. *New Phytologist*, 92, 193-201.
64. Sharples, J. M., A. A. Meharg, S. M. Chambers and J. W. G. Cairney (2000) Mechanism of arsenate resistance in the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae*. *Plant Physiology*, 124, 1327-1334.
65. Sharples, J. M., A. A. Meharg, S. M. Chambers and J. W. G. Cairney (2001) Arsenate resistance in the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae*. *New Phytologist*, 151, 265-270.
66. Shimp, J. F., J. C. Tracy, L. C. Davis, E. Lee and W. Huang (1993) Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Environmental Science and Technology*, 23, 41-77.
67. Smith, T. E., A. J. Noack and S. M. Cosh (1981) The effect of some herbicides on vesicular-arbuscular endophyte abundance in the soil and on infection of host roots. *Pesticide Science*, 12, 91-97.
68. Smith, S. E. and D. J. Read (1997) *Mycorrhizal Symbiosis*, 2nd Ed., Academic Press, London.
69. Trappe, J. M., R. Molina and M. Castellano (1984) Reactions of mycorrhizal fungi and mycorrhizal formation to pesticides. *Annual Review of Phytopathology*, 22, 331-359.
70. Walton, B. T. and T. A. Anderson (1990) Microbial degradation of tri-chloroethylene in the rhizosphere: potential application to biological remediation of waste sites. *Applied and Environmental Microbiology*, 56, 1012-1016.

收件：92.02.20 修正：92.03.25 接受：92.04.04