ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Suna YILDIZ

NİŞASTA SANAYİ ATIKSULARININ BİTKİSEL İYİLEŞTİRİLME (FİTOREMEDİASYON) KAPASİTESİNE MİKORİZAL SİMBİYOZUN ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ADANA, 2008

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

NİŞASTA SANAYİ ATIKSULARININ BİTKİSEL İYİLEŞTİRİLME (FİTOREMEDİASYON) KAPASİTESİNE MİKORİZAL SİMBİYOZUN ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Suna YILDIZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez 11/08/2008 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından Oybirliği ile Kabul Edilmiştir.

İmza:……	İmza:……	İmza:……
Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU	Prof. Dr. Ahmet YÜCEER	Doç.Dr.Gülfeza KARDAŞ
Danışman	Üye	Üye

Bu Tez Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Hazırlanmıştır.
Kod No:

Prof. Dr. Aziz ERTUNÇ
Enstitü Müdürü
İmza ve Mühür

Bu Çalışma Çukurova Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.

Proje No: MMF2007YL22

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

NİŞASTA SANAYİ ATIKSULARININ BİTKİSEL İYİLEŞTİRİLME (FİTOREMEDİASYON) KAPASİTESİNE MİKORİZAL SİMBİYOZUN ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Suna YILDIZ

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Danışman : Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Yıl : 2008 Sayfa: 74
Jüri : Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Prof. Dr. Ahmet YÜCEER
Doç.Dr.Gülfeza KARDAŞ

Bu çalışmada, *Typha latifolia* bitkisi ile Amylum Nişasta Sanayi ve Tic. AŞ.'den alınan ön arıtmaya tabi tutulmuş organik içeriği yüksek nişasta atıksularının yeşil ıslahı sırasında mikorizal simbiyozun davranışları araştırılmış ve atıksuyun ileri arıtılmasına bir alternatif olarak sunulmuştur. *Typha latifolia* bitkisinin Arbüsküler Mikorizal Mantarla (AMF) enfeksiyonunun sağlanması amacıyla, *Glamus etinucatum* cinsi mikorizal mantar kullanılmıştır. Çalışmada üçer tekerrürden oluşan iki farklı ortam kullanılmıştır. Her iki ortamda da atıksu ile sulanan deney düzeneği ve içme suyu ile sulanan kontrol düzeneği oluşturulmuş ve ortamlar mikorizal simbiyozlu (+M) ve simbiyozsuz (-M) olarak ikiye ayrılmıştır. Bitkilerin mikorizal simbiyozu ve yeni ortamlarına adaptasyonu sağlandıktan sonra atıksuyla sulama işlemine geçilmiştir. Belirli bir periyottan sonra bitki örneklerinin kök ve gövde+yaprak olarak bünyelerindeki ağır metal birikimleri ve mikorizal enfeksiyon oranları belirlenmiştir. Çalışma sırasında yapılan fenolojik gözlemler sonucunda mikorizal simbiyoza sahip olan düzeneklerdeki biyokütle artışının, mikorizal simbiyoz olmayan düzeneklere göre daha fazla olduğu belirlenmiştir. Yapılan Cr, Cu, Fe ve Zn analizlerine göre bitki bünyesindeki birikim mg/kg (kuru) cinsinden en çok kök bölgesinde sonra gövde+yapraklarda olacak şekilde belirlenmiştir. Bitki bünyesine alınan ağır metallerin dokulardaki birikim sıralaması Fe>Zn>Cu>Cr şeklinde olmuştur. Analiz sonuçlarına göre mikorizal simbiyoz, bitkilerde simbiyoza sahip olmayanlara göre kök ağır metal birikimini Cr için %12, Cu için %52, Zn için %90 ve Fe için %70 düşürmüştür.

Anahtar Kelimeler: Yeşil Islah, *Typha latifolia*, *Glamus etinucatum,* mikorizal simbiyoz, Ağır Metal Birikimi.

ABSTRACT

MSc THESIS

RESEARCH THE EFFECT OF THE MYCORRHIZAL SYMBIOSIS TO THE PHYTOREMEDIATION CAPABILITIES OF PRETREATED AMYLUM INDUSTRY WASTEWATER

Suna YILDIZ

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES
UNIVERSITY OF CUKUROVA

Supervisor : Asc. Prof. Dr. Zeynep ZAIMOGLU
Year : 2008 Pages: 74
Jury : Asc. Prof. Dr. Zeynep ZAIMOGLU
Prof. Dr. Ahmet YUCEER
Asc. Prof. Dr. Gulfeza KARDAS

The effect of the mycorrhizal symbiosis to the phytoremediation capabilities of pretreated amylum industry wastewater with *Typha latifolia,* which is naturally grown in its flora were studied as a pot experiment and submitted as an alternative tertiary treatment. *Typha* was inoculated with *Glamus etinucatum* to ensure AMF infection in plant roots. Two different plant groups with three times repetitions were used. After establish of the mycorrhizal symbiosis and the adaptation of the plants to their new media, experimental studies with amylum wastewater were started. The plant groups were separated as inoculated (+M) and non-inoculated (-M) pots. One group of inoculated and non-inoculated pots was irrigated with wastewater and the other group of inoculated and non-inoculated pots irrigated with top water. After a given period, heavy metal accumulations and mycorrhizal infection rates in root and stem/leaf samples were determined. After phenological observations it is determined that the biomass increase of the infected plants were higher than non-infected plants. The dry weight heavy metal analyses showed that the accumulation was higher in the roots than stems/leaves. The order of the heavy metals accumulated in the tissue samples were Fe>Zn>Cu>Cr. The analyze results showed that mycorrhizal symbiosis reduce the heavy metal accumulation for Cr, Cu, Zn, and Fe at a rate of 12%, 52%, 90% and 70% respectively in the roots of infected plants than non-infected plants.

Keywords: Phytoremediation, *Typha latifolia*, *Glamus etinucatum,* Mycorrhizal Symbiosis, Heavy Metal Accumulation

TEŞEKKÜR

Bu yüksek lisans tezini hazırlama imkânı verdiği için hocam Prof. Dr. Ahmet YÜCEER'e teşekkür ederim. Üniversite hayatım boyunca bilgi ve tecrübelerini paylaşarak bana yol gösteren, yüksek lisans öğrenimim boyunca danışmanım olarak bana her türlü desteği veren danışman hocam Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU'na teşekkür ederim.

Araştırmamda yardımlarından dolayı Prof. Dr. İbrahim ORTAŞ'a ve Arş. Gör. Çağdaş AKPINAR'a teşekkürlerimi sunarım.

Araştırmamın her aşamasında destek ve yardımlarını esirgemeyen, Cem KÖSEOĞLU'na, Arş. Gör. M. Yavuz SUCU ve Arş. Gör. Seçil KEKEÇ'e teşekkür ederim.

Tez çalışmam süresince bilgi ve deneyimlerini benden esirgemeyen Çevre Yük. Müh. Burak DEMİRÖRS'e teşekkür ve minnetlerimi sunarım.

Her konuda ve her koşulda yanımda olup benim için hiçbir fedakârlıktan kaçınmayan aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER **SAYFA**

ÖZ I
ABSTRACT II
TEŞEKKÜR III
İÇİNDEKİLER IV
ÇİZELGELER DİZİNİ VI
ŞEKİLLER DİZİNİ VII
1. GİRİŞ 1
1.1. Yeşil Islah (Phytoremediation) 3
1.1.1. Yeşil Islah Çeşitleri 4
1.1.1.1. Köklerle Süzme (Rhizofiltration) 5
1.1.1.2. Köklerle Sabitleme (Phytostabilization) 5
1.1.1.3. Köklerle Bozunum (Rhizodegradation) 6
1.1.1.4. Bitkisel Bozunum (Phytodegradation) 6
1.1.1.5. Bitkisel Buharlaştırma (Phytovolatilization) 7
1.1.1.6. Bitkisel Özümleme (Phytoextraction) 7
1.1.2. Yeşil Islah Teknolojisinin Temel Uygulama Alanları 8
1.1.2.1. Hidrolik Kontrol 8
1.1.2.2. Vejetatif Örtü Sistemleri 9
1.2. Mikorizal Simbiyoz 10
1.2.1. Mikoriza Tipleri 11
1.2.1.1. Ektomikorizalar 11
1.2.1.2. Arbusküler Mikorizalar 13
1.2.1.3. Ericaceous Mikorizalar 14
1.2.1.4. Orkide (Orchidaceous) Mikorizalar 15
1.2.1.5. Karışık Enfeksiyonlar 16
1.2.2. Mikorizal Simbiyozda Besin Maddelerinin Alımı ve Taşınımı 16
1.2.3. Bitki Gelişiminde Mikorizal Simbiyozun Önemi 18
1.3. Ağır Metaller 19
1.3.1. Ağır Metal Zehirliliği 19

1.3.2. Ağır Metallerin Canlılara Etkisi 20
1.3.3. Ağır Metallerin Alıcı Ortamlardaki Etkisi 21
1.3.3.1. Ağır Metallerin Topraktaki Etkisi 21
1.3.3.2. Ağır Metallerin Sudaki Etkisi 21
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR 22
2.1. Bitkisel Islah Konusunda Yapılan Çalışmalar 22
2.2. Mikroorganizma Kültürü İle Yapılan Çalışmalar 27
3. MATERYAL ve METOT 36
3.1. Materyal 36
3.1.1. Kullanılan Bitki Türü 36
3.1.2. Mikorizal Mantar Türü 37
3.1.3. Bitki Büyüme Ortamı 37
3.1.4. Atıksu Karakteristiği 38
3.2. Metot 39
3.2.1. Bitki Yetiştirme ve Mikorizal Mantar Ekimi 39
3.2.2. Biyokütle Ölçümleri 41
3.2.3. Ağır Metal Analizleri 41
3.2.4. Mikorizal Enfeksiyon Tespiti 43
4. BULGULAR ve TARTIŞMA 45
4.1. İklim Koşulları 45
4.2. Fenolojik Bulgular 45
4.3. Mikorizal Mantar Enfeksiyonu 48
4.4. Bitkilerin Ağır Metal Alımı 49
4.5. Deney Sonuçları ve Bulgular 49
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER 54
KAYNAKLAR 58
ÖZGEÇMİŞ 74

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 3.1 Çalışmada kullanılan nişasta sanayi atıksu karakteristiği 38
Çizelge 3.2 Optik emisyon spektrometre cihazı dalga boyu 43
Çizelge 4.1 Deney gruplarında belirlenen sürgün miktarları 46
Çizelge 4.2 Kontrol gruplarında belirlenen sürgün miktarları 46

ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 1.1 Bitki kökleri ve mantar arasındaki simbiyoz (Killham, 1994) 12
Şekil 1.2 Ektomikoriza örnekleri (Randy Molina)..... 12
Şekil 1.3 Arbuskül (a) ve vesikül (b) yapı (Morton ve Benny, 1990) 14
Şekil 3.1. Hasır otu bitkisi (*Typha latifolia*) 36
Şekil 3.2. Çalışma düzeneği ve bitkilerin yerleşim şekli 37
Şekil 3.3 Sıcaklık ve nem ölçüm cihazı 40
Şekil 3.4 Perkin elmer marka optik emisyon spektrometre cihazı..... 42
Şekil 3.5 Etil alkol eklenerek bekletilen kök numuneleri 43
Şekil 3.6 Enfeksiyon tespiti için hazır hale getirilen numuneler 44
Şekil 4.1 2007 Yılı mayıs ve eylül ayları arası meteorolojik veriler 45
Şekil 4.2 Hasattan önce sürgünlerin boyları ve sürgün miktarları..... 46
Şekil 4.3 Bitki kök ağırlığı 47
Şekil 4.4 Bitki gövde ağırlığı 47
Şekil 4.5 Bitki gruplarının ortalama yüzde enfeksiyon oranları 48
Şekil 4.6 Mikorizal enfeksiyonlu köklerin mikroskobik görüntüsü..... 49
Şekil 4.7 Bitki bünyesindeki ağır metal analiz sonuçları..... 51

1. GİRİŞ

Günümüzde insan sağlığını etkileyen en önemli problemlerin başında çevre kirliliği yer almaktadır. Teknoloji devrimi ile birlikte hayat standartlarının yükselmesi ve ölüm oranlarının azalması, kentlerde yoğun bir nüfus artışı meydana getirmiş, paralelinde de hızlı bir kirlilik oluşmaya başlamıştır. Sanayi devrimi ile birlikte batı ülkelerinde gelişerek devam eden ve daha sonra diğer ülkelere de geçen seri üretim sonucunda oluşan yan ürünler dünyanın ekolojik dengesi üzerinde olumsuz etkilere sebep olmuştur ve olmaktadır. Bunun yanında sanayi devrimi, atık suların özelliklerinin değişimine neden olmuştur. Özellikle kanalizasyon atıksularındaki farklılaşma ve artış, yaşanan bölgeleri tehdit etmeye başlamıştır. Bundan dolayı özellikle 20.yy.ın ilk başlarında atıksu arıtma tesisi çalışmaları başlamış ve atıksuların arıtımında yer, iklim, enerji maliyeti gibi etkenlere bağlı olarak pek çok arıtma sistemi geliştirilmiştir. Ancak endüstriyel faaliyetler sonucu geniş aralıklarda ve yüksek konsantrasyonlarda çevreye yayılan kirleticilerin giderimi için bu arıtma sistemleri yeterli gelmemiş ve ileri arıtım mekanizmaları kullanımı gereği ortaya çıkmıştır. Bununla beraber ileri arıtma prosesleri yüksek teknoloji, enerji ve kimyasallar gerektirmektedir. Kalifiye eleman gerektiren bu işletmelerin ilk yatırım maliyetleri ve işletme masrafları yüksektir (Yücel, 1997).

Gelişmiş ülkeler tüm bu olumsuzlukları göz önüne alarak doğal bir arıtma sistemi planlamaya çalışmış ve sonuçta "Bitkisel Islah Sistemleri" oluşturulmuştur. Bitkilerin veya bitki ürünlerinin kirlenmiş alanları restore veya stabilize etmek için kullanımı, kirliliğin bitki tarafından seçilerek çıkarılması, ayrılması ve arındırılması yeşil ıslah (phytoremediation) olarak bilinmekte ve bitkilerin organik veya inorganik maddeleri giderimi, akümüle etmesi, depolaması veya parçalaması gibi doğal yetenekleri avantaj olarak kullanılmaktadır (Meagher, 2000; McIntyre, 2003).

Bitkisel Islah Sistemlerinin temel fonksiyonlarından birisi, büyük ölçüde mikroorganizmalar ve onların metabolizmaları ile gerçekleştirilir. Mikroorganizma dendiğinde akla gelenler, bakteriler, mayalar, mantarlar, protozoa ve algler'dir (Wetzel, 1993). Düşük verimliliği olan topraklarla yapılan saksı çalışmalarında mikorizal mantarlarla bitkilerin aşılanmasını takiben çarpıcı bir bitki gelişiminin

görülmesi 1980'lerde bu organizmaların biyogübre olarak kullanılabilme olanaklarını araştırmaya neden olmuştur (Johnson, 1993).

Bitkilerin metalleri akümüle etme kapasiteleri, zararlı bir özellik olarak kabul edilir. Çünkü bazı bitkiler doğrudan veya dolaylı olarak, insanların beslenme yoluyla almış oldukları zehirli ağır metallerin bir bölümünün sorumluluğuna sahiptirler (Brown ve ark., 1994). "Metal hiperakümülatörler" diye adlandırılan doğal olarak ortaya çıkan bitkiler, ekimi yapılan bitkilere kıyasla 10 ile 500 kez daha yüksek düzeyde element toplayabilmektedirler (Ow, 1996). Topraklardaki ağır metal kirliliği, endüstrinin ve madencilik aktivitelerinin gelişmesiyle ve atık suyla yapılan sulamaların yaygınlaşmasıyla dünya çapında bir problem halini almaktadır. Toprakta meydana gelen ağır metal kirliliği sadece verim ve ürün kalitesi üzerinde değil aynı zamanda atmosferik ve sucul çevre kalitesi hatta besin zinciri yoluyla insan sağlığı üzerinde de çok önemli etkiler yaratmaktadır.

Son yıllarda ağır metallerin yol açtığı toprak kirliliği tüm dünyanın dikkatini çeken bir konu olmuştur. Topraktaki ağır metal kirliliğiyle ilgili çalışmalar ağır metallerin kaynakları ve davranışları, halk sağlığı ve çevre üzerindeki etkiler, kirlenmiş bölgelerin araştırılması ve analizi, iyileştirme yönetimi, teknikleri ve risk değerlendirmesi üzerinde yoğunlaşmıştır.

Günümüzde ağır metal içerikli spesifik kirleticilerden bir tanesi de nişasta sanayi atıksularıdır. Nişasta sanayinde mısır işlemesi proseslerinde esas olarak mısır parçalanarak, çeşitli bileşenlerine ayrılmakta ve bu bileşenler yiyecek endüstrisi ve diğer endüstrilerde kullanılmak amacıyla uygun hale getirilmektedir (Erşahin ve ark. 2006). Mısırın işlenmesi neticesinde protein, nişasta sütü, öz ve kepek gibi ana ürünler ortaya çıkmaktadır. Daha sonra nişasta sütü birtakım kimyasallar kullanımı ve modifiye işlemlerinin sonucunda doğal ve modifiye nişasta olarak şekillenmektedir. Nişasta bazlı şekerler ise nişasta sütünün ayrıca işlenmesinden sonra glikoz ve fruktoz şurupları olarak üretilmektedir (DPT, 2001).

Nişasta üretim tesislerinde oluşan atıksular yüksek oranda protein ve nişasta içerdiğinden organik kirlilik yükü yüksek (kuvvetli) atıksular olarak nitelendirilmektedir (Övez ve ark., 2001).

Bu çalışmada, nişasta sanayi atıksuyu kullanılarak topraktaki ağır metal kirliliğinin iyileştirilmesinde henüz dünyada yeni yeni uygulama alanları bulmaya başlamış olan bitkisel ıslah teknolojisinin uygulanıp uygulanamayacağı ve uygulanabiliyorsa ne derecede uygulanabileceği araştırılmıştır. Bu kapsamda yapılan çalışmalarda, gelişmekte olan bitkisel ıslah teknolojisinin performansına etki eden mikroorganizmaların sisteme belirli bir süre sonunda adaptasyonunun sağlanması ve bu adaptasyonun sonucunda sistemde meydana gelebilecek olan olumlu veya olumsuz etkilerin ortaya konması hedeflenmiştir.

1.1. Yeşil Islah (Phytoremediation)

Son zamanlarda kullanılan fizikokimyasal arıtma tekniklerinin çoğu, aşırı derecede kirlenmiş suların yerinde veya başka bir yerde gerçekleştirilen arıtımlarında yararlanılan ana yöntemler olup, düşük kirletici içeriğine sahip ve kirleticilerin yapay ve dağınık olarak bulunduğu geniş kirletilmiş alanların iyileştirilmesi için yeterince uygun olmayan tekniklerdir (Rulkens ve ark., 1998). Bitki ile iyileştirme çalışmalarında kontamine olmuş alanların genişliği veya dağınıklığı dezavantaj olmamaktadır. Bu durumda diğer yöntemlere kıyasla bitki ile iyileştirme ucuz bir seçenek olarak karşımıza çıkmaktadır. Yeşil ıslahın (Phytoremediation) geleneksel fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemlerinden daha ekonomik, teknik ve çevresel avantajları daha fazla olduğu düşünülmektedir (McIntyre, 2003). Ancak iyileştirme süresinin uzun bir süreyi kapsadığı belirtilmektedir (Rulkens ve ark., 1998).

Phytoremediation terimini kelime anlamı olarak ele aldığımızda, bitki anlamındaki “phyto” ile ıslah anlamındaki “remediation” kelimelerinden türetilmiş olup ve 1991’de terminolojiye girmiştir. Bu terim ingilizcede phytoremediation, bioremediation, botanical remediation ve green remediation olarak da anılmaktadır (EPA, 2000). Türkçe’de “Yeşil Islah” (Fitoremediasyon) olarak kullanılan bu ifade bitki temel alınarak çevreyi ıslah etme teknolojileridir. Bu teknoloji ile organik ve inorganik maddeler bitki kullanılarak kirlilik oluşturduğu alandan bertaraf edilebilmektedir (Henry, 2000). Atık su iyileştirmede kullanılan yeni bir yöntemdir. Yeşil ıslahın çeşitli olumlu ve olumsuz yönleri vardır (EPA, 2000).

Yeşil ıslahın fizikokimyasal teknolojilerden çok daha kolay uygulanabilirliği ve bir çok organik ve inorganik kirleticide etkili olması, bu sistemlerin kuruluşu ve ıslah maliyetinin diğer teknolojilere göre çok (4-1000 kat) daha ucuz olması önemli olumlu yönleridir (Sadowsky, 1999). Sistem doğal ve yapay ortamlarda kullanılabilir. Yani kirlilik etmeni, bulunduğu yerde veya başka bir ortama taşınarak bertaraf edilebilir. Bu amaçla kurulmuş alanlar eğitim ve rekreasyon gibi çeşitli amaçlarla kamuya açık yeşil alanlar olarak hizmet verebilen ve sempati ile karşılanan alanlardır. Bitkilere bakım işlemleri, yenileme dâhil düzenli yapıldığında sistem çok uzun ömürlüdür. Yerinde yapılan çalışmalarda kirlilik etmeninin alandan taşınma oranı çok düşük (yaklaşık % 5) olup, çevreye (hava ve su) yayılması da çok zayıftır. Bu teknolojinin en önemli olumsuz yönü ise ağır düzeylerde kirlenmiş alanlarda bitkilerin kısa sürede etkinliğini gösterememesidir. Bu nedenle ancak düşük düzeylerde kirlenmiş alanlarda kullanılır. Sistemin etkinliği kök derinlikleri ve iklim koşulları ile sınırlıdır. Doğal olmayan bitkilerin bu amaçla kullanılması biyolojik çeşitliliği olumsuz yönde etkileyebilir (Farrell ve ark., 1999; Sutherson, 1999; EPA, 2000; Henry, 2000).

Bu konuyla ilgili olarak yapılan çalışmalarda, bitki ile iyileştirmede kullanılacak en uygun bitkinin, ortamdaki yüksek ağır metal konsantrasyonlarında bile yaşayabilen, güçlü ve zengin bir kök sistemine sahip olan, hasat edilebilen kısımlarında yüksek düzeyde metal toplayabilen, hızlı bir büyüme yeteneği ve arazide çok miktarda biyokütle üretebilme potansiyeline sahip olan bir bitki olması gerektiği sonucuna varılmıştır (Watanabe, 1997; Reeves ve Baker, 2000).

1.1.1. Yeşil Islah Çeşitleri

Yeşil ıslahın farklı çeşitleri, bitki türlerinin kirlilik etmenlerini bertaraf etme yollarına bağlı olarak, köklerde süzme (rhizofiltration), köklerde sabitleme (phytotostabilization), bitkisel özümleme (phytoextraction), köklerle bozunum (rhizodegradation), bitkisel bozunum (phytodegradation) ve bitkisel buharlaştırmadır (phytovolatilization) (EPA, 2000).

1.1.1.1. Köklerle Süzme (Rhizofiltration)

Köklerle süzmede, biyotik ve abiyotik işlemlere bağlı olarak kirleticiler köklerin içine alınmakta veya bitki köklerinin üzerinde yapışıp kalmaktadır (adsorpsiyon). Bu işlemlerin oluşu sırasında kirleticiler bitkiye alınabilmekte ve taşınabilmektedir. Burada temel olan kirleticilerin bitki üzerinde veya içinde hareketsizliğinin sağlanmasıdır. Kirleticiler daha sonra çeşitli yollarla bitkiden alınabilmektedir. Bu yöntem yeraltı suları, yüzey suları ve atıksularda uygulanmaktadır. Karasal ve sucul bitkilerin kullanılmasına olanak tanıması sistemin bir avantajıdır. Ayrıca sistem doğal ortamlarda uygulanabilirliğinin yanı sıra havuz, tank, gölet gibi yapay alanlarda da uygulanabilmekte, yani kirlilik, kaynağında veya uzakta bertaraf edilebilmektedir. Atıksuyun kirleticilerin bitki tarafından alımına olanak tanıyacak pH düzeyine getirilmesi, debinin kontrol altına alınması ve bitkilerin belirli aralıklarla yenilenmesi için iyi bir mühendislik tasarımı gerektirmektedir (Pivetz, 2001).

1.1.1.2. Köklerle Sabitleme (Phytostabilization)

Bu yöntem doğal ortamda toprağın stabilizasyonunun sağlanması için uygulanmaktadır. Bu yöntemde, bitkinin yetiştiği toprağın içindeki kirlilik etmenleri bitki köklerinin çevresinde veya içinde biriktirilmesiyle ya da tutulmasıyla sağlanmakta ve bunun yanı sıra kirleticilerin rüzgâr, su erozyonu, yıkanma ve toprak dağılması ile taşınması engellenmektedir. Bitkinin kök çevresi mikrobiyolojisi ve kimyası ile yakından ilişkili olan sistemde bitki, kirletici etmenin yapısını suda çözünemeyen-taşınamayan şekilde değiştirebilmektedir (EPA, 2000).

Köklerle sabitleme toprak, sediment ve çamurda uygulanabilmektedir. Toprak taşınmasını gerektirmemesi önemli bir avantajıdır. Ayrıca alan bitkilendirildiği için ekosistemi zenginleştirmektedir. En önemli dezavantajı kirlilik etmenlerinin alanda kalarak uzun zaman içindeki değişikliklerle taşınabilmesi veya yıkanarak taban suyuna karışabilmesidir (Henry, 2000).

1.1.1.3. Köklerle Bozunum (Rhizodegradation)

Köklerle bozunum, kök çevresindeki mikroorganizmaların zenginleştirilerek organik kirleticilerin toprakta bozulması işlemidir. Kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan şeker, amino asit, organik asit, yağ asitleri, sterol, büyüme etmenleri, nükleotid, flavanon ve enzimler bulunur. Kirlilik yaratan organik bileşikler de bu çevrededir. Köklerle bozunumun en önemli yararı kirleticilerin doğal ortamda yok olmasıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınmaktadır (EPA, 2000).

Köklere bozunum; petrol artıkları, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, benzen, toluen, etilbenzen, ksilen, pestisitler, klorlu çözücüler, pentaklorofenol, poliklorinli bifeniller (PCB) gibi kirlilik etmenlerine karşı uygulanabilmektedir (Farrell ve ark., 1999).

1.1.1.4. Bitkisel Bozunum (Phytodegradation)

Bitkisel bozunum, olarak bilinen phytodegradation, kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak metabolizma işlemleri sırasında değiştirilmesidir. Bozunma işlemi bitkinin dışarıya bıraktığı bileşiklerle bitki dışında da olabilmektedir. Phytodegradation işleminde bitkinin, kirletici etmenini bünyesine alması gerekmektedir. Bu işlem genellikle kök bölgesi ile hatta en uç kök kısımları ile sınırlıdır (EPA, 2000).

Organik bileşiklerin bitki bünyesine alınabilmesi eriyebilirliği, bitki tipi, kirlilik etmeninin toprakta kalma süresi ile toprağın fiziksel ve kimyasal yapısına bağlıdır. Hemen eriyebilen bileşiklerin bitki tarafından alınması zordur. Bitkisel Bozunum, toprak, sediment, çamur ve yeraltı sularında uygulanabilmektedir. Yeraltı suları pompalarla yüzeye de alınabilir. Yöntemin en önemli avantajı indirgenme veya bozunmanın fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içinde olması ve mikroorganizmalara bağlı olmamasıdır. Örneğin kavak derin kökleri ile taban suyundaki azotu (nitrat) almakta, bitkide azot proteinlere veya azot içeren bileşiklerin yapısına girmekte ve bir kısmı da gaz olarak atmosfere bırakılmaktadır. Yöntemin

dezavantajı ise bozulma sırasında zehirli ara ve son ürünler oluşabilmesi ve bunların çok zor tespitidir (Pivetz, 2001).

1.1.1.5. Bitkisel Buharlaştırma (Phytovolatilization)

Bitkisel buharlaşma, organik (klorlu çözücüler) ve inorganik (Hg, Se) kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak, yapısının atmosfere verilecek şekilde değiştirilmesi ve atmosfere verilmesidir. Yöntemin en önemli avantajı çok zehirli bileşiklerin (civalı bileşikler gibi) daha az zehirli formlara dönüşmesidir. Ancak çok zararlı-zehirli materyallerin atmosfere bırakılabilmesi de bir dezavantajdır (EPA, 2000).

Bu sistemde kök derinliği çok önemlidir. Yeraltı suları konu ise bitki köklerinin derin olması gerekmektedir. Kirli yeraltı suları pompalarla yüzeye çıkarılarak suyun daha sığ bitki köklerince alınması da sağlanabilmektedir (EPA, 2000).

1.1.1.6. Bitkisel Özümleme (Phytoextraction)

Bazı bitkilerin topraktaki organik veya inorganik kirlilik etmenlerini kök veya sürgünlerine almasından yola çıkılarak oluşturulmuş bir teknik olup, genelde ağır metallerle kirli toprakların ıslahı amacıyla kullanılmaktadır. Dağınık olarak kirli alanların iyileştirilmesi için çok geçerli bir yöntem olup, kirlenmiş bölgeye dikilen giderim yeteneği olan bitkinin budanması veya sökülmesi ile kirlilik etmenleri alandan uzaklaştırılmaktadır. Biçilen veya budanan bu kısımların yeniden kullanılabilmesi önemli bir avantajdır. Çünkü bu türdeki bitkiler diğer bitkilere oranla bünyelerinde 100 kata kadar daha fazla kirlilik etmeni biriktirebilmektedirler. Hasat edilen kısımlar gübre olarak kullanılabildiği gibi, içindeki ağır metaller yeniden elde edilebilmektedir (EPA, 2000).

Bitkisel madencilik (phytomining) denilen bu yöntem; işlenerek çıkarılması ekonomik olmayan maden cevherlerinin elde edilebilmesi yolunu açmaktadır. ABD'de bu yolla altın ve nikel gibi elementler geri kazanılmaktadır (Sutherson, 1999; EPA, 2000; Pivetz, 2001). Bu yöntem için uygun ve çoğu *Brassicacea,*

Euphorbiacea, Asteraceae, Lamiaceae ve *Scrophulariaceae* familyalarından olmak üzere bünyesinde ağır metal biriktirebilen 400 kadar tür saptanmıştır (Hossner ve ark., 1998; Jhee ve ark.1999; EPA, 2000; Garbisu ve Alkorta, 2001; Pivetz, 2001;).

Bitkisel özümleme, metalleri ve radyonükleitleri taşınabilir kimyasal formlara dönüştürerek tutulmasını sağlamaktadır. Bu formlar insan ve çevre sağlığı için kirleticinin en tehlikesiz halidir. Diğer iyileştirme yöntemleriyle karşılaştırıldığında, maliyeti oldukça düşük ve materyallerin elle işlenmesi oldukça limitlidir. Genellikle bu işlemden sonra yetişecek bitki türleri içinde verimli bir ortam hazırlanmış olur (EPA, 2000).

Bu teknoloji uygulanan diğer tekniklere göre daha fazla zaman alır ve çok yoğun kirleticinin bulunduğu yerlerde uygulanması zordur. Ayrıca bölgenin ekosisteminde bulunan bir bitki türü seçilmelidir. Kullanılacak bitkiler hasat edileceğinden mevsimlik olmamalıdır. Eğer bitkinin alımını kolaylaştırmak için toprakta katkı maddeleri kullanılacaksa, bitki alımından önce taşınımı engellemek için ilave önlemler alınması gerekmektedir. Bitkisel özümleme organik kirleticileri direk olarak topraktan gideremez. Ancak mikrobiyal aktiviteyle desteklenmiş kök sistemleri bunu gerçekleştirebilmektedir (EPA, 2000).

1.1.2. Yeşil Islah Teknolojisinin Temel Uygulama Alanları

Yeşil ıslah teknolojisi, kirliliğin türüne ve bulunduğu ortama göre çok farklı uygulama alanlarına sahiptir. Burada bu uygulama yöntemlerinin en temelleri olan hidrolik kontrol sistemi ve vejetatif örtü sistemlerine değinilmiştir (EPA, 2000).

1.1.2.1. Hidrolik Kontrol

Hidrolik kontrol, bitki kullanılarak yeraltı sularında kirlilik etmenlerinin birikmesinin ve taşınmasının engellemesi veya kontrol altında tutulmasıdır. Bu işlem yeraltı ve yüzey sularına uygulanabilmektedir. Bu sistemde daha önce bahsedilen yeşil ıslah kategorilerinin birden fazlası bir aradadır. En önemli avantajı herhangi bir yapay sistem kurulmasına gerek olmaması ve köklerin geniş bir alana yayılması

nedeniyle ıslah etki alanının çok genişlemesidir. En önemli dezavantajı ise mevsim ve iklime bağlı olarak bitkinin su alımının değişmesidir (EPA, 2000).

Yeraltı suyunun ıslahı için derin köklü bitki türleri kullanılmalıdır. Gaz ve dizel kirliliğine karşı kavak türleri bir engel görevi yapar. Söğüt ve okaliptus türleri de bu amaçlarla kullanılmaktadır. Beş yaşındaki bir Populus ağacının günde 100–200 litre su alması, tek bir söğüt ağacının terleme miktarının bir günde 20 m^3 suya eşdeğer olması bu bitkilerin su kullanma yeteneklerini ve bu amaçla kullanımlarının önemini vurgulamaktadır (EPA, 2000; Pivetz, 2001).

1.1.2.2. Vejetatif Örtü Sistemleri

Uzun ömürlü ve kendi kendini yenileyen bir yapı olarak vejetatif örtü sistemleri çevresel risk taşıyan materyallerin içinde veya üzerinde büyümekte ve minimum bakım gerektirmektedir. Vejetatif örtü topraktan buharlaşarak su kaybını engelleyici olarak veya ıslah edici olarak iki tiptir. Birinci tipte bitki toprağın su kaybını minimize ederken, su tutma yeteneğini de maksimize etmekte, kirletici etmenler ise yıkanma formasyonuna indirgenememekte veya hareket edememektedir. Yeşil ıslah amaçlı ikinci tip örtüde ise bitki bir örtü olarak suyun süzülmesini minimize etmekte ve alt tabakadaki kirliliğin bozulmasını sağlamaktadır. Mekanizmada su alımı, kök çevresi mikrobiyolojisi ve bitki metabolizması faktörleri ile olmakta, sistemde hidrolik kontrol dâhil farklı yeşil ıslah kategorileri bulunabilmektedir. Uygulamalarda vejetatif örtü genellikle kirliliğin dağılmasını engelleyecek bariyerler şeklinde oluşturulmaktadır. Vejetatif örtüler kirlenmiş yüzey toprağı veya çamur olan yerlerde, belirli kirlilikleri yayan ünitelerin etrafında ve kirli birikintilerin olduğu yerlerde kurulabilmektedir (EPA, 2000).

Kök çevresindeki aerobik mikrobiyal aktivite, katı atık depolama alanlarında anaerobik gazların oluşmasını engelleyebilmekte veya bozulmasını sağlayabilmektedir. En önemli dezavantajı uygun bitki örtüsünü garantiye almak için gerekli olabilecek uzun süreli bakım ve kontrolün sağlanması gereğidir. Çünkü bitki türlerinden bazıları zaman içinde diğerine daha baskın hale gelebilmektedir (EPA, 2000; Pivetz, 2001).

Kirliliğe neden olan bir su kaynağı veya akarsu kenarında kurulan vejetasyon örtüsüne ise "Nehir Kıyısı Vejetasyon Örtüsü" adı verilir (Riparian Corridors). Bu örtü yeşil ıslahın kategorileri ile kirliliğin ıslahı, çevreye yayılmaması, taban suyuna karışmaması gibi görevler üstlenmektedir. Genelde suda eriyebilen kirlilik etmenlerinin bertaraf edilmesi kolaydır. Sistem erozyonu da kontrol eder ve sedimenti azaltır. Kanada'da yapılan çalışmalarla toprak erozyonunun % 90, herbisit akışının % 42–70 oranlarında azaldığı belirlenmiştir (Pivetz, 2001). Ayrıca sistemle sudaki sediment % 71–91, azot % 67–96, fosfor % 27–97, pestisitler % 8–100 ve fekal koliformlar % 70–74 oranlarında azalabilmektedir (Gabor ve ark., 2001; Pivetz, 2001).

1.2. Mikorizal Simbiyoz

Mikoriza terimi aktif bitki gelişimi evresinde köklerin korteks dokusunu kolonize eden mantar ile bitkiler arasında oluşan işbirliği veya simbiyozu ifade etmektedir. Bu işbirliği bitkilerin üretimi olan karbonun mantara ve mantarın almış olduğu besin elementlerinin bitkiye hareketi ile karakterize edilmektedir (Kirk ve ark., 2001).

Kelime olarak mantar-kök anlamına gelen mikoriza (mycorrhiza) terimi, ilk olarak 1885 yılında A.B. Frank isimli bir Alman orman patologu tarafından mantar-ağaç ortaklığını tanımlamada kullanılmıştır. O tarihten sonra yeryüzünde çok sayıda bitkinin mantarlarla simbiyotik bir ortaklık oluşturdukları öğrenilmiştir. Herhangi bir cinse bağlı bitki türlerinin % 95'inin karakteristik olarak mikoriza oluşturdukları tahmin edilmektedir. Bitkiler arasında mikorizal durum bir istisna değil bir kuraldır (Trappe, 1987).

Bitkilerin mikorizal simbiyozlardan sağladığı faydalar agronomik yönden büyüme ve verim artışı veya ekolojik olarak uyumun iyileştirilmesidir. Mikorizal mantarlar, hem kök içerisinde hem de toprakta genellikle hızla çoğalırlar. Toprak kökenli veya ekstramatrikal hifler, bitki besin elementlerini toprak çözeltisinden alarak köklere taşırlar. Bu mekanizma ile mikorizalar, bitkinin etkili absorbsiyon yüzey alanını artırırlar. Bitki besin elementlerince fakir veya yeterli nem bulunmayan topraklarda, ekstramatrikal hiflerle besin maddelerinin alınması daha iyi bir bitki

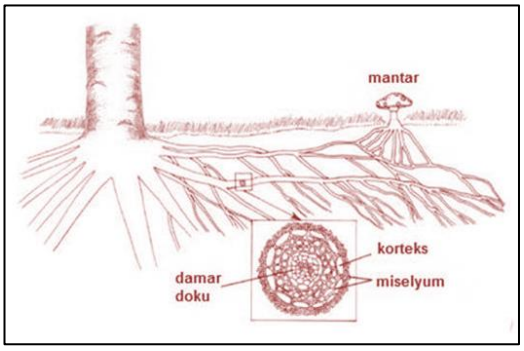
gelişimi ve çoğalmayı sağlayabilir. Sonuç olarak, mikorizal bitkiler, mikorizal olmayan bitkilere göre, çevresel streslere genellikle daha dayanıklıdırlar (Miller ve ark., 1992). Özellikle fitoremediasyon çalışmalarında bitkilerin ağır metal stresine karşı dayanımını artırmaya yönelik bu simbiyotik mekanizmalara mikorizoremediasyon (Mycorrhizoremediation) denmektedir, yani bu teknoloji ağır metallerce kirletilmiş toprakların iyileştirilmesinde mikorizal simbiyozun rol almasıdır (Khan, 2006).

1.2.1. Mikoriza Tipleri

1.2.1.1. Ektomikorizalar

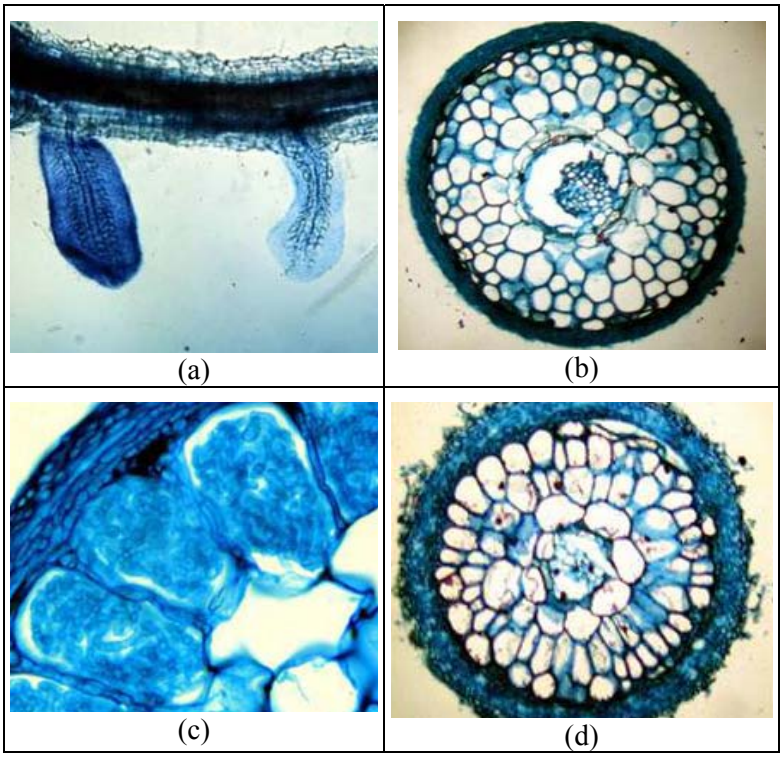
Ektomikorizaların (EM) teşhisinde en belirgin özellikleri, kök korteks hücreleri arasında bulunan hiflerinin, orman biyolojisinin babası sayılan Robert Hartig'in adından dolayı "Hartig net" diye adlandırılan bir ağ oluşturmalarıdır. Çok sayıda EM aynı zamanda kök emici tüylerini (genellikle ince besleyici kökler) tamamen kaplayabilen bir kın (mantle) veya manto şeklinde gelişen mantari dokuya sahiptir. Kökleri kaplayan bu kın veya örtünün kalınlığı, rengi ve bünyesi (texture) özel bitki - mantar kombinasyonlarına bağlıdır.

Mantar dokusunun oluşturduğu kın, emici köklerin yüzey alanını artırır ve çoğu kez ince köklerin morfolojisini etkileyerek, kök çatallaşmasına ve gruplanmasına neden olur. Hifsel uzantılar, kın ile bağlantılı olup toprağın içine yayılırlar. Bu hifsel uzantılar, sıkça agregatlaşarak, çıplak gözle görülebilecek kök benzeri yapılar (rhizomorphs) oluştururlar. Rhizomorfların iç kısımları besin elementlerinin ve suyun uzak mesafelere taşınabilmesi için özel olarak tüp benzeri yapılara dönüşebilmektedir (Rousseau ve ark., 1994).



Şekil 1.1 Bitki kökleri ve mantar arasındaki simbiyoz (Killham, 1994)

Ektomikorizalar, çalı tiplerinden orman ağaçlarına kadar pek çok odunsu bitkide tespit edilmiştir. Konukçu bitkilerin büyük bir çoğunluğu, *Pinaceae, Fagaceae, Betulaceae* ve *Myrtaceae* familyalarına dâhildir. Ektomikoriza oluşturdukları bilinen, 4000'in üzerinde mantar türü esas olarak *Basidiomycotina* sınıfına ve çok az bir kısmı da *Ascomycotina* sınıfına dâhildir (Vozzo ve Hacskaylo, 1971).



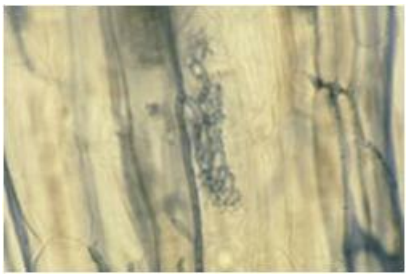
(a) Basidiomycete ve Helianthanum tarafından oluşturuşan ektomikoriza
(b) 50x büyütme altında Lactarius deliciosus ve Tsuga heterophylla ektomikorizaları
(c) 200x büyütme altında Arbutus menziesii ve Lactarius deliciosus ektomikorizaları
(d) 50x büyütme altında Rhizopogon subcaerulescens ve Pinus contorta ektomikorizaları

Şekil 1.2 Ektomikoriza örnekleri (Randy Molina)

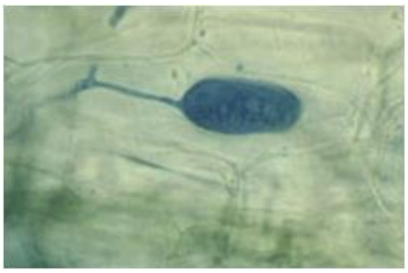
1.2.1.2. Arbusküler Mikorizalar

Arbusküler Mikorizal Fungusların (AMF) ayırt edici özellikleri, kök korteks hücreleri içerisinde oldukça dallı arbuskül yapı oluşturmalarıdır. Mantar, başlangıçta korteks hücrelerinin arasında gelişir, fakat kısa zamanda konukçu hücre duvarından içeri girer ve hücre içerisinde gelişmeye devam eder. Mantarın korteks hücreleri içerisinde geliştiği bütün mikorizal tiplere genel olarak endomikoriza denir. Bu ortak yaşamda ne mantar hücresi duvarı ve ne de konukçu bitki hücresi membranı bozulmamaktadır. Mantar büyüdükçe konukçu bitki hücresi membranı, mantarı bir kılıf içerisine alır ve tamamen etrafını kuşatarak, içerisinde yüksek moleküler yapıdaki maddelerin depolandığı ayrı bir bölme oluşturur. Bu ayrı bölme, bitki ile mantar sitoplâzması arasında doğrudan temasa engel olarak simbiyontların (bitki-mantar) arasındaki besin maddeleri taşınımının daha iyi bir şekilde gerçekleşmesini sağlar. Arbusküller, nispeten kısa ömürlüdür (15 günden az) ve tarladan toplanmış örneklerde genellikle bunları görmek oldukça zordur (Jarstfer ve Sylvia, 1994).

AMF'lerin oluşturduğu diğer yapılardan bazıları, vesiküller, yardımcı hücreler ve aseksüel sporlardır. Vesiküller, ince duvarlı, lipidle dolu yapılardır ve genellikle hücreler arası boşluklarda yer alırlar. Vesiküllerin ana işlevinin depolama olduğunun düşünülmesine karşın, vesiküller aynı zamanda mantarın üremesini sağlayan organlar (propagule) olarak da görev yapmaktadır. Yardımcı hücreler, toprakta oluşur ve kangal (bobin) veya yumru şeklinde olabilirler. Bu yapıların işlevleri bilinmemektedir. Üremeyi sağlayan sporlar, kök içerisinde veya genellikle toprak içerisinde oluşabilmektedir. AMF ortaklıkları oluşturan mantarların ürettiği sporlar aseksüeldir ve vejetatif hiflerin değişime uğraması ile meydana gelirler. Bazı mantarlarda (örneğin, Glomus intraradices) vesiküller, kök içerisinde ikincil bir kalınlaşmaya uğrar ve hifsel yapı boyunca ortada bir ayırıcı duvar teşkili ile hifin ucunda spor oluşur. Fakat, genellikle sporlar, toprak içerisinde hifsel şişkinliklerden gelişirler (Jarstfer ve Sylvia, 1994).



(a)



(b)

Şekil 1.3 Arbuskül (a) ve vesikül (b) yapı (Morton ve Benny, 1990)

AMF'leri oluşturan bütün mantarlar en son olarak Glomales takımına dâhil edilmiştir (Morton, 1988). AMF tipi simbiyozu oluşturan mantarların, otsu ve odunsu bitkileri içeren geniş taksonomik aralıktaki bitkileri kolonize etmeleri nedeni ile bu tip simbiyoz çok yaygın olarak görülür. Bu ise genel olarak bu tip içerisinde bir konukçu spesifikasyonunun olmadığını göstermektedir. Bu böyle olmakla beraber, spesifiklik, kendiliğinden olan kolonize edebilme yeteneği, enfekte etme yeteneği, kolonize miktarı ve etkinliği ile kolonizasyona karşı bitkinin tepkisini (response) ayırt edebilmekle ortaya çıkar. AMF mantarlarının, kök sistemi içerisinde oluşturdukları kolonizasyon seviyesi ve bunların besin maddeleri alımı ve bitki gelişmesine olan etkileri oldukça değişiktir (Sylvia, 1994).

1.2.1.3. Ericaceous Mikorizalar

Ericaceous terimi, Ericales takımından bitkilerde rastlanan mikorizal ortaklıkları ifade etmede kullanılmaktadır. Kök içerisindeki hifler, korteks hücrelerinin içine girebilirler (endomikorizaların özelliği), fakat arbuskül oluşmaz. Başlıca 3 tip ericaceous mikoriza tanımlanmıştır:

(i) Ericoid – İç korteks hücreleri tamamen mantar hifleri ile doludur. Kırpaç şeklindeki gevşek bir hif parçası kök yüzeyi üzerinde büyür. Fakat bir kın oluşmaz. Ericoid mikorizalar, *Calluna* (heather : funda, süpürge otu), *Rhododendron* (azaleas ve rhododendrons) ve *Vaccinium* (blueberries) gibi çok ince kök sistemleri olan ve tipik olarak asit ve peat topraklarda büyüyen bitkilerde bulunurlar. Bu mikorizal ortaklıkta görev alan mantarlar, *Hymenoscyphus* cinsi ascomycetes'lerdir (Smith ve Read., 1997).

(ii) Arbutoid – Hem ectomikorizaların hem de endomikorizaların özelliklerini taşımaktadır. Hücrelerarasına girerler, bir kın oluşur ve Hartig net (ağ) vardır. Bu ortaklık, Arbutus (örn: *Pacific madrone*), *arctostaphylos* (örn: *bearberry*) ve *Pyrolaceae*'nın birkaç türünde bulunmaktadır. Bu ortaklıkta görev alan mantarlar basidiomycetes'lerdir. Aynı mantarlar, aynı bölgede bulunan EMF'ler konukçu ağaçları da kolonize edebilirler (Smith ve Read., 1997).

(iii) Monotropoid – Mantarlar, *Monotropaceae* familyasından *Achlorophyllous* (klorofilden yoksun) bitkileri (örn: *Indian pipe*) kolonize ederler, Hartig net ve manto (kın) oluştururlar. Aynı mantar grubu, ağaçlarla da EMF ortaklıkları oluşturur ve bu suretle oluşturduğu bağlantı ile de ototrof (autotrophic) konukçu bitkiden karbon ve diğer besin maddelerinin heterotrof (heterotrophic), parazit bitkiye akmasını sağlayabilir (Smith ve Read., 1997).

1.2.1.4. Orkide (Orchidaceous) Mikorizalar

Mikorizal mantarların, *Orchidaceae* familyası bitkilerinin yaşam döngüsünde özel bir rolleri vardır. Orkideler tipik küçük tohumlarında çok az miktarda besin maddesini depo ederler. Çimlenmeden çok kısa bir süre sonra bitki kolonize edilir ve mikorizal mantar, gelişmekte olan embriyoya karbon ve vitaminler sağlar. Klorofilsiz türlerde bitki tüm yaşantısı boyunca karbon ihtiyacını sağlamak için ortağı mantara bağımlıdır. Mantar bitki hücresi içinde gelişir, hücre membranını çevreler ve hücre içerisinde hifsel yumaklar oluşturur. Bu yumaklar sadece bir kaç gün için aktiftir. Sonra normal yapılarını kaybedip bozunuma uğrarlar ve besin maddesi içerikleri büyümekte olan orkide tarafından absorbe edilir. Bu ortak yaşamda yer alan mantarlar *basidiomycetes*'dir, odun çürüten (örn: *Coriolus, Fomes, Marasmius*) ve patojen olan (örn: *Armillaria* ve *Rhizoctonia*) tiplere benzerler. Olgun orkidelerde, mikorizalar besin maddesi alımında ve taşınımında rol oynarlar (Smith ve Read., 1997).

1.2.1.5. Karışık Enfeksiyonlar

Birkaç çeşit mantar, tek bir bitkinin köklerini kolonize edebilirler. Fakat oluşan mikorizal ortaklık tipi genellikle bir konukçu için aynıdır (bellidir). Bazı durumlarda, bir konukçu birden fazla tipte mikorizal ortaklığı da sağlayabilmektedir. Alnus (alders), Salix (willows), Populus (poplars) ve Eucalyuptus cinslerinde aynı bitki üzerinde hem AMF hem de EMF ortaklıklarının ikisi birden bulunabilir. Bazı ericoid bitkilerde nadiren EMF ve AMF ortaklıklarının ikisi bulunabilir (Smith ve Read., 1997).

Fidanlıklarda ve yanmış orman sahalarında *coniferous* ve *deciduous* cinsi konukçu bitkilerinde bir "ara" mikorizal tipe rastlanmaktadır. Ektendomikoriza (ectendomycorrhiza) denen bu ara tip, tipik bir EM yapısı gösterir, yalnızca kın (mantle) ya incedir veya hiç yoktur ve Hartig net içerisindeki hifler, kök korteks hücreleri içerisine girebilmektedir. Fidanlar büyüdükçe, ektendomikorizaların yerini EM'ler alır. Bu ortaklıkta yer alan mantarlar, başlangıçta "E-strain" olarak gösterilmiştir. Ancak daha sonra bunların ascomycetes olup Wilcoxina cinsi içerisinde yer aldıkları ifade edilmiştir (Smith ve Read., 1997).

1.2.2. Mikorizal Simbiyozda Besin Maddelerinin Alımı ve Taşınımı

Toprak çözeltisinde bir besin maddesi eksikse, o maddenin alımını kontrol eden kritik kök parametresi yüzey alanıdır. Mikorizal mantar hiflerinin, kökün absorbe yüzey alanını büyük ölçüde artırma potansiyeli vardır. Örneğin, Rousseau ve diğerleri (1994), ekstramatriks miselleri (hif agregatları) miktarının, besin maddesi absorbe eden toplam yüzey kütlesinin %20'sinden daha az olduğu durumda, çam fidanlarının absorbe edici yüzey alanına katkıları %80 civarında olduğunu belirtmiştir.

Diğer önemli bir husus ise, ekstramatrikal hiflerin (extramatrical hyphae) dağılımlarının ve fonksiyonlarının hesaba katılmasıdır. Mikorizaların besin maddesi alımında etkili olmaları için hiflerin, bitki kök bölgesi çevresinde gelişen besin maddesi tüketim bölgesinin biraz daha uzağına kadar dağılmış olmaları gerekir. Besin maddesi tüketim zonu, diffüzyonla eksiğin giderilebilmesine imkân

vermeyecek bir hızla besinlerin, toprak çözeltisinden uzaklaştırıldığı durumda oluşur. Fosfat gibi oldukça az hareketli iyonlar için köke yakın keskin ve dar bir tüketim zonu gelişir. Hifler, kolaylıkla bu tüketim zonunu aşarak toprak içinde gelişirler ve yeterli miktarda fosforu temin ederler. Çinko (Zn) ve bakır (Cu) gibi mikro elementlerin alımları da mikorizalarla iyileştirilmektedir. Çünkü bu elementlerin de difüzyonları birçok toprakta sınırlıdır. Nitrat gibi daha çok hareketli besin elementleri için tüketim zonu geniştir ve yalnızca kökten etkilenmeyen bir zona hiflerin fazlaca ulaşabilmeleri de uzak bir olasılıktır. Mikorizaların bitki besin elementlerini absorbsiyonlarına olumlu katkıda bulunan diğer bir faktör, köklere göre daha dar çaplı olmalarıdır. Bir besin maddesinin diffüzyon oranı, absorbe edici alanın yarıçapı ile ters orantılı olarak artar. Ayrıca dar hifler, köklerin ve hatta kılcal köklerin giremediği çok küçük toprak boşlukları (porları) içerisinde gelişebilirler (Harley ve Smith, 1983; Fox ve ark., 1990).

Mikorizal mantarlara atfedilen diğer bir avantaj bitkiye yarayışlı olmayan fosfor havuzlarının kullanılabilmesidir. Bu kullanımın bir şekli, organik asitlerle inorganik ve organik fosforun fizikokimyasal salınımıdır. Organik asitler bu salınımı, düşük molekül ağırlığı olan okzalat gibi organik anyonlarla metal-hidroksil yüzeylerine bağlı fosfor iyonları ile iyon değişimi yolu ile yer değiştirerek, fosforun bağlı olduğu metal oksit yüzeylerini çözerek ve çözelti içerisindeki metalleri bağlayarak fosforun metal fosfatlar halinde çökelmesini önleyerek gerçekleştirirler (Fox ve ark., 1990).

Bazı EM mantarları fazla miktarda okzalik (oxalic) asit üretirler ve bu durum EM köklerde bitki besin maddesi alımının neden arttığını kısmen açıklayabilir. Mikorizal mantarlar, organik maddenin mineralizasyonu ile inorganik fosforu serbest hale getirirler. Bu organik fosfat (C–O–P) ester bağlarının fosfataz yardımı ile hidrolizi sonucu gerçekleşir. Saf kültürlerde gelişen mikorizal mantarlarda, kesilmiş ve bozulmamış EM kısa köklerde önemli miktarda fosfataz aktivitesinin belirlendiği literatürlerde verilmektedir. Bitki kökleri ve bağlantılı mikroflora da ayrıca organik asitler ve fosfatazlar üretmektedir. Ancak, mikorizal mantarlar kesinlikle bu aktiviteyi artırmaktadır (Haussling ve Marschner, 1989).

Ericoid ve EM, azot mineralizasyonunda özel bir rol oynarlar (Read ve ark.,1989). Toprağa katılan birçok bitki artığında C:N oranı yüksektir, lignin ve taninlerce zengindir. Yalnızca birkaç mikorizal mantar bu birincil kaynaklardan besin maddelerini hareketli hale getirebilir. Ancak, çok sayıda ericoid ve EM mantarlar, azot ve diğer besin elementlerini, ölü mikrobiyal biyokütleler gibi ikincil organik madde kaynaklarından sağlayabilirler. Organik azotu depolimirize edebilen çok sayıda hidrolitik ve oksidatif enzimler tespit edilmiştir. Bu tip mikorizalar, asidik ve organik maddesi oldukça yüksek toprakların hakim olduğu alanlarda azot döngüsünde önemli bir rol alabilirler (Read ve ark., 1989).

1.2.3. Bitki Gelişiminde Mikorizal Simbiyozun Önemi

Mikorizal mantar bitki kökünün korteksine (kabuğuna) yerleştikten sonra korteks içine hiflerini (mantar ipliği) salarak iç ortamın bir parçası olmaktadır. İçeride ve dışarıda hızla gelişen hifler dışardan içeriye su ve mineral madde, içerden dışarıya da organik madde sağlamaktadırlar. Bu ortak yaşam, doğası gereği çok aktif olup ekosistemde besin döngüsü ve bitki canlılığının devamını sağlamaktadır. Mikorizal mantar, toprakta var olan sporları aracılığıyla ekosistemdeki bitkilerin birçoğunun köklerine enfekte olmaktadır. Bunlar çok miktarda hif üreterek bitki kök yüzey alanını arttırmakta ve kökten çok uzak bölgelerdeki su ve elementleri söz konusu hifleri aracılığı ile alabilmektedir. Mikoriza hifleri çok ince yapısı ile köklerin giremediği ince boşluklara girerek su ve besin elementlerinden yararlanabilmektedirler (Harley ve Smith, 1983).

Mikorizal mantarlar bitkiyi toprak kökenli patojenlere karşı (özellikle kök çürüklüğü) korumaktadır. Toprak strüktürünü iyileştirerek toprağı bitki gelişimi açısından daha uygun hale getirmektedir. Hifleri toprak partiküllerini bağlayarak toprak erozyonunun önlenmesine yardımcı olmaktadır. Toprakta agregasyonu teşvik etmek suretiyle arazi ıslahı ve erozyon kontrol programlarıyla bağlantılı olarak toprak ekolojisi için de yararlı olmaktadır. Bitkinin ağır metallere karşı direncini arttırmaktadır. Bitkinin geliştiği toprakta yeterince besin maddesi olmaması durumunda bitki büyümesini arttıran çeşitli maddeler üreterek bitkinin kök

sisteminin gelişimini teşvik edebilmektedir. Farklı türlerdeki bitkiler arasında rekabet ilişkilerine etki etmektedir (Harley ve Smith, 1983).

1.3. Ağır Metaller

Metaller, doğal olarak yer kabuğunun yapısında bulunan elementlerdir. Periyodik cetvelde hidrojenden uranyuma kadar 90'ın üzerinde element mevcuttur ve bunların 20'si hariç diğerleri metal olarak karakterize edilmektedir. Ancak bu metallerin 59 tanesi "ağır metaller" olarak sınıflandırılmaktadır (Krenkel ve Novotny, 1980).

Ağır metaller yoğunluğu 5 g/cm^3'ten büyük olan metaller olarak tanımlanmaktadır. Bu tanımlamaya göre ağır metaller periyodik cetvelde B grubu (Cu, Hg gibi) ve sınır elementleri (Fe, Zn, Cd, Pb gibi) olmak üzere ikiye ayrılırlar (Martin ve Coughtrey, 1985).

Bütün canlılar normal aktivitelerini sürdürebilmek için ortamda bulunan ağır metallere ihtiyaç duyarlar. Ancak son yıllarda ağır metaller hakkında yapılan bilimsel araştırmaların sayısının artmasının sebebi, aşırı miktarlarının canlı yaşamı üzerindeki toksik etkileri (Alloway ve Ayres, 1997), ortamda ve organizmaların bünyesinde birikebilir olmaları ve doğal proseslerle giderilmelerinin çok yavaş olmasıdır (McEldowney ve ark., 1993).

1.3.1. Ağır Metal Zehirliliği

Zehirlilik (toksisite), zehirli (toksik) maddelerin canlı yapısına girdiği zaman, canlının yapısına ve çeşidine bağlı olarak, olumsuz şekilde etkilemesi ve belli doz aşımlarında canlının ölümüne neden olması şeklinde tanımlanabilir (Conor, 2004).

Su ve atıksu içerisinde bulunan kirletici bileşikler temel olarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik kirleticiler olarak gruplandırılmaktadır. Ağır metaller, kimyasal kirleticiler sınıfına giren kirleticiler olmakla beraber öncellikli kirleticiler olarak da nitelendirilmektedirler (Metcalf ve Eddy, 2003).

Tüm canlılar normal yaşam aktivitelerini sürdürebilmek için ortamda bulunan Demir (Fe), Bakır (Cu), Çinko (Zn), Mangan (Mn), Krom (Cr), Molibden (Mo),

Vanadyum (V), Selenyum (Se) ve Nikel (Ni) gibi ağır metallere belirli düzeylerde ihtiyaç duyarlar. Adı geçen bu metaller organik moleküllerle ve daha çok proteinlerle birleşerek metal protein komplekslerini oluştururlar. Bunun yanı sıra birçok enzimin yapısında da bulunurlar. Örneğin Fe, kanı kırmızı olan canlılarda, Cu ise kanı renksiz olan deniz organizmalarında oksijen taşıma işlevi yanında, birçok enzim aktivitelerine metaloprotein olarak katılır (Halliwell ve Gutteridge, 1989; Conor, 2004).

1.3.2. Ağır Metallerin Canlılara Etkisi

Endüstriyel ürünlerin üretiminde ağır metallerin yoğun bir biçimde kullanılması nedeniyle insanlar ağır metallere maruz kalmaktadırlar. Civalı amalgan dolgular, boyalar ve musluk sularındaki kurşun, işlenmiş gıdalar, kozmetik ürünleri, şampuan, saç ürünleri ve diş macunundaki kimyasal kalıntılar nedeniyle insanlar her an ağır metallerle iç içe yaşamaktadır (Conor, 2004).

Ağır metaller biyolojik prosesleri katılma derecelerine göre yaşamsal ve yaşamsal olmayan olarak sınıflandırılırlar. Yaşamsal olarak tanımlananların organizma yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmaları gereklidir ve bu metaller biyolojik reaksiyonlara katıldıklarından dolayı düzenli olarak besinler yoluyla alınmaları zorunludur. Örneğin bakır hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerini ve birçok oksidasyon ve redüksiyon prosesinin vazgeçilmez parçasıdır. Buna karşın yaşamsal olmayan ağır metaller çok düşük konsantrasyonda dahi psikolojik yapıyı etkileyerek sağlık problemlerine yol açabilmektedirler. Bu gruba en iyi örnek kükürtlü enzimlere bağlanan cıvadır. Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı dikkate alınan organizmaya da bağlıdır. Örneğin nikel bitkiler açısından toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz element olarak bulunması gerekir. Bakırın bitkiler ve canlılar üzerindeki etkisi, kimyasal formuna ve canlının büyüklüğüne göre değişmektedir. Küçük ve basit yapılı canlılar için zehir özelliği gösterirken büyük canlılar için temel yapı bileşenidir (Conor, 2004).

1.3.3. Ağır Metallerin Alıcı Ortamlardaki Etkisi

1.3.3.1. Ağır Metallerin Topraktaki Etkisi

Ağır metallerin toprakta birikmesinin sadece toprak verimliliği ve ekosistemin fonksiyonları üzerinde değil aynı zamanda besin zinciri yoluyla hayvan ve insan sağlığı üzerinde de önemli etkileri vardır. Topraklardaki ağır metal kirliliği, endüstri ve madencilik aktivitelerinin gelişmesiyle, atık suyla yapılan sulamaların ve arıtma çamuru uygulamalarının yaygınlaşmasıyla küresel bir problem halini almıştır. Ağır metallerle kirlenmiş toprakları temizleme çalışmaları çevre mühendisliği alanındaki en zor konulardan birisidir. Kirlenmiş toprağın karmaşık fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ile kirleticilerin toprak ortamındaki davranış ve ilişkilerine ait bilgilerin sınırlı olması gibi faktörler, kirliliğin temizlenme maliyetinin yükselmesine neden olmakla beraber klasik atık bertaraf teknolojilerinin uygulanmasının da sınırlı boyutlarda kalmasına sebep olmuştur. Bu nedenle toprak kirliliğinin giderilmesinde maliyeti düşük ve etkinliği yüksek uygulanabilir yeni teknolojilerin gelişimine ihtiyaç vardır (Mulligan ve ark., 2001).

1.3.3.2. Ağır Metallerin Sudaki Etkisi

Su kirliliği altmışlı yıllarda hem okyanus hem de kara sularında endişe verici boyutlara ulaşmıştır. Su kirliliğinin artması endüstri alanındaki büyümeyi çok iyi bir şekilde yansıtmaktadır. Lağım sularının nehirlere akıtılmaya başlanmasıyla yalnız büyük ırmaklar kirlenmekle kalmamış aynı zamanda yeraltı suları da kirlenmiştir. Bu olaylar sonucu bazen sanayi ve tarım ile bazen de evlerde kullanılan sular önemli ölçüde kirlenmiştir (Mulligan ve ark., 2001).

Ağır metallerin sucul canlılarda yarattığı toksik, akut, kronik ve doğrudan etkilerin yanı sıra, dolaylı fizyolojik etkileri de olmaktadır. Ağır metallerin planktonlarda hücre bölünmesinin gecikmesi ve engellenmesi, kabuklularda beslenme alışkanlıklarının değişmesi, balıklarda anormal yumurtlama ve yumurtlama dönemlerinin değişmesi, kanser tümörlerinin oluşumu gibi fizyolojik etkileri vardır (Mulligan ve ark., 2001).

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Çalışmayla ilgili olarak yurt içi ve yurt dışı literatür taraması yapılmıştır. Konunun gerek bitki gerekse bakteriyolojik faaliyetlerin arıtıma etkileriyle ilgili yapılmış olan daha önceki çalışmalar bu çalışmaya ışık tutması açısından derlenmiştir. Ayrıca başka bitkiler kullanılarak yapılan bitkisel ıslah çalışmaları da derlenerek konuyla ilgili deneyimlerden yararlanılmıştır.

2.1. Bitkisel Islah Konusunda Yapılan Çalışmalar

Chan ve ark. (1981), sulak alan sistemlerinde, organik ve inorganik çözünmüş ve askıdaki kirleticilerin adsorpsiyon ve çökelme gibi fizikokimyasal mekanizmalarla giderilebildiğini bildirmektedirler. Araştırmacılar bu sistemlerde toprak ve mikroorganizmaların yanında özellikle *Phragmites* (Kamış) ve *Typha* (Saz) cinsi sulak alan bitkilerinin arıtımda yardımcı olduklarını bildirmiştir.

Mankovska (1983), kayın ağacının (*Fagus slyvatica*) ve çam ağacının (*Pinus pinea*) yapraklarını analiz ederek Çekoslovakya'da demir-metal endüstrilerinden yayılan Pb, Cd ve Mn'yi incelemiştir. Endüstriyel ortamda her iki türdeki üç element kirlenmeyen uzak bir alana göre anlamlı bir şekilde artış göstermiştir. İki yıllık *Pinus pinea* iğnelerinde kirlenmeden uzak alandaki 33 ppb'lik Pb ve 0,8 ppb'lik Cd ve temel Cd düzeylerine göre kirlenmiş alanda 67 ppb ve 4,5 ppb Cd konsantrasyonları kaydedilmiştir. *Pinus pinea*'nın yapraklarında, kirlenmeden uzak bir alandaki 787 ppb'lik Mn'ye karşılık, 1372 ppb'lik yüksek mangan konsantrasyonu gözlenmiştir. Bitkilerin örneklendiği diğer özel kaynak noktaları, Yeni Zelanda'daki gümüş madeni işletmeleri ve Finlandiya'daki klor alkali işletmelerini içerir. Her iki durumda çam iğnelerinde metallerin birikiminin deşarj kaynağında uzaklığa bağlı olarak kirlenmenin boyutlarını yansıttığı bulunmuştur. Çimlerdeki Ag konsantrasyonlarının uzaklık ile belirgin bir şekilde azaldığı saptanmıştır.

Gersberg ve ark. (1986), sulak alanlarda bulunan bitkilerin yüksek hidrolik yükleme durumunda, kirleticilerin birçoğunu kullanma konusunda verimli olamadığını, ancak bu bitkilerin düşük hidrolik yüklemelerde arıtma verimine daha fazla katkıda bulunduğunu belirtmiştir.

Lubke ve ark., (1996), "Madencilik Sonrası Güney Afrika Zululand Sahillerinin Rehabilitasyonu" konulu çalışmalarını farklı bitki türleri ile yapmışlardır. Rehabilite alanlarının toprakları besin elementleri yönünden madencilik öncesi üst ve orta tabaka topraklarıyla karşılaştırılmış, organik madde içeriği yüzdesinin doğal kumul ormanlarına göre daha düşük olduğu saptanmıştır. Sonuçta çalışmada toprak flora ve faunasının etkili bir şekilde oluşturulabilmesi için topraktaki besin elementlerinin artırılması gerekliliği vurgulanmıştır.

Kocadağıstan (1997), "Pasinler-Esendere Kum Ocakları Doğa Onarımı ve Rekreasyonel Alan Kullanım Planlaması" adlı çalışmasında doğa tahribatına neden olunan ve daha uzun yıllar da olunmaya devam edecek bir maden işletmesi konumundaki Esendere Kum Ocaklarının doğa onarımı çalışması yapılmış, tekrar doğaya kazandırılması için proje hazırlanmıştır. Yine bunun yanında, madencilik faaliyeti yapılırken, aynı zamanda onarım projesinin düzenli bir işletme projesi eşliğinde tatbik edilebileceği de gösterilmiştir.

EPA (2000), bitkinin toprak, su ve havayı temizleyebilme yeteneği önemli bir buluş olarak kabul edilmiştir. Bitki anlamındaki “phyto” ile ıslah anlamındaki “remediation” kelimelerinden türetilen ve 1991’de terminolojiye giren “pyhtoremediation”, “bioremediation”, “botanical remediation” ve ”green remediation” olarak da anılmaktadır.

Guerrero ve ark. (2000), katı atık kompostlarının yanmış orman toprağı üzerindeki etkileriyle ilgili çalışmalarında belediye katı atık kompostlarını yanmış orman toprağı üzerine belirli kalınlıklarda sererek bir yıl süre ile izlemişler, kompost uygulamasının yanmış orman toprağının verimliliğini arttırdığını ve hızlı bir şekilde oluşan bitki örtüsünün toprak erozyonu riskini en aza indirdiğini ortaya koymuşlardır.

Garbisu ve Alkorta (2001), topraktaki metallerin giderilmesinde bir yeşil ıslah yöntemi olan bitkisel özümleme (phytoextraction) tekniğinin kullanılması ve bitkilerin hasat edildikten sonra maddi kazanç sağlaması üzerine bir çalışma yapmışlardır. Sonuç olarak, bitkisel özümleme yaklaşımının fizibilitesinin, küçük ölçekli denemelerde kirlenmiş topraklardan metallerin geri alınabildiği ve bundan maddi kazanç sağlanmasıyla ispatlamışlardır.

Manios ve ark. (2002), yaptıkları çalışmada atık su kompostları içeren substratlarda gelişen *Typha latifolia* bitkilerinin toplam protein konsantrasyonları üzerine ağır metallerin etkilerini incelemişlerdir. Bunun içinde 6,5 L hacminde seçtikleri gölcüklerde beş gruba bölünen ve her bir grupta iyi gelişmiş bitkiler bulunan alanları kullanmışlardır. Bu gölcüklere beşincisi boş olmak üzere diğer dördüne 10 haftalık dönem için Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn'nin farklı konsantrasyonlarını içeren solüsyonlar uygulamışlardır. Sonuçta *Typha latifolia*'nın yaprak ve gövdelerinde Ni ve Zn'nin temel konsantrasyonlarında bir artış gözlemlemişler ve aynı yüksek konsantrasyonları diğer beş metaryal içinde kaydetmişlerdir. Bununla birlikte yaprak dokularında protein konsantrasyonunun arttığını gözlemlemişler ve dört gruptan üçünde bitkilerin gelişimi ve sağlığında herhangi bir engellemeye rastlamamışlardır. Yalnızca dördüncü gruptaki engellemenin ağır metallerin toksisitesi nedeniyle meydana geldiğini bulmuşlardır.

Smith ve ark. (2003), yaptıkları çalışmada *Typha latifolia*'da toprakaltı mineral element depolamanın önemini incelemişlerdir. Bunun için de Wisconsin ve Mentoda gölünün kıyısı üzerinde bir bataklıkta gelişen bitkilerde gelişme sezonu boyunca (Nisan-Ekim) her iki hafta *Typha latifolia* L.'nın toprak altı ve üstü parçalarında N, P, K, Ca, Mg, Fe, B, Mn, Na, Sr, Cu, ve Zn miktarlarını ölçmüşlerdir. Sonuçta parçalar arasındaki belli değiş tokuşların miktarı ve parçaların toprak altı ve üzeri arasındaki dağılımında elementlerin oldukça farklı olduğunu gözlemlemişlerdir.

Manios ve ark. (2003a), yaptıkları çalışmada *Typha latifolia*'nın sudan aldığı ağır materyalleri incelemişlerdir. Bu araştırmada yaptıkları analizlerle *Typha latifolia*'nın kök, gövde ve yaprakları tarafından en fazla miktarda aldığı ağır metaller (Cu, Ni, Zn) hakkında bilgi vermişlerdir. Yapılan analizlerde A, B, C ve D olmak üzere 4 grubu Cu, Ni ve Zn' nin farklı konsantrasyonlarını içeren bir çözelti ile her iki haftada bir kez sulamışlardır. 10. hafta sonunda alt tabaka ve bitkiler kurutulmuş tartılmış ağır metaller için analiz edilmiştir. Analizler sonucunda *Typha latifolia*'nın yaprak, gövde ve köklerinde Zn konsantrasyonu 391,7 mg/kg değerine ve kuru ağırlıkta 60,8 mg/kg' a ulaşmıştır. Grup D'nin alt tabakasında 3 metalde en yüksek oranda belirtilmiştir. Yapılan lineer korelasyon analizleri sonunda alt tabaka

materyallerin konsantrasyonları ile çözeltideki konsantrasyonlar arasında doğrusal bir ilişki olduğunu varsaymışlar ve sistemin alım yeteneğindeki bitkilerin katkısının %1'den daha az olduğu belirtilmiştir.

Manios ve ark. (2003b), yaptıkları çalışmada atık su kompostları içeren substratlar da gelişen *Typha latifolia* bitkilerinin klorofil konsantrasyonları üzerine ağır metal birikiminin etkilerini incelemişlerdir. Bunun içinde beş gruptan oluşan bir deneme kurmuşlar ve beşinci grupta (Grup M) musluk suyu diğer 4 grupta ise (A, B, C ve D) (Her 2 haftada bir) Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn'nin farklı konsantrasyonlarını içeren solüsyonlar kullanmışlardır. Sonuçta 10 haftalık deneysel peryodun sonunda ilk 4 grupta bitkilerin kökleri ve yapraklarında Ni, Cu ve Zn'nin temel konsantrasyonlarının grup M'nin bitkilerindeki konsantrasyondan daha fazla olduğunu gözlemlemişlerdir. Daha sonra gelişen bitkilerin yapraklarında toplam klorofil konsantrasyonu klorofil a (Chl-a) ve klorofil b (Chl-b) 2hafta aralıklarla izlediler. Sonuçta ise A, B, C ve M gruplarında toplam klorofil konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Grup D de ise biriken metallerin toksik etkisi nedeniyle klorofil oranlarında önemli bir azalma gözlemlenmiştir.

Pulford ve Watson (2003), yaptıkları çalışmada ağaçların ağır metalleri özümleme kapasitelerini araştırmışlardır. Araştırmalarında hızlı gelişen bir söğüt türü olan *Salix spp*. bitkisini kullanmışlardır. Bu türün hızlı büyümesinin ve düzenli hasat edilebilmesinin besi elementlerinin hızlıca alınabileceğini ancak topraktaki ağır metallerin yüksek konsantrasyonları için aynı şeyin geçerli olamayacağını öngörmüşlerdir. Sonuçta, bitkinin yüksek konsantrasyonlardaki besi elementlerine veya düşük konsantrasyonlardaki metal kirliliğine tahammülü olduğunu belirlemişlerdir.

Aydoğan (2003), "Sucul Bitkilerle Arıtma Sistemleri" isimli çalışmasında evsel atık suların arıtılmasında kullanılan sucul bitkilerin endüstriyel atık sulardan kaynaklanabilecek ağır metallerin ve organik kirleticilerin giderim ve verimlerinin incelenmesinin giderek yaygınlaştığını belirtmekte ve bu sistemleri tanıtmaktadır.

Murray (2003), 1990'ların başlarında içme sularının dezenfeksiyonu amacıyla kullanılan 1,2- Dicloropropan (DCP) ve nitratın biriktikleri toprakların iyileştirilmesi hem de bölgenin içme suyu kaynaklarının korunması amaçlı yeşil ıslah teknolojisi

kullanmışlardır. Sonuçta yetiştirilen melez kavakların topraktaki atık besi elementlerini ve 1,2- Dicloropropanı (DCP), metabolize edebildiği bulgusuna ulaşmışlardır. Bu çalışmayla melez kavakların organik kirleticiler ve gübreyle kirlenmiş sığ taban sularının temizlenmesinde kullanılabileceğini göstermişlerdir.

Scholz (2003), sucul bitkiler içeren ve farklı adsorpsiyon kapasitelerine sahip granüller ortamlı dikey akışlı yapay sulak alanların performansını incelemeye yönelik bir çalışma yapmıştır. Ön tasfiyesi yapılmış maden atık sularını örneklemek amacıyla evsel atıksuya kurşun ve bakır sülfat ilave etmiştir. Bir yıllık işletme süresi sonunda metal yüklemesini 4,6 oranında artırmasına rağmen metal gideriminde bir artış gözlememiştir. 13 aylık işletme sonunda sucul bitkilerin ve adsorpsiyon ortamının metal gideriminde önemli bir artış yaratmadığını bulmuştur. Yaptığı korelasyon analizi sonucunda, iletkenlikle sıcaklık, AKM, Çözünmüş Oksijen (ÇO), redoks potansiyeli arasında pozitif yönde güçlü bir bağ olduğunu gözlemlemiştir. BOİ gibi zaman harcayan ve masraflı deneylerin daha az masraflı deneylerle (ÇO, Sıcaklık gibi) tahmin edilebileceğini belirlemiştir.

Madejon ve ark. (2003), yaptıkları çalışmada eski bir madende ayçiçeği yetiştirip toprağın iyileşme miktarını, ağır metalle kontamine olmamış bölgedeki sonuçlarla karşılaştırmışlardır. Sonuç olarak ayçiçeği bitkisinin bitkisel özümleme kapasitesinin çok düşük olduğu ancak bu bitkinin bölgede toprak koruma için kullanılabileceğini ayrıca bitkilerden elde edilecek bitkisel yağın endüstriyel olarak da kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Lázaro ve ark. (2006), yaptıkları çalışmada Cr, Mn ve Zn ile kontamine olmuş toprakta bir yeşil ıslah türü olan bitkisel özümleme (phytoextraction) tekniğini *Cistus ladanifer, Lavandula stoechas, Plantago subulata* ve *Thymus mastichina* bitkileriyle çalışmışlardır. Araştırma sonucunda Akdeniz bölgesine özgü bu bitki türlerinden *P. Subulata* hariç diğer üç bitki sahip oldukları yüksek tolerans kabiliyeti sayesinde hayatta kalmış ve arıtım için iyi bir performans sergilemişlerdir. Ayrıca bu çalışmada tanımlanan 3 bitki türü hoş koku ve yağları sayesinde ekonomik fayda sağlayabilecek bir biokütleye sahip olduğunu ortaya koymuşlardır.

Sharma (2006), yaptığı araştırmada aşırı fosfor (P) içeren topraklarda yeşil ıslah potansiyelini incelemiştir. Araştırmada salatalık (*Cucumis sativus*) ve sarı

kabak (*Cucurbita pepo var. melopepo*) kullanılmıştır. Sonuçta söz konusu bitkilerin yüksek biyokütle ve ekonomik değer oluşturduğunu, fosforun bitkisel özümlenmesi için birer potansiyel aday olduklarını öne sürmüştür.

2.2. Mikroorganizma Kültürü İle Yapılan Çalışmalar

Estaun ve ark. (1997), "Bozulmuş Toprakların *Rosmarinus officinalis* ile Biyolojik Amaçlı Mikorizal Mantar (AMF) Aşılanarak Yarı Kurak Koşullar Altında Yeniden Bitkilendirilip Geliştirilmesi" konulu bir çalışma yürütmüşlerdir. Çalışmada herdem yeşil bir Akdeniz çalısı olmasından dolayı yarı-kurak koşullarda yeniden bitkilendirme amacıyla *Rosmarinus officinalis* L. bitkisi kullanılmıştır. Bitkiler son zamanlarda yapılmış bir otoyol şevinden toplanarak arbuscular mikoriza (AMF) mantarı olan *Glomus intraradices* Schenck & Smith ile aşılanarak erozyona uğrayarak bozulmuş üst toprak üzerinde yetiştirilmiştir. Simbiyozun bitki gelişimi ve toprak kaplama ile toprakta mikoriza sayısının gelişimi üzerindeki etkileri başarılı sonuçlar vermiş, bitkilere AMF aşılamanın erozyona uğramış alanlarda çok yararlı olduğu ortaya konulmuştur.

Ortaş ve ark. (1998), yaptıkları çalışmada mikorizal sporların üretim tekniğini ve tarımda kullanım olanaklarını araştırmışlardır. Bu araştırma ile hızlı ve bol miktarda mikorizal sporların üretilmesi için etkin mikorizal mantar türünün tespiti, mikorizal mantar ile iyi enfekte olan konukçu bitki tür ya da çeşidinin seçimi ve bitki büyüme ortamı olarak kullanılacak uygun harç ortamının tespit edilmesi amaçlanmıştır. Deneme bulgularından konukçul bitki olarak mısır bitkisinin daha etkin bir enfeksiyon sağladığı belirlenmiştir. Mikorizal mantar türlerinden *Glomus etunicatum*, *Glomus mosseae*, *Glomus caledonium* ve *Glomus clarum* türlerinin sırasıyla en fazla spor ürettikleri gözlenmiştir. En uygun harç ortamı olarak 1–3–6 oranındaki yanmış hayvan gübresi–toprak–kum karışımı belirlenmiştir.

Lau ve ark. (1999), endüstriyel atık sulardan nutrient arıtımında yoğun olarak kullanılan tek hücreli *Chlorella vulgaris* ve *Chlorella miniata* yeşil algleri ile bakır ve nikel absorbsiyonu konusunda çalışma yapmışlardır. Ancak, izole edilen *C. miniata*, *C. vulgaris*'e göre daha yüksek (qmax) Cu ve Ni arıtma verimi sergilemiştir (*C. miniata* 23,26 ppb Cu, 20,37 ppb Ni; *C. vulgaris* 18,72 ppb Cu, 12,06 ppb Ni).

Bununla birlikte yazarlar her iki yeşil alg türü metal çözeltisi karışımlarından Cu ve Ni biyosorbsiyonunda tercih edilebildiğini rapor etmişlerdir. 30 mg/L Ni konsantrasyonunda alg biyokütlelerinin bakır biyosorbsiyonu önemli derecede etkilenmemiş ancak bu oran 300 mg/L Ni konsantrasyonuna çıkarıldığında bakır tutma miktarı (qmax) *C. vulgaris*'te % 13, *C. miniata*'da % 7,7 azalmıştır.

Khan (2001), Pakistan'da Cr iyonu içeren tabakhane atıksularınca kirletilmiş topraklarda yaşayan ağaçların mikorizosferlerindeki AMF çeşitliğini incelediği bir çalışma yapmıştır. Doğal ortamlarında AMF tarafından enfekte olmuş ve nitrojen bağlayan bakteri kültürleri tarafından oluşturulmuş nodüllerce sarmalanmış köklere sahip olan üç farklı ağaç türüyle çalışmıştır. Çalışmanın amacı olarak üç türdeki ağaç köklerinin bağlı bulundukları rizosferdeki AMF enfeksiyon derecesini, mikorizal mantar üreme yapılarının (propagules) popülasyonunu ve dokulardaki metal birikimini değerlendirmeyi hedeflemiştir. Çalışma sonucunda mikorizal enfeksiyon seviyesinin referans aldığı temiz topraklı bölgedeki ağaçlara oranla olması gerekenden az olduğunu, AMF propagule'lerinin boyut dağılım, çeşitlilik ve aktivite olarak Cr içeriklerinden olumsuz etkilendiğini, topraktan Cr alımının türden türe ve aynı türde de bölümden bölüme farklılık gösterdiğini belirlemiştir. Yaptığı bu çalışmada Cr toleransıyla birikimi arasında doğrudan bir ilişki bulamamıştır. Bitki türüne bakılmaksızın köklerdeki birikimin sürgünlerdeki birikimden daha fazla olmasını bitkilerin kökten–sürgüne ağır metal taşınmasını engelleyecek özel bir strateji geliştirmelerine bağlamıştır.

Li ve ark. (2003), yaptıkları çalışmada toprak katmanının farklı derinliklerinde uçucu kömür külü bulunan açık alanda yetişen mısır bitkisinin büyüme ve besin yükseltilmesinde 2 arbüsküler mikorizal mantarın (AMF) *Glomus mosseae* ve *Glomus versiforme'*nin etkileri karşılaştırılmıştır. Mikorizasız kontroller ile toprağın aynı derinliklerinde *Glomus versiforme'*den mısır mahsulünde yüksek verim alınmıştır. Mikorizal bitkiler yüksek Na çekerek yer değiştirmiş ve mikorizasız kontrollerden daha fazla besin absorblamıştır. Bu neticeler sonucu uçucu kömür külünün bulunduğu alanlardaki toprak üzerinde başarılı olmuş ürünü saptamada AMF'nin büyük katkısı olduğunu göstermiştir.

Stottmeister ve ark. (2003), yapay sulak alanlarda bitkilerin ve mikroorganizmaların arıtıma olan etkisiyle ilgili bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, sudaki kirleticilerin giderilmesinde görev alan bitkilerin ve bu bitkilerin kök bölgesinde yaşayan mikroorganizmaların mekanizmaları üzerinde durmuşlardır. Oksijenin kök bölgesine alımında, nütrientlerin bitki bünyesine alımında ve kirleticilerin doğrudan indirgenmesinde bitkilerin etkisi ve mikroorganizmaların rolünü incelemişler ve kök bölgesindeki aktiviteleri ve metabolizmayı gerçekleştiren mikroorganizmalar için oksijenin sağlanmasının çok önemli bir rol oynadığını gözlemlemişlerdir.

Liang ve ark. (2003), bir yapay sulak alan sisteminde substrat mikroorganizmalarının rolünü ve atıksu arıtımında üreaz aktivitesini inceleyen bir çalışma yapmışlardır. Çin'in Wuhan bölgesinde kirlenmiş nehir suyunun arıtılma verimini gözlemlemek amacıyla dikey/ters dikey akışlı yapay sulak alan inşa etmişlerdir. Sulak alan substratındaki üreaz aktivitelerinin ve substrat mikroorganizmalarının sayısını, tabaka sayımı ve kolorimetrik analiz ile belirlemişlerdir. Sulak alanın BOİ, KOİ, TP, TKN ve AKM giderim verimlerinin tayinini Çevre Koruma Örgütü (EPA) yöntemleriyle yapmışlardır. Substrattaki mikroorganizma sayısıyla TKN ve KOİ giderim oranları arasında pozitif korelasyon bulmuşlardır. Üreaz aktiviteleriyle TKN giderimi arasında dikkate değer bir pozitif korelasyon varken, üreaz aktiviteleriyle BOİ giderimi arasında negatif korelasyon olduğunu saptamışlardır. Substrat mikroorganizmalarının ve üreaz aktivitelerinin arıtma prosesi boyunca anahtar rol oynadığını ve bunlardan yapay sulak alanların arıtma performansını gösteren indikatörler olarak faydalanılabileceğini belirtmişlerdir.

Liu ve ark. (2005), domatesin (*Lycopersicon esculentum L.*), sera deneylerinde uygun bir bitki olmasından ve hızlı büyüyen bir bitki olmasından dolayı, arsenik (As) ile kontamine olmuş toprakların bitkisel yöntemler iyileştirilmesi çalışmasında kullanıldığı bir çalışma yapmışlardır. Çalışmalarını *Glomus mosseae* türü AMF ile enfekte olmuş domateslerle beş farklı düzeyde deneysel olarak kontamine olmuş toprakta Ekim 2002'den Ocak 2003'e kadar yürütmüşlerdir. Yaptıkları çalışma sonucunda 75 mg/kg As seviyesine kadar mikorizaların ağır

metalden olumsuz etkilenmediğini, mikorizaların bitkinin tolerans seviyesini artırdığını, As seviyesinin düşük değerlerinde birikimin sürgünlere oranla köklerde yoğunlaştığını ancak yüksek As değerlerinde de her iki bitkisel organda da birikimin çok yüksek değerlere ulaştığını belirlemişlerdir. Bitki AMF ile enfekte olduğu durumda çok yüksek As değerlerine tolerans sağladığı gibi sürgünlerde As birikiminin de kökteki birikime oranla daha az olduğunu ve bunun bitkisel iyileştirme çalışmalarında ağır metal zehirliliğine karşı bitkilere dayanım sağlayacağını belirtmişlerdir.

Regvar ve ark. (2006), Slovenya'nın Güney Alplerinde yetişen *Thlaspi praecox* Wulf ile ilgili bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, *T. praecox* bitkisinin Zn, Cd ve Pb için hiperakümülatör kapasitesini ortaya çıkarmayı, bitkinin bu metallere karşı tolerans stratejilerini değerlendirmeyi ve yine bu bitki için kontamine olmuş ve olmamış bölgedeki AMF enfeksiyon seviyesini ve morfolojisini (Paris ya da Arum tipleri) kıyaslamayı amaçlamışlardır. Yaptıkları çalışma sonucunda, *T. praecox* (Brassicaceae) bitkisinin bir hiperakümülatör olarak Zn, Cd tutmasını ve Pb eksklüzyonunu bir bitki stratejisi olarak değerlendirmişlerdir. *T. Praecox* bitkisinin hem kontamine hemde kontamine olmayan alanda AMF simbiyozu gösterdiğini ve kontamine alanda Paris tipinde mikoriza oluşurken kontamine olmayan alanda Arum tipinde mikoriza oluştuğunu belirtmişlerdir.

Marques ve ark. (2006), çalışmada "*Solanum nigrum*" bitkisinin kirlenmiş topraklarda giderim kapasitesini "Arbuscular mycorrhizal" mantar ailesine ait iki farklı türü aşılayarak arttırmaya çalışmışlardır. Uygulamayı Portekiz'in kuzey bölgesinde yapılmışlardır. Bölgede, endüstriyel tesislerin atık sularının deşarjı nedeniyle kirlenmiş küçük ve durgun nehir yatakları mevcuttur. *Solanum nigrum* bitkisinin doğal olmayan kirlenmelere karşı dayanıksız olması nedeniyle bu bitki "*Glomus claroideum*" ve "*Glomus inraradices"* mantarları ile aşılanmıştır. Mantarların çinkoyu kendi bünyesinde biriktirdiği belirtilmiştir. Bu sayede bitki zarar görmeden topraktaki çinkonun %49~83 arasında alınmasını sağlamışlardır. Ayrıca çinko alımının mantar kolonisinin mevcut kök yüzdesiyle alakalı olmadığını ortaya çıkarmışlardır. Aşılanan mantarlardan "*G. claroideum*", kök, gövde ve yapraklardaki çinko depolanma miktarını sırasıyla %58, %44 ve %120 oranında

artırırken, "*G. inraradices*" mantarında bu artış sırasıyla, %54, %39, %122 olarak tespit etmişlerdir. Sonuç olarak kullanılan bitkiye söz konusu mantarların aşılanması, bitkinin mevcut arıtım kapasitesini artırdığı kanısına varmışlardır.

Fischerova ve ark. (2006), As, Cd, Pb ve Zn iz elementlerinin orta seviye kirlenmiş toprakların bitkisel yollarla iyileştirilebilme durumunu araştırmışlardır. Yapılan çalışmada bitkilerin hiç birinde orta seviyedeki bir kirlilikte toksik etki belirlememişlerdir. En iyi iyileştirme kapasitesinin, dikkate alınan birçok element için söğüt türünde olduğu belirtmişlerdir.

Nouairi ve ark. (2006), çalışmalarında *Brassica napus* bitkisinin Cd biriktirme potansiyelini Cd hiperakümülatörü olarak bilinen *Brassica juncea* bitkisiyle karşılaştırmışlardır. Çalışma sonunda her bitkinin de kök bölgesinde biriken Cd konsantrasyonlarının gövdede birikenden fazla olduğunu belirtmişlerdir. Ancak *B. Juncea* bitkisinin gövdesinde *B. Napus* bitkisine göre üç kat daha fazla Cd biriktirdiğini belirtmişlerdir.

Hildebrandt ve ark. (2007), ağır metal içeren topraklarda, bitki ve AMF (Arbüsküler Mikorizal Fungi) arasındaki ilişkiyle ilgili bir çalışma yapmışlardır. Bitkideki ve mantardaki ağır metal birikimini ve bitki–mantar ikilisinin fitoremediasyonda kullanım potansiyelini özellikle "pennycress" türündeki bitkilerle araştırmışlardır. Yaptıkları çalışmada daha çok ağır metal stresi altında bulunan bitkilerin ve mantarların bu toleranslara sahip olmalarını sağlayan genlerine odaklanmışlardır. Sonuç olarak, ağır metalleri bağlayarak toleransı artıran proteinleri sentezleyen genlerin ağır metallerin türlerine göre değiştiğini bulmuşlardır. Ayrıca, ağır metal içeren toprakta gelişen köklerdeki araştırılan bu genlerin kopyalanmasının sekiz kata kadar arttığını belirlemişlerdir. Reaktif oksijen türlerinden kaynaklanan hasarın yavaşlatılmasında rol oynayan proteinleri sentezleyen genlerin belirgin indüksiyonunun, ağır metal üreten oksidatif stresin simbiyozdaki mantar partnerin birincil sorunu olduğunu ifade etmişlerdir.

Çabuk ve ark. (2007), endüstriyel olarak alkol üretiminde aktif olarak kullanılan *Saccharomyces cerevisiae* hücrelerinin Cu (II) iyonu giderim yetenekleri ve besi yerindeki Cu (II) dirençliliklerini araştırmışlardır. pH, başlangıç Cu (II) iyon konsantrasyonu, ve süre gibi biyosorpsiyon parametreleri için optimizasyon

çalışmaları yapılmıştır. En yüksek Cu (II) biyosorpsiyon kapasitesine (58,8 mg/g) pH 5,0 değerinde, 5 dakika gibi kısa bir sürede ve 200 mg/L başlangıç Cu (II) iyon konsantrasyon değerinde ulaşılmıştır. Ayrıca hem katı hem de sıvı besiyerinde *Saccharomyces cerevisiae* hücrelerinin Cu (II) iyonlarına karşı toleransı incelenerek biyosorpsiyon özelliği ile ilişkilendirilmeye çalışılmıştır.

Lingua ve ark. (2007), çok yüksek konsantrasyonda çinkonun Villafranca ve Jean Pourtet adında iki farklı kavak türüne olan etkileriyle ilgili bir çalışma yapmışlardır. Laboratuara getirilen bitki örnekleri ayrı ayrı kaplara alınarak ekimleri yapılmış ve AMF ile aşılanmışlardır. Çalışmanın devam ettiği altı aylık süre boyunca her bir tür için sekiz numune halinde yaptıkları düzeneklerdeki bitkilerin sürgün, yaprak ve köklerinin kuru ve yaş ağırlıkları, bitkilerin boyu, her bir bitkinin yaprak sayısı ve yaprak yüzey alanı gibi verileri, kaydetmişlerdir. Bir saha çalışması simülasyonu yaptıkları için, deneysel toprağı sterilize etmemişlerdir. Bu çalışmada, AMF kümelenmesine, bitki gelişimine, bitkinin çeşitli organlarındaki metal birikimine ve yapraklardaki poliamin konsantrasyonuna özellikle dikkat etmişlerdir. Sonuç olarak, AMF kümelenmesinin Villafranca'da oluştuğunu ancak hiçbir zaman yüksek seviyelere ulaşmadığını (maksimum enfekte olan kök oranı %16), bunun çinko inhibisyonundan kaynaklandığını buna rağmen önceden aşılanmış türlerde ise kümelenmenin önemli boyutlarda olduğunu belirlemişlerdir. Jean Pourtet türünde ise AMF kümelenmesinin her halükarda Villafranca'dan daha fazla olduğunu ve çinkonun kümelenme üzerinde önemli bir etkisi olmasa da önceden aşılanmış köklerin deney sonunda diğerine oranla daha fazla kümelenmeye sahip olduğunu belirlemişlerdir.

Gucwa-Przepióra ve ark. (2007), *Deschampsia cespitosa* bitkisi üzerinde kemofitostabilizasyon maddelerinin köklerdeki AMF gelişimine olan etkisini inceledikleri bir çalışma yapmışlardır. Kemofitostabilizasyonda istenen bitki özellikleri yüksek transprasyon seviyesi, geniş bir kök sistemi geliştirme kabiliyeti, ağır metallere karşı tolerans ve sürgünlere oranla köklerde daha fazla ağır metal biriktirme kapasitesi olduğu için *Deschampsia cespitosa* bitkisini seçmişlerdir. Çeşitli toprak derinliklerinde *D. cespitosa* bitkisindeki mikorizal kolonileşmeyi, kök korteksindeki koloni yoğunluğunu ve kök sistemindeki arbüsküllerin miktarını

belirlemeye çalışmışlardır. Aynı zamanda bu derinliklerdeki topraklar için çeşitli ağır metal analizleri de yapmışlardır. AMF kolonileri ile ağır metaller arasındaki korelasyonu toprak ıslah kimyasallarının olduğu ve olmadığı durumlar için değerlendirmişler ve bu ıslah kimyasallarının AMF üzerine olan etkilerini kaydetmişlerdir. Yaptıkları çalışma, kendiliğinden yetişen *D. cespitosa* bitkisinin köklerindeki AMF kolonileşmesinin artan toprak derinliğiyle arttığını gösteren ve ağır metal içeren topraklarda yapılan arazi çalışmalarında AMF kolonisinin toprak derinliğine bağlı dağılımını inceleyen bildirilen ilk çalışma olmuştur. Kemofitostabilizasyon maddeleri olan kalsiyum fosfat ve linyitin toprağa uygulandığında mikorizal oluşuma çok olumlu etkilerinin olduğunu ve ağır metal immobilizasyonu sağladıklarını ayrıca bunun ağır metal süzülümünü (leaching) engellediğini belirlemişlerdir.

Wang ve ark. (2007a), laboratuar ortamında, sterilize toprakla farklı Cu seviyelerindeki saksılarda bir arbüsküler mikorizal mantar olan *Acaulospora mellea* ile inoküle olmuş veya olmamış mısır (*Zea mays*) bitkisinin gelişimi ve Cu alımı üzerine bir çalışma yapmışlardır. Çalışmayı yedi hafta sürdürmüşlerdir ve bu süre sonunda kökleri ve sürgünleri ayrı ayrı analizlere tabii tutmuşlardır. Analizler sonucunda yüksek konsantrasyonlu Cu içeren saksılardaki bitkilerin alımlarının düşük çıkmasını toprak pH değerine bağlamışlardır. AMF inokülasyonunun toprak pH değerini önemli ölçüde yükselttiğini ve bununda köklerdeki Cu konsantrasyonunun düşük kalmasını sağladığını belirlemişlerdir. Aynı zamanda topraktaki malik asit, sitrik asit, oksatik asit gibi organik asitlerin yapısının ve konsantrasyonunun AMF inokülasyonu tarafından değiştirildiğini gözlemlemişlerdir. Yaptıkları çalışmada, *Acaulospora mellea* türü AMF'nin, bakırın mısır tarafından fitoekstraksiyonu için uygun olmadığını ancak, mikorizal bitkilerin köklerinde yüksek Cu alım kapasitelerinden dolayı fitostabilizasyon için daha uygun olacağını belirtmişlerdir.

Sylvia ve Ipsilantis (2007), iki farklı türdeki sulak alan bitkisi üzerinde AMF kümelenmesinin, su taşkınının ve P ıslahının etkilerini araştırdıkları bir çalışma yapmışlardır. Özellikle AMF kolonisinin kökteki miktarını ve yapısal biçimini, hücre dışı hif uzantılarını, bitki sürgün ve kök gelişimini ve P alımını incelemişlerdir. Bitki

olarak bir yapay sulak alandan alınmış *Typha latifolia* L. ve *Panicum hemitomon* Schult türleri kullanılmıştır. Yaptıkları çalışmada sonuç olarak, su baskınlarının AMF kümelenmesine zararlı olduğunu, su taşkınlarıyla P seviyesi arasında bir etkileşim olduğunu, ancak yaptıkları gözlem sonucunda bitkileri aldıkları sulak alandaki kolonizasyonun su taşkınlarından etkilenmediğini, bunun sebebinin ise laboratuar şartlarında yeterli kök sisteminin kurulamamış olmasından kaynaklanabileceğini belirtmişlerdir.

Wang ve ark. (2007b), Arbüsküler Mikorizal Mantar (AMF) türleriyle (*Glomus caledonium, Gigaspora margarita, Gigaspora decipens, Scutellospora gilmori, Acaulospora spp., Glomus spp.*) iki ayrı penisilin mantarının (*Penicillium lilacinum, Penicillium notatum*) laboratuar ortamındaki saksı deneyinde ağır metallerin *Elsholtzia splendens* bitkisinin bünyesine fitoekstraksiyon yoluyla alımında sinerjik etki gösterdiklerinden dolayı bu farklı kültürler arasındaki ortaklığın arazide de görülüp görülemeyeceğini belirlemek üzere bir çalışma yapmışlardır. Kontrol deneyi, mikrobiyal aşılı deney ve mikrobiyal aşılı kitusanlı (chitosan) deney olmak üzere üç farklı deney yürütmüşlerdir. Sonuç olarak, kontrol deneyinde AMF ile *E. splendens* bitkisinin kolonize olduğunu ancak bunun diğer iki deneyden daha az seviyede olduğunu belirlemişlerdir. Bunun sebebinin ise her ne kadar enfekte etkisi az da olsa kontamine toprakla birlikte gelen AMF kaynaklı olduğunu bildirmişlerdir. Kitusan bazı patojenik mantar türlerine inhibe edici etki gösterse de AMF türüne inhibe edici etki göstermediğini bu nedenle bu türe karşı toksik etkili olmadığını belirtmişlerdir. Laboratuar şartlarında AMF türünün ve penisilin mantarlarının, *E. splendens* bitkisinin ağır metal alımını ve bitki gelişimini olumlu yönde etkilediğini ve aynı etkiyi arazide de gösterdiğini tespit etmişlerdir.

Chen ve ark. (2008), Uranyum talaşlarının fitoremediasyonuna, AMF ile aşılanmış olan *Medicago truncatula* (fiçı yoncası) ve *Lolium perenne* (İngiliz çimi) türlerinin uygulanabilirliğini araştırmışlardır. İki hipotez üzerinde durmuşlardır: (1) *L. perenne* türü *M. truncatula* türüne oranla daha derin ve yoğun kök yapısına sahip olduğu için daha çok oranda Uranyumu toprak altı bünyesinde alıkoyacaktır. (2) *M. truncatula* türü *L. perenn*e türüne göre mikoriza formasyonuna daha duyarlıdır ve bu nedenle köklerdeki mikoriza kaynaklı U tutulumu *M. truncatula* türünde daha yüksek

olacaktır. Bitkilerin U talaşındaki yaşamlarını devam ettirebilmeleri için 1:1 oranlı steril kum–toprak karışımıyla, U talaşıyla kontamine olmuş toprağı farklı oranlarda karıştırıp çalışmalarını sürdürmüşlerdir. Yaptıkları çalışma sonucunda U toksisitesinin simbiyotik bağın kurulmasını ve gelişmesini etkilemediğini yoncaların çime oranla daha yüksek U konsantrasyonuna ve içeriğine sahip olduğunu ancak yoncanın düşük kök–sürgün alıkoyma oranından dolayı çim türünün fitoremediasyon için daha uygun olduğunu belirlemişlerdir.

Cheung ve ark. (2008), Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) içeren toprakların iyileştirilmesi için hintkeneviri (*Corchotus capsulari*)–mikoriza–bakteri üçlüsünü kullanarak bir çalışma yapmışlardır. Çalışmayı Hong Kong'taki 53 noktadan kontamine olmamış ve yüzeyden yaklaşık 15 cm derinlikten alınmış toprak numuneleriyle yürütmüşlerdir. Kirletici olarak çevreye bolca yayılmış ve bir Trisiklik Aromatik Hidrokarbon olan antrasen kullanılmıştır. İçerisinde çözünmüş antrasen içeren asetonla toprak örneklerini belirli oranlarda yapay olarak kirletmişlerdir. Oldukça yaygın bir kök kümesine sahip olan ve PAH gibi organik kirleticilere karşı biyoremediasyondaki rolü oldukça az bilindiğinden dolayı bitki olarak hintkenevirini seçmişlerdir. Bakteri olarakta antraseni karbon kaynağı olarak kullanıp tamamen mineralize edebildiği için Pseudomonas ve Sphingomonas türlerini kullanmışlardır. Sonuç olarak antrasenin gideriminde türler arasında farklılıkların olduğunu bildirmişlerdir. Sphingomonas türünün topraktaki antraseni indirgeme seviyesinin Pseudomonas türünden daha etkin olduğunu belirlemişlerdir. 200 mg/kg antrasin oranında 35 gün içerisinde antrasin gideriminde %79 verim elde etmişlerdir. Bu antrasen oranındaki yüksek giderim veriminden dolayı rizosferdeki bitki ve karma bakteri kültürleri arasındaki etkileşimin biyoremediasyonda çok kullanışlı olabileceğini söylemişlerdir. AMF uygulanmasının ise bakterilerle aynı şekilde giderime katkısının olmasının yanı sıra, antrasenli toprakta bitkilerin büyümesinde de olumlu etkileri olduğunu tespit etmişlerdir.

3. MATERYAL ve METOT

3.1. Materyal

3.1.1. Kullanılan Bitki Türü

Bu çalışma doğal ortamından alınan *Typha latifolia* bitkisi (Şekil 3.1) kullanılarak yürütülmüştür. Bu bitkinin familyası *Typhaceae*'dir. Tropik ve ılıman bölgelerde yaygın olarak yetişen dayanıklı, 20'den fazla türe sahip olan, 30–200 cm boylanabilen çok yıllık, rizomlu bir cinstir. Dik yapılı, küme formlu olan bu cinste yapraklar ince uzun mızrak şeklindedir. Yaprak renkleri mavimsi-yeşildir (Söğüt, 1998).

Typha latifolia cinsinin türleri göllerde, ırmaklarda ve sulama sistemlerinde gelişir. Tatlı sulardan tuzlu sulara kadar değişik nitelikli sularda, 5 m derinliğe kadar yaşayabilir. Kış mevsiminde de yaşayabilmektedir. Türkiye'de çeşitli su kaynakları ile sulama ve boşaltma kanallarında yaygın olan ve tıkanma, akış hızını azaltma gibi sorunlar yaratan bir türdür (Altınyar, 1988).



Şekil 3.1. Hasır otu bitkisi (*Typha latifolia*)

3.1.2. Mikorizal Mantar Türü

Bitki köklerinin büyük çoğunluğunun mikoriza sistemine bağlı olmalarına karşın mikoriza sporlarının mevcut koşullarda üretilip çoğaltılması halen konu ile ilgili bilim adamlarının üstesinden gelemedikleri problemlerin başında gelmektedir (Denhel ve Backhaus 1986; Simpson ve Daft 1990; Bagyaraj, 1991). Konu ile ilgili bu güne kadar yapılan çalışmalarda çoğunlukla mikorizal mantar sporları mikorizal simbiyoza bağımlı bitki kökleri tarafından çoğaltılarak denemelerde kullanılmıştır. Mikorizal mantarlar bitki köklerine bağlı (obligat) simbiyot oldukları için genelde konukçu bitki kök ortamında çoğalırlar (Gerdermann ve Trappe, 1974; Sylvia ve Jarstfer 1994).

Yapılan çalışmada kullanılan *Typha* bitkisinin Arbüsküler Mikorizal Mantarla (AMF) enfeksiyonunun sağlanması amacıyla Ç.Ü. Ziraat Fakültesi Toprak Bölümünden temin edilen ve herhangi bir kontaminasyona maruz kalmamış taşıyıcı ortam olarak kendi toprağı ile birlikte gelen *Glamus etinucatum* cinsi mikorizal mantar kullanılmıştır.

3.1.3. Bitki Büyüme Ortamı

Çalışmada üçer tekerrürden oluşan iki farklı ortam kullanılmıştır. Her iki ortamda da atıksu ile sulanan çalışma düzeneği ve içme suyu ile sulanan kontrol düzeneği oluşturulmuş ve ortamlar mikorizal simbiyozlu (+M) ve simbiyozsuz (-M) olarak ikiye ayrılmıştır (Şekil 3.2).

Mikorizal Simbiyozlu Düzenek (+M)		Mikorizal Simbiyozsuz Düzenek (-M)	
Atıksu ile sulama	Çeşme suyu ile sulama	Atıksu ile sulama	Çeşme suyu ile sulama
D1 (+M)	K1 (+M)	D1 (-M)	K1 (-M)
D2 (+M)	K2 (+M)	D2 (-M)	K2 (-M)
D3 (+M)	K3 (+M)	D3 (-M)	K3 (-M)

Şekil 3.2. Çalışma düzeneği ve bitkilerin yerleşim şekli

3.1.4. Atıksu Karakteristiği

Çalışmanın yürütüldüğü süre boyunca ulaşılması ve temini daha kolay olacağından Çukurova bölgesinde bir nişasta fabrikası olan Amylum Nişasta AŞ.'den alınan atıksularla çalışmanın yürütülmesine karar verilmiştir. Amylum Nişasta Sanayi Ticaret A.Ş mısır ve buğday esaslı doğal ve modifiye nişastalar, standart glikoz şurupları, maltoz ve yüksek dekstrozlu şuruplar, isoglikoz, maltodekstrin, dekstroz monohidrat, vital buğday gluteni, sorbitol, sitrik asit, etil alkol, mısır gluteni, mısır kepeği ve mısır özü üreten bir firmadır. İmal ettiği ürünleri Avrupa, Ortadoğu, Türkî Cumhuriyetler, Asya ve Afrika'ya da ihraç eden Amylum Nişasta, 1997 yılında Türkiye'de ilk defa yüksek fruktozlu mısır şurubunu üreten firma olmuştur. Steril ortamda üretilen tüm şuruplar, gıda sevkiyat kurallarına uygun tankerlerle dağıtılmaktadır. En büyük nişasta ve türevleri üreticilerinden birisi olan Amylum Nişasta aynı zamanda gıda, farmakoloji, yem, kağıt ve oluklu mukavva sanayilerindeki lider şirketlerin önemli bir tedarikçisidir.

Amylum Nişasta'dan temin edilen atıksu, Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Yüksek Lisans Araştırma Laboratuarına getirilmiştir. Atıksuyla ilgili çalışmalar başlayana kadar atıksu +4 ºC'de polietilen kaplarda numune saklama koşullarına uygun olarak bekletilmiştir.

Çizelge 3.1 Çalışmada kullanılan nişasta sanayi atıksu karakteristiği

Parametre	Değerler (mg/L)
Cr	0,005
Cu	0,001
Fe	0,774
Zn	0,972
AKM *	115
Klorür *	418
KOİ *	2736
pH	6,8

**: değerler aylık ortalama değerler olup merkezi arıtma öncesidir*

Mısır nişasta sanayi atıklarının kirlilik özellikleri nişastanın son ürün olduğu fabrikalarda başlıca önemli atıksu kaynakları olarak; ham mısırın yıkanmasında

kullanılan su, masarasyon suyunun buharlaştırılmasından sonraki konsantre atıksular ve nişastayı kuruttuktan sonraki proses suyu, nişasta fabrikada daha ileri kademede işlenirse, bu atıksulara ilave olarak; çözünmüş glikozun deminerilizasyonundan ileri gelen atıksular ve nişasta türevlerinin üretilmesinden ileri gelen atıksular sayılabilir (Şengül, 1989).

Patates, mısır gibi gıda maddelerini işleme endüstrisi atıksuları; katı madde, protein ve nişasta içerikleri fazla olduğundan kirlilik yükü yüksek atıksular olarak nitelendirilmektedir. Bu tür atıksularda katı madde içeriği olup, yüksek karbonhidrat ve organik asit içerirler (Dalzell, 1994).

3.2. Metot

3.2.1. Bitki Yetiştirme ve Mikorizal Mantar Ekimi

Araştırmada kullanılmak üzere seçilen *Typha latifolia* bitkisi doğadaki yaşam alanından sökülmüştür. Köklerine zarar vermemek amacıyla toprağıyla birlikte bölgenin doğal florasından alınan *Typha latifolia* bitkisi araştırmanın yapılacağı laboratuara getirilmiştir.

Çalışma düzeneğinde, bitki yetiştirme haznesi olarak, 25 L hacminde, yarı şeffaf, tabanı deliksiz kaplar kullanılmıştır. Düzenek iki farklı ortam için 6'şar bitki yetiştirme kabı olmak üzere toplam 12 kaptan oluşturulmuştur.

Nehir kumu ve çakıl taşları çalışmada yatak malzemesi olarak kullanılmış ve çalışma düzeneği hazırlanmadan önce yıkanmıştır. Hazırlanan düzeneğin en altına 5–6 cm kadar çakıl taşı serilmiş ve böylece kök gelişimi için bitkiye yüksek poroziteli bir ortam sağlanmaya çalışılmıştır. Çakıl taşlarının üzerine 2 cm kadar kum serildikten sonra bitki kökleri buraya yerleştirilmiş ve sulama sırasında suyun taşmasını önlemek için kapların üzerinden 15 cm kadar boşluk kalacak şekilde üzeri kum ile örtülmüştür. Hazırlanan ortama bitkiler yerleştirilirken kök sistemlerine zarar vermeden ve her saksıda eşit biyokütlede bitkinin olmasına dikkat edilmiştir. Ortamlar hazırlanırken hazneler uygun şekilde dikkatle etiketlenmiştir.

Bitkiler dikildikten sonra her bir düzeneğe birer litre can suyu verilmiştir. Araştırmanın bundan sonraki aşamasında, bitkilerin bulundukları yeni ortama adapte

olabilmeleri için 5 hafta boyunca bitki ihtiyacına göre sulama işlemi tekrar edilmiştir ve çalışma süresince sıcaklık ve nem değerleri kaydedilmiştir.



Şekil 3.3 Sıcaklık ve nem ölçüm cihazı

Çalışma düzeneği Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvar binası dışında ve yapılan araştırma bir saha çalışması simülasyonu olduğu için açık bir alanda kurulmuş ve çalışma burada yürütülmüştür. Çalışma düzeneğinin kurulduğu mevsim bahar sonu yaz başı olduğundan dolayı buharlaşma miktarı göz önüne alınarak bitkiler için gerekli miktarda su verilmesine dikkat edilmiştir. Bitki gelişimlerinin gözlenebilmesi için belirli aralıklarla oluşturdukları sürgünler kaydedilmiştir.

5 hafta sonunda bitkilerde adaptasyon sorunu gözlenmediği için 6 bitkiye Arbüsküler Mikorizal Mantar (*Glamus etinucatum*) ekimi yapılmıştır. Ekim işlemi, her bir bitki yetiştirme kabına 10 cm derinliğe kadar (kök bölgesine gelecek şekilde) köklere zarar vermeden kanallar açılarak ve bu kanallara 250 g *Glamus etinucatum* inokülümü gelecek şekilde yapılmıştır. Kullanılan bitkiler laboratuarda yetiştirilmediği ve doğal ortamlarından alındığı için mikorizal mantar ekimi yapılmayan diğer 6 kaptaki bitkilerde de mikorizal enfeksiyon görülebileceği dikkate alınmıştır.

Mikorizal mantar ekimi yapıldıktan sonra AMF ile yeterli düzeyde enfeksiyonun sağlanması açısından bitkiler 4 hafta boyunca çeşme suyu ile sulanmıştır. Suyun kum ortamından taşırılmamasına dikkat edilmiş ve sulamanın bitkinin kök bölgesinde kalacak şekilde yapılmasına özen gösterilmiştir. Bu süre boyunca bitki gelişimi gözlenmiş ve mikorizal mantara karşı bitki tarafından herhangi bir reaksiyon gözlenmediğinden dolayı çeşme suyu ile sulamaya son verilmiş ve bu aşamadan sonra kontrol bitkileri hariç diğer çalışma bitkileri atıksu ile sulanmaya başlanmıştır. Kontrol bitkileri ise çalışma süresi boyunca çeşme suyu ile sulanmıştır. Atıksu ve çeşme suyu ile bitkilerin sulanması işlemi 70 gün (10 hafta) boyunca sürmüştür.

Sulama, toprağın su ihtiyacına bakılarak yapılmış olup ilk sulamalar 1000 mL çeşme suyu ile yapılmıştır. Atıksu ile sulanan diğer saksılar 500 ml çeşme suyu ile 500 mL atıksu karıştırılarak sulanmıştır.

3.2.2. Biyokütle Ölçümleri

Toprak üstü kısımların (yaprak+gövde) ve köklerin kuru ağırlığı, yaş ağırlığı kaydedilen örneklerin etüvde 80°C'de iki gün bekletilerek kuruması sağlandıktan sonra, ±1 mg duyarlılıktaki hassas tartıda tartılarak gram olarak kaydedilmiştir.

3.2.3. Ağır Metal Analizleri

Sistemden bitkiler sökülmeden önce boyları ölçülmüştür ve söküldükten sonra bitkiler kök, yaprak+gövde olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Her bir haznedeki kum numuneleri ve bitki kısımlarının bir miktarı hassas terazide tartılarak yaş ağırlıkları alınmıştır.

Bitki kökünün, yaprak/gövdesinin ve kum numunelerinin bir miktarı örnek alınarak ısıya dayanıklı kaplara yerleştirilmiş ve sabit ağırlığa ulaşmasını sağlamak üzere 80 °C'ye ayarlanmış etüvde 2 gün boyunca bekletilmiştir. İki gün sonunda bitkilerin kuru ağırlıkları ölçülmüştür. Kurutulmuş bitkiler ve kum numuneleri öğütülerek elekten geçirilmiş ve eş boyutta olmaları sağlanmıştır. Numuneler

söküldükleri hazne numaralarına göre isimlendirilerek özel nem geçirmez poşetlerde saklanmıştır.

Numuneler Perkin Elmer marka Optima 2100 DV OES (Optical Emission Spectrometer) cihazı ile ağır metal analizlerine hazırlanmak için "Standard Metods for the Examination of Water and Wastewater 20th Edition" kitabındaki SM 3030 K Metoduna göre ön işleme tabi tutulmuştur. Numunelerden 0,3 g tartılarak mikrodalga yakma ünitesinin kaplarına konulmuştur, üzerine 9 mL %65 saflıkta nitrik asit eklenmiş ve parçalanmaya bırakılmıştır. Parçalanan numuneler etiketlenmiş şişelere konulmuştur. Numunelerin içerisinde kalan inorganik maddelerden uzaklaştırmak için süzme işlemi yapılmıştır. Süzme işlemi için Selülozik Whatman GFC 0,45 mm filtre kâğıdı kullanılmıştır.

Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü Kimya Laboratuarındaki Perkin Elmer marka Optima 2100 DV OES (Optical Emission Spectrometer) cihazı (Şekil 3.4) ile SM 3120 B Methoduna uyularak, SM 3030 K Methodu ile hazırlanmış numunelerin içindeki ağır metal muhtevası ölçülmüştür. Cihazın ağır metalleri ölçtüğü dalga boyları Çizelge 3.2'de verilmektedir.



Şekil 3.4 Perkin elmer marka optik emisyon spektrometre cihazı

Çizelge 3.2 Optik emisyon spektrometre cihazı dalga boyu

Element	Analiz Adı	Dalga Boyu (mm)	Alt Dalga Boyu (mm)	Üst Dalga Boyu (mm)
Krom	Cr 267.716	267,716	267,598526	267,833474
Bakır	Cu 327.393	327,393	327,243933	327,5420668
Kadmiyum	Cd 228.802	228,802	228,699214	228,9047864
Kurşun	Pb 220.353	220,353	220,254996	220,4510037
Demir	Fe 238.204	238,204	238,096469	238,3115312
Nikel	Ni 231.604	231,604	231,501012	231,7069884
Mangan	Mn 257.610	257,61	257,494741	257,7252594

3.2.4. Mikorizal Enfeksiyon Tespiti

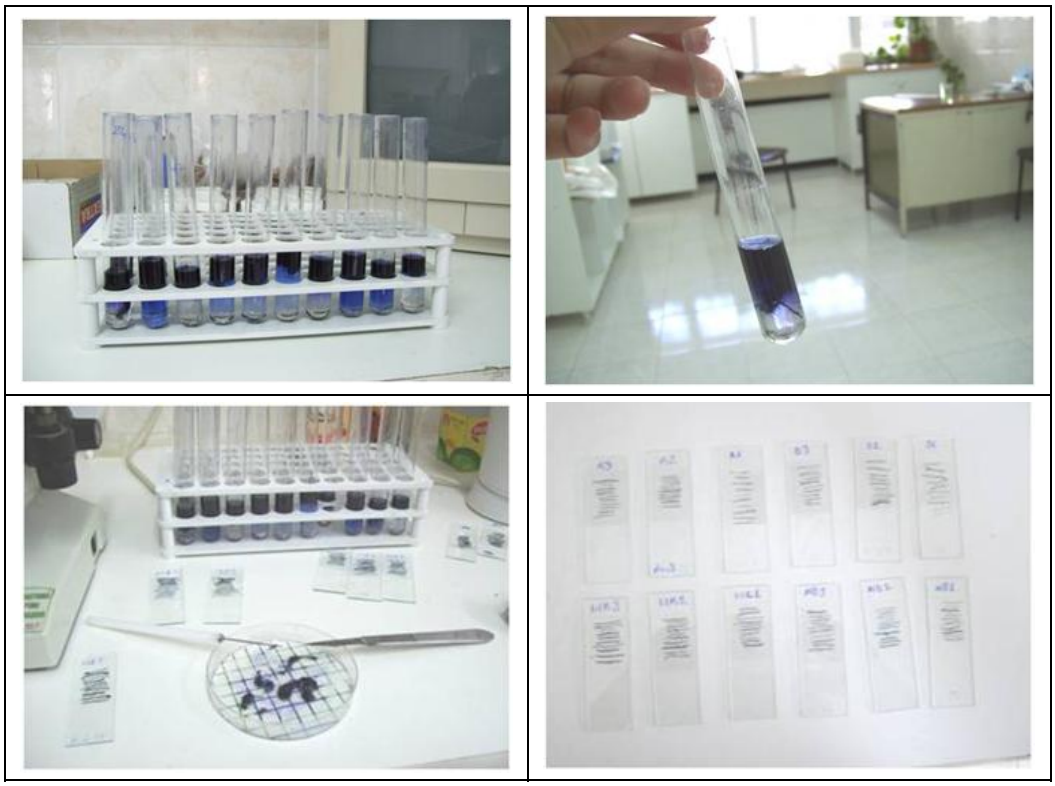
Köklerde meydana gelen enfeksiyon değerlerinin tespiti Ç.Ü. Ziraat Fakültesi Toprak Bölümü Laboratuarında yapılmıştır. Hasattan sonra bitki kökleri topraktan ayrılarak bol çeşme suyu ile yıkanmış sonra da saf suyla iki kez durulanmıştır. Yıkanan bitki köklerinde % kök enfeksiyonu belirlenmiştir. Kök temizleme ve boyama işlemi literatürde belirtilen şekilde yapılmış olup (Koske ve Gamma, 1989), mikorizal enfeksiyon yine literatürde belirtildiği gibi yüzde olarak hesaplanmıştır (Giovanetti ve Mosse, 1980).

Çeşme suyu ve ardından saf su ile yıkanan kök numunelerinden bir miktar alınarak plastik kaplara konmuş ve köklerdeki enfeksiyona zarar vermeden köklerin saklanması amacıyla üzerlerine etil alkol ilave edilmiştir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5 Etil alkol eklenerek bekletilen kök numuneleri

Enfeksiyon değerine bakılacak kök numunelerinin kılcallarından birer parça alınarak tüplere yerleştirilmiş ve üzerine köklerin yumuşatılması için potasyum hidroksit (KOH) konulmuş ve 60^{o}C'de yarım saat etüvde bekletilmiştir. Etüvden çıkan numunelerdeki KOH dökülüp, yerine kökleri ağartmak için HCI eklenmiş ve 60^{o}C etüvde yarım saat bekletilmiştir. Ağartılan köklerin boyanması için etüvden çıkarılan numunelerden HCI dökülerek yerine "acidified glycerol trypan blue" çözeltisi kökleri kaplayacak miktarda konulmuş ve 60^{o}C etüvde 20 dakika kadar bekletilmiştir. Boyama işleminden sonra tüplerdeki trypan blue dökülerek yerine laktik asit eklenmiştir. 60^{o}C'de etüvde 10–15 dakika bekletilerek boyanmış bir şekilde etüvden alınan bitki kökleri petri kutusuna boşaltılmıştır. 1 cm uzunluğunda kesilen ve lamel üzerine her lamele 10 adet gelecek şekilde dizilen kökler 40–100 büyütme ile mikroskop altında incelenmiştir (Şekil 3.6) (Giovanetti ve Mosse, 1980).

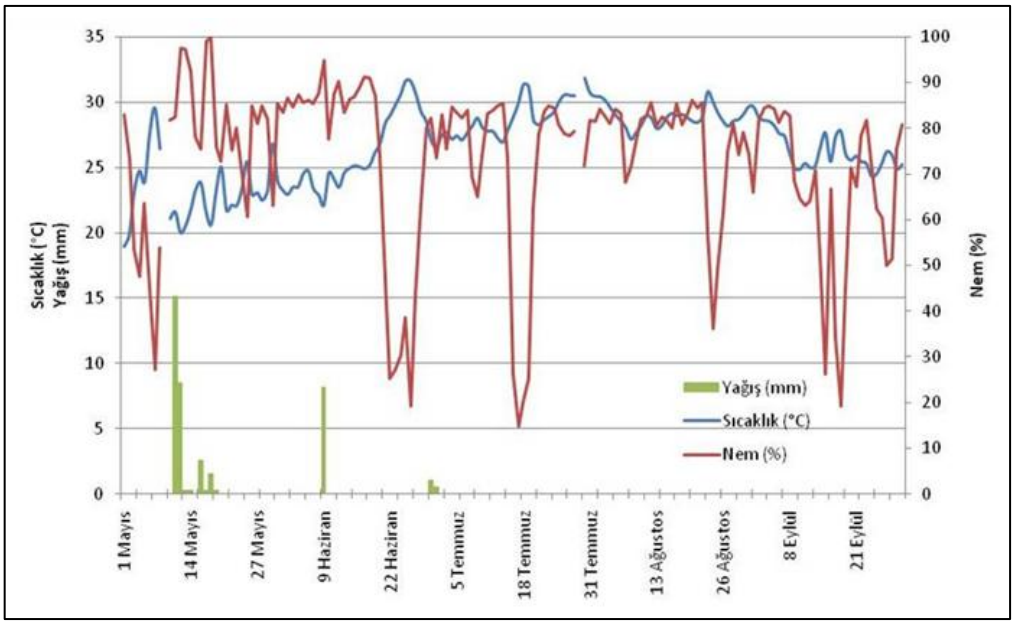


Şekil 3.6 Enfeksiyon tespiti için hazır hale getirilen numuneler

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. İklim Koşulları

Çukurova Bölgesinde, 1975–2007 yılları arasındaki iklim sonuçlarına göre; ortalama yıllık sıcaklık 19,08 °C, en soğuk ay ortalama 5,5 °C ile Ocak ayı olup 0 °C sıcaklık çok nadir görülür, en sıcak ay ortalama 34,3 °C ile Ağustos ayıdır. Yılın 195,6 günü yazdır, bu günlerin 134,4'ü tropik gün olarak belirlenmiştir ve yağmurlu gün sayısı 81,6 gündür. Yağış her mevsimde farklı miktarlarda görülmekte ve en çok yağış Ocak, Şubat ve Mart aylarında düşmektedir. Ortalama yıllık yağış 647 mm olup, en fazla 130,3 mm ile Aralık ayı, en az 4–6 mm ile Ağustos ayında görülmektedir. Bölgedeki yaz kuraklığının nedeni dinamik yüksek basınç alanlarının etkili olması ve bölgenin alçalıcı hava hareketlerinin etkisine girmesinin sonucudur (Ç.Ü. Meteo, 2007; DMİ, 2008).



Şekil 4.1 2007 Yılı mayıs ve eylül ayları arası meteorolojik veriler

4.2. Fenolojik Bulgular

Yapılan çalışmada bitki gelişimi düzenli olarak gözlenmiş ve belirli aralıklarla oluşan sürgünlerin sayımları yapılmıştır. Çalışma sonunda atıksuyla

sulanan düzeneklerde belirlenen sürgün miktarları Çizelge 4.1'de ve çeşme suyuyla sulanan düzeneklerde belirlenen sürgün miktarları da Çizelge 4.2'de gösterilmektedir. Ayrıca hasattan önce bitkinin oluşturduğu sürgünlerin boyları da kaydedilmiştir (Şekil 4.2).

Çizelge 4.1 Deney gruplarında belirlenen sürgün miktarları

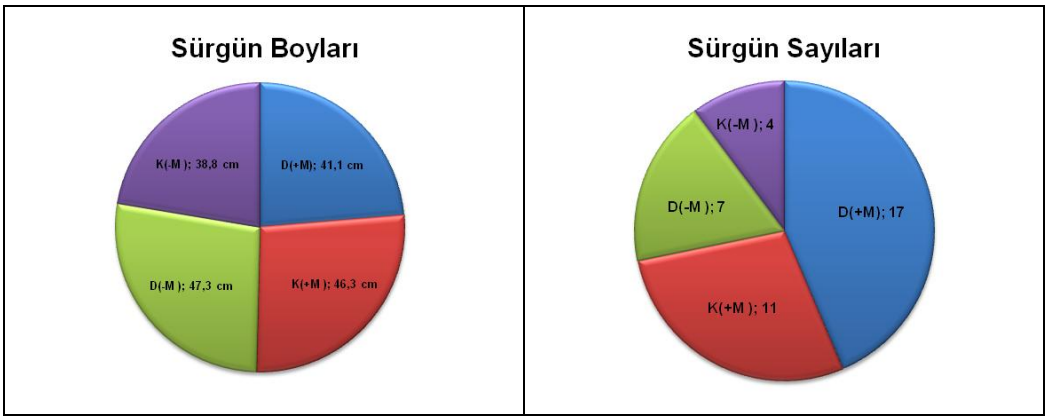
Tarih	D1 (+M)	D1 (-M)	D2 (+M)	D2 (-M)	D3 (+M)	D3 (-M)
08.06.2007	1	0	2	0	3	2
13.07.2007	5	2	5	0	3	4
03.08.2007	5	2	5	0	5	4
24.08.2007	5	2	6	1	6	4

** rakamlar o tarihe kadar olan toplam sürgün sayısını vermektedir.*
**Dx (+M): mikorizal simbiyozlu çalışma düzeneği*
**Dx (-M): mikorizal simbiyozsuz çalışma düzeneği*

Çizelge 4.2 Kontrol gruplarında belirlenen sürgün miktarları

Tarih	K1 (+M)	K1 (-M)	K2 (+M)	K2 (-M)	K3 (+M)	K3 (-M)
08.06.2007	2	0	1	1	0	0
13.07.2007	2	0	3	1	3	0
03.08.2007	3	1	4	1	3	1
24.08.2007	3	2	4	1	4	1

** rakamlar o tarihe kadar olan toplam sürgün sayısını vermektedir.*
**Kx (+M): mikorizal simbiyozlu kontrol düzeneği*
**Kx (-M): mikorizal simbiyozsuz kontrol düzeneği*

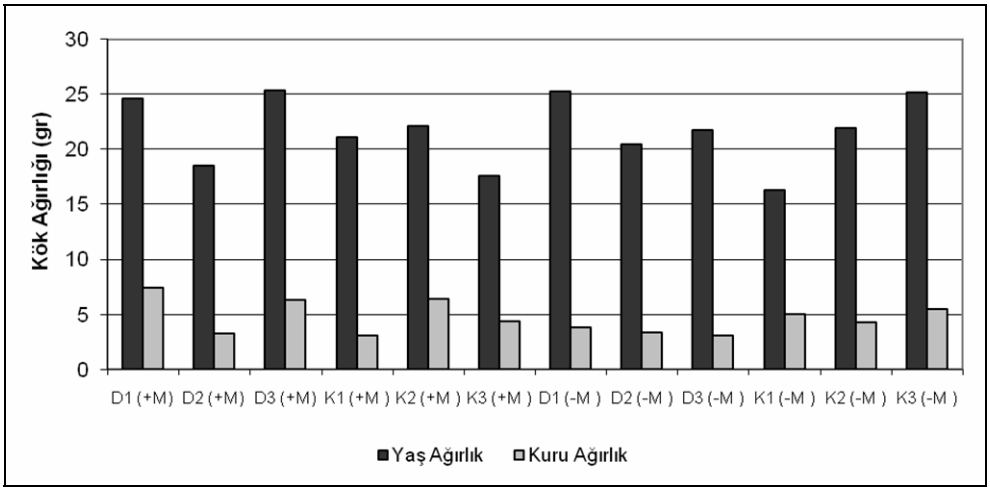


(a) Hasat öncesi sürgünlerin ortalama boyları *(b) Hasat öncesi toplam sürgün miktarı*

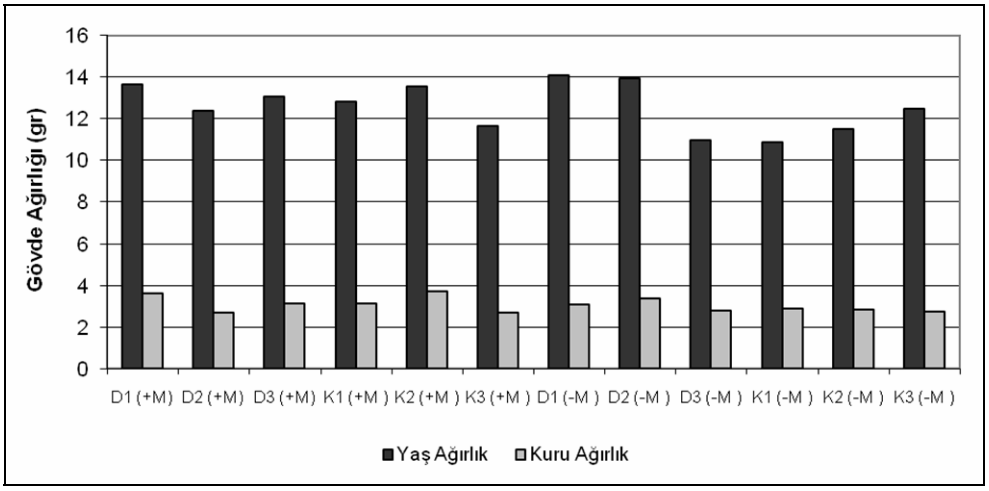
Şekil 4.2 Hasattan önce sürgünlerin boyları ve sürgün miktarları

Sistemden bitkilerin sökülmesinden sonra bitkiler kök, gövde+yaprak olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Her bir haznedeki bitki kısımları hassas terazide tartılarak yaş ağırlıkları kaydedilmiştir. Bu işlemden sonra 80°C etüvde 2 gün bekletilen

numunelerin kuru ağırlıkları da kaydedilerek sonuçlar aşağıdaki grafiklerde verilmiştir (Şekil 4.3 ve Şekil 4.4).



Şekil 4.3 Bitki kök ağırlığı

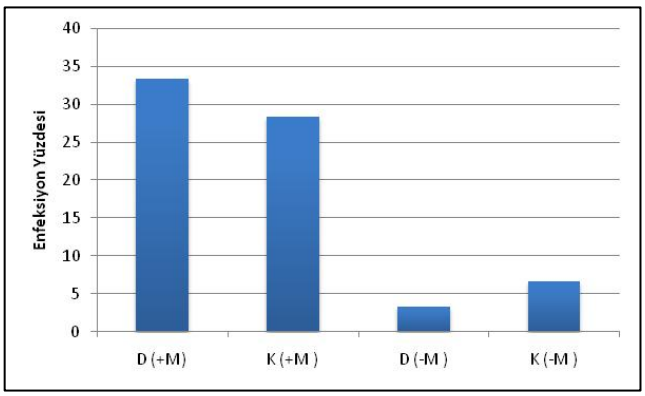


Şekil 4.4 Bitki gövde ağırlığı

Çalışma sonunda bitki örneklerinin etüvde kurutulmadan önceki ve sonraki tartım sonuçlarına göre kök bölgesindeki ortalama su oranı %79 ve de gövdedeki ortalama su oranı %76 olarak bulunmuştur. Çalışma sonunda kum ortamındaki ortalama su oranı ise %10 olarak belirlenmiştir.

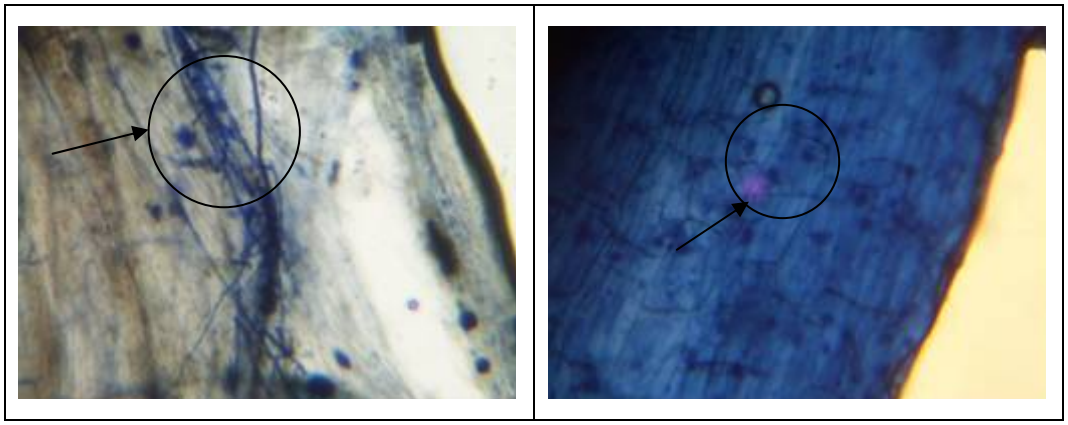
4.3. Mikorizal Mantar Enfeksiyonu

Ç.Ü. Ziraat Fakültesi Toprak Bölümü Laboratuvarında yapılan çalışmalarla bitki köklerinde meydana gelen enfeksiyon değerleri tespit edilmiş ve bu değerler yüzde olarak hesaplanmıştır. Yapılan hesaplarda mikorizal mantar ekimi yapılan gruplardaki enfeksiyon %30 civarında tespit edilirken, mikorizal mantar ekimi yapılmayan düzeneklerde ise yaklaşık %5'lik enfeksiyon tespit edilmiştir (Şekil 4.5).



Şekil 4.5 Bitki gruplarının ortalama yüzde enfeksiyon oranları

Ekim yapılmayan düzeneklerde de mikorizal enfeksiyon görülmüştür. Bunun nedeni olarak, bitkilerin doğadan hâlihazırda yetişmiş olarak alınmaları ve söküldükleri bölgede mikorizal mantarlar tarafından düşük seviyelerde de olsa enfekte olmuş olmaları gösterilebilir. Çalışma sonucunda köklerdeki mikorizal enfeksiyon seviyesinin belirlenebilmesi için Trypan Blue ile renklendirilmiş numuneler mikroskop altında incelenerek sayım yapılmış ve mikorizal oluşumların resimleri çekilmiştir (Şekil 4.6).



Şekil 4.6 Mikorizal enfeksiyonlu köklerin mikroskobik görüntüsü

4.4. Bitkilerin Ağır Metal Alımı

Bitkiler normal büyümelerini ve gelişimlerini sürdürebilmek için topraktan ve sudan ağır metalleri alabilme ve bunları dokularında biriktirebilme kabiliyetine sahiptir. Bu ağır metaller Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Mo and Ni olarak sayılabilir (Langille ve MacLean, 1976). Bazı bitkiler ise bilinen biyolojik fonksiyonları olmayan ağır metalleri bile biriktirme kabiliyetine sahiptir. Bu ağır metaller ise Cd, Cr, Pb, Co, Ag, Se ve Hg olarak sayılabilir (Hanna ve Grant, 1962; Baker ve Brooks, 1989).

Toprak üstü bünyesinde kuru ağırlık olarak % 0,1 (1.000 µg/g) oranından daha fazla miktarda Ni, Co, Cu, Cr veya Pb veyahut ta yapraklarında % 1 oranında (10.000 µg/g) Zn biriktirebilen bitkilere "Hiperakümülatör Bitkiler" diyerek bu tanımı ilk kez kullanan ve literatüre kazandıran Brooks olmuştur (Brooks ve ark., 1977, Baker ve Walker, 1990).

Hidrofonik (toprak ortam yerine su ve mineral veya perlit ya da çakıl gibi inert ortam kullanımı) olarak yetiştirilen karasal bitkilerin sudan Cu, Zn, Cd, Cr, Ni ve Pb gideriminde oldukça etkili oldukları gözlenmiştir (Dushenkov ve ark., 1995; Shen ve ark., 1997).

4.5. Deney Sonuçları ve Bulgular

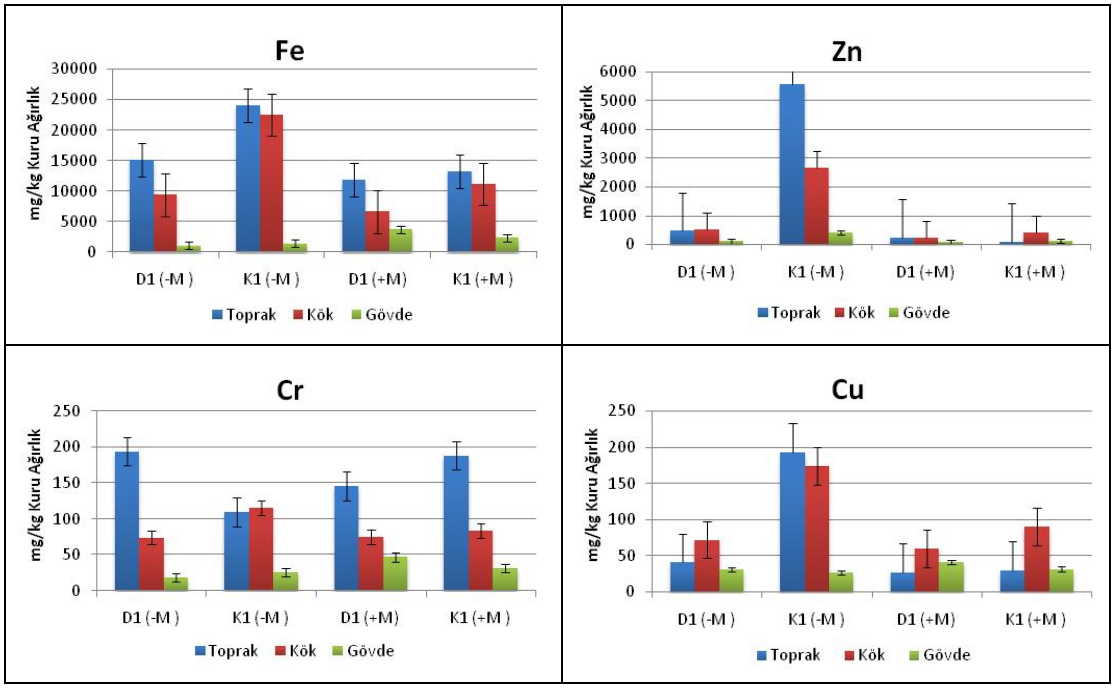
Bu çalışmada doğal ortamlarından alınarak laboratuvara getirilen ve özellikle Mn, Cu, Se elementleri ve maden atıksuları için (Ni, Cr, Co, Zn, Pb, Cd, Hg, Fe)

hiperakümülatör olduğu bilinen *Typha latifolia* türü bitkiler kullanılmıştır (Horne, 2000; Prasad ve Freitas, 2003).

Bitkiler yatak ortamı olarak farklı katmanlara sahip kaplarda önce mikorizal mantarla enfekte edilmiş ve sonrasında bu enfeksiyonun bitki gelişimine ve ağır metal alımına etkileri incelenmiştir. Bitkilerin kontrol grubu olarak kullanılanları çeşme suyuyla sulanırken, deney grubu olarak kullanılanları ise canlılar tarafından mikronütrient olarak kullanılan Fe ve Zn elementleri açısından zengin içeriğe sahip ve organik kirlilik yükü kuvvetli olan nişasta sanayii atıksuyu ile sulanarak stres altına alınmıştır. 10 hafta süren deneysel çalışma sonunda her bir kabın 30 kez sulandığı belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre atıksuyla sulanan kaplara toplamda 15 L atıksu verildiği belirlenmiştir. Elde edilen değerlerin grafikleri aşağıda verilmiştir.

Deneysel çalışma sonunda dört farklı ağır metalin bitki bünyesindeki kuru ağırlık cinsinden (mg/kg) miktarları belirlenmiştir. Bu ağır metaller, Cr, Cu, Fe ve Zn elementleridir. Bitki bünyesine alınan ağır metallerin sıralamasının Fe>Zn>Cu>Cr şeklinde olduğu belirlenmiştir. Bu sıralama Prasad ve Freitas'ın (2000) yaptığı çalışmalara ve literatüre paralel bir doğrultudadır (Kozanecka ve ark., 2002; Sukkariyah ve ark. 2005; Chandrappa ve Lokeshwari, 2006). Baldantoni ve diğerlerinin (2005) yaptığı çalışmalara paralel şekilde bitki bünyesindeki birikim en çok kök bölgesinde sonra gövde+yapraklarda olacak şekilde belirlenmiştir.

Mikro elementlerden Zn ve Mn, mikorizal sporların çimlenme kapasitelerini etkilemektedir. Gildon ve Tinker (1983) geniş bitki topluluğu üzerine yaptıkları araştırmada Zn ve Cu elementlerinin mikorizal oluşumu olumsuz yönde etkilediğini rapor etmişlerdir. Asidik toprak koşullarında ise her ne kadar mikro besi elementleri fazlasıyla serbest duruma gelmişlerse de, bitkilerin Al, Fe ve Mn konsantrasyonlarına adapte olduğu belirtilmiştir.



Şekil 4.7 Bitki bünyesindeki ağır metal analiz sonuçları

Değişik Zn seviyelerinde mikorizal simbiyozun köklerdeki çinko absorblamasını ve birikimini artırdığı gözlenmiştir. Bu sayede bitkinin yüksek konsantrasyonlardaki çinko toksisitesine karşı dayanımının arttığı söylenmektedir (Chen ve ark., 2003).

Chen ve ark. (2003) yaptıkları çalışmada toprakta belirli bir Zn konsantrasyon seviyesine kadar mikorizal simbiyozun bitkinin Zn alımını geliştirdiği bu kritik seviyenin (50 mg/kg) üstündeki Zn konsantrasyonlarında ise bitkinin Zn alımını ve taşınmasını azaltıcı etki gösterdiğinin belirtmişlerdir. Yine aynı çalışmada topraktaki Zn seviyesine bakılmaksızın çinkonun köklerdeki birikiminin AMF tarafından artırıldığını bu sayede çinkonun toksik etkisinin bastırıldığını bulmuşlardır.

Analiz sonuçlarına göre mikorizal simbiyoz, AMF ile enfeksiyonlu bitkilerde enfeksiyona sahip olmayanlara göre kök ağır metal alımını Cr için %12, Cu için %52, Zn için %90 ve Fe için %70 düşürmüştür. Bu durumun aşağıda bahsedilen ağır metallerin mikorizal simbiyoz tarafından biyokazanımlarının düşürülmesiyle sağlandığı düşünülmektedir. Buna paralel olarak Roos ve Jakobsen (2007), yaptıkları çalışmada bazı nütrient elementleri de dâhil birçok ağır metalde mikorizal simbiyoza

sahip olan bitkilerin sahip olmayanlara oranla daha düşük seviyede kök-sürgün transfer oranı gösterdiklerini ortaya koymuşlardır (Roos ve Jakobsen, 2007).

Glomus spp. ile yapılan bir çalışmada Cu elementinin üç farklı AMF türünün ekstraradikal miselyumunda absorblanıp biriktiği gözlenmiştir (Gonzalez-Chávez ve ark., 2002). Ağır metallerin metal fosfatlar oluşturarak miselyumdaki hücrelerde çökelmelerinin çok geniş aralıktaki birçok ağır metalin stabilize edilmesine yardımcı olduğu öne sürülmüştür (Joner ve ark., 2000). AMF topraktaki ağır metallerin biyokazanımlarını düşürerek bunların ekstraradikal hiflerde alıkonulmasını sağlar. Bu nedenle, mikorizal simbiyozlu bitkilerde simbiyoz olmayanlara nazaran daha düşük seviyede ağır metal birikimi gözlenir (Joner ve ark., 2000; Rufyikiri ve ark., 2003). Bu sekestrasyon (alıkoyma) işlemi iki aşamada meydana gelir. İlk aşamada metaller hifsel hücre duvarına bağlanır ve ikinci aşamada hifsel hücre içine difüzyonla alınarak alıkoyma işlemi tamamlanmış olur (Gadd, 1993; Weissenhorn ve ark., 1995; Joner ve ark., 2000; Gonzalez- Chavez ve ark., 2002; Chen ve ark., 2004; Audet ve Charest, 2006). Ağır metallerin fungal yapılar içerisinde toksik olmayan formda biriktirilmeleri sürgüne doğru olan transfere karşı biyolojik bir bariyer gibi davranmaktadır. Bu bariyer sayesinde bitkisel olarak alınabilir ağır metal seviyelerinin toksik düzeylerde olduğu topraklarda bile bitkilerin rahatlıkla hayatta kaldıkları gözlenmiştir (Roos ve Jakobsen, 2007). Taşıma mekanizmasına Burleigh ve diğerlerinin (2003) yaptıkları bir çalışma örnek olarak verilebilir. Bu çalışmaya göre topraktaki Zn konsantrasyonu arttıkça bitki kökünde Zn taşınmasından sorumlu enzimin (MtZ1P2) sentezi azalmaktadır. Bu sayede dokulardaki Zn birikiminin AMF enfeksiyonu olan bitkilerde AMF enfeksiyonu olmayanlara oranla daha düşük seviyede kaldığını belirtmişlerdir. Yapılan birçok çalışmada mikorizal simbiyozun bitkilerin ağır metal toleransını artırdığı yönde kanıtlar sağlamakta (örn: Leyval ve ark., 1997; Sharples ve ark., 2000) ve bu simbiyozun köklerden sürgünlere doğru olan transferi ve birikimi engelleyerek toksik seviyedeki ağır metal konsantrasyonlarında bile bitkiyi koruduğu ve büyümesine yardımcı olduğu söylenmektedir (Diaz ve Azcon-Aguilar, 1996; Joner ve Leyval, 1997).

Deney sonuçlarına göre AMF ile enfeksiyonlu bitkilerde kum ortamı-kök ve kök-gövde Cr seviyelerinde AMF enfeksiyonu olmayan bitkilere oranla düşüş

kaydedilmiştir. Khan (2001) yaptığı bir çalışmada tabakhane atıksularından kaynaklı kirliliğin fitoremediasyon ile giderilmesinde kullanılan bazı ağaç türlerinde (*Populus euroamericana*, *Acacia arabica* ve *Dalbergia sisso*) Cr toksisitesinden dolayı bozulan mineral beslenme sorununu mikorizal mantar ile gidermiş ve ağaçları ağır metallerin toksik etkisinden korumada mikorizal simbiyozun potansiyelini ortaya koymuştur. Yine aynı şekilde Karagiannidis ve Hadjisavva Zinoviadi (1998) durum buğdayı üzerinde yaptıkları çalışmada *Glomus mosseae* kullanmışlar ve mikorizal simbiyozun bitki gelişimini artırdığı gibi bitkideki Cr seviyesini azalttığını belirtmişlerdir.

Her ne kadar yapılan çalışmalarda mikronütrientler olmasından dolayı bitki bünyelerinde oldukça yüksek oranda Fe ve Zn birikimi gözlense de (Cakmak ve Marschner, 1987, Bañuelos ve Meek, 1989) yüksek pH seviyesinin topraktaki ağır metallerin (Cd, Cu, Ni ve Zn gibi) sudaki çözünürlüğünü azalttığı için bitkiler tarafından alımını engellediği gözlenmiştir (Alloway ve Jackson, 1991).

Mikorizanın kontrollü koşullar altında bitkinin P, Zn, Ca, Cu, Mn, Fe ve Mg içeriğini arttırdığı görülmüştür (George, 2000). pH'nın mikoriza oluşumu üzerine olan etkisini belirlemek son derece zordur. Çünkü toprakların kimyasal ve biyolojik özellikleri direkt pH tarafından yönlendirilmektedir. Fakat agar ortamında yapılan çalışmalarda mikoriza türlerinin pH'ya bağlı olarak farklılıklar gösterdiği belirlenmiştir (Green ve ark, 1976; Tinker, 1980). Mikorizal simbiyoza sahip bitki kökleri, rizosfer pH'sını düşürerek besi elementlerinin alımını arttırmaktadır (Li ve ark., 1991).

Nişasta sanayi atıksuyunun analiz sonuçlarına göre atıksu 418 mg/L klorür içermektedir. Deneysel çalışma sonunda atıksuyla sulanan her bir kaba toplamda 6,3 g klorür verildiği hesaplanmıştır. Mikoriza bitki köklerini diğer patojenik organizmalara karşı koruduğu gibi çevre faktörlerinin yarattığı ağır metal toksisitesi ve tuzluluk gibi streslere karşı da korur ve bitkinin direncini artırır (Smith ve Read, 1997). Gildon ve Tinker (1983)'a göre sodyum ve klorür iyonları mikorizal sporların oluşumunu olumsuz yönde etkilemektedir.

5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Çalışmada, organik içeriği yüksek, mısırdan nişasta üretiminde elde edilen işleme tesisinden oluşan ön arıtmaya tabi tutulmuş nişasta atıksularının bitkiler ile iyileştirilmesi sırasında mikorizal simbiyozun davranışları araştırılmış ve ileri arıtılmasına bir alternatif olarak sunulmuştur. Nişasta atıksuları yüksek oranda protein ve nişasta içerdiğinden organik kirlilik yükü kuvvetli atıksu olup arıtma işlemleri yüksek maliyetli ve oldukça güçtür (Övez ve ark., 2001).

Nişasta endüstrisi atıksularının bertarafında kullanılan yöntemlerden biri de bu atıksuların sulama suyu olarak kullanılmasıdır. Aşık'ın gıda endüstrisi atıksuların sulama suyu olarak kullanılması üzerine yapmış olduğu çalışmada, patates nişastası atıksularının yakınında uygun arazi varsa, sulama suyu olarak kullanılabileceğini, pirinç ve tahıl nişastası atıksularının belirli koşullarda sulama suyu olarak kullanımına uygun olduğunu belirtmiştir (Aşık, 2005).

Bu atıksuların arıtılmasında uygulanan diğer bir yöntem ise doğal arıtma sistemleridir. Bu tür sistemler ekonomik olduklarından yüksek kirlilik içeren atıksuların arıtımında kullanımı yaygınlaşmaktadır. Nişasta atıksuları ile yapılan çalışmalar sonucunda toplam içeriğinde azalma sağlanması bu uygulamanın önemli faydalarındandır. Ancak geniş arazilere ihtiyaç duyulmaktadır (Burgoon ve ark., 1999).

Bu çalışmada, yapay sulak alanlarda sıklıkla kullanılan, tropik ve ılıman bölgelerde yaygın olarak yetişen dayanıklı, *Typha latifolia* bitkisi kullanılmıştır. *Typha* bitkisinin Arbüsküler Mikorizal Mantarla (AMF) enfeksiyonunun sağlanması amacıyla, taşıyıcı ortam olarak kendi toprağı ile birlikte gelen *Glamus etinucatum* cinsi mikorizal mantar kullanılmıştır. Mikorizal mantar ile aşılı (+M) iki ayrı ve aşısız (-M) iki ayrı ortam oluşturulmuştur. Bu ortamlardan aşılı (+M) ve aşısız (-M) bir çift düzenek atıksuyla ve diğer bir çift düzenekte çeşme suyuyla üçer tekerrürlü olarak sulanmıştır. Atıksuyla sulananlar deney düzeneği olmuş ve çeşme suyuyla sulananlar ise kontrol düzeneği olarak takip edilmiştir.

Çalışma sonrasında iklimsel veriler, fenolojik gözlemler ve laboratuvar çalışmaları derlenmiştir. Çalışma sırasında yapılan fenolojik gözlemler sonucunda

mikorizal simbiyoza maruz kalan düzeneklerde biyokütle artışı, mikorizal simbiyoz olmayan düzeneğe göre fazla olduğu belirlenmiştir. Yapılan Cr, Cu, Fe ve Zn analizlerine göre bitki bünyesindeki birikim en çok kök bölgesinde sonra gövde ve yapraklarda olacak şekilde belirlenmiştir.

Fitoremediasyon topraktaki kirlilik seviyesini kabul edilebilir seviyelere düşürmek için bitkileri kullanan bir sistemdir. Bu nedenle, iyi bir akümülasyon ve iyileştirme kapasitesine sahip olan bitkileri seçmek önemlidir. Mikorizal, aktinorizal ve rizobial simbiyozların toprak üretkenliğine ve geliştirilmiş ağır metal alımına olan etkisi şimdiye kadar yeterince araştırılmamıştır.

Ağır metal biyokazanımlarını optimize edebilmek için kök rizosfer sistemleri biyolojik olarak alınabilir ağır metallerin alımını sağlamak amacıyla değiştirilmiş mikorizal bitkilerin toprağı iyileştirme ve ıslah amaçlı kullanımı literatürdeki birçok yayında yapılan araştırmalara bağlı olarak önerilmektedir.

Bu çalışmada, mikorizal simbiyozun bitki üzerindeki nişasta sanayi atıksuyuyla deneysel olarak kirletilen topraktaki ağır metal toksisitesine karşı koruyucu etkisi gösterilmiştir. Bu koruyucu etki mikorizal simbiyozun fitoremediasyonda bitkileri korumada oldukça yüksek bir potansiyele sahip olduğunu göstermektedir.

Yapılan deneyde simbiyoza sahip olmayan bitkilerin bünyelerinde daha fazla ağır metal almaları uzun vadede bitkilere toksik etki yapacaktır. Fitoremediasyon için kullanılan bitkilerin ise bu toksisiteden dolayı kısa ömürlü olması sistemlerin işletme ömürlerini kısaltıp uzun vadede işletme masraflarını artıracağı için tercih edilmez. Mikorizal simbiyoza sahip bitkilerin ise dokularında daha kontrollü oranlarda ağır metal birikimi gözlenmiş ve bitkilerin ağır metal stresinden daha az etkilendikleri belirlenmiştir. Buna bir kanıt olarakta simbiyoza sahip bitkilerin deney süresi boyunca diğer bitkilerden daha fazla sayıda biyokütleye sahip olmaları, sürgün vermeleri ve sürgün boylarının diğerlerinden uzun olması gösterilebilir. Bu sayede ağır metal giderimi için fitoremediasyonda kullanılan bitkiler daha uzun ömürlü, sağlıklı ve metal stresini daha az hissettiklerinden daha verimli olacaklardır. Bitkilerdeki uzun ömür beraberinde bitki yenilemeye gerek bırakmadığı için sistemlerdeki işletme maliyetinde de düşüş sağlayacaktır.

Literatürdeki bazı çalışmalar AMF türünün sulak alan bitkilerine her zaman biyokütle artışı ve geliştirilmiş besi alımı gibi konularda olumlu etkisi olmadığını göstermiştir. Dunham ve ark. (2003), AMF türünün *T. Latifolia* üzerinde kütle ve sürgün gelişiminde negatif etki gösterdiğini ancak, P ve N konsantrasyonlarında ise pozitif bir etkiye sahip olduğunu belirtmişlerdir. Bu çalışmada da Dunham ve ark. (2003) paralel bir şekilde mikorizal simbiyoz atıksu stresi altında kaldığında bitki bünyesine ağır metal alımını kısıtlamış, bitki büyüme hızını yavaşlatmış fakat Dunham ve diğerlerinden farklı olarak sürgün sayısında artış sağlamıştır.

Bazı parametrelerin başlangıçta bilinmesi önemlidir. Örnek vermek gerekirse topraktaki kullanılabilir formda bitkisel gelişim için çok önemli olan fosfor, alüminyumla inorganik fosforu oluşturarak çökelmektedir (Cumming ve ark., 1986). Aynı zamanda alüminyum topraktan Ca ve Mg iyonlarının bitki bünyesine alımını da olumsuz etkilemektedir (Haug and Caldwell, 1985).

Kök rizom bölgesindeki pH değerini bilmek, bu bölgede AMF simbiyozunun, kökün toprağın pH değerini düşürme aktivitesini engelleyip engellemediği hakkında bilgi verir. Bu sayede AMF simbiyozu eğer kökün, kök bölgesindeki pH seviyesini düşürmesini engelliyorsa, pH seviyesine duyarlı elementlerinde alımını azalttığı yönünde bir yargıya varılabilir. Böyle bir etki olduğu durumda simbiyoza sahip bitkilerde sahip olmayanlara oranla daha düşük ağır metal birikimi gözlenir çünkü simbiyoza sahip olmayan bitki kökü tam kapasitede pH düşürme yeteneğini kullanmakta ve pH değerine hassas ağır metalleri biriktirmektedir (Roos ve Jakobsen, 2007).

Yapılan bazı çalışmalar bitki bünyesine Cr alımıyla topraktaki organik asitler arasında bir korelasyon olduğunu ortaya koymuştur (Shahandeh ve Hossner, 2000). Srivastava ve ark. (1999) yaptıkları çalışmada toprakta artan organik asit konsantrasyonlarında, bitki bünyesine dağılımının etkilenmeden Cr alımının arttığını bulmuşlardır.

İlerideki çalışmalara ışık tutması açısından ve ileride daha derinlemesine çalışabilmek açısından yapılacak sonraki çalışmalarda elektriksel iletkenlik, toprak pH değeri, topraktaki alınabilir P ve N konsantrasyonu, toprağın başlangıç ağır metal konsantrasyonları (örn: Al, Fe, Zn, Cd, Cr vb.), topraktaki organik asitler, doğal

ortamından alınacaksa bitkinin başlangıç mikorizal enfeksiyon seviyesi, bitki biyokütlesi gibi parametrelerin ölçülmesi önerilmektedir. Bu sayede yapılan çalışma sonucunda elde edilen verilerin değerlendirilmesi aşamasında hem verilerin değerlendirilmesi daha kolay olacak hem de parametrelerin birbirleriyle olan korelasyonlarını ortaya koyma aşamasında kesin yargıya varmak daha kolay olacaktır.

KAYNAKLAR

ALLOWAY, B. J. and JACKSON, A. P., 1991. The Behavior of Heavy Metals in Sewagesludge Amended Soils.–Sci. Total Environ. 100: 151–176.

ALLOWAY, B. J., AYRES, D. C., 1997. "Chemical Principles of Environmental Pollution." Chapman and Hall, Uk.

ALTINYAR, G., 1988. Su Yabancı Otları, Bayındırlık ve İskan Bakanlığı Dsi Genel Müdürlüğü İşletme ve Bakım Dairesi Başkanlığı. Ankara. 239sf.

AŞIK, B. B., KATKAT, A. V., 2005. "Gıda Sanayi Arıtma Tesisi Atık Suyu'nun Sulama Suyu Olarak Kullanım Olanağı" Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi Cilt 19(2) s. 23-31.

AUDET, P., CHAREST, C., 2006. Effects of AM Colonization on 'Wild Tobacco' Plants Grown in Zinc–Contaminated Soil. Mycorrhiza 16, 277–283.

AYDOĞAN, B. ve BEKTAŞ, N., 2003. "Sucul Bitkilerle Arıtma Sistemleri" Türkiye'de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu IV, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, GEBZE, 9–10 Ekim.

BAGYARAJ, D. J. and MANJUNATH, A., 1981. Influence of Soil Inoculation with Vesicular–Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Phosphate–Dissolving Bacterium Bacillus Circulans on Plant Growth and 32p–Uptake. Soil. Biol. Biochem.. 13:105–108.

BAGYARAJ, D. J., 1991. Ecology of Vesicular–Arbuscular Mycorrhizae. in: D.K. Arora Et Al. Eds. Handbook of Applied Mycology. Soil and Plants. Vol. 1. Marcel Dekker. Usa.

BAKER, A. J. M. and BROOKS, R. R., 1989. Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Elements– A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. Biorecovery 1: 81–126.

BAKER, A. J. M. and WALKER, P. L., 1990. Ecophysiology of Metal Uptake by Tolerant Plants, Heavy Metal Tolerance in Plants. in: Shaw Aj. Evolutionary Aspects. Crc Press, Boca Raton. 155–177.

BALDANTONI, D., MAISTO, G., BARTOLI, G., ALFANI, A., 2005. Analyses of Three Native Aquatic Plant Species to Assess Spatial Gradients of Lake Trace Element Contamination. Aquatic Botany, 83, 48–60.

BANUELOS, G. S., MEEK, D. W., 1989. Selenium Accumulation in Selected Vegetables. J. Plant. Nutr. 1989. 12, 1255–1272.

BOWEN, G. D., 1980. Mycorrhizal Roles in Tropical Plants and Ecosystems. in Tropical Mycorrhizal Research. Ed Mikola, P.Pp.165–190. Oxford. Oxford University Pres.

BROOKS, R. R., LEE, J., REEVES R. D., JAFFRE, T., 1977. Detection of Nickeliferous Rocks by Analysis of Herbarium Species of Indicator Plants. J Geochem Explor. 1977,7:49–57.

BROWN, R. G., 1985. Effects of Wetlands on Runoff Entering Lakes in the Twin Cities Metropolitan Area, Minnesota. U.S. Geological Survey, Water Resource Investigations Report 85-4170. in Freshwater Wetlands, Urban Stormwater, and Nonpoint Pollution Control: A Literature Review and Annotated Bibliography, Ed. E.C. Stockdale. 2d Ed. (1991). Washington State Department of Ecology, Olympia, WA.

BURGOON, P. S., KADLEC, R. H., HERDERSON, M., 1999. "Treatment of Potato Processing Wastewater with Engineered Natural Systems", Water Science and Technology Vol. 40 No. 7, pp.17-24.

BURLEIGH, S., KRISTENSEN, B. K., BECHMANN, I. A., 2003. Plasma Membrane Zinc Transporter from Medicago Truncatula is Upregulated in Roots by Zn Fertilization, Yet Down–Regulated by Arbuscular Mycorrhizal Colonization. Plant Mol. Biol. 52, 1077–1088.

CAKMAK, I. and MARSCHNER, H., 1987. Mechanism of Phosphorus–Induced Zinc Deficiency in Cotton. III. Changes in Physiological Availability of Zinc in Plants. *Physiologia Plantarum,* 1987. Vol. 70, P. 13–20.

CHAN, E., BURSZTNSKY, T. A., HATZCHE, N. N., and LITWIN, Y. J., 1981. The Use of Wetlands for Water Pollution Control., U.S. Epa Grant No. R–806357.

CHANDRAPPA, G. T. and LOKESHWARI, H., 2006. Impact of Heavy Metal Contamination of Bellandur Lake on Soil and Cultivated Vegetation Current Science, Vol. 91, No. 5, 10 September 2006.

CHEN, B. D., LI, X. L., TAO, H. Q., CHRISTIE, P., WONG, M. H., 2003. The Role of Arbuscular Mycorrhiza in Zinc Uptake by Red Clover Growing in Calcareous Soil Spiked with Various Quantities of Zinc. Chemosphere 506: 839–846.

CHEN, B. D., SHEN, H., LI, Z., FENG, G., CHRISTIE, P., 2004. Effects of Edta Application and Arbuscular Mycorrhizal Colonization on Growth and Zinc Uptake by Maize *Zea Mays* L. in Soil Experimentally Contaminated with Zinc. Plant and Soil 261, 219–229.

CHEN, B.D., ROOS, P., ZHU, Y.G., JAKOBSEN, I., 2008. Arbuscular Mycorrhizas Contribute to Phytostabilization of Uranium in Uranium Mining Tailings. J. Environ. Radioact. 99 , 801–810

CHEUNG, K. C., ZHANG, J. Y., DENG, H. H., OU, Y. K., LEUNG, H. M., WU, S. C., WONG, M. H., 2008. Interaction of Higher Plant (Jute), Electrofused Bacteria and Mycorrhiza on Anthracene Biodegradation, Bioresour Technol. 2008 May; 99(7):2148–55. Epub 2007 Jul 26.

CONOR, R., 2004. "The Nutritional Trace Metals", Blackwell Publishing, Iowa State Press.

CUMMING, J. R., ECKERT, R. T., EVANS, L. S., 1986. Effect of Aluminium on 32p Uptake and Translocation in Red Spruce Seedlings. Canadian Journal of Forest Research 16, 864–867.

ÇABUK, A., AKAR, T., KOTLUK, Z., ŞAŞMAZ, S., 2007. *Saccharomyces Cerevisiae* Hücreleri ile Ağır Metal Giderimi ve Metal Toleransı, Orlab on–Line Mikrobiyoloji Dergisi Yıl: 2007 Cilt: 05 Sayı: 3 Sayfa: 1–7.

DALZELL, J. M., 1994, "Food Industry and the Environment: Practical Issues and Cost Implications, Blackie Academic and Professional, London.

DANIELS, B. A., MCCOOL, P. M. and MENGE. J. A., 1981. Comparative Inoculum Potential of Spores of Six Vesicular–Arbuscular Mycorrhizal Fungi. New Phytologist 89. 385–391.

DENHEL, H. W., and BACKHAUS, G. F., 1986. The Use of Vesiculer-Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Plant Production. I. Inoculum Production. Journal of Plant Diseases and Protection 93. 415-424

DIAZ, G., AZCON–AGUILAR, C., HONRUBIA, M., 1996. Influence of Arbuscular Mycorrhiza on Heavy Metal Zn and Pb Uptake and Growth of *Lygedum spartum* and *Anthyllis cytisoides*. Plant and Soil 180, 241–249.

DMİ 2008. Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü, Türkiye Meteorolojik Veri Arşiv Sistemi.

DPT, 2001. Devlet Planlama Teşkilati, Sekizinci Beş Yıllık Kalkınma Planı Gıda Sanayii Özel İhtisas Komisyonu Raporu, Nişasta ve Nişasta Bazlı Şekerler Alt Komisyon Raporu, Ankara.

DUNHAM, R. M., RAY, A. M., INOUYE, R. S., 2003. Growth, Physiology, and Chemistry of Mycorrhizal and Nonmycorrhizal *Typha Latifolia* Seedlings. Wetlands 23, 890–896.

DUSHENKOV, V., KUMAR PBAN, MOTTO, H., RASKIN, I., 1995. Rhizofilteration the Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. Environ Sci Technol 29: 1239–1245.

EPA, 2000. Environmental Protection Agency, "Introduction to Phytoremediation", Epa/600/R–99/107, Cincinati, Ohio, U.S.A, p 72, www.clu–in.org

ERŞAHİN, M. E., TEZER B. H., ÖZTÜRK İ., BILGE C., 2006. "Mısır İşleme Endüstrisinde Kirlilik Profili ve Atık Azaltımı Yaklaşımı" İstanbul Teknik Üniversitesi Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi Cilt 16 Sayı:1–3 S. 25–33.

ESTAÚN, V., SAVÉ, R. and BIEL, C., 1997. AM Inoculation as a Biological Tool to Improve Plant Revegetation of a Disturbed Soil with *Rosmarinus Officinalis* Under Semiarid Conditions. Appl. Soil Ecol. 6: 223–229.

FARRELL, S., HILLARD, J., MCCURDY, M., 1999. "Unassisted and Enhanced Remediation Studies for Onshore Oil Spills" Concept Development Louisiana Applied and Educational Oil Spill Research and Development Program, Osradp Tecnical Report Series 98–002.

FISCHEROVÁ, Z., TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., and ŠICHOROVÁ, K., 2006. A Comparison of Phytoremediation Capability of Selected Plant Species for Given Trace Elements. Environ. Pollut. 144: 93–100.

FOX, T. R., COMERFORD, N. B. and MCFEE, W. W., 1990. Kinetics of Phosphorus Release from Spodosols: Effects of Oxalate and Formate. Soil Sci. Soc. Am. J. 54:1441–1447.

FRANK, A. B., 1885. Über die Auf Würzelsymbiose Beruhende Ehrnährung Gewisser Bäum Durch Unterirdische Pilze. Berichte der Deutschen Botanischen Gesselschaft 3, 128–145.

GABOR, T. S., NORTH, A. K., ROSS L. C. M., MURKIN, H. R., ANDERSON, J. S., TURNER, M. A., 2001. Beyond the Pipe: the Importance of Wetlands and Upland Conservation Practises in Watershed Management : Function and Values for Water Quality and Quantity. Ducks Unlimited Canada. 52 P.

GADD, G. M., 1993. Interactions of Fungi with Toxic Metals. New Phytologist 124, 25–60.

GARBISU, C., ALKORTA I., 2001. Phytoextraction: A Cost–Efective Plant–Based Technology for the Removal of Metals from the Environment, Bioresource Technology 77 2001 229–236.

GEORGE, E., 2000. Nutrient Uptake, Contribitionsof Arbuscular Mycorrhizal Fungi to Plant Mineral Nutrition. in: Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Function. Eds. by Kapulnik and D.D. Douds, Jr. Kluwer Academic Publishers. London.

GERDERMAN, J. W., and TRAPPE, J. M., 1974. The Endogonacea in the Pacific Nortwest. Mycol. Mem. 5,1-76.

GERSBERG, R. M., ELKINS, B. V., LYON, S. R. and GOLDMAN, C. R., 1986. Role of Aquatic Plants in Wastewater Treatment by Artificial Wetlands. Water Research, Vol 20, No3 Pp363–368.

GILDON, A., and TINKER, P. B., 1983. Interactions of Vesicular–Arbuscular Mycorrhizal Infections and Heavy Metals in Plants. II. The Effects of Infection on Uptake of Copper. New Phytologist 95:263–268.

GIOVANETTI, M. and MOSSE, B., 1980. An Evaluation of Techniques for Measuring Vesicular–Arbuscular Mycorrhiza in Roots. New Phytologist 84, 489–500.

GONZALEZ–CHAVEZ, C., D'HAEN, J., VANGRONSVELD, J, DODD, J. C., 2002. Copper Soprtion and Accumulation by the Extraradical Mycelium of Different Glomus Spp Arbuscular Mycorrhizal Fungi Isolated from the Same Pollued Soil. Plant Soil 2402:287–297.

GREEN, N.E., GRAHAM, S.O. and SCHENCK, N.C., 1976. "The Influence of pH on the Germination of Vesicular–Arbuscular Mycorrhizal Spores".Mycologia 68:929–934.

GUCWA–PRZEPIORA, E., MALKOWSKI, E., SAS–NOWOSIELSKA, A., KUCHARSKI, R., KRZYZAK, J., KITA, A., ROMKENS, P. F. A. M., 2007. Effect of Chemophytostabilization Practices on Arbuscular Mycorrhiza Colonization of Deschampsia Cespitosa Ecotype Warynski at Different Soil Depths. ENVIRONMENTAL POLLUTION. 150(3):338–346.

GUERRERO, C., GOMEZ, I., SOLERA, J. M. and MORAL, R., 2000. Effect of Solid Waste Compost on Microbiological and Physical Properties of a Burnt Forest Soil in Field Experiments. Biol. Fertil. Soils, 32: 410–414.

GUIDO LINGUA, G., FRANCHIN, C., TODESCHINI, V., CASTIGLIONE, S., BIONDI, S., BURLANDO, B., PARRAVICINI, V., TORRIGIANI, P., BERTA, G., 2007. Arbuscular Mycorrhizal Fungi Differentially Affect the Response to High Zinc Concentrations of Two Registered Poplar Clones, Environ Pollut. May,153(1):137–47. Epub 2007 Sep 21.

HALLIWELL, B., GUTTERIDGE, J. M. C., 1989. "Free Radicals in Biology and Medicine", 2nd Ed. Oxford, U.K.

HANNA, W. J., GRANT, C. L. 1962. Spectrochemical Analysis of the Foliage of Certain Trees and Ornamentals for 23 Elements. Bull Torrey Bot Club 89: 293–302.

HARLEY, J. L. and SMITH, S. E., 1983. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press. New York, 483 P.

HAUG, A., CALDWELL, C. R., 1985. Aluminium Toxicity in Plants: the Role of the Root Plasma Membrane and Calmodulin. in: John, J.B., Berlin, E., Jackson, P.C. Eds., Frontiers of Membrane Research in Agriculture. Rowman and Allanheld, Totowa, Nj, Pp. 359–381.

HAUSSLING, M. and MARSCHNER, H., 1989. Organic and Inorganic Soil Phosphates and Acid Phosphatase Activity in the Rhizosphere of 80–Year–Old Norway Spruce [Picea Abies L. Karst.] Trees. Biol. Fertil. Soils 8:128–133.

HENRY, J., 2000. "An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury". U.S. Epa, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office. Report May–Aug. 2000. 51 P.

HILDEBRANDT, U., REGVAR, M., BOTHE, H., 2007. Arbuscular Mycorrhiza and Heavy Metal Tolerance, Phytochemistry 68 (2007) 139–146.

HORNE, A.J., 2000. Phytoremediation by Constructed Wetlands. in: N Terry, G Bañuelos Eds. Phytoremediation of Contaminated Soils and Waters. Crc Press Llc, Boca Raton, Fl, Usa, Pp 13–39.

HOSSNER, L. R., LOEPPERT, R. H., NEWTON, R. J., SZANISZLO, P. J. and MOSES ATTREP, Jr. 1998. "Literature Review: Phytoaccumulation of Chromium, Uranium, and Plotonium in Plant Systems" Amarillo National Resource Center for Plutonium. Report: 3, Usa, 51 P.

JACOBSON, L., OERTLI, J. J., 1956. The Relation Between Iron and Chlorophyll Contents in Chlorotic Sunflower Leaves. Plant Physiol. 1956 May,313:199–204.

JARSTFER, A. G., and Sylvia, D. M., 1994. Aeroponic Culture of VAM Fungi P. 427–441. in. A.K. Varma and B. Hock Ed. Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology. Springer–Verlag, Berlin

JEFFRIES, P. and DODD, J. C., 1991. The Use of Mycorrhizal Inoculents in Forestry and Agriculture. in: D.K. Arora Et Al. Eds. Handbook of Applied Mycology. Soil and Plants. Vol. 1. Marcel Dekker. Usa.

JHEE, E. M., DANDRIDGE, K. L., CHRISTY, A. M., Jr. and POLLARD, J., 1999. "Selective Herbivory on Low–Zinc Phenotypes of the Hyperaccumulator *Thlapsi Caerulescens Brassicacea*" Chemoecology, 9, 93–95.

JOHNSON, N. C., 1993. Can Fertilization of Soil Select Less Mutualistic Mycorrhizae. Ecol. Appl.3:749–757.

JONER, E. J., BRIONES, R., LEYVAL, C., 2000. Metal–Binding Capacity of Arbuscular Mycorrhizal Mycelium. Plant and Soil 226, 227–234.

JONER, E. J., LEYVAL, C., 1997. Uptake of 109cd by Roots and Hyphae of a *Glomus Mosseae/Trifolium Subterraneum* Mycorrhiza from Soil Amended with High and Low Concentrations of Cadmium. New Phytologist 135, 253–260.

KARAGIANNIDIS, N, HADJISAVVA ZINOVIADI S., 1998. The Mycorrhizal Fungus *Glomus Mosseae* Enhances Growth, Yield and Chemical Composition of a Durum Wheat Variety in 10 Different Soils. Nutr Cycl Agroecosyst 1998,52:1– 7.

KARUL, C., SOYUPAK, S., TUNCER, A., MUKHALLATATI, L., ÇILESIZ, A. F., 1995. "A Comprehensive Evaluation of Possible Eutrification Control Methods for Keban Dam Reservoir with Special Emphasis on Pre–Dam Construction."

KHAN, A. G., 2001. Relationships Between Chromium Bio Magnification Ratio, Accumulation Factor, and Mycorrhizae in Plants Growing on Tannery Effluent–Polluted Soil. Environ Int 2001,26:417– 23.

KHAN, A. G., 2006. Mycorrhizoremediation—An Enhanced form of Phytoremediation. J. Zhejiang Univ. Sci. B, 7(7): 503-514. [doi:10.1631/jzus.2006.B0503]

KILLHAM, K., 1994. Soil Ecology. Cambridge University Press, Great Britain, 242pp.

KIRK, P. M., CANNON, P. F., DAVID J. C., and STALPERS, J., 2001. Ainsworth and Bisby's Dictionary of the Fungi. 9th Ed. Cab International, Wallingford, Uk.

KOCADAĞISTAN, M. E., 1997. Pasinler–Esendere Kum Ocakları Doğa Onarımı ve Rekreasyonel Alan Kullanımı Planlaması. Yüksek Lisans Tezi, 65sf, Atatürk Üniversitesi, Erzurum.

KOSKE, R. E. and GAMMA, J. N., 1989. A Modified Procedure for Staining Roots to Detect VAM. Mycological Research 92: 486–505.

KOZANECKA, T., CHOJNICKI, J., KWASOWSKI W., 2002. Content of Heavy Metals in Plant from Pollution–Free Regions, Polish Journal of Environmental Studies Vol. 11, No. 4 2002. 395–399.

KRENKEL, P. A., NOVOTNY, V., 1980. "Water Quality Management." Academic Press, New York, Ny.

LANGILLE, W. M., MACLEAN, K. S., 1976. Some Essential Nutrient Elements in Forest Plants as Related to Species, Plant Part, Season and Location.Plant Soil 45: 17–26.

LAU, P. S., LEE, H. Y., TSANG, C. C. K., TAM, N. F. Y., and WONG, Y. S., 1999. "Effect of Metal, pH and Temperature on Cu and Ni Biosorption by *Chlorella Vulgaris* and *Chlorella Miniata*". Environmental Technology, 20:953–961.

LÁZARO, D. J., KIDD P. S., MARTÍNEZ, C. M., 2006. A Phytogeochemical Study of the Trás–Os– Montes Region Ne Portugal: Possible Species for Plant–Based Soil Remediation Technologies, Science of the Total Environment 354 2006 265–277.

LEYVAL, C., TURNAU, K., HASELWANDTER, K., 1997. Effect of Heavy Metal Pollution on Mycorrhizal Colonization and Function: Physiological, Ecological and Applied Aspects. Mycorrhiza 7, 139–153.

LI, X. L., BI, Y. L., CHRISTIE, P., HU, Z. Q., WONG, M. H., 2003. Growth and Nutrient Uptake of Arbuscular Mycorrhizal Maize in Different Depths of Soil Overlying Coal Fly Ash.

LI, X. L., MARSCHNER, H., and GEORGE,E., 1991. A. Phosphorus Depletion and pH Decreaseat the Root–Soil and Hyphea–Soil Interfaces of VA Mycorrhizal White Clover Fertilized with Ammonıum. New Phytologist 119,397–404.

LIANG, W., WU, Z., CHENG, S., ZHOU, Q., and HU, H., 2003. Roles of Substrate Microorganisms and Urease Activities in Wastewater Purification in a Constructed Wetland System. Ecological Engineering, 21 pp 191–195.

LIU, Y., ZHU, Y. G., CHEN, B. D., CHRISTIE, P., LI, X. L., 2005. Yield and Arsenate Uptake of Arbuscular Mycorrhizal Tomato Colonized by *Glomus Mosseae* BEG167 in as Spiked Soil Under Glasshouse Conditions, Environment International 31 (2005) 867–873.

LUBKE, R. A., AVIS, A. M., MOLL, J. B., 1996. Post–Mining Rehabilitation of Coastal Sand Dunes in Zululand, South Africa. Dep. Botany, Rhodes Univ., Grahamstown 6140. South Africa, Landscape and Urban Planning 34, 335–45.

MADEJON, P., MURILLO, J. M., MARANON, T., CABRERA, F. and SORIANO, M. A., 2003. Trace Element and Nutrient Accumulation in Sunflower Plants Two Years After the Aznalcollar Mine Spill. The Science of the Total Environment 307, 239–257.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P. A., 2002. The Effect of Heavy Metals on the Total Protein Concentration of *Typha Latifolia* L. Plants, Growing in A Substrate Containing Sewage Sludge Compost and Watered with Metaliferus Water. Environmental Engineering 37 (8):1441-1451.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P. A., 2003a. Removal of Heavy Metals from A Metaliferous Water Solution by *Typha Latifolia* L. Plants and Sewage Sludge Compost. Chemosphere, 53(5):487-494.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P. A., 2003b. The Effect of Heavy Metals Accumulation on the Chlorophyll Concentration of *Typha Latifolia* L. Plants, Growing in A Substrate Containing Sewage Sludge Compost and Watered with Metaliferus Water. Ecologicalengineering, 20(1):65-74.

MANKOVSKA, B., 1983. The Natural Sulphur Content in the Leaves of Forest Trees, Biulogia 38: 51–57.

MARQUES, A. P. G. C. A, OLIVEIRA, R. S., SAMARDJIEVA, K. A., PISSARRA, J., RANGEL, A. O. S. S., CASTRO, P. M. L., 2006. *Solanum Nigrum* Grown in Contaminated Soil: Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on

Zinc Accumulation and Histolocalisation, Environmental Pollution (Article in Press) 2006 1–9.

MARTIN, M. H., COUGHTREY, P. J., 1985. "Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution." Land and Air Applied Science Publishers, England.

MCELDOWNEY, S., HARDMAN, D. J., WAITE, S., 1993. "Pollution: Ecology and Biotreatment." Addison Wesley Longman, Malaysia.

MCINTYRE, T., 2003. Phytoremediation of Heavy Metals from Soils. Advances in Biochemical Engineering/Biotechhnology.Vol.78, pp 97–123.

MEAGHER, R. B., 2000. Phytoremediation of Toxic Elemental and Organic Pollutants. Current Opinion in Plant Biology , Vol. 3 p.153–162.

METCALF and EDDY, 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. George Tchobanoglous, Franklin L. Burton Editor, H. David Stensel, New York, Mcgraw–Hill Pub., 27, 77–80s.

MILLER, R. M., and JASTROW, J. D., 1992. The Role of Mycorrhizal Fungi in Soil Conservation. P. 29–44. in G.J. Bethlenfalvay and R.G. Linderman Ed. Mycorrhizae in Sustainable Agriculture. Asa Special Publ. No. 54, American Society of Agronomy, Madison, Wi.

MOLINA, R., USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Forestry Sciences Laboratory, 3200 Sw Jefferson Way, Corvallis, or 97331.

MORTON, J. B. and BENNY, G. L., 1990. Revised Classification of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Zygomycetes: A New Order, Glomales, Two New Suborders, *Glomineae* and *Gigasporineae*, and Two New Families, *Acaulosporaceae* and *Gigasporaceae*, with an Emendation of *Glomaceae*. Mycotaxon 37:471–491.

MORTON, J. B., 1988. Taxonomy of VA Mycorrhizal Fungi: Classification, Nomenclature, and Identification. Mycotaxon 32:267–324.

MOSSE, B., 1981. Vesicular–Arbuscular Mycorrhiza Research for Tropical Agriculture. Research Bulletin. Hawaii Institute of Tropical Agriculture and Human Resources. 82p.

MULLIGAN, C. N., YONG, R. N. and GIBBS, B. F., 2001. Remediation Technologies for Metalccontaminated Soils and Groundwater: An Evaluation, Engineering Geology, 60, 193–207.

MURRAY, M., 2003. Poplar Trees Show Promise for Phytoremediation of Dcp. A Newsletter of the Environmental and Resource Management Group of Hdr. Volume 11, Number 3.

NOUAIRI, I., AMMAR, W. B., YOUSSEF, N. B., DAOUD, D. B. M., GHORBAL, M. H., ZARROUK, M., 2006. "Comparative Study of Cadmium Effects on Membrane Lipid Composition of *Brassica Juncea* and *Brassica Napus* Leaves." Plant Science, 170 3: 511–519.

ORTAŞ, İ., ERGÜN, B., ORTAKÇI, D., ERCAN, S., KÖSE, Ö., 1998. Mikoriza Sporlarının Üretim Tekniği ve Tarımda Kullanım Olanakları.

OW, D. W., 1996. Heavy Metal Tolerance Genes: Prospective Tools for Bioremediation. Resources, Conservation Recycling 18, 135–149.

ÖVEZ, S., EREMEKTAR, G., GERMIRLI, F. G., ORHON, D., 2001. "Pollution Profile of A Wet Mill" Fresenius Environmental Bulletin 10, 6, 539–544.

PERKINS, J., HODGSON, C. J., and LABADZ, J. C., 2004. The Use of Microbial Tracers to Monitor Seasonal Variations in Effluent Retention in a Constructed Wetland. Water Research, 38 Pp 3833–3844.

PIVETZ, B. E., 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites" U.S Environmental Protection Agency Epa, 540/S–01/500, 36 P.

PRASAD, M. N. V. and FREITAS, H., 2000. Removal of Toxic Metals from the Aqueous Solution by the Leaf, Stem and Root Phytomass of *Quercus ilex* L. *Holly oak*. Environmental Pollution, 2000. Vol. 110, No. 2, P. 277–283.

PRASAD, M. N. V. and FREITAS, H., 2003. Metal Hyperaccumulation in Plants–Biodiversity Prospecting for Phytoremediation Technology. Electronic J. of Biotechnology 63:275–321.

PULFORD, I. D., WATSON C., 2003. Phytoremediation of Heavy Metal–Contaminated Land by Trees—A Review Environment International 29 2003 529–540.

READ, D. J., LEAKE, J. R., and LANGDALE A. R., 1989. The Nitrogen Nutrition of Mycorrhizal Fungi and Their Host Plants. P. 181–204. in L. Boddy, R. Marchant and D.J. Read Ed. Nitrogen, Phosphorus and Sulfur Utilization by Fungi. Cambridge University Press, New York.

REEVES, R.D. and BAKER, A. J. M., 2000. Metal– Accumulating Plants. in: Raskin, I. and Ensley, B.D., Eds. Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean–Up the Environment. New York, John Wiley and Sons, P. 193–230.

REGVAR, M., VOGEL–MIKUŠ, K., KUGONIČ, N., TURK, B., BATIČ, F., 2006. Vegetational and Mycorrhizal Successions at a Metal Polluted Site: Indications for the Direction of Phytostabilisation, Environmental Pollution 144, 976–984.

ROOS, P., JAKOBSEN, I., 2007. Arbuscular Mycorrhiza Reduces Phytoextraction of Uranium, Thorium and Other Elements from Phosphate Rock, Journal of Environmental Radioactivity 99 2008 811–819.

ROUSSEAU, J. V. D., SYLVIA, D. M., and FOX, A. J., 1994. Contribution of Ectomycorrhiza to the Potential Nutrient–Absorbing Surface of Pine. New Phytol. 128:639–644.

RUFYIKIRI, G., THIRY, Y., DECLERCK, S., 2003. Contribution of Hyphae and Roots to Uranium Uptake and Translocation by Arbuscular Mycorrhizal Carrot Roots Under Root–Organ Culture Conditions. New Phytologist 158, 391–399.

RULKENS, W. H., TICHY, R., GROTENHUIS, J. T. C., 1998. Remediation of Polluted Soil and Sediment: Perspectives and Failures. Water Sci. Technol. 37, 27–35.

SADOWSKY, M. J., 1999. “Phytoremediation: Past Promises and Future Practises” Microbial Biosystems: New Frontiers, Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology, Bell Cr, Brylinsky M, Johnson–Green P Ed, Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, Halifax, Canada.

SCHOLZ, M., 2003. Performance Predictions of Mature Experimental Constructed Wetlands Which Treat Urban Water Receiving High Loads of Lead and Copper Ii. Water Research, 37 pp 1270–1277.

SHAHANDEH, H., HOSSNER, L. R., 2000. Plant Screening for Chromium Phytoremediation. Int J Phytoremed 2000,2:31–51.

SHARMA, N. C., DANIEL L. S., SHIVENDRA, V. S., 2006. Phytoextraction of Excess Soil Phosphorus. Environmental Pollution (Article in Press) 2006 1–8.

SHARPLES, J. M., MEHARG, A. A., CHAMBERS, S. M., CAIRNEY, J. W. G., 2000. Symbiotic Solution to Arsenic Contamination. Nature 404, 951–952.

SHEN, Z. G., ZHAO, F. J., MCGRATH, S. P., 1997. Uptake and Transport of Zinc in the Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the Non–Hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. Plant Cell Environ. 1997,20:898–906.

SIEVERDING, E., 1991. Vesicular–Arbusculer Mycorrhiza Management in Tropical Agrosystems. Technical Co–Opration–Federal Republic of Germany.

SIMPSON, D., and DAFT, M. J., 1990. Spore Production and Mycorrhizal Development in Various Tropical Crop Hosts Indicted with *Glomus clarum*. Plant and Soil 121,171-178.

SMITH, C. S., ADAMS, M. S., GUSTAFSON, T. D., 2003. The Importence of Belowground Mineral Element Stores in Cattails (*Typha Latifolia* L.). Aquatic Botany, 30(4):343-352.

SMITH, S., and READ, D. J., 1997. Mycorrhizal Symbiosis. Second Edition. Academic Pres. London.

SÖĞÜT, Z., 1998. Su Bitkileri ve Peyzaj Mimarlığında Kullanımı. Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları.

SRIVASTAVA, S., PRAKASH, S., SRIVASTAVA, M. M., 1999. Chromium Mobilization and Plant Availability—the Impact of Organic Complexing Ligands. Plant Soil 1999,212:203–8.

STOTTMEISTER, U., WIEßNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U. KÄSTNER, M., BEDERSKI, O., MÜLLER, R. A., and MOORMANN H., 2003. Effects of Plants and Microorganisms in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Biotechnology Advances, 22 Pp 93– 117.

SUKKARIYAH, F., EVANYLO, G. and ZELAZNY, L., 2005. Cadmium, Copper, Nickel, and Zinc Availability in a Biosolids–Amended Piedmont Soil Years After Application, Journal of Environmental Quality, 34:2255–2262.

SUTHERSON, S. S., 1999. "Phytoremediation" "Remediation Engineering: Design Concepts" Book. Sutherson, S. S. Editor. Crc Press Llc. Boca Raton.

SYLVIA, D. M. and IPSILANTIS, I., 2007. Interactions of Assemblages of Mycorrhizal Fungi with Two Florida Wetland Plants, Applied Soil Ecology 35 (2007) 261–271.

SYLVIA, D. M., 1994. Vesicular–Arbuscular Mycorrhizal Fungi. P. 351–378. in R.W. Weaver Et Al. Ed. Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. Soil Science Society of America, Madison, Wi

ŞENGÜL, F., 1989. Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Basım Ünitesi, s 270-274, İzmir.

TINKER, P. B., 1980. Role of Rhizosphere Microorganisms in Phosphorus Uptake by Plants. "in the Role of Phosphorus in Agriculture" Eds. Khasaweneh, F.E.et.al. Asa–Cssa–Sssa,Madison, Usa.

TRAPPE, J. M., 1987 Phylogenetic and Ecologic Aspects of Mycotrophy in the Angiosperms from an Evolutionary Standpoint. Ecophysiology of VA Mycorrhizal Plants, G.R. Safir Eds, Crc Press, Florida.

VOZZO, J. A., and HACSKAYLO, E., 1971. Inoculation of Pinus Caribaea with Ectomycorrhizal Fungi in Puerto Rico. for. Sci. 17:239–245.

WANG F. Y., LIN, X. G., YIN, R., 2007a. Inoculation with Arbuscular Mycorrhizal Fungus Acaulospora Mellea Decreases Cu Phytoextraction by Maize from Cu–Contaminated Soil, Pedobiologia 51 (2007) 99–109.

WANG F. Y., LIN, X. G., YIN, R., 2007b. Role of Microbial Inoculation and Chitosan in Phytoextraction of Cu, Zn, Pb and Cd by *Elsholtzia Splendens*–A Field Case, Environmental Pollution 147 (2007) 248–255.

WATANABE, M. E., 1997. Phytoremediation on the Brink of Commercialization. Environ. Sci. Technol. News 31:182a–186a.

WEISSENHORN, I., LEYVAL, C., BELGY, G., BERTHELIN, J., 1995. Arbuscular Mycorrhizal Contribution to Heavy Metal Uptake by Maize *Zea mays* L. in Pot Culture with Contaminated Soil. Mycorrhiza 5, 245–251.

WETZEL. R. G., 1993. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, CRC Press, Boca Raton, Fl.

YÜCEL, İ. H., 1997. Bilim–Teknoloji Politikaları ve 21. Yüzyılın Toplumu, Devlet Planlama Teşkilatı. Sosyal Sektörler ve Koordinasyon Genel Müdürlüğü, Araştırma Dairesi Başkanlığı, Temmuz, Ankara, ii, 123 S. Tab. Isbn 975–19–1806–5.

ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında Adana'da doğdum. Lise öğrenimimi M. Kemal Tuncel Yabancı Dil Ağırlıklı Lisede tamamladıktan sonra 2001 yılında Çukurova Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde lisans öğrenimime ve 2005 yılında da Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında yüksek lisans öğrenimime başladım.