

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Fatih EKMEKÇİ

**ADANA SOFULU DÜZENSİZ ÇÖP DEPOLAMA SAHASINDAN ALINAN
ÇÖP SIZINTI SULARININ LABORATUVAR ÖLÇEKLİ ORTAMDA
BİTKİSEL YOLLA AZOT- FOSFOR VE AĞIR METAL GİDERİMİNİN
ARAŞTIRILMASI**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ADANA, 2007

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ADANA SOFULU DÜZENSİZ ÇÖP DEPOLAMA SAHASINDAN
ALINAN ÇÖP SIZINTI SULARININ LABORATUVAR ÖLÇEKLİ
ORTAMDA BİTKİSEL YOLLA AZOT- FOSFOR VE AĞIR METAL
GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**

Fatih EKMEKÇİ
YÜKSEK LİSANS
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**Bu tez 14/02/2007 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından
Oybirliği/Oyçokluğu İle Kabul Edilmiştir.**

İmza

Doç. Dr. Zeynep ZAIMOĞLU

DANIŞMAN

İmza

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

ÜYE

İmza

Doç. Dr. Sevilay TOPÇU

ÜYE

Bu tez Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında hazırlanmıştır.

Kod No:

Prof. Dr. Aziz ERTUNÇ
Enstitü Müdürü
İmza-Mühür

Bu çalışma Ç.Ü. Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No: 2005YL026

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

ÖZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ADANA SOFULU DÜZENSİZ ÇÖP DEPOLAMA SAHASINDAN ALINAN ÇÖP SIZINTI SULARININ LABORATUVAR ÖLÇEKLİ ORTAMDA BİTKİSEL YOLLA AZOT- FOSFOR VE AĞIR METAL GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Fatih EKMEKÇİ

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Danışman : Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Yıl: 2007 Sayfa: 177
Jüri : Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Prof. Dr. Ahmet YÜCEER
Doç. Dr. Sevilay TOPÇU

Bu çalışmada *Typha latifolia* bitkisi ile Adana Sofulu Düzensiz Çöp Depolama Sahasından alınan çöp sızıntı suyunda bulunan kirletici parametrelerin bitkisel yolla iyileştirilmesi araştırılmıştır. Sistemde bitkinin yetiştirme ortamı olarak bazaltik tüf kullanılmıştır. Sistemin hidrolik bekletme süreleri iki tekerrürlü olmak üzere 5, 10 ve 15 gündür. Sitemde çöp sızıntı suyu bitkiye sulama suyu olarak verilmiş ve bitkinin ihtiyacı olan su, bu çöp sızıntı suyu ile karşılanmaya çalışılmıştır. Bu döngü ile çöplükten kaynaklanan çöp sızıntı suyunun bitkiler tarafından çevreye verebileceği olumsuz etkilerin en aza indirilmesi ve giderilmesi hedeflenmiştir. Araştırmada hidrolik bekletme sürelerine göre ortalama BOİ₅, KOİ, AKM, TKN ve TP konsantrasyonları giderim verimleri incelenmiş ve anılan parametreler sırayla % 68.49, % 64.54, % 82.58, % 93.79 ve %61.99 bulunmuştur. Bünyesindeki başlangıç ağır metal miktarı bilinen bitkilerin deneme sonu kök ve yaprak/gövdede olarak bünyesindeki ağır metal birikimleri (mg/kg (kuru)) belirlenmiştir. Bitki yetiştirme ortamı olarak kullanılan bazaltik tüfün başlangıç ve deneme sonui ağır metal içerikleri bulunmuştur. *Typha latifolia* bitkisi ile Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn içeren çöp sızıntı suyundan sırasıyla % 10.50, % 94.00, % 86.45, % 61.85, % 68.91 ve % 72.20 oranlarında metal giderimi sağlanmıştır. Bu pilot çalışma ülkemiz koşullarında her tür çöp depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı suyu kirleticilerinin giderimi için örnek teşkil edebilir.

Anahtar Kelimeler : Çöp Sızıntı Suyu, Bitki ile Islah, *Tpyha latifolia*, Ağır Metal Birikimi.

ABSTRACT

M.Sc. THESIS

THE STUDY ON THE REMOVAL OF NITROGEN, PHOSPHOROUS, AND HEAVY METAL IN THE LEAKAGE WATER SAMPLED FROM ADANA SOFULU WILD WASTE DUMPING SITE BY MEANS OF PHYTOREMEDIATION METHOD IN THE LABORATORY SCALE

Fatih EKMEKÇİ

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

Supervisor : Assoc. Prof. Zeynep ZAIİMOĞLU

Year :2007 Pages: 177

Jury : Assoc. Prof. Zeynep ZAIİMOĞLU

Prof. Dr. Ahmet YÜCEER

Assoc. Prof. Sevilay TOPÇU

In this study, the treatment of polluter parameters in the leakage water sampled from Adana Sofulu Wild Waste Dumping Site was conducted by the phytoremediation with using *Typha latifolia*. Basaltic tuff was used as a growing media in the system. The hydraulic retention times of system were 5, 10, and 15 days as being continuously twice. Leakage water was given to wetland plant as irrigation water and the water need of the plant was provided by this leakage water. It was aimed that the negative effects of leakage water from Adana Sofulu Wild Waste Dumping Site to the environment were minimized and treated by plant in the system. Removal efficiency of the average BOD₅, COD, SS, TKN, and TP concentrations was studied according to hydraulic retention times and the ratios were found as 68.49%, 64.54%, 82.58%, 93.79%, and 61.99% respectively. The plant, whose heavy metal amount in their structure had been known in the beginning, was uprooted at the end of this study. And then, heavy metal accumulation in the roots and leaves/stem of plant were calculated in terms of mg/kg dry weight. Also, heavy metal concentrations between at the beginning and end of the study in basaltic tuff which was the media of plant were calculated. At the end of the study, *Typha latifolia* provided the metal removal for Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, and Mn in the leakage water as the ratio of 10.50%, 94.00%, 86,45%, 61,85%, 68.91%, and 72.20% respectively. This pilot study can be a good example for the removal of pollutants of leakage water sourced from all kind of waste dumping sites in our country conditions.

Keywords: Leakage water, phytoremediation, *Typha latifolia*, heavy metal accumulation

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışmam süresince, bu tezin oluşum ve yönetim aşamalarında yardımlarını ve desteğini benden esirgemeyen, çalışmalarında her türlü olanağı sağlayan danışman hocam Doç.Dr. Zeynep ZAIÑOĞLU'na sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmam süresince, bilimsel katkılarını sunan Prof Dr. Ahmet YÜCEER'e teşekkürlerimi sunarım.

Araştırmamın her aşamasında destek ve yardımlarını esirgemeyen, Cem KÖSEOĞLU'na ve Murat M. BECER'e, numunelerin hazırlanması aşamasında bilgi ve yardımları ile katkıda Sayın Öğretim Görevlisi Dr. Turan YILMAZ'a, Arş. Gör. İ. Orkun DAVUTLUOĞLU ve Arş. Gör. Seçil KEKEÇ'e, laboratuvar çalışmalarında yardım aldığım Sayın Zuhul BOZOK'a ve Sayın Arş. Gör Selin YÜCEER'e yazım çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen Sayın Funda PILGİR'a, Sayın Fatma BAKIR'a, Sayın Nermin ANUL'a ve Sayın Taner KİMENÇE'ye teşekkür ederim.

Çalışmam süresinde her türlü desteklerini benden esirgemeyen DSİ Genel Müdürlüğü Etüd ve Plan Dairesi Başkan Yardımcısı M.Sait TAHMİSCİOĞLU ve Çevre Şube Müdürü Fikriye BALTACI'ya teşekkür ederim.

Tezin yürütülmesinde katkıda bulunan TÜBİTAK Burs Komisyonu'na, Çevre Mühendisliği Bölümü hocalarına ve personeline teşekkür ederim.

Bu yoğun süreçte desteklerini benden esirgemeyen Babam İlhan EKMEKÇİ'ye, Annem Ayfer EKMEKÇİ'ye, Ablalarım Fatma NALVURAN'a ve Feray TURHAN'a ayrıca gösterdikleri sabırdan dolayı da teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZİ

ABSTRACT	II
TEŞEKKÜR.....	III
İÇİNDEKİLER	IV
ÇİZELGELER DİZİNİ	IX
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	XI
KISALTMALAR DİZİNİ.....	XIII
1. GİRİŞ	1
1.1. Katı Atıklar Ve Genel Özellikleri	2
1.1.1. Katı Atıklar.....	2
1.1.2. Katı Atıkların Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Özellikleri	2
1.1.2.1. Katı Atıkların Fiziksel Özellikleri.....	3
1.1.2.2. Katı Atıkların Kimyasal Özellikleri	3
1.1.2.3. Katı Atıkların Biyolojik Özellikleri	4
1.1.3.Sızıntı Suyu Oluşumu	4
1.1.4.Sızıntı Sularının Genel Özellikleri	5
1.1.5.Çöp Depolama Sızıntılarının Su Kaynaklarına Etkileri	7
1.2. Yapay Sulak Alanlar	8
1.2.1.Yapay Sulak Alanların Tarihçesi	10
1.2.2.Yapay Sulak Alanların Tipleri	12
1.2.2.1. Yüzey Akış Sulak Alanları	12
1.2.2.2. Yüzeyaltı Akış Sulak Alanları	15
1.2.3.Yapay Sulak Alanların Bileşenleri.....	18
1.2.3.1. Hidroloji	18
1.2.3.2. Sulak Alan Zemini, Sediment ve Katı Atıklar	20
1.2.3.3. Vejetasyon.....	21
1.2.3.3.(1). Yapay Sulak Alanlarda Kullanılan Örnek Bazı Bitkiler ve Özellikleri.....	25
1.2.3.3.(1).(a). Hasır Otu	25

1.2.3.3.(1).(b). Süsen.....	26
1.2.3.3.(1).(c). Su Mercimeği.....	28
1.2.3.4. Atıksularda Bulunabilen Mikroorganizmalar	30
1.2.3.4.(1).(a). Salmonella.....	31
1.2.3.4.(1).(b). Shigella'lar.....	31
1.2.3.4.(1).(c). <i>Escherichia coli</i>	31
1.2.3.4.(1).(ç). Clostridium (Spor Oluşturan Anaerob Bakteriler).....	31
1.2.3.4.(1).(d). Bacteroides	32
1.2.3.4.(1).(e). Virüsler	32
1.2.3.4.(1).(f). Protozoa.....	32
1.2.3.5. Hayvanlar	32
1.2.3.6. Estetik ve Görünüm	33
1.2.4.Yapay Sulak Alanların Fonksiyonları.....	33
1.2.4.1. BOİ Giderimi	33
1.2.4.2. Azot Giderimi	37
1.2.4.3. Fosfor Giderimi.....	39
1.2.4.4. AKM Giderimi.....	42
1.2.4.4.(1). Yüzey Akışlı Sulak Alanlar.....	42
1.2.4.4.(2). Yüzeyaltı Akışlı Sulak Alanlar.....	44
1.2.4.5. Yapay Sulak Alanlarda Ağır Metal Giderimi	45
1.2.4.6. Septik Tank	46
1.2.4.7. Sulak Alan Bitkilerinde Oksijen Transferi.....	47
1.3. Yeşil Islah – Phytoremediation	47
1.3.1.Phytoremediation Kategorileri	48
1.3.1.1. Bitkisel Özümlleme (Phytoextraction).....	48
1.3.1.2. Rhizofiltration (Köklerle Süzme).....	49
1.3.1.3. Phytostabilization (Köklerle Sabitleme)	51
1.3.1.4. Rhizodegradation (Köklerle Bozunum)	51
1.3.1.5. Phytodegradation (Bitkisel Bozunum).....	52
1.3.1.6. Phytovolatilization (Bitkisel Buharlaştırma).....	53
1.3.2.Phytoremediation Tekniğinde Kullanılan Bitkiler ve Özellikleri	54

1.4.	Ağır Metal Biyosorbsiyonu.....	55
1.4.1.	Ağır Metaller ve Özellikleri.....	57
1.4.1.1.	Demir (Fe).....	57
1.4.1.1.(1)	Alımı ve Görevleri.....	58
1.4.1.1.(2)	Demir Eksikliği	62
1.4.1.1.(3)	Demir Noksanlığına Karşı Alınacak Önlemler	63
1.4.1.1.(4)	Demir Fazlalığı.....	64
1.4.1.1.(5)	Bitkilerde Demir Varlığı	64
1.4.1.1.(6)	Toprakta Demir Varlığı	65
1.4.1.2.	Kurşun (Pb).....	66
1.4.1.3.	Kobalt (Co)	66
1.4.1.4.	Kadmiyum (Cd)	66
1.4.1.5.	Çinko (Zn).....	67
1.4.1.6.	Mangan (Mn)	67
1.4.2.	Ağır Metallerin Alıcı Ortamlardaki Etkileri	67
1.4.3.	Ağır Metallerin Toprağa Etkisi	68
1.4.4.	Ağır Metallerin Sudaki Etkileri.....	68
1.4.5.	Ağır Metallerin Canlılara Etkisi.....	70
2.	ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	71
2.1.	Adana Sofulu Çöp Depolama Alanı İle İlgili Çalışmalar	71
2.2.	Sızıntı Suları İle İlgili Çalışmalar	71
2.3.	Bitkisel Islah Konusunda Yapılan Çalışmalar	74
2.4.	Ağır Metal İle İlgili Çalışmalar.....	83
2.5.	Katı Atıklar, Katı Atık Yönetimi ve Halk Sağlığı İle İlgili Çalışmalar ..	88
2.6.	Farklı Atık su Karakteristiklerinin Arıtımı İle İlgili Çalışmalar	90
3.	MATERYAL VE METOT	98
3.1.	Materyal	98
3.1.1.	Araştırma Yeri.....	98
3.1.2.	Sızıntı Suyunun Sağlandığı Alanın Genel Özellikleri	98
3.1.3.	Kullanılan Sızıntı Suyu Özellikleri	101
3.1.4.	Kullanılan Bitkinin Cinsi (<i>Typha latifolia</i>).....	101

3.1.5.	Bazaltik Tüf.....	103
3.2.	Metot	104
3.2.1.	Arıtma Sisteminin Kurulması	104
3.2.2.	Sistemde Kullanılan Bitkinin Doğadan Alınması	105
3.2.3.	Kullanılacak Çöp Sızıntı Suyunun Alınması	107
3.2.4.	Sistemde Bitki Yetiştirme Ortamının Hazırlanması	107
3.2.5.	Atıksuda Yapılan Analizler.....	110
3.2.5.1.	BOİ Analizleri	111
3.2.5.2.	KOİ Analizleri.....	111
3.2.5.3.	AKM Analizleri	111
3.2.5.4.	TKN Analizleri	112
3.2.5.5.	TP Analizleri	112
3.2.5.6.	pH ve Elektriksel İletkenlik Analizleri	112
3.2.6.	İklimsel Olarak İzlenen Veriler.....	113
3.2.6.1.	Su Tüketiminin (Evapotranspirasyon) Belirlenmesi	113
3.2.7.	Örnek Hazırlama	114
3.2.8.	İstatistiksel Metodlar	115
4.	BULGULAR ve TARTIŞMA.....	117
4.1.	Bitkisel Verimlilik.....	117
4.2.	İklimsel Şartlar	118
4.3.	pH ve Elektriksel İletkenlik (EI) Sonuçları.....	119
4.4.	Atıksuyun Giderimi.....	120
4.4.1.	BOİ ₅ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı) Giderimi	120
4.4.2.	KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) Giderimi.....	121
4.4.3.	AKM (Askıda Katı Madde)Giderimi	123
4.4.4.	TKN (Toplam Khjeldal Azotu) Giderimi	124
4.4.5.	TP (Toplam Fosfor) Giderimi	126
4.4.6.	Kirlilik Parametreleri Giderimi	127
4.5.	Ağır Metal Giderimleri	131
4.5.1.	<i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bünyesine Aldığı Krom Miktarı.....	131
4.5.2.	<i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bünyesine Aldığı Bakır Miktarı	132

4.5.3. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bünyesine Aldığı Kurşun Miktarı	133
4.5.4. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bünyesine Aldığı Demir Miktarı	134
4.5.5. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bünyesine Aldığı Nikel Miktarı	134
4.5.6. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bünyesine Aldığı Mangan Miktarı	136
4.5.7. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi	137
4.5.8. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi	139
4.5.9.Bazaltik Tüfteki Ağır Metal Birikimi	142
4.5.10.Çöp Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri	144
5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER.....	146
KAYNAKLAR	149
ÖZGEÇMİŞ	162

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 1.1. Çizelge Sızıntı Suyu Kompozisyonu	6
Çizelge 1.2. Yapay Sulak Alanlarda Kullanılan Köklü ve Yüzücü Bitkiler	24
Çizelge 1.3. Kirli Alanları İyileştirebilen Bazı Bitki Türleri ile Biriktirebildikleri Metaller	54
Çizelge 2.1. Akuatik Arıtma Sistemlerinde Akuatik Bitkilerin Fonksiyonları	93
Çizelge 2.2. Doğal Sulak Alanlarda İkincil Çıkış Sularında Çeşitli Kirleticilerin Giderim Yüzdeleri	95
Çizelge 3.1. Adana Sofulu Çöp Dökme Alanı Katı Atık Bileşimi	99
Çizelge 3.2. Adana’da Atık Oluşum Miktarı	99
Çizelge 3.3. Sofulu Sızıntı Suları Kalite Analizleri	100
Çizelge 3.4. Sofulu Deponi Sahası Sızıntı Suyunun Özellikleri	101
Çizelge 3.5. Bazı su bitkilerinin kimyasal yapıları	102
Çizelge 3.6. Bazı su bitkilerinde makro mineral maddeler	102
Çizelge 3.7. Bazı su bitkilerinde mikro mineral maddeler	102
Çizelge 3.8. Bazı su bitkilerinin kimyasal yapıları ve biyokütle verimleri	103
Çizelge 3.9. İş Takvimi	109
Çizelge 3.10. Dalga boyu	115
Çizelge 4.1. Bitki Yaş ve Kuru Ağırlıkları (g)	117
Çizelge 4.2. Bekletme Süresine Göre BOİ ₅ (mg/L) Değerleri	120
Çizelge 4.3. Bekletme Süresine Göre KOİ (mg/L) Değerleri	122
Çizelge 4.4. Bekletme Süresine Göre AKM (mg/L) Değerleri	123
Çizelge 4.5. Bekletme Süresine Göre TKN (mg/L) Değerleri	125
Çizelge 4.6. Bekletme Süresine Göre Toplam Fosfor (mg/L) Değerleri	126
Çizelge 4.7. Araştırmadan Elde Edilen Verimlerin Bekletme Sürelerine Göre Değişimlerinin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması	128
Çizelge 4.8. Kirlilik Parametrelerinin R ² Değerleri	129
Çizelge 4.9. Farklı Bekletme Sürelerine Göre Yapılan Atıksu Karakterizasyonu ...	130
Çizelge 4.10. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi	137

Çizelge 4.11. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikiminin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması.....	139
Çizelge 4.12. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi	139
Çizelge 4.13. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikiminin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması	142
Çizelge 4.14. Bazaltik Tüfteki Ağır Metal Birikimi	142
Çizelge 4.15. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikiminin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması	143
Çizelge 4.16. Çöp Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri.....	144

ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 1.1. Su dengesi-balans hesabı	5
Şekil 1.2. Genel Arıtım Planlaması.....	12
Şekil 1.3. Yüzey Akışlı Sulak Alanların genel görünümü	13
Şekil 1.4. Yüzey akış sulak alanın boyuna kesiti	14
Şekil 1.5. Yüzey akış sulak alanlarda giderim mekanizmaları	15
Şekil 1.6. Yüzeyaltı akışlı sulak alanların genel görünümü.....	16
Şekil 1.7. Yüzeyaltı akışlı sulak alanların boyuna kesiti	17
Şekil 1.8. Bitkilendirilmiş bir yapay sulak alan	22
Şekil 1.9. Hasır otu bitkisi.....	25
Şekil 1.10. Hasır otu bitkisinin boyutları ve genel görünümü	26
Şekil 1.11. Süsen çeşitleri	27
Şekil 1.12. Süsen bitkisinin boyutları ve genel görünümü	27
Şekil 1.13. Su mercimeği bitkisinin genel görünüşü	28
Şekil 1.14. Su mercimeği	28
Şekil 1.15. Kamış bitkisinin görünümü	29
Şekil 1.16. Yusufcuk.....	32
Şekil 1.17. Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda BOİ giderim mekanizmaları.....	36
Şekil 1.18. Yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmaları	41
Şekil 1.19. Yüzey akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları.....	44
Şekil 1.20. Yüzeyaltı Akışlı Sulak Alanlarda AKM Giderim Mekanizmaları	45
Şekil 1.21. Septik Tank Kesiti	46
Şekil 3.1. <i>Typha latifolia</i>	101
Şekil 3.2. Sistemin Görüntüsü.....	104
Şekil 3.3. Haznenin İç Görüntüsü	105
Şekil 3.4. <i>Typha latifolia</i> 'nın Doğal Yaşam Ortamından Bir Görüntüsü	105
Şekil 3.5. Kökleri Temizlenmiş Bitki Görüntüsü	106
Şekil 3.6. Hassas Tartım Cihazında Tartılan Bitki Görüntüsü	106
Şekil 3.7. Çöp Sızıntı Suyunun Alınması Sırasındaki Görüntüsü.....	107
Şekil 3.8. Kum-Çakıl Ocağından Temin Edilen Çakılın Görüntüsü.....	107

Şekil 3.9. <i>Typha latifolia</i> 'nın Haznelere Dikiminden Sonraki Görünümü	108
Şekil 3.10. Sıcaklık ve Nem Ölçüm Cihazı.....	109
Şekil 3.11. Ç.Ü Çevre Mühendisliği Laboratuvarı Yanındaki Deney Düzeneği Görüntüsü.....	110
Şekil 3.12. Parçalara Ayrılan Bitkilerin Tartım Sırasındaki Görüntüleri	114
Şekil 3.13. Kurutulmuş Numune	114
Şekil 4.1. 2006 Yılı Mart, Nisan ve Mayıs Ayları Günlük Ortalama Nem, Sıcaklık ve Bekletme Sürelerine Göre Evapotranspirasyon Verileri.....	118
Şekil 4.2. Hidrolik Bekletme Süresine Göre pH Değişimi	119
Şekil 4.3. Hidrolik Bekletme Süresine Göre Eİ Değişimi	119
Şekil 4.4. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı Giderim Oranları.....	121
Şekil 4.5. Kimyasal Oksijen İhtiyacı Giderim Yüzdeleri	122
Şekil 4.6. Askıda Katı Madde Giderim Yüzdeleri	124
Şekil 4.7. Toplam Khjeldal Azotu Giderim Yüzdeleri	125
Şekil 4.8. Toplam Fosfor Giderim Yüzdeleri	126
Şekil 4.9. Kirlilik Parametrelerinin Giderim Yüzdeleri	127
Şekil 4.10. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Krom Giderimi	131
Şekil 4.11. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Bakır Giderimi.....	132
Şekil 4.12. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Kurşun Giderimi.....	133
Şekil 4.13. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Demir Giderimi	134
Şekil 4.14. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Nikel Giderimi.....	135
Şekil 4.15. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Mangan Giderimi.....	136
Şekil 4.16. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi	138
Şekil 4.17. <i>Typha latifolia</i> Bitkisinin Yaprak Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi ...	140
Şekil 4.18. Bazaltik Tüfteki Ağır Metal Birikimi	143
Şekil 4.19. Çöp Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri.....	145

KISALTMALAR DİZİNİ

°C	Santigrat Derece
AKM	Askıda Katı Madde
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
C	Karbon
C ₁ S ₁	1. Sınıf Su
Ca	Kalsiyum
CaCO ₃	Kalsiyum Karbonat
Cd	Kadmiyum
Cr	Krom
Cu	Bakır
Eİ	Elektriksel iletkenlik
Fe	Demir
HBS	Hidrolik Bekletme Süresi
K	Deneme Başlangıcında İşlemsiz Kontrol Örneği
K	Potasyum
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	Litre
Mg	Magnezyum
mL	Mililitre
Mn	Mangan
Na	Sodyum
Ni	Nikel
Pb	Kurşun
TKN	Toplam Kjeldal Azotu
TP	Toplam Fosfor
EPA	The U.S. Environmental Protection Agency
Zn	Çinko

1.GİRİŞ

Adana ilinde çöp sorunu yıllarca çöplerin kentin güneyinde bulunan Seyhan Nehri'ne dökülmesiyle çözümlenmeye çalışılmış, ancak nüfus artışına paralel çöp miktarının çok büyük boyutlara ulaşması sonucu yeni alanlar belirlenmiştir. Tamamen rasgele seçilen, hazine arazisi ve kum ocağı niteliğinde olan bu yeni alanlar jeolojik ve çevresel değerler açısından bu amaca uygun olmayan yerlerdir. Geçmiş yıllarda çöp depolama alanı olarak 100. yıl sitesi karşısındaki hazine arazisi, Hadırlı eski kum ocakları ve Güneşli mahallesi içindeki kum ocakları kullanılmıştır.

Yüreğir ilçesinde bulunan Güneşli çöplüğü 1990 yılına kadar kullanılmıştır. Eski kum ocakları çöpe doldurulmuş ve daha sonra çöplüğün üzeri kapatılmıştır. 1989 yılında Büyükşehir Belediyesi'nin aldığı bir kararlar Sofulu alanı kamulaştırılarak, 1990 yılı itibariyle Adana'nın her türlü çöprü buraya düzensiz şekilde boşaltılmaya başlanmıştır (ÖKSÜZ, 2000).

Sofulu Çöp Depolama Alanı, Türkiye'nin güneyinde Akdeniz Bölgesi'nde yer almaktadır. Adana şehir merkezine 25 kilometre, Çukurova Üniversitesi'ne ise 5 kilometre uzaklıkta, eski Kozan yoluna bitişik konumda bulunmaktadır. 350 dönüm olan arazi kuzeyden güneye doğru hafif eğimlidir.

Çöp dökme sahası, 1999 yılında yapılan rehabilitasyon çalışmalarına kadar kontrolsüz yangınların çıkması, zararlı haşaratların çoğalması, hastalık riskinin artması ve hakim rüzgarların yönüne bağlı olarak istenmeyen çöp kokusunun etrafa yayılması gibi etkilerle çevreyi olumsuz bir şekilde etkilemiştir. Ayrıca alandan çevreye yayılan sızıntı sularının çevredeki su kaynaklarını kirletme riski bulunmaktadır. Her ne kadar 1999 yılında yapılan drenaj kanalları ve resirkülasyon havuzu ile sızıntı suları yer altı ve yüzey suları için potansiyel bir tehdit olmuştur. Bu nedenle bu çalışmada çöp sızıntı sularının sulama suyu amaçlı kirlilik oluşturmasının önlenmesi araştırılmıştır..

1.1.Katı Atıklar Ve Genel Özellikleri

1.1.1.Katı Atıklar

Katı atıklar, Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde iki farklı şekilde tanımlanmıştır. 1.“Üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından düzenli bir şekilde uzaklaştırılması gereken katı maddelere ve arıtma çamuru katı atık”, 2.“Konutlardan atılan, tehlikeli ve zararlı katı atık kavramına girmeyen, bahçe, park ve piknik alanlar gibi yerlerden gelen katı atıklara evsel katı atık denir.”

İnsan aktiviteleri sonucu ortaya çıkan katı atık miktar ve türü, nüfusun ihtiyaçlarının artması ve teknolojik gelişme ile orantılı olarak artmaktadır. Yerel yönetimlerin en önemli çevre sorunlarının başında katı atıkların bertarafı gelmektedir. Ülkemizde bir çok yerleşim biriminin düzenli katı atık bertaraf ve depolama alanı yoktur. Katı atıklar daha çok hazine, orman, tarım, vb. arazilerde gelişi güzel depolanmaktadır (Yılmaz ve ark.,2001).

Düzenli katı atık deponi alanlarından kaynaklanan en önemli sorunlardan biri katı atıkların içinden sızarak tabana ulaşan yüksek kirlilikte sızıntı sularıdır. Katı atık sızıntı sularının hidrojeolojik olarak güvenli sızdırmaz depolarda tutulması çevreye vereceği zararları tam olarak önleyemez. Sızıntı suyunun dışarı sonucunda yüzey suları ve kısmen de yer altı suları kirlenebilir. Bu yüzden özellikle yağışların yıl boyunca buharlaşmadan fazla olduğu bölgelerde sızıntı sularının sıkı kontrolü gereklidir. Sızıntı suyunun kontrolü çerçevesinde çevresel özellikler de dikkate alınarak uygun bir yönetim sistemi belirlenmelidir.

1.1.2.Katı Atıkların Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Özellikleri

Katı atıkların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin katı atık yönetim sisteminin tasarımı ve bunun geliştirilmesi için bilinmesi gerekmektedir. Atığın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerine göre en uygun bertaraf yöntemleri belirlenmektedir (Tchobanoglous,1993; Şavkın, 1999'dan).

1.1.2.1.Katı Atıkların Fiziksel Özellikleri

Özgül ağırlık, materyalin hacim başına düşen ağırlığı olarak tanımlanmaktadır. Katı atıkların özgül ağırlıkları genellikle sıkıştırılmış ve sıkıştırılmamış ağırlık ve benzeri şekillerde ifade edilmektedir. Sıkıştırılmalı araçlarla toplanan katı atıkların özgül ağırlığı 178 kg/m^3 ile 415 kg/m^3 arasında değişmektedir. Bu değer ortalama 297 kg/m^3 olarak verilmektedir (Sarıaslan, 1997).

Katı atıkları özgül ağırlıkları coğrafik özelliklere, sosyo – ekonomik yapıya, iklime ve biriktirme süresine göre değiştiği için uygulama aşamasında bu değer tekrar tespit edilmelidir.

Nem İçeriği, katı atıkların doğal olarak içerdikleri ve iklimsel olarak değişim gösteren su içeriğidir. Katı atık bertaraf yönteminin belirlenmesinde ve dizaynında önemli rol oynamaktadır. Örneğin, düzenli depolama yönteminde, katı atığın nem oranı deponi alanında oluşacak süzüntü suyu miktarının hesaplanmasında göz önünde tutulması gereken önemli bir unsurdur.

Tane büyüklüğüne göre dağılım ve sıkıştırılmış atık porozitesi, atıkların boyutlarını ve atığın sıkıştırıldıktan sonraki gözenekliliğini ifade etmektedir. Atıklar alanda kapladığı hacmin belirlenmesinde kullanılmaktadır.

1.1.2.2.Katı Atıkların Kimyasal Özellikleri

Katı atığı teşkil eden materyalin kimyasal özellikleri, proses seçiminde özellikle geri kazanım ve yakma yöntemlerinin değerlendirilmesinde önlenmelidir. Yanma kabiliyetinde atığın kimyasal özellikleri de çok önemlidir. Katı atık yakılarak bertaraf edilmek isteniyorsa atığın 4 önemli özelliği bilinmelidir. Bu özelliklerin belirlenmesi için de; takibi ayırma analizi, kül oluşturma sıcaklığının tayini, elemental analiz, enerji içeriği tespitinin belirlenmesi gerekmektedir (Tchobanoglous, 1993; Şavkın, 1999'dan).

1.1.2.3.Katı Atıkların Biyolojik Özellikleri

Katı atıkların organik fraksiyonlarının en önemli biyolojik özelliği; organik bileşenlerin gazlara, inert organiklere ve inorganik maddelere dönüşümüdür. Katı atıktaki organik maddeler aerobik koşullar altında reaksiyonlar gösterirler (Karpuzcu, 1994).

1.1.3. Sızıntı Suyu Oluşumu

Çöp depolama sahalarında sızıntı sularının ortaya çıkışı oldukça karmaşık bir prosestir. Araziye depolanan katı atıklar kimyasal ve biyokimyasal yollarla dönüşüme uğrar. Yiyecek artıkları, bahçe artıkları ve hayvansal atıklar gibi organik kökenli gruplar mikroorganizmalarca kullanılarak gerek aerobik olarak bozunurlar. Demir ve diğer metal bileşenler ise oksitlenerek ayrışır. Yiyecek artıklarının bozulması çok kısa bir sürede gerçekleşirken, cam ve plastik madde gibi bazı madde gruplarının ayrışması çok uzun yıllar olabilir.

Depolanan çöplerin yukarıda anlatılan şekilde bozulması depolama sahasının stabilize olması açısından arzu edilen bir durumdur. Ancak, yağış sularının, yüzeyden akan suların veya yer altı suyunun tam olarak stabilize olmamış çöpleri ile temas etmesi sonucu parçalanma ürünleri çöp depolama hücrelerinin dışına taşınarak çevre kirliliğine sebep olur. Bir başka ifade ile katı atık yığınlarına ve depolama hücrelerine belirli bir su tutma kapasitesinin üstünde aşırı miktarda su girmesi durumunda, atıklar bu fazla suyu tutamaz ve dışarı bırakır. Sızıntı suyu tabi edilen bu fazla su, çöpler içinden geçerken çeşitli kirleticileri ve parçalanma ürünlerini de yıkayarak bünyesine alır ve yüzey veya yer altı suyu kaynaklarına taşır. Genel olarak, az yağış alan kurak bölgelerdeki depolama sahalarında sızıntı suyu problemi önemli boyutlara ulaşmaz. Fakat, yıllık yağış miktarı 40 cm'den fazla ise sızıntı problemi çok tehlikeli boyutlar kazanabilir.

Çöp sızıntı suyu, organik ve inorganik bileşiklerinin oluşturduğu, yoğun kokulu kompleks bir karışımdır. Sızıntı suları başlangıçta çok yüksek organik madde içeriğine sahip iken zamanla depo yeri stabilize oldukça organik içeriği azalmaktadır.

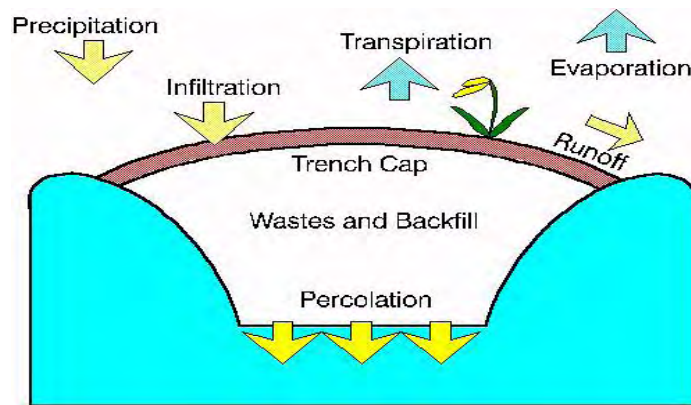
Buna karşın inorganik madde içeriği uzun süre yüksek kalmaktadır (Öztürk ve ark.,1999).

Türkiye genelinde 2000’den fazla çöp depolama sahası vardır. Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği’ne göre uygun olarak kullanılan depolama alanları son derece azdır. Sızıntı suyunun toprağa ve yer altı su kaynaklarını kirletmesinin en tehlikeli kısmını ağır metal kirliliği oluşturmaktadır (Yılmaz ve ark., 2001).

1.1.4. Sızıntı Sularının Genel Özellikleri

Depolama alanlarında sızıntı suyu, bu hacimlere dışarıdan giren yağmur suları, yüzeysel sular ve yeraltı sularının çöplerden çözünebilir ve askıdaki katı maddeleri bünyesine almasıyla oluşur.

Sızıntı suyu miktarı bölgedeki yağışla yakın ilişkili olmakla birlikte atıkların karakteristiğine, depolama tarzı ve şekline göre (depolama alanının işletmesi) farklılıklar gösterir; alan işletmeye kapatıldıktan (depolama alanı üzeri geçirimsiz tabakayla örtüldükten) sonra sızıntı suyu miktarı giderek azalır. Literatürde sızıntı suyu miktarının doğrudan yağmur suyuna bağlı olduğuna işaret edilerek, en yaygın tahmin yöntemi olarak aşağıdaki “su denge-balans hesabı” kullanılır (Şekil 1.1.).



Şekil 1.1. Su dengesi-balans hesabı

- Sızıntı suyu miktar=yağış-evapotranspirasyon-yüzeysel akış-çöpte tutulan nem
- Yağış: yağmur, kar erimesi, vb.;
- Evapotranspirasyon: çöp yüzeyinden (bitkilerden) buharlaşan su miktarı
- Yüzeysel akış: yağışın akışa geçip çöp depolama alanını terk ettiği miktarı.

Yağış dışında, genel iklim özellikleri, topoğrafya, üst örtü tabakasının özellikleri, üst örtü üzerindeki bitki türleri (vejetasyon), çöp toplama şekli (sıkıştırılmalı-sıkıştırmasız), depolama şekli ve yöntemi, çöpün karakteristiği gibi unsurlar da sızıntı suyu miktarına en çok etki eden diğer faktörlerdir. Ülkemiz açısından özellikle yaz aylarında sızıntı suyu miktarına en çok etki eden faktör, çöpün içindeki sebze meyve (karpuz/kavun) şeklinde gösterilebilir. Depolama alanının, bölgeye düşen yağışların alana girmesini engelleyecek şekilde planlanması ve inşa edilmesi halinde sızıntı su oluşumu önemli miktarda azaltılabilir. Genel olarak işletme aşamasında çöp depolama alanında 2-5 m³/ha.gün mertebesinde sızıntı suyu oluştuğu kabul edilmektedir.

Sızıntı suyunu kompozisyonu depolanan katı atığın özellikleri, depolama teknikleri, depolama alanının yaşı, çöplerin arıtma çamurları ya da tehlikeli atıklarla beraber depolanması, yörenin sıcaklık ve nem koşulları gibi faktörlere bağlı olarak önemli farklılıklar göstermektedir(Çizelge 1. 1.).

Çizelge 1.1. Çizelge Sızıntı Suyu Kompozisyonu

Parametre	Birim	Değişim Aralığı
KOİ	mg/l	150-100.000
BOİ ₅	mg/l	100-90.000
pH	-	5.3-8.5
Alkalinite	mg CaCO ₃ /l	300-11.500
Sertlik	mg CaCO ₃ /l	500-8900
NH ₄	mg/l	1-1500
Organik N	mg/l	1-2000
Toplam N	mg/l	50-5000
NO ₃	mg/l	0.1-50
NO ₂	mg/l	0-25
Toplam P	mg/l	0.1-30
PO ₄	mg/l	0.3-25
Ca	mg/l	10-2500
Mg	mg/l	50-1150
Na	mg/l	50-4000
K	mg/l	10-2500

Parametre	Birim	Değişim Aralığı
SO ₄	mg/l	10-1200
Cl	mg/l	30-4000
Fe	mg/l	0.4-2200
Zn	mg/l	0.05-170
Mn	mg/l	0.4-50
CN	mg/l	0.04-90
AOX	µgCl/l	320-3500
Fenol	mg/l	0.04-44
As	µg/l	5-1600
Cd	µg/l	0.5-140
Co	µg/l	4-950
Ni	µg/l	20-2050
Pb	µg/l	8-1020
Cr	µg/l	30-1600
Cu	µg/l	4-1400
Hg	µg/l	0.2-50

Bu nedenle literatürde yer alan sızıntı suyunun karakteristiğine dair bilgiler geniş konsantrasyon aralıkları ile ifade edilmektedir. Sızıntı suyunu çok karmaşık bir bileşime sahip olması ve konsantrasyonlarında sürekli değişmelerin meydana gelmesi, uzaklaşma ve arıtılabilirlik bakımından dengelenmesi gerekli kılmaktadır. Bu amaçla depo yerinden çıkan sızıntı sularının bir havuzda veya lagünde biriktirilmesini takiben uzaklaştırılması (arıtma veya spreyleme) daha uygun olmaktadır.

1.1.5. Çöp Depolama Sızıntılarının Su Kaynaklarına Etkileri

Çöplerin açık depolanması, Türkiye'de yaygın olarak kullanılan yöntemdir. Genelde yöntem çöplerin gelişigüzel atılması şeklinde uygulanmaktadır ve depolama alanların birkaçı kente su veren su havzalarının içinde yer almaktadır. Bu nedenle kentin su kaynakları büyük bir tehlike içindedir. Depolama alanlarının çevreye yapabilecekleri olumsuz etkilerin minimuma indirgenebilmesi için pek çok teknik geliştirilmiştir. Ne yazık ki ülkemizdeki çöp depolama alanlarının büyük bir bölümünde bu tür teknikler uygulanmamaktadır. Bunun da ötesinde katı atıkların toplanması ve bertarafında özellikle tehlikeli ve zararlı maddeler içeren endüstriyel atıklar için hiçbir ayırım yapılmamakta, bu atık bileşenleri de evsel kaynaklı çöplerle birlikte depolama alanlarına gelişigüzel bir biçimde boşaltılmaktadır.

Depolama alanlarında oluşan sızıntı suyunun miktarı bu alanlara dışarıdan giren suyun miktarı ile orantılıdır. Bu nedenle altyapısı mevcut olmayan, yüzeysel suların deponiye girmesi önlenmemiş ve yüzeyi yağışlara açık düzensiz çöp depolama alanlarından kaynaklanacak sızıntı suları da önemli miktarlara ulaşacaktır.

Sızıntı suları, depolama hacmi içinde kaldıkları sürece çevresel sorunlar yaratmazlar. Bu alanı terk ettiklerinde ise iki ayrı yörünge izleyebilirler: Yeraltına sızma veya yüzeysel akış. Her iki yörünge boyunca da oluşturdukları kirlenme problemleri özellikle su kaynaklarını etkiler. Yeraltına sızan suların akiferlerde mevcut, kullanılabilir yeraltı suyu kaynaklarına ulaşması sonucunda bu kaynaklarda uzun yıllar boyunca giderilemeyecek kirlenmeler ortaya çıkabilir. Böyle bir durumun oluşması, söz konusu su kaynağının elden çıkması ve sürekli kaybı anlamına gelir.

Bu kaynakların mutlaka kullanılması gerekiyorsa, yeraltından çekilen suların çok pahalı arıtma kademelerinden geçirildikten sonra kullanımı mümkün olur. Bu durumda yapılması gereken harcamalar, başlangıçta düzenli ve korunmuş çöp depolama düzeni yapılması için gerekli olacak harcamalardan çok daha fazladır.

Yüzeysel akışa geçen sızıntı suları, özellikle içme suyu temin edilen havzalarda, içme suyunun kalitesine olumsuz etkiler yapar. Yüzeysel akıştan yeraltına sızan kısımları ise yukarda belirtilen yer altı suyu kirlenmesi problemlerine neden olabilirler. Depolama alanlarından yüzeysel olarak ortaya çıkan sızıntıların karakterizasyonu ve bu sızıntıların zararlı etkilerinin azaltılması nispeten daha kolaydır. Sızıntı sularının içerdikleri çeşitli kirletici parametrelere göre, bu sulara atıksu arıtma tekniğinden bilinen yöntemlerin uygulanmasıyla, söz konusu zararların minimuma indirilmesi mümkündür.

Modern depolama tekniğinde alınacak ilk önlem, depolama hacmine dışarıdan girebilecek her türlü yabancı suyun önünün kesilmesi ile, oluşabilecek sızıntı suyunun miktarını minimuma indirmektir.

1.2.Yapay Sulak Alanlar

19.yy. sonları ve 20.yy. başlarında nüfusun hızlı artışı ve teknoloji devrimi ile birlikte hayat standartlarının yükselmesi ve ölüm oranlarının azalması, kentlerde yoğun bir nüfus ortamı meydana getirmiş, paralelinde de hızlı bir kirlilik oluşmaya başlamıştır. İngiltere’de başlayan sanayi devrimi ile birlikte batı ülkelerinde gelişerek devam eden ve daha sonra diğer ülkelere de geçen seri üretim sonucunda oluşan yan ürünler dünya üzerinde var olan ekolojik denge üzerinde olumsuz etkilere sebebiyet vermektedir (Yücel, 1997). 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 faaliyetlerin 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. Gelişmiş ülkeler tüm bu olumsuzlukları göz önüne alarak doğal bir arıtma sistemi planlamaya çalışmış ve sonuçta yapay sulak alanlar oluşturulmuştur. Yapay sulak alanlar, doğal sulak alan sisteminde var olan olguları taklit etmek üzere dizayn edilen ve atıksuların kirleticilerinden arındırılmasında diğer araçların yanında sulak alan bitkilerini, toprakları ve bunların mikroorganizmalarını kullanan sistemlerdir.

Yapay sulak alanlarda doğal çevre koşullarında su, toprak, bitkiler, mikroorganizmalar ve atmosferin etkileşimleri sonucunda, kirleticilerin uzaklaştırılmasını sağlayacak kimyasal, biyolojik ve fiziksel işlemler ortaya çıkmaktadır. Doğal sistemlerdeki doğal işlemler, arıtma tesislerinde kullanılan çökeltme, filtrasyon, gaz transferi, adsorbsiyon, iyon değişimi, kimyasal çökeltme, kimyasal yükseltgenme ve indirgenme, biyolojik çevrim ve ayrıştırma gibi pek çok mekanik işlemin yanında fotosentez, fotooksidasyon ve bitki alımı gibi pek çok özel mekanizmayı da içerir. Bu işlemler bir arıtma tesisindeki dizisel işleyişin aksine tek bir ekosistem reaktörünün içinde doğal hızlarda ve kendiliğinden yürüme eğilimindedir. Yapay sulak alanlarda bu prosesler birbirine bağlıdır (Karul, 1995).

Yapay sulak alanlar, düşük kuruluş ve işletme maliyetli olması, enerji ihtiyacının olmaması, yüklemeye karşı diğer sistemlerden daha az hassas olması, ağır metal gibi kirleticilerin üretildiği yerlerde kurulabilmesi, pestisit ve gübreler gibi noktasal olmayan kaynakların kontrolünü sağlaması gibi avantajlarını nedeniyle ki günümüzde popülaritelerini artırmışlardır. Ayrıca, sulak alanlar yeşil alan, yaban hayatı ortamı, rekreasyonel ve eğitici alanlar sunabilmektedir.

Yapay sulak alanlar genellikle su arıtım aracı olarak kullanılmak üzere inşa edilirler ve bu sulak alan sistemleri yüzey akışlı ve yüzeyaltı akışlı olarak iki gruba ayrılırlar. Her iki türdeki sulak alanlar da fazla derin olmayan çukurluklarda ve nehir yataklarında sızmaya engel olacak bir yüzeyaltı bariyeri yapılmak suretiyle inşa edilirler.

1.2.1.Yapay Sulak Alanların Tarihçesi

Yapay sulak alanlarla atıksuların arıtımı ile ilgili ilk çalışma 1950’li yılların başlarında Almanya’da gerçekleşmiştir. Bu çalışma; küçük çaplı bir model olarak yapay sulak alan arıtım sisteminin yapımı ve bu konudaki araştırmaları içermektedir. Bunu izleyen yıllarda yapılan daha detaylı bir çalışmada ise birçok sucul bitkinin, kimyasal kirleticilerin olumsuz etkilerini azaltma ve onları absorbe etme yönündeki yetenekleri saptanmıştır. 1953 yılında sonuçlanan bu çalışmada üç köşe (*Scirpus lacustris* L.) gibi bazı bitkilerin fenolleri, patojenik bakterileri ve diğer kirleticileri bertaraf etme yeteneğine sahip oldukları, bunun yanında da suda yetişen bazı bitkilerin kendi performanslarına yardımcı olan çeşitli fizyolojik ve morfolojik değişiklikler sergiledikleri gözlemlenmiştir.

Bu konudaki bir başka önemli çalışma ise 1973 yılında Kadlec tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada, 42 hektarlık bir alanı kaplayan ve bir havuz ile bir sazlık sistemden oluşan gerçek boyutlarda ve araştırma amaçlı bir yapay sulak alan inşa ettirilmiştir. Sistemde, suyun bir havuzdan çıkıp diğerine girerken içinden geçmesi amacıyla yönelik olarak yapılmış her biri 0.25 hektar yüzölçümünde üç adet sazlık oluşturulmuştur (Bahr ve ark., 1974). Bu çalışma gerçek boyutlarda bir sulak alanın arıtım performansını değerlendirmek için yapılmış en önemli çalışmalardandır.

1975 yılında, Pennsylvania Üniversitesinde düzenlenen biyolojik atıksu arıtımı konusunda ilk uluslararası konferans gerçekleştirilmiştir. Bu konferansın sonrasında konuya ilişkin araştırmalar büyük bir hızla gelişmiş ve küçük çaplı modeller oluşturulmuştur. Burada yapılan çalışmaların sonucunda septik tankların yerine, yapay sulak alan sisteminin kullanılmasının üstünlüğü ortaya konulmuştur (Sloey ve ark., 1978).

Yapay sulak alanların daha soğuk iklimlerdeki fonksiyonel yetenekleri konusunda en iyi bilgiler 1979 yılında kurulan araştırma amaçlı bir sistemde 1980–1984 yılları arasında gerçekleştirilen çalışmalar sonucunda elde edilmiştir. Büyüklükleri, konfigürasyonları, derinlikleri, yükleme oranları, kalış süreleri farklılıklar gösteren beş ayrı sazlık alan, bir yıllık süreyle soğuk bir iklimde test

edilmiştir. Sazlıkların üstlerinde kış mevsiminde yaklaşık 10 cm kalınlığında buz katmanları oluşmuştur. Buz katmanının altından ise kış mevsimi süresince atıksu akışı gerçekleşmiştir. Sistemde kullanılan yegane bitki olan hasırotunun (*Typha Angustifolia*) kış aylarında tamamen uykuda olan bir bitki olmadığının farkına varılmıştır. Sistemin, kışın en soğuk aylarında azalan bir oranda olmasına rağmen, kabul edilebilir bir bertaraf etme mekanizması sunduğu ortaya çıkmıştır. Sonuçlara göre, 200 m³/ha.gün hidrolik yükleme oranının ve 7 günlük bekletme süresinin, maksimum arıtım etkinliği sağladığını ortaya koymuştur. Çalışmada; dar kanal konfigürasyonunun en etkili dizayn olduğu kanıtlanmış olup kullanılacak boy/en oranının en az 10/1 olması önerilmektedir (Reed ve ark., 1984). Ancak bazı yerlerde, yüzeyaltı akış sistemlerde yapılan araştırmaların sonuçları ise, uzunluk/genişlik oranının dar girişlerde tıkanmalara neden olabileceği yönünde öneriler içermektedir.

Sonuçta; 1986 yılında gerçek boyutlarda işlevsel bir yapay sulak alan arıtım sistemi inşa edilerek kullanıma sunulmuştur. Stabilizasyon havuzlarının yerini alan bu sistemin amacı, gerçek boyutlarda bir yapay sulak alanın arıtım performansının ve işlevsel sistemlerinin test edilmesi ve seçilen ön arıtım metodunun değerlendirilmesidir. Sistem 4.000 kişilik bir yerleşim biriminin atıksularının arıtılması için dizayn edilmiş olup birbirinden bağımsız olarak çalışan iki ayrı hücre olarak oluşturulmuştur (Herskowitz ve ark., 1986).

1980 yılında, atıksu arıtımında önemli iki uzman olan Tchobanoglous ve Culp, atıksu arıtımında yapay sulak alanların kullanımı konusunda derinlemesine yapılan ilk mühendislik çalışmalarını gerçekleştirmişler ve aşağıda sıralanan faktörlerin daha ayrıntılı bir biçimde bilinmesi için ek araştırmaların yapılmasının gerekliliğini belirtmişlerdir.

Yapılması önerilen bu çalışmalar;

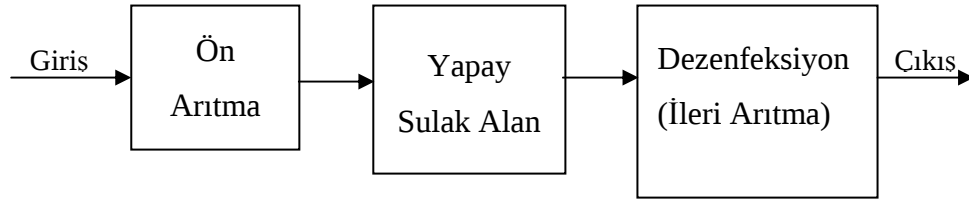
- Elde edilen arıtımın derecesinde bitki türü ve kuru maddenin etkisi,
- Besin maddesi alımında hasat edilen bitkinin etkisi,
- Bitkinin adaptasyonunda tabandaki katmanın etkisi ve arıtımın derecesi,
- Arıtımın derecesinde, kalış süresinin etkisi,
- Arıtımın derecesinde, mevsimlik koşulların etkisi,
- Arıtımın derecesinde, humus ve atık bileşenlerinin etkisi

- Bitki türü, kuru madde, kalış süresi ve sıcaklığın bir fonksiyonu olarak bertaraf edilen kinetiklerin belirlenmesi,
- Arıtımın derecesinde, sulak alan konfigürasyonunun etkisi,
- Durağan parçaların giderim kapasitesi olarak sıralanabilir (Tchobanoglous ve ark., 1980).

80’li yılların sonlarında (Hammer ve ark., 1989), küçük kasabalarda atıksuların arıtımı için bir dizi gerçek boyutlarda ve küçük çaplı model yapay sulak alan projeleri yapmıştır.

1.2.2.Yapay Sulak Alanların Tipleri

Yapay sulak alanlar, yüzey akış sulak alanları ve yüzeyaltı akış sulak alanları olarak iki tipte inşa edilebilirler. Aynı zamanda yapay sulak alan sistemleri klasik su arıtım teknolojileri ile de kombine edilebilmektedirler (Şekil 1.2.).



Şekil 1.2. Genel Arıtım Planlaması

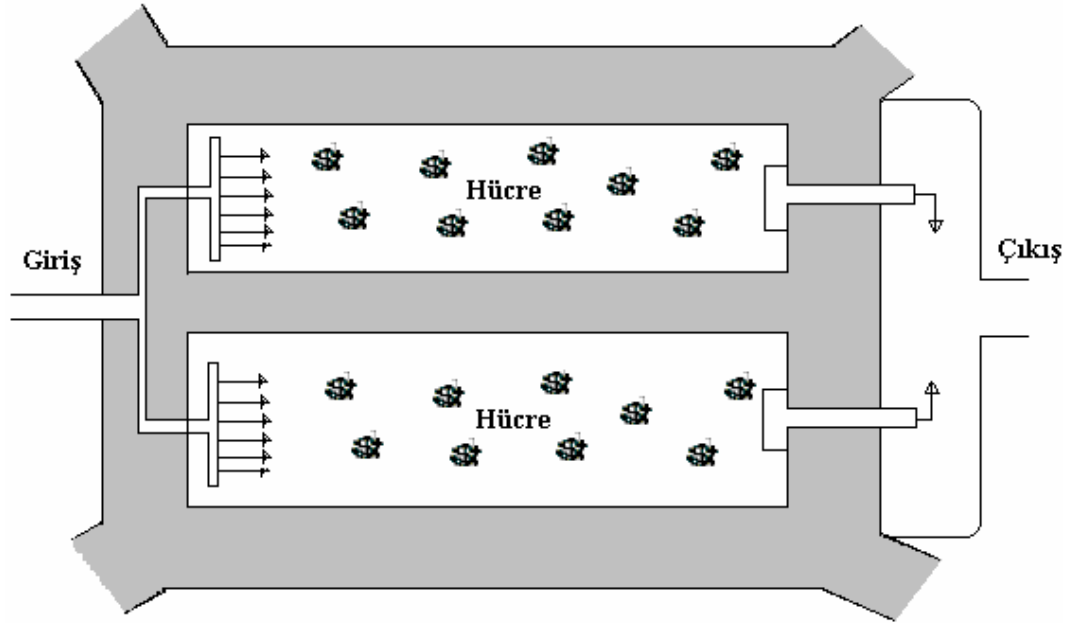
1.2.2.1.Yüzey Akış Sulak Alanları

Yüzey akış sulak alanları, sıg bir yatak veya kanal içinde uygun bir sucul vejetasyon içeren ve toprak yüzeyinde pek fazla derin olmayan bir su akışına sahip olan sistemlerdir. Bu özelliği ile daha çok doğal sulak alanları çağrıştırırlar. Bu sistemlerde su yüzeyi kanal boyunca aktığı esnada atmosfere açıktır.

Oksijen kaynağı yüzey havalandırmasıdır. Başlıca biyokimyasal bozunma reaksiyonları ortamları bitkilerin su altında kalan bölümleri ve dip birikintilerinin yüzeyleridir (Karul, 1995). Tipik bir yüzey akışlı sulak alanın plan ve boyuna kesiti Şekil 1.3.’de verilmektedir.

Yüzey akış sulak alanları yaklaşık olarak 0.6-0.8 m. derinliğinde olup yatakları çakıl, kum veya seçilmiş kum ile doldurulur. Havuzun başlangıcında bir

dağıtım kanalı ve çıkışında çıkış borusu bulunur(Şekil 1.3.). Yüzey akış sulak alanları, artırılmış yüzey alanı sayesinde, benzer boyutlardaki bir yüzeyaltı akış sistemine kıyasla daha yüksek bir arıtım etkinliğine sahiptir. Bu nedenle de diğer sistemlere göre alan gereksinimi daha fazladır (EPA, 1999).



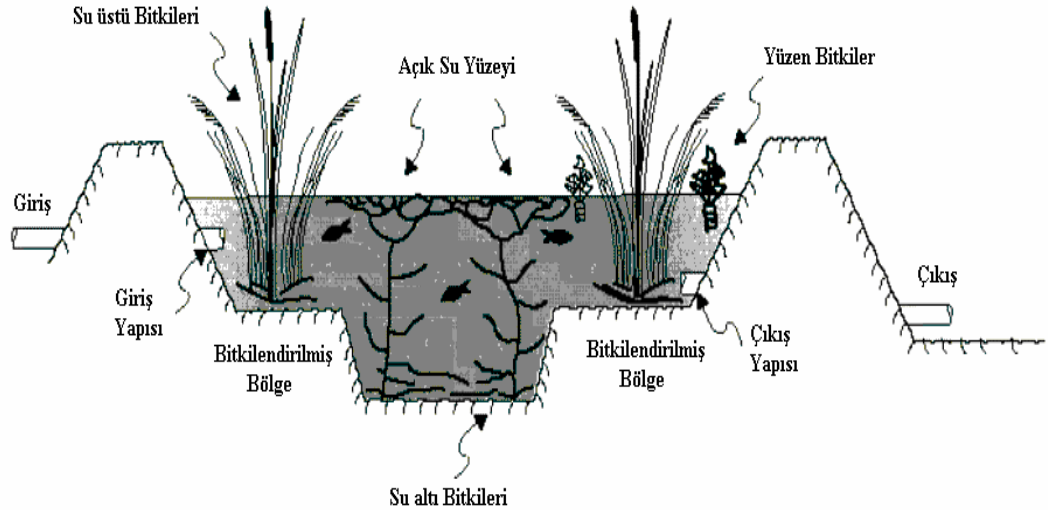
Şekil 1.3. Yüzey Akışlı Sulak Alanların genel görünümü (OEMC, 2001)

Bu sistemin en büyük dezavantajları koku problemi, sivrisinek ve diğer vektörlerin üremesidir. Bitkiler oldukça sık olduğundan sivrisineklerle mücadelede kesin bir başarı elde edilememektedir. Yüzey akış sulak alanları aynı zamanda yeni yaban hayatı habitatları yaratmak veya yakındaki mevcut sulak alanları geliştirmek amacıyla da tasarlanabilirler.

Yüzey akış sulak alanı; fazla derin olmayan çukur bir arazi, vejetasyonun tutunduğu toprak veya benzeri başka bir materyal, bu çukur zeminde az da olsa bir miktar suyun kalmasına olanak veren su kontrol yapılarını içermektedir (Şekil 1.4.). Suyun üst yüzeyi her zaman zemin düzeyinden daha üsttedir. Bu tür sulak alanlar daha çok doğal bataklıklara benzemektedirler.

Su arıtımının yanısıra doğal hayata yataklık ederek ve estetik güzellikler sunarak da faydalı olmaktadır. Suyun yüzeye yakın bölgelerinde aerobik, daha derin bölümlerinde ise anaerobik ortamın varlığı söz konusudur.

Yüzey akışa geçen yağış sularına ilişkin sulak alanlar, tarımsal atıksular ve maden ocaklarının drenaj sularının arıtımı için inşa edilen sulak alanlar genellikle yüzey akış sulak alanlarıdır.



Şekil 1.4. Yüzey akış sulak alanının boyuna kesiti (EPA, 2001)

Yüzey akış sulak alanları, bazen serbest su yüzeyi sulak alanları, veya eğer maden ocakları drenaj sularının arıtımı için kullanılıyorsa ise aerobik yüzey alanlar diye de adlandırılırlar.

Yüzey akış sulak alanlarının en büyük avantajları işletmelerinin çok kolay, masraflarının da çok düşük oluşudur. Belli başlı dezavantajları ise büyük bir alanın bu iş için kullanılmasını gerektirmeleridir.

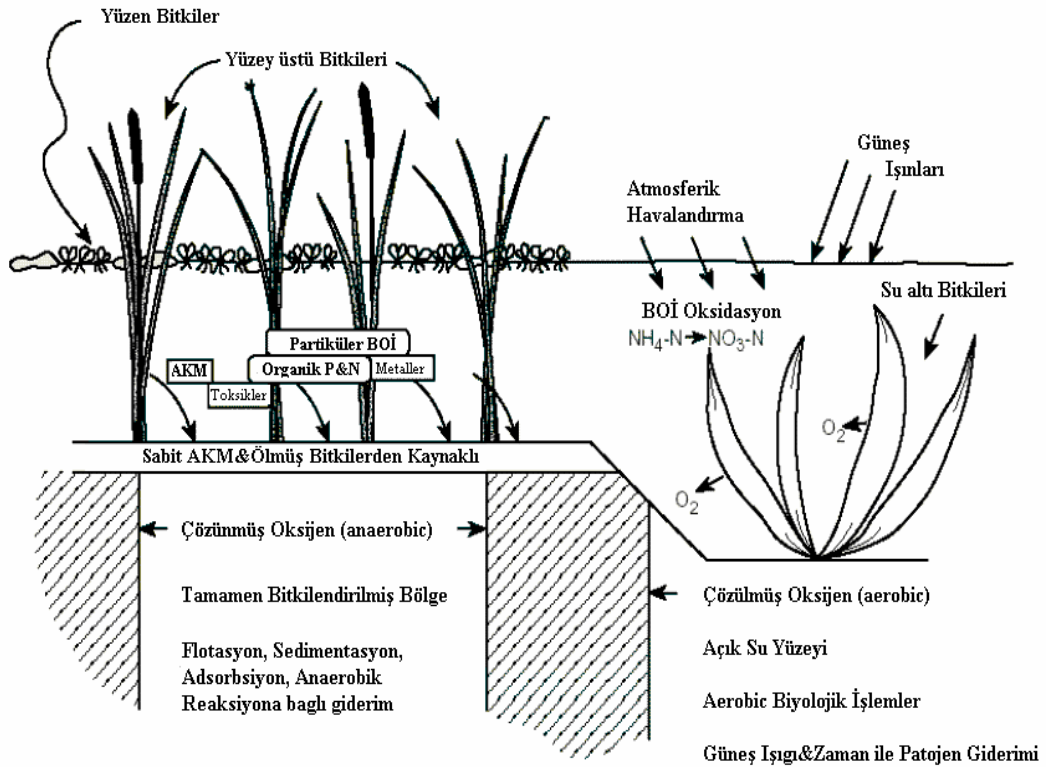
Yapay sulak alanlara verilen atıksuların giderim mekanizmaları genel anlamda Şekil 1.5.'te verildiği gibi öncelikle atıksuların içerdiği azotun bir kısmı denitrifikasyonla giderilirken, bir kısmı da bitkiler tarafından kullanılır.

Yapay arıtım sulak alanlarında esas fosfor giderim mekanizması ise kimyasal çökeltme ve adsorplamadır. Bitkiler de bir miktar fosforu bünyelerine alarak kullanmakta ve giderime yardımcı olmaktadır.

Bakteriler, süzme, ölme-yok olma, çökeltme, tutma ve adsorplama mekanizmalarının hepsi bir arada kullanılarak giderilir. Yağmurlama sistemlerinde

bazı bakteriler bitki örtüsü tarafından tutulur ve kurutma, ölüm ve avlanma yoluyla imha edilir.

Organik maddeler ise, atıksuda bulunan organik maddeler bitkiler ve zemin tarafından filtre edilmek suretiyle ve biyolojik oksidasyonla giderilir.

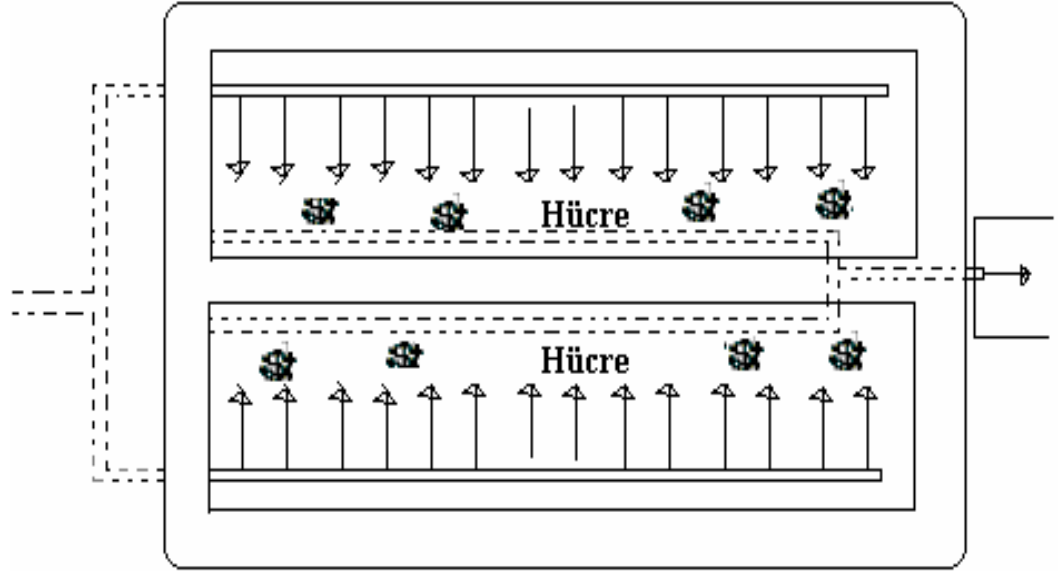


Şekil 1.5. Yüzey akış sulak alanlarda giderim mekanizmaları (EPA, 2001)

1.2.2.2.Yüzeyaltı Akış Sulak Alanları

Yüzeyaltı akış sistemlerinde su, çakıl veya kırma taşlarla doldurulmuş bir çanak veya su yatağına akıtılır. Verilen suyun yüzeye çıkmaması esas alınmak suretiyle dizayn edilir. 0.3-0.4 m veya daha derin bir geçirgen ortama sahiptirler (EPA,2000).

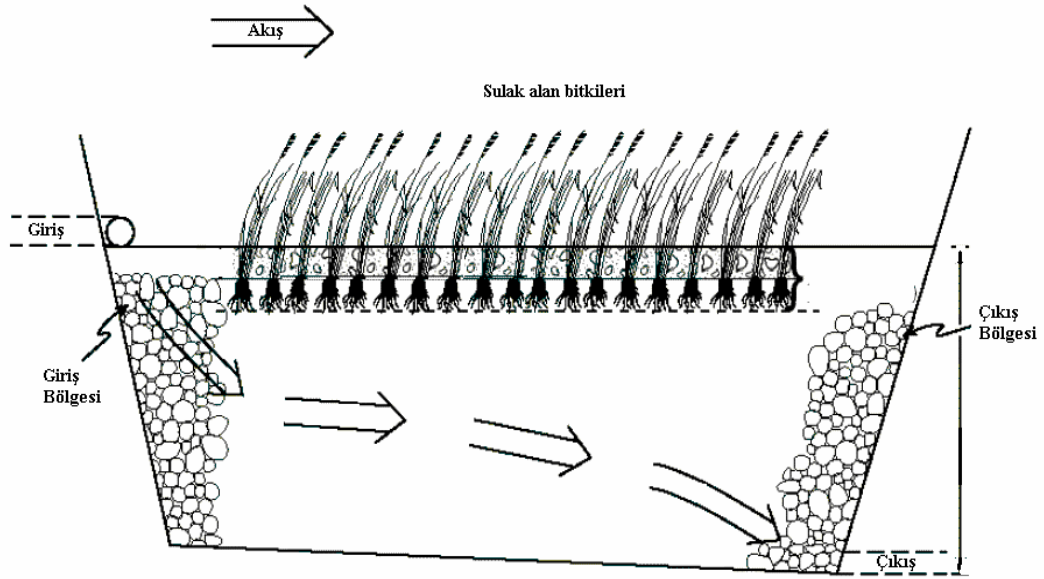
Bu tür sistemler, kaba bünyeli materyalden oluşan topraklarında, çok çeşitli çiçekli ve çiçeksiz bitki türünün yetişmesine ortam hazırlamış oldukları için göze hoş gelen bir görünüm sergilerler. Tipik bir yüzeyaltı akışlı sulak alanın plan ve boyuna kesiti Şekil 1.6.ve Şekil 1.7.'de verilmektedir.



Şekil 1.6. Yüzeyaltı akışlı sulak alanların genel görünümü (OEMC, 2001)

Yüzeyaltı akışlı sistemlerde aerobik koşulları sağlamak için mevcut tek oksijen taşıma mekanizması oksijenin yapraklardan köklere taşınmasıdır. Bu durumda biyokimyasal reaksiyonlar tıpkı bir damlatmalı filtrede olduğu gibi ortamın çeperlerinde ve bitkilerin su altında kalan kısımlarında yer alır. Bitkilerin kök bölümlerine taşınan oksijen, arıtım için gerekli aerobik koşulları sağlar (Karul, 1995).

Anaerobik ortam koşullarından kaçınabilmek için köklerin yüzeyaltı akış sistemi yatağının bütün derinliği boyunca uzanması gerekir. Bu sistemlerin hasada ve yeniden tanzime gerek olmadan 50 yıl hizmet edebilecekleri düşünülmektedir. Fakat bu kadar uzun süreden beri çalışan bir tesis olmadığından doğruluğu tam olarak bilinmemektedir.



Şekil 1.7. Yüzeyaltı akışlı sulak alanların boyuna kesiti (EPA, 2001)

Daha az koku yaratmaları, yüzey akış sistemlerde sorun yaratacak sivrisinek ve diğer vektörlerin üremelerine izin vermemeleri ve kaya veya çakıl ortamın havuz çıktılarındaki alg miktarını azaltmadaki verimliliği yüzeyaltı akışlı sulak alanların en önemli avantajlarıdır (EPA, 1999).

Yüzeyaltı akış sulak alanları kaya veya çakıldan oluşan bir zemine sahiptirler. Planlamaları ise su düzeyinin, sulak alanın tabanından daha aşağılarda olacağı şeklinde yapılmıştır. Yüzeyaltı akışlı dizayn edilen yapay sulak alanların akış güzergahı yatay veya dikeydir. Yüzeyaltı akışlı sulak alanlar; bitkilendirilmiş su ile doymun yataklar, kök bölgesi metodu, mikrobiyal kamış filtre, bitki-kaya filtre sistemi gibi farklı isimlerle adlandırılırlar.

Sulak alan zemini tarafından ortaya konan hidrolik zorlamalar nedeniyle yüzeyaltı akış sulak alanları nispeten düşük düzeydeki partikül konsantrasyonları ve düzenli akıştan dolayıdır ki atıksu koşullarına en iyi uyum sağlayan sulak alan sistemleridir.

Yüzeyaltı akış sulak alanlarının yüzey akış sulak alanlarına kıyasla avantajları;

- Düşük sıcaklıklara dayanma düzeyi,

- Zararlı (pest) ve koku problemlerinin azlığı,
- Birim alandaki asimilasyon potansiyelinin yüksek oluşudur.

Gözenekli materyalin daha geniş bir arıtım yüzeyi sağlamasından dolayı daha hızlı bir arıtım işlemi oluşturduğu kabul edilmektedir. Bu nedenledir ki aynı miktardaki atıksuyu ıslah etmek için daha küçük boyutlarda bir sistemin inşa edilmesi yeterli olabilmektedir. Ayrıca su yüzeyi açıkta olmadığından dolayı toplumsal problemler minimize edilmekte olup parklarda yaygın bir biçimde kullanılmaktadır.

Yüzeyaltı akış sulak alanların dezavantajları ise;

- Yapım ve bakım masraflarının fazla, kullanımlarının da o oranda daha zor oluşudur. Zaten bu nedenledir ki genellikle daha küçük çaplı akışlarda tercih edilmektedirler.
- Tıkanma ve taşkın debisine maruz kalma problemleri ile de sıklıkla karşılaşılmasıdır.

1.2.3.Yapay Sulak Alanların Bileşenleri

1.2.3.1.Hidroloji

Sulak alanlar doğal olarak suyun derin olmayan bir biçimde birikebileceği çukurluklarda ve suyun aşağı tabakalara sızarak kaybolmasına olanak vermeyen toprak katmanlarına sahip olan alanlarda oluşurlar. Bu koşullar yapay bir sulak alan inşa etmek amacıyla yapay olarak da yaratılabilir. Araziyi suyu tutacak bir biçime getirip yüzeyini de toprağı derinlere sızdırmayacak şekilde yalıtım işin esasını oluşturmaktadır.

Hidroloji, tüm fonksiyonlarla bağlantısı nedeniyle yapay sulak alanların başarılı veya başarısız olmasını sağlayan en önemli dizayn faktörüdür. Sulak Alan hidrolojisi diğer su çalışmalarına ilişkin hidrolojilerden farklı değilse de yine de bazı önemli farklılıklar içermektedir. Bunlar;

- Hidrolojideki küçük farklılıklar bir sulak alanın özelliklerinde ve onun iyileştirme etkinliğinde hayli önemli olabilmektedir.

- Suyun geniş bir alanı kaplamasına karşın az bir derinliğe sahip olması dolayısıyla bir sulak alan sistemi, yağış ve buharlaşma ilişkileri açısından son derece büyük bir öneme sahiptir.
- Bir sulak alandaki bitki yoğunluğu, öncelikle bitkilerin köklerinin, yapraklarının, rizomlarının sel yollarını engellemesi, ikinci derecede ise rüzgara ve güneşe karşı engel oluşturması nedeni ile sulak alan hidrolojisini büyük boyutlarda etkiler.

Sulak alanların tüm yapısını ve fonksiyonlarını belirleyen en önemli etken hidrolojidir. Uygun hidrolojik koşulların elde edilmesiyle fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin de etkili bir şekilde çalışması sağlanmaktadır. Düzensiz hidrolojik koşullar sistemdeki bitkilerin ve diğer canlıların yaşamını olanaksızlaştırmaktadır.

Sulak alanın hidrolojik rejimini belirleyen parametreler

- Bitki sıklığı
- Zaman
- Derinlik,
- Akışın sürekliliği
- Günlük ve/veya mevsimlik su düzeyindeki değişiklikler
- Çıkış yapısı

Bütün bunların yanında hidrolojik çevrimde yer alan yağış, yüzey akış, sızma ve buharlaşmanın da göz önünde bulundurulması gerekir (Mitsch ve ark., 1993; Vymazal ve ark., 1999).

Sulak alan boyutlandırılmasında hidrolojik rejime doğrudan bağlı olan bekletme süresi ve hidrolik yükleme hızı, göz önüne alınması gereken iki önemli değişkendir. Küçük yerleşim yerleri için sulak alan boyutlandırılmasında hidrolik yükleme hızı bazı literatürlerde 1,4-22 cm/gün arasında verilmiştir (Mitsch ve ark.,1993). Sistemdeki makrofitlerin yoğun halde bulunması yük kaybına neden olmaktadır.

Yük kayıpları Manning denkleminde göre hesaplanmaktadır. Ancak laminar akım özelliği gösteren sulak alan sistemleri için türbülanslı akıma uygun olan Manning denkleminin doğrudan kullanılması mümkün değildir (Kadlec, 1995). Sulak alanlarda su akışının yüzey akışlı veya yüzeyaltı akışlı olabilmesi nedeniyle bu

akış türlerine uygun olacak şekilde Manning formülünün yeniden düzenlenmesi gerekmektedir (Mitsch ve ark., 1993; Gopal, 1999).

1.2.3.2.Sulak Alan Zemini, Sediment ve Katı Atıklar

Sulak alanların, üzerinde inşa edildikleri yerler genelde toprak, kum, çakıl, kaya, veya kompost gibi organik materyallerdir. Düşük su hızı ve etkin besleme gibi nedenlerden dolayı sulak alanlarda sediment ve katı atıklar yığılma gösterirler. Sulak alanlarda zemin, sediment ve katı atıklar aşağıda sıralanan nedenlerle bir hayli önemlidirler.

- Sulak alanlardaki canlı organizmaya yaşam ortamı oluştururlar.
- Zeminin geçirgenliği, suyun alt tabakalarına doğru hareketini etkiler.
- Sulak alan zemininde pek çok kimyasal ve biyolojik değişim yer alır.
- Sulak alan zemini pek çok kirletici materyale depo olanağı sağlar.
- Katı atıkların birikimi, sulak alanlardaki organik madde miktarının artmasını sağlar.

Organik maddeler ise materyalin değişimi olgusunu ve mikrobiyal faaliyetleri sağlamakta olup iyi bir karbon kaynağı durumundadırlar.

Toprakların ve diğer zeminlerin fiziksel ve kimyasal karakteristikleri su altında kaldıklarında değişim gösterirler. Doygun olmuş bir sulak alan zemininde gözeneklerdeki atmosferik gazların yerini su almakta ve mikrobiyal metabolizma da oksijeni kullanmaktadır.

Sulak alan toprağı ya da sedimenti hem kimyasal dönüşümlerin gerçekleşmesinde rol alır, hem de sulak alan bitkileri için gerekli kimyasal besinlerin temel kaynağını oluşturur. Genellikle sulak alan toprağı hidrojenli toprak olarak tanımlanır. Hidrojenli toprak iki sınıftan oluşur. Organik toprak (biyokütle bozunması ile oluşur) ve mineral (alüvyon) topraktır (Vymazal ve ark., 1998).

Yapay sulak alan projeleri genellikle büyüklük, şekil ve uygulama noktası açısından büyük farklılıklar gösterir. En kısıtlayıcı faktör ise ihtiyaç duyulan arazi miktarıdır.

Toprağın ve diğer alt katmanların fiziksel ve kimyasal karakteristikleri su altında kaldığında değişim göstermektedir. Doymuş olan alt katmanlardaki gözeneklerin içerisindeki atmosfer gazlarının yerini su almakta ve mikrobiyal metabolizma da suyun içerisindeki mevcut çözünmüş oksijeni kullanmaktadır.

1.2.3.3.Vejetasyon

Sucul bitkiler, yapay sulak alanların en önemli bileşenlerindendir. Sucul bitkilerin yapay sulak alanlardaki işlevleri;

- Besinleri kendi büyümeleri için tutmanın yanında, besin döngüsündeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerde besinleri azaltıcı etkide bulunurlar.
- Sulak alan içinde ki su akışına direnç gösterirler,
- Bekletme süresini arttırlar,
- Askıda katı maddelerin çökmesini kolaylaştırırlar,
- Kökleriyle suyun akışını düzenler,
- Ölümünden sonra suda besin oluştururlar,
- Mikrobiyal büyüme için geniş yüzey alanı sağlamasının yanında suya organik madde verirler,
- Pek çok sucul bitki, topraktaki anaerobik tabakaya oksijen transferini gerçekleştirmektedir,
- Böylece kök bölgesinde ağır metallerin yükseltgenmeleri ile çöktürmelerini sağlamaktadırlar (Vymazal ve ark., 1998; Gopal, 1999).



Şekil 1.8. Bitkilendirilmiş bir yapay sulak alan

Sulak Alan içerisinde yetişen sucul bitkilerin seçiminde aşağıdaki kriterler göz önünde bulundurulmalıdır;

- Atıksuyu arıttığı kanıtlanmış olmalıdır.
- 150-200 mm boyunda bir kök sistemi oluşturmali.
- Zorlu, kayalık çevresel koşullarda yaşamına devam edebilmelidir.
- Sınırlı miktarda biyokütle üretmek durumunda olmalıdır.
- Estetik olarak ta hoş a gider durumda olmalıdır.
- Doğal ortamdan, ve kolaylıkla elde edilebilmelidir.

Evsel atıksuların arıtımı için tasarlanmış yapay sulak alanlar (Şekil 1.8), ana fonksiyonları esas arıtımı sağlayacak güçlü bir kök yapısını geliştirmek olan bitkiler ile, önde gelen görevi süs ve görünüm güzelliği sağlamak olan ve sulak alanların kıyı ve kenarlarına dikilen bitkilerin kombinasyonuna olanak sağlarlar.

Yapay sulak alanlarda genellikle çabuk büyüyen bitkiler yetiştirilir. Odunsu olmayan bu bitkilerin kökleri sulak alan zemininde de büyür, gövde ve yaprakları ise su üstüne çıkar. Yapay sulak alanlarda yaygın olarak yetişen bitkiler; üçköşe (*spircus Lacustris.L*), karnış (*Pragmites australis*), hasır otu (*Typha latifolia .L*), ve bazı geniş

yapraklı çeşitlerdir. Yapay Sulak Alanlarda kullanılabilecek bazı bitki cinsleri ve bunların doğal yaşam ortamları Şekil 1.8.'de verilmiştir.

Yapay sulak alanlarda kullanımı yaygın olan bu bitkilerin en önemli özelliği sadece yılda bir kez hasat edilmeyi gerektirmeleridir. Yukarıda sözü edilen bitkilerden başka, süsen adı ile ülkemizde tanınan *Irish pseudocuru* da besin ve askıda katı uzaklaştırma potansiyelinin yüksek olması nedeniyle yapay sulak alanlarda kullanılması planlanan diğer bir sucul bitkidir. Ancak, hasat zorluğu nedeniyle süsen yapay sulak alan araştırmalarında sadece pilot tesislerde kullanılabilmektedir (Mitsch ve ark., 1993; Gopal, 1999).

Yapay sulak alanlarda baskın makrofit türlerinin absorblama verimi sistemdeki diğer türlerle birlikte ortam şartlarına bağlı olarak değişmektedir. Su altı makrofitler su kütlesine doğrudan oksijen sağlarken, su yüzeyindeki ve serbest yüzen makrofitler de su yüzeyini örtmekte ve alg büyümesini önlemektedirler. Her ne kadar algler oksidasyon havuzlarında su arıtma süreçlerine katkıda bulunsalar da, aşırı alg büyümesi, sulak alanların ötrofikasyon tehlikesi ile karşı karşıya kalmasına neden olmaktadır (Brix, 1993; Gopal, 1999).

Çizelge 1.2. Yapay Sulak Alanlarda Kullanılan Köklü ve Yüzücü Bitkiler(Knight, 1997)

Bitki Cinsi	Büyüme Şekli	Yetiştirme Yeri	Gölge Toleransı
<i>Acer negundo</i>	Ağaç	Ormanlık sulak alanlarda	Tamamen güneşli yerler
<i>Acorus calamus</i>	Ot şeklinde	Tatlı sulardan, az tuzlu sulak alanlara kadar her yerde	Kısmi gölgeli yerler
<i>Alnus serrulata</i>	Çalı, funda	Sulak Alanlar	Tam güneşli
<i>Carex spp.</i>	Ot şeklinde	Sulak Alanlar, göl kıyıları	Tam gölgeli ve tam güneşli yerler
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Su altında	Göllere ve yavaş akan dereler	-----
<i>Cyperus esculentus</i>	Ot şeklinde	Yeni bataklıklar, ıslak çayırlar	Tam güneşli yerler
<i>Eichhornia crassipes</i>	Köksüz yüzen bitkiler	Tatlı su gölleri ve ağır akan dereler	Tam güneşli yerler
<i>Hidrocotyle umbellata</i>	Yüzen bitkiler	Kıyılarda, sığ sulak alanlar	Kısmi gölgeli yerler
<i>Nyssa sylvatica</i>	Ağaç şeklinde	Ormanlık sulak alanlar	Kısmi gölgeli
<i>Phragmites australis</i>	Yer bitkileri, ot cinsleri	Tatlı veya tuzlu sulu sulak alanlar	Tam güneşli yerler
<i>Pontederia cordata</i>	Ot şeklindeki bitkiler	Tatlı ve tuzlu sulak alanlar, gölet kıyıları	Kısmi gölgeli
<i>Populus deltoides</i>	Ağaç şeklinde	Ormanlık sulak alanlar	Tam güneşli yerler
<i>Nuphar luteum</i>	Köklü bitkiler	Sulak Alanlar, göletler	Kısmi gölgeli
<i>Scirpus americanus</i>	Ot şeklindeki bitkiler	Tuzlu sulu ve alkali sulak alanlar	Tam güneşli yerler
<i>Sparganium eurycarpum</i>	Ot şeklindeki bitkiler	Sulak Alanlar, gölet kıyıları	Kısmi gölgeli yerler
<i>Taxodium distichum</i>	Ağaç şeklinde	Tatlı sulu sulak alanlar	Kısmi gölgeli yerler
<i>Typha latifolia</i>	Ot şeklindeki bitkiler	Tatlı su sulak alanları, gölet bölgeleri	Tam güneşli yerler
<i>Scirpus valides</i>	Ot şeklindeki bitkiler	Tatlı tuzlu sulak alanlar	Tam güneşli yerler

1.2.3.3.(1). Yapay Sulak Alanlarda Kullanılan Örnek Bazı Bitkiler ve Özellikleri**1.2.3.3.(1).(a). Hasır Otu**

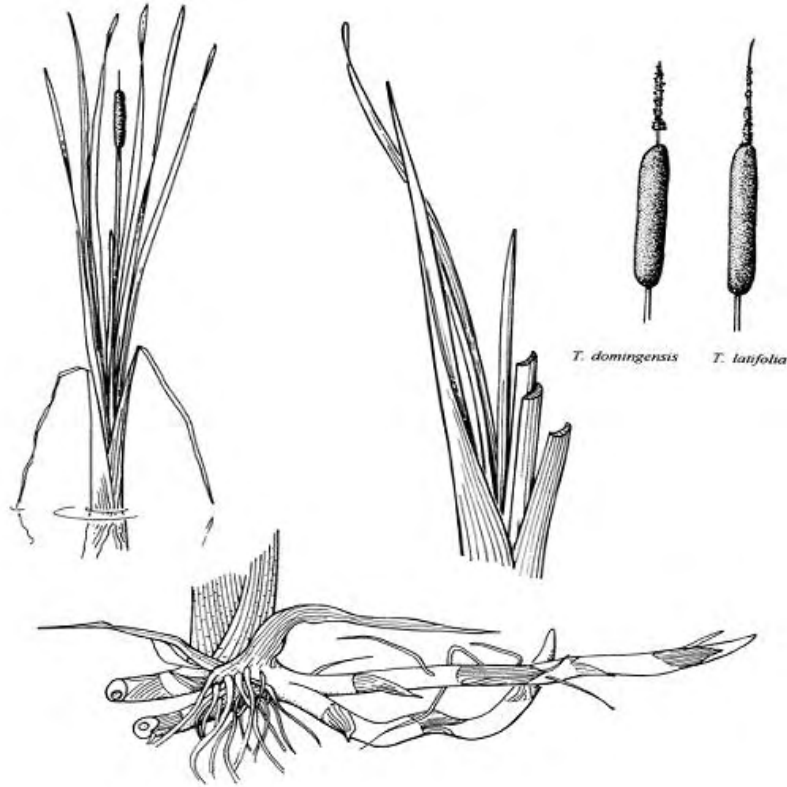
Familyası *Typhaceae*'dir. Tropik ve ılıman bölgelerde yaygın olarak yetişen dayanıklı 20'den fazla türe sahip olup 30-200 cm boyolanabilen çok yıllık rizomlu bir cinstir. Dik yapılı, küme formu olan bu cinste yapraklar ince uzun mızrak şeklindedir. Yaprak renkleri mavimsi-yeşildir. Çiçekleri başak üzerinde ve oldukça ilgi çekicidir (Şekil 1.9.ve Şekil 1.10.).



Şekil 1.9. Hasır otu bitkisi

Erkek çiçekler beyaz ve başağın üst kısmında, dişi çiçekler silindirik ve kahverengidir. Üretimleri tohumla veya bölme ile yapılabilir.

Typha cinsinin türleri hızlı büyüdükleri için kontrolleri güçtür. Bu nedenle saksı veya sınırlandırılmış alanlara dikilebilirler. Ülkemizde yaygın olan türler su kıyılarında, sığ sularda, karalarda yaşamaktadırlar (Söğüt, 1998).



Şekil 1.10. Hasır otu bitkisinin boyutları ve genel görünümü

1.2.3.3.(1).(b). Süsen

En iyi sucul süs bitkilerinden birisi de, bir hayli güçlü ve geniş, hemen hemen her iklime uyum sağlayabilen, özellikle ilkbahar aylarında sarı renkli çiçekler açan, 33 metre kadar derinliğe kök salabilen, geniş alanlarda kullanımı yeğlenen, 6,6-9,9 m boyundaki Bataklık Süsenidir.

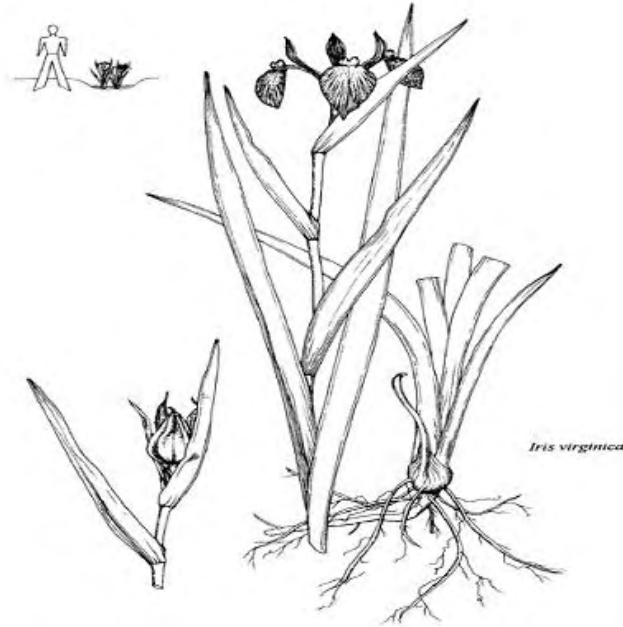
Süsen (*Irish pseudocorus*) tüm diğer süzenler gibi iyi bir dallanma ve büyüme için yeterli bir güneşlenme olayına gereksinim duymaktadır. Mavi süsen (*Irish versicolor*) ise 26,4 m derinliğe kadar kök salabilen ve daha küçük yapraklara sahip bir bitkidir (Şekil 1.11. ve Şekil 1.12.).

Soğanlı, sürünücü ve yumrulu köklü çok yıllık otsu bitkilerdir. Nemli topraklar ve kıyıda kullanılan süsenler “püskülsüz süsen” grubuna girmektedir. Bu irisler yumrulu, dik ve kümeli formlu bitkilerdir. Hayli dekoratif olan yaprakları kılıç şeklinde ve düzdür.



Şekil 1.11. Süsen çeşitleri (*Iris pseudacorus* ve *Iris versicolor*)

İlkbahar ve yaz döneminde açan çiçeklerinin renkleri mavi, mor ve sarıdır. Hibritlerinde ise oldukça farklı renkler vardır. Tohumla veya ilkbaharda bölünerek çoğaltılabilirler. Türkiye’de doğal olarak yetişen 34 türü vardır. Çeşitleri çok sayıda olup, bazı özellikleri yönünden birbirinden farklıdır. Boyları göz önüne alındığında çoğunun 60-75 cm boylandığı gözlenir.



Şekil 1.12. Süsen bitkisinin boyutları ve genel görünümü

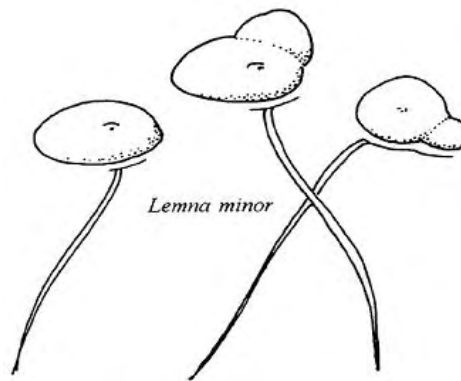
1.2.3.3.(1).(c). Su Mercimeği

Lemnaceae familyasının bir üyesi olan bu bitkinin Kuzey Yarımkürede 7 türü bilinir. *Lemna* su yüzeyinde yüzen küçük bitkileri içine alan bir cinstir. Bu cinsin türlerinde bitkiler belirgin veya belirgin olmayan saplı yapraksı gövdelerden oluşmuştur (Şekil 1.13.).



Şekil 1.13. Su mercimeği bitkisinin genel görünüşü

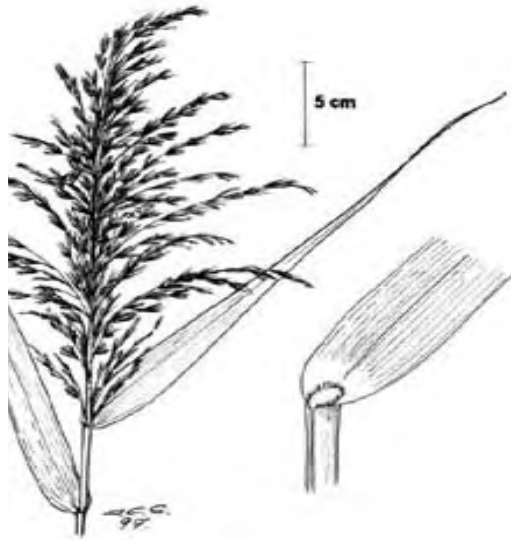
Bitkinin yeşil renkteki çiçekleri yaz döneminde açar. Torbalarda çiçek tomurcuklarının yanı sıra kış tomurcukları da bulunur (Şekil 1.14.). Kış sürecince bu tomurcuklar suyun dip kısmında kalır ve ilkbaharla birlikte yeni bitki gelişerek su yüzeyinde yüzmeye başlar (Söğüt, 1998).



Şekil 1.14. Su mercimeği (*Lemna minor*)

1.2.3.3.(1).(ç). Kamış

Gramineae familyasından olan *Phragmites* cinsinin 3 türü bulunmaktadır. Bu cinsin bitkileri ılıman ve tropik tüm alanlarda oldukça yaygındır. *Phragmites australis* 120-150, hatta 300 cm kadar boylanabilen çok yıllık bir bitkidir. Genel görünüşü bambulara benzer. Bitkinin oldukça kuvvetli bir kök sistemi vardır. Yaprakları 60 cm uzunluğunda ve yaklaşık 3 cm genişliğindedir (Şekil 1.15.). Çiçekler bileşik salkım şeklindedir Çiçeklenme yaz sonu ve sonbaharın ilk yarısında olur. Gümüşü beyaz veya morumsu çiçekleri oldukça dekoratiftir. Bu bitkinin çoğaltılması ilkbahar döneminde bölünerek hızlı bir şekilde yapılabilir. Kök gövdesinden bölünen her bir parça hemen köklenip yeni bitki oluşturabilme özelliğine sahiptir. Ayrıca gövde çelikleri ile de çoğaltılabilir. Uzun boy yapması, hızlı ve çabuk büyümesi gibi özellikleri nedeniyle yoğun olarak kullanılır. *Phragmites*'ler göl, ırmak, kanal, bataklık ve deniz kıyıları ile nem bulunan her yerde kolaylıkla yetişebilir (Söğüt, 1998).



Şekil 1.15. Kamış (*Phragmites sp.*) bitkisinin görünümü

1.2.3.4. Mikroorganizma

Yapay sulak alanların temel fonksiyonlarından birisi, büyük ölçüde mikroorganizmalar ve onların metabolizmaları ile gerçekleştirilir (Wetzel, 1993).

Mikroorganizma dendiğinde akla gelenler, bakteriler, mayalar, mantarlar, protozoa ve algler'dir. Mikrobiyal kütle ise organik karbon ve pek çok besin maddesinin birikimidir. Mikroorganizmaların sulakalanlardaki aktiviteleri;

- Büyük miktardaki organik ve inorganik maddenin aktif olmayan veya çözilemeyen maddelerle değişimini sağlar.
- Sulak alan zemininin redüksiyon/oksidasyon (redoks) koşullarını değiştirir. Bu durum ise sulak alanın işleme kapasitesine etki eder.
- Besin maddelerinin yeniden kullanımı olayında etkili olur.

Mikroorganizmaların bazıları serbest oksijene gereksinim duyan aerobik, bazıları ise serbest oksijenin olmaması durumunda faaliyet gösterebilen anaerobik yapıdadırlar. Bazı mikroorganizmalar ise hem aerobik hem de anaerobik ortamlarda fonksiyonlarını yerine getirebilme yeteneğine sahip bulunmaktadır.

Mikroorganizmalar, ortama verilen suyun durumundaki değişikliklere göre kendilerini ayarlayabilmekte ve uygun biçimde enerji içeren materyalleri buldukları ortamlarda süratle çoğalabilmektedirler. Çevre koşullarının kendileri için uygun olmaması durumlarında da fonksiyonsuz bir biçimde yıllarca kalabilmektedirler (Hilton, 1993). Pestisit ve ağır metaller gibi toksik etkili materyalden olumsuz yönde etkilendikleri için yapay sulak alanlardaki mikroorganizmalar böyle durumlarla karşılaşmalarına izin verilmemelidir.

1.2.3.4.Atıksularda Bulunabilen Mikroorganizmalar

Atıksularda fekal mikroplar %1-8, Bifidus bakterileri ve Lakto basiller %40-45, Bakteroides grubu %28,4-58,0, Bağırsak streptokokları %0,9-13,2, diğer sporlu anaeoroblar %1-8 oranında bulunurlar. Kirli sularla patojen olmayan su bakterileri: koliform bakteriler: Salmonella: Virüs arasındaki oran sırasıyla 1,3-3,7 milyon: 50.000:50:1 şeklindedir.

Aşağıda, atıksularda bulunabilen çeşitli mikroorganizmaların özellikleri ve bunların insan sağlığı üzerindeki muhtemel etkileri belirtilmiştir.

1.2.3.4.(1).(a). Salmonella

Salmonella genusu yalnız insan veya yalnız hayvan, fakat daha çok hem insan hem de hayvanlar için patojen olan birçok bakteriden oluşmuştur. Bu gruba ait bakterilerin hepsi de çok veya az patojendir, insan ve hayvanların sindirim kanalında bulunurlar.

1.2.3.4.(1).(b). Shigella'lar

Shigella'lar primer olarak insan patojenidir. Basilli dizanteri, akut gastroenterit, ağır öldürücü diyare, ateşsiz kolit, asemptomatik enfeksiyonlara neden olurlar.

Hastalık yiyecek, sinek, dışkı ve parmaklarla yayıldığından hijyen son derece önemlidir.

1.2.3.4.(1).(c). Escherichia coli

E.coli'ye koli basili de denir. Çünkü kalın bağırsakta predominant olarak bulunur.

E.coli bakterileri sporsuz olduğu halde dış etkilere karşı oldukça dayanıklıdır. Isıya fazla dayanıklı değildirler. Olağan koşullar altında su, dışkı ve ahırlardaki tozlarda haftalar hatta aylar boyunca canlı kalırlar.

1.2.3.4.(1).(ç). Clostridium (Spor Oluşturan Anaerob Bakteriler)

Bu bakteriler anaerob ortamda üreyen ve gram pozitif bakterilerdir. Sporları toprakta bol miktarda bulunur. Ayrıca insan ve hayvanların bağırsaklarında da bulunmaktadır.

Uygun olmayan şartlarda sporlarının yaşayabilmesinin bu bakterilerle oluşan hastalıkların yayılmasında büyük önemi vardır. Bu basillerin oluşturdukları hastalıklar genellikle toksemi tarzındadır. Atıksularda %1-8 oranında sporlu anaerob bakteri bulunur.

1.2.3.4.(1).(d). Bacteroides

Bu bakteriler sporsuz gram-negatif anaerob bakterilerdir. Büyük bir kısmı üst solunum yolu, genital kanal ve kalın bağırsakların daimi florasına ait bakterilerdir ve buralarda aerob florayı oluşturan bakterilerden daha fazla sayıda bulunabilirler.

1.2.3.4.(1).(e). Virüsler

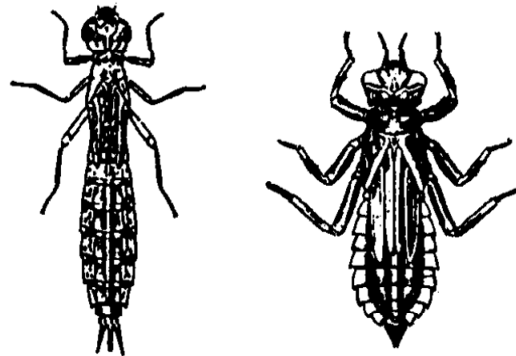
Adenovirüs, Enterovirüs, Oliovirüs, Cocksachie, Echovirüs Infectious hepatitis gibi çeşitli virüsler çeşitli hastalıklara yol açarlar.

1.2.3.4.(1).(f). Protozoa

Entamoeba histolytica ve *Giardia lamblia* gibi patojenik protozoa grubundan organizmalar da dizanteri ve çeşitli barsak bozukluklarına neden olabilir.

1.2.3.5.Hayvanlar

Yapay sulak alanlar çok değişik türdeki hem omurgalı hem de sürüngen hayvanlar için bir yaşam ortamı oluştururlar. Böcekler ve kurtçuklar gibi bazı sürüngen hayvanlar, materyali parçalamak ve organik maddeleri tüketmek suretiyle arıtma işlemine katılırlar. Suda yaşayabilme özelliğine sahip pek çok böceğin larvaları ise bu dönemlerinde önemli ölçüde materyal tüketmektedirler. Omurgalı hayvanlar ise sayısız ekolojik roller üstlenmektedirler. Örneğin dragonfly nymphs (Şekil 1.16.) sivrisinek larvalarını yiyerek yaşamını sürdürmektedir.



Şekil 1.16. Yusufcuk (*Dragonfly Nymphs*)

Her ne kadar su kalitesinin iyileştirilmesi açısından omurgalılar en büyük öneme sahip olan hayvanlar ise de, yapay sulak alanlar çok sayıdaki hem karada hem de suda yaşayabilen hayvanlar, kaplumbağalar ve kuşlar için de çekici bir yaşam yeri durumundadır.

1.2.3.6.Estetik ve Görünüm

Sulak Alanlar esas olarak birer arıtım yapıları iseler de bulundukları yerlerin estetiğini ve görünümünü de iyileştirmek suretiyle somut olmayan bir çok yararları da sahip bulunmaktadır. Görüntü olarak sulak alanlar son derece zengin çevrelerdir. Su faktörünün görüntü olgusuna eklenmesi durumunda yapay sulak alanlar en az doğal sulak alanlar kadar çevreye çok yönlü farklılıklar sağlarlar. Bitkilerin biçimlerinin, büyüklüklerinin, renklerinin ve oluşturdıkları kombinasyonlarının çeşitliliği, ayrıca alanın şeklinin de farklılığı gibi unsurlar sulak alanların estetik güzelliğine etki etmektedirler. Bazı yapay sulak alanlar, keskin çizgilerden kaçınılarak ve doğal eş yükselti eğrilerine uyularak inşa edilebildiklerinde, ilk bakışta doğal sulak alanlardan ayırt edilemezler.

1.2.4.Yapay Sulak Alanların Fonksiyonları

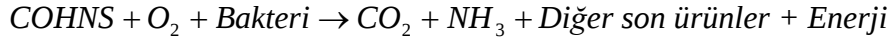
1.2.4.1.BOİ Giderimi

Atıksulardaki organik maddeler temel olarak filtrasyon ve biyolojik oksidasyon prosesleri ile giderilir (Koottatep ve ark., 2001). Yapay sulak alanlarda Şekil 1.17.'de genel olarak BOİ giderim mekanizmaları gösterilmiştir. Su içerisinde süspansiyon halde dağılı ya da katı bir yüzeye yapışık olarak bulunan mikroorganizmalar çoğalarak organik maddeleri gaz halindeki son ürünlere ve hücre maddesi haline dönüştürürler (Muslu, 1996). Olay aerobik, anaerobik ve fakültatif olabilir.

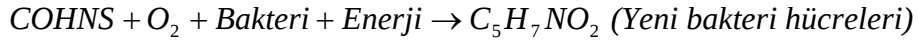
Aerobik ayrışmada hücre sentezi için lüzumlu enerji, organik maddenin bir kısmı yakılarak elde edilir. Sistemde disimilasyon, asimilasyon ve otooksidasyon olayları aynı anda meydana gelir. Atıksuyun içerisindeki organik maddenin kimyasal

formülü *COHNS* olarak kabul edilir. Mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilen bu olaylar aşağıda ifade edilmiştir

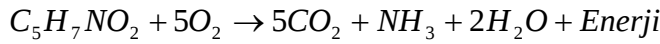
Disimilasyon



Asimilasyon



Otooksidasyon



Atıksu içerisindeki partikül halindeki organik maddeler çökelme ile giderilirken organik maddelerin bir kısmı demir, sülfür, nitrat indirgenmesi gibi çeşitli kimyasal reaksiyonlarla gaz yada çözünen bileşikler haline dönüşerek giderilirler (Koottatep ve ark., 2001).

Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda bu reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli olan oksijen kaynağı, su yüzeyi kanal boyunca aktığı esnada atmosfere açık olduğundan yüzey havalandırmasıdır. Başlıca biyokimyasal bozunma reaksiyonları, bitkilerin su altında kalan bölümleri ve dip birikintilerinin yüzeylerinde gerçekleşir. Yapılan deneysel çalışmalar yüzey akış yapay sulak alanlarda giriş ile çıkış BOİ konsantrasyonları arasında aşağıdaki bağıntının bulunduğunu göstermiştir;

$$C_{çıkış} = 0,173C_{giriş} + 4,70 \quad (1.1)$$

Bu eşitlik giriş BOİ konsantrasyonu 10 ile 680 mg/l aralığında olan pek çok yüzey akış yapay sulak alan için geçerli olmasına karşın vejetasyon tipi, su derinliği, iklim, sulak alan büyüklüğü gibi faktörlere bağlı olarak değişiklik gösterebilir (Kadlec, 1996).

Yüzeyaltı akışlı sistemlerde aerobik koşulları sağlamak için mevcut tek oksijen taşıma mekanizması oksijenin yapraklardan köklere taşınmasıdır. Bu durumda biyokimyasal reaksiyonlar tıpkı bir damlatmalı filtrede olduğu gibi ortamın çeperlerinde ve bitkilerin su altında kalan kısımlarında yer alır. Bitkilerin kök bölümlerine taşınan oksijen, arıtım için gerekli aerobik koşulları sağlar. Havasız ortam koşullarından kaçınabilmek için köklerin, yüzeyaltı akış sistemi yatağının bütün derinliği boyunca uzanması gerekir (Karul, 1995). Yüzeyaltı akışlı yapay sulak

alanlarla yapılan deneysel çalışmalarda ise giriş ile çıkış BOİ konsantrasyonları arasında aşağıdaki bağıntının bulunduğu görülmüştür (Kadlec, 1996).

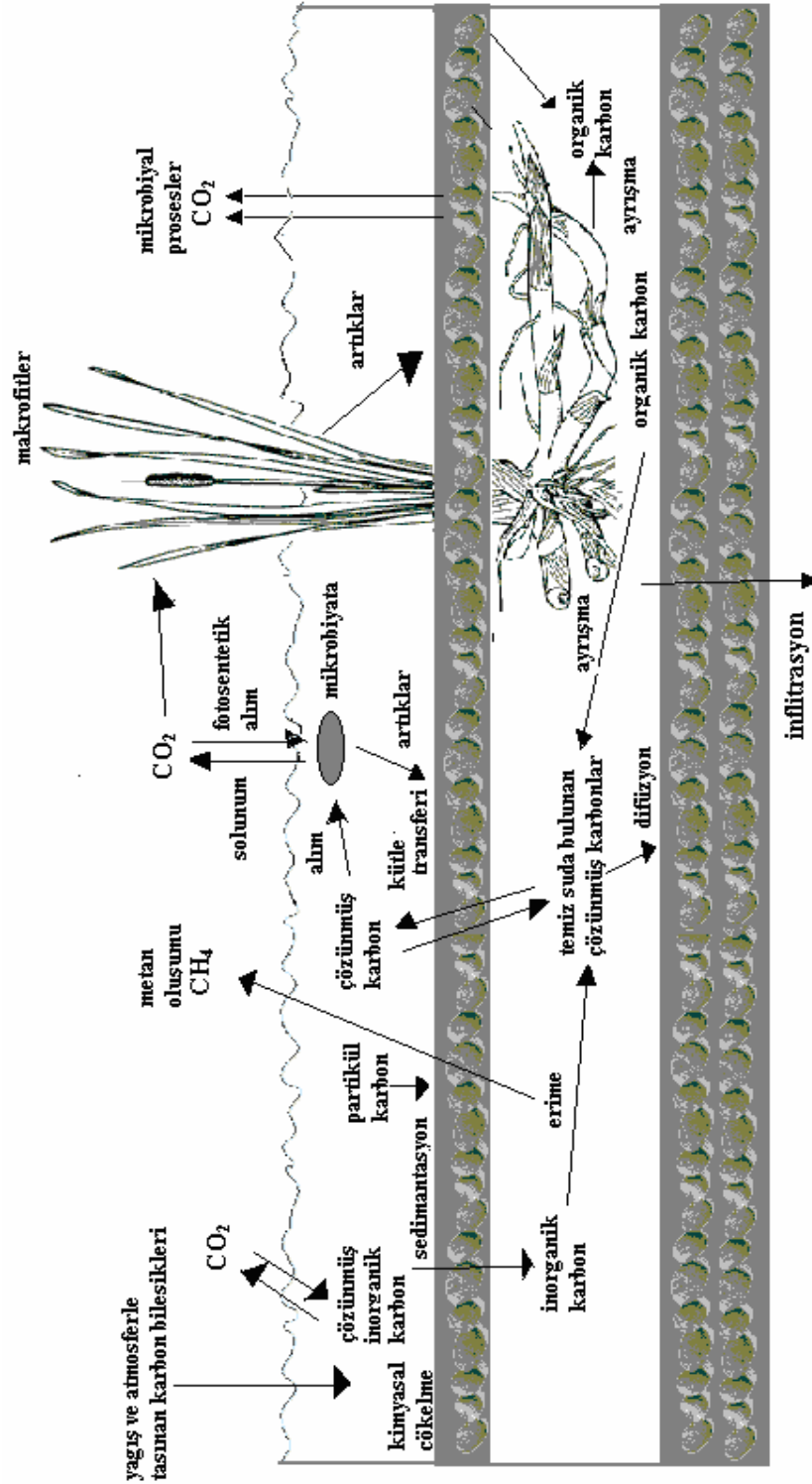
Yatak malzemesi olarak toprak kullanılan sistemler için;

$$C_{\text{çıkış}} = 0,11C_{\text{giriş}} + 1,87 \quad (1.2)$$

Yatak malzemesi olarak çakıl kullanılan sistemler için;

$$C_{\text{çıkış}} = 0,33C_{\text{giriş}} + 1,4 \quad (1.3)$$

Yapay sulak alanların projelendirilmesinde BOİ giderimi, hidrolik şartlar ile birlikte göz önüne alınan en önemli parametredir. BOİ giderimin de birinci derece piston akım kinetiği ile yaklaşım yapılabilir (Kadlec, 1996).



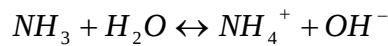
Şekil 1.17. Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda BOİ giderim mekanizmaları (Koottatep ve ark., 2001)

1.2.4.2.Azot Giderimi

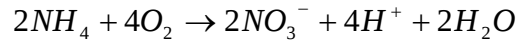
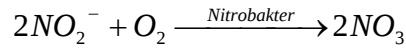
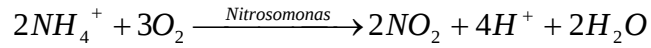
Yapay sulak alanlardaki azot; partikül, çözünmüş, organik ve inorganik azot formları halinde bulunur. Sulak Alanlardaki azot reaksiyonları inorganik azotun nitrifikasyon ve denitrifikasyon, amonifikasyon, bitki ve mikrobiyolojik alım şeklinde gerçekleşir. Çözünmüş organik azotun amonifikasyonu, su sütunundaki inorganik azotun kaynağı olabilir ve organik karbon, dışardan gelebilir veya bitki artıklarının bozunmasından ortaya çıkar.

Aerobik sulak alan sistemlerinde organik azotun amonifikasyonu sonucu oluşan azot, nitrifikasyon işleminden geçer ve toplam azot denitrifikasyon sonucu giderilebilir. Amonifikasyon için optimum sıcaklık aralığı 40-60°C, pH aralığı ise 6,5-8,5 olarak bilinmektedir.

Nitrifikasyon prosesi bataklık sistemlerinde amonyağın ototrofik bakterilerce indirgenerek nitrat oluşumunun sağlanmasıdır. Bu proses *nitrosomonas* ve *nitrobakter* bakterileri tarafından gerçekleştirilmektedir. Denitrifikasyon ise heterotrofik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir ve proses hızı, ortamda mevcut organik karbon tarafından tespit edilebilir. Suyun içindeki azot çevrimleri özellikle biyokütle, atmosfer ve sulak alan katmanlarındaki değişikliklerle orantılıdır. Organik azot biyokütlenin ayrışmasıyla oluşur ve amonifikasyon ile amonyağa dönüşür. Amonyak ise; nitrifikasyon, absorblama, bitkinin kendi bünyesine alması ve amonyak uçuşması ile kaybolur.



Ortalama 25°C ve pH 7 şartlarında iyonize olmayan amonyak, toplam amonyağın sadece %6'sıdır. pH 9,5 ve 30°C'de ise toplam amonyağın %72'si iyonize olmayan amonyaktır. Düşük pH ve düşük sıcaklık şartlarında bu yüzde azalmaktadır. İyonize olmayan amonyağın uçuşması yüksek pH ve sıcaklık şartlarında sulak alan ve lagünlerdeki amonyağın kaybından meydana gelmektedir. Yapay sulak alanlarda, atıksulardaki toplam azot; nitrifikasyon, denitrifikasyon, zeminde depo edilme, uçuculaşma, bitkilerle alımın mekanizmaları ile giderilir (Koottatep, 2001). Yapay sulak alanlarda atıksular sulak alan yatağından süzülürken nitrifikasyon olayı gerçekleşir (Liehr, 2003).



Reaksiyon denklemlerden görüldüğü gibi nitrifikasyon işlemi için Nitrosomonas ve Nitrobakter bakterileri gereklidir.

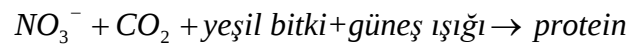
Yapay sulak alanlarda üstte su tabakası ve içindeki organik maddeler, altta suya doymuş toprak, denitrifikasyon için gerekli olan aerobik-anaerobik tabaka çiftini teşkil eder. Aerobik şartlarda nitrifikasyonla nitrit ve nitrata dönüşen amonyak ve organik azot, anaerobik şartlarda azot gazına indirgenir ve atmosfere verilir (Liehr, 2003).

Denitrifikasyon

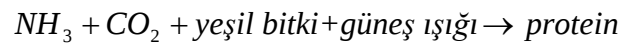


Denitrifikasyonun olması için ortamda uygun organik maddeler bulunmalı, azot bileşiklerinin indirgenmesi sırasında enerji elde etmek amacıyla bu organik maddeler, bakteriler tarafından okside edilmelidir (Muslu, 1996).

Yapay sulak alanlarda bir diğer azot giderim mekanizması da azotun bitki besleyicisi olarak kullanılmasıdır. Bu amaçla NO_3^- iyonu, klorofilli bitkilerce özümленerek, protein üretiminde kullanılır:



Ayrıca amonyak ve amonyum bileşikleri, özellikle iyi bir amonyak kaynağı olan üre de organik protein üretiminde kullanılır:



Yapay sulak alanlarda toplam azot gideriminde sıcaklık önemli bir faktördür ve soğuğa karşı duyarlılık söz konusudur. Kışın su sıcaklığının 5°C'nin altına düşmesi halinde azot giderimi sorunlu olur.

Yapay sulak alanlarda nitrojen giderimi hidrolik yükleme oranı, nitrojen/karbon oranı, kısa bekletme süresi gibi faktörlerden büyük bir şekilde etkilendiğinden giderim miktarı farklılıklar gösterir (Kadlec, 1996).

1.2.4.3.Fosfor Giderimi

Fosfor biyotik ve abiyotik prosesleri sayesinde sulak alanlarda giderilmektedir. Biyotik prosesler, kök bölgesindeki mikroskobik canlılarca ve vejetasyon ile alınımı, bitki artıklarının ve topraktaki organik fosforun mineralizasyonu, abiyotik prosesler ise sedimentasyon ve birikim, adsorbsiyon ve çökelme ile toprak ve su sütunu arasındaki prosesleri kapsamaktadır.

Sulak Alanlarda çözünmüş fosfor bitkiler tarafından alınır, hücre fosforuna çevrilir veya sulak alan toprağı ve çökelen maddelerce tutulur. Eğer organik kısım oksitlenirse organik fosfor, çözünmüş fosfor olarak serbest kalır. Sulak Alan sistemlerindeki temel fosforlu bileşikler; çözünmüş fosfor, partiküller fosfor ve partiküller organik fosfordur.

Sulak Alandaki organizmalar büyümeleri için fosfora ihtiyaç duyarlar ve bunları dokularına dahil ederler. Fosforun en hızlı şekilde alınması mikroskobik canlılar tarafından gerçekleştirilir (bakteri, mantar, alg vb.). Ancak makrofitler fosforu çok daha yavaş alır ve kullanırlar. Bir kısmı bitkinin, yüzeysel suyun içinde veya yakınında bulunan kökleri tarafından alınır. Büyük bir kısmı da toprak altındaki kökler tarafından alınır, böylece fosforun toprağın içindeki hareketi ortaya çıkar. Fosforun bir besin maddesi olması nedeniyle ki sulak alana eklenmesi, büyümeyi hızlandırır ve böylece biyokütle miktarının artmasına yol açar. Fosfor sadece bitkinin büyümesi için kullanılır. Bunun sonucunda daha fazla artığın oluşmasına neden olur. Bitki kökü biyokütlenin bir parçasıdır ve aktif fosfor birikiminin önemli bir bölümünü teşkil eder.

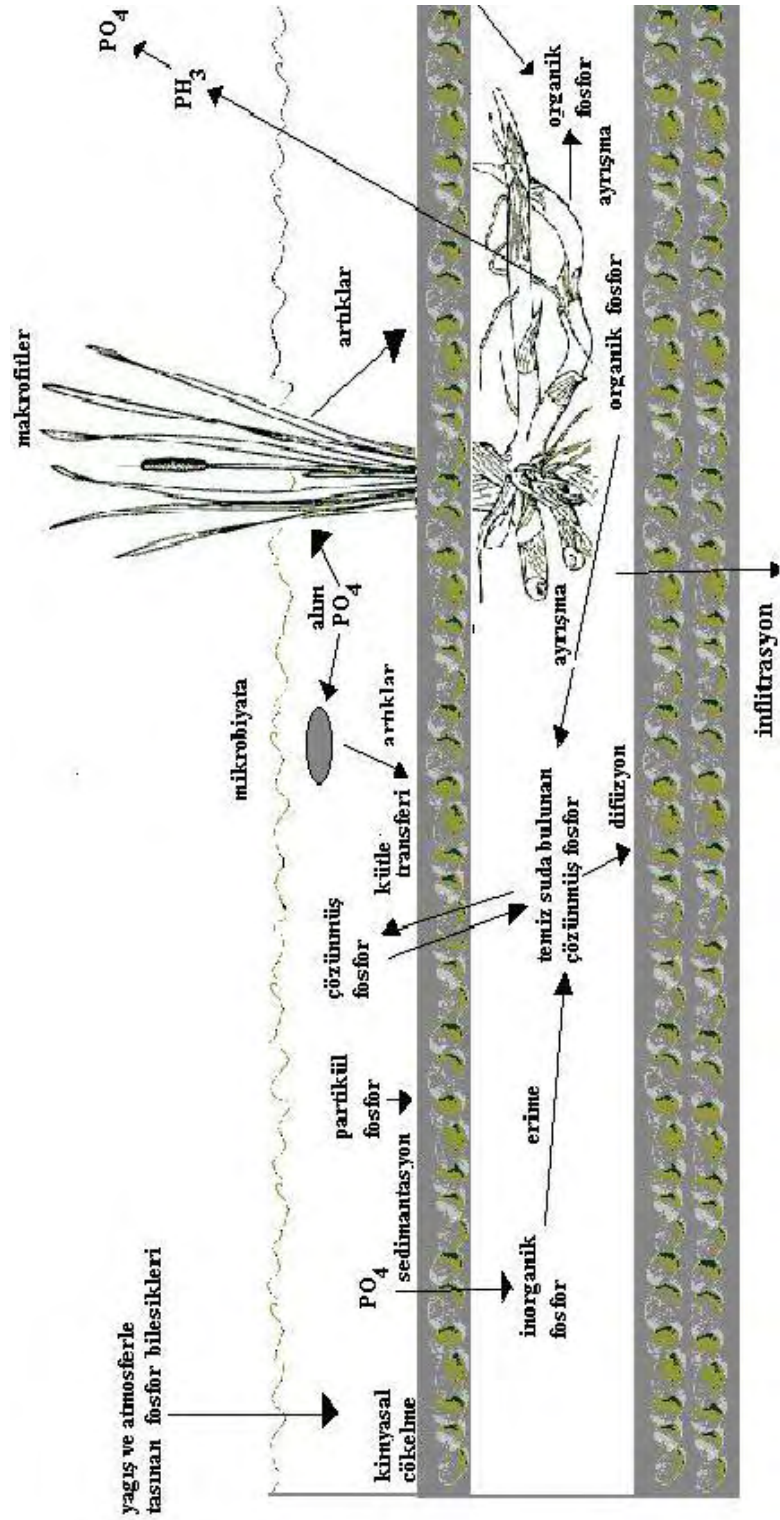
Fosfor gideriminde partikül halindeki ve çözünmüş haldeki fosforun sedimentasyonu olmak üzere iki prosesi mevcuttur. Partiküller, tekrar ortama verilebilecek şekilde zayıfça emilmiş fosfor da içerebilir. Bütün sulak alan toprağının fosforu emme kapasitesine sahip olmasına karşın bu kapasite oldukça değişkendir.

Birçok toprak, fosforu depolama kapasitesine sahiptir. Ancak bu kısa sürede artan fosfor yüklemesiyle doymun hale gelir. Fosfor depolaması, gözenek suyunda, katı partiküllerin kimyasal yapısında ve katıların yüzeyinde fosfor bileşiklerinin tutunması şeklinde gerçekleşir. Tüm partiküller toprağın birer parçası olarak

düşünülebilir. Topraktaki fosforun çoğu hem organik hem de inorganik olan fosfordur. Çok az kısmı da tutunmuş fosfordur. Sulak Alanlardaki fotosentetik proses aktivitelerinin belirlenmesindeki temel faktörler sıcaklık ve güneş enerjisi olup bu değişkenler fosfor gideriminde çok önemlidir.

Yapay arıtım sulak alanlarında esas fosfor giderim mekanizması kimyasal çökeltme ve adsorplamadır (MIAO, S.L., and W.F. DEBUSK. 1999). Bitkiler ve mikroorganizmalar bir miktar fosforu bünyelerine geçirebilmektedirler. Şekil 1.18.'de yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmaları gösterilmektedir.

Yapay sulak alanlarda fosfor giderimi, sulak alan yatağında kullanılan zemin cinsine bağlıdır. Eğer yatakta çakıl kullanılıyorsa çok az fosfor giderilirken, zeminde kil içeriğinin yüksek olması durumunda fosfor giderimi daha yüksektir. Yatakta su, zemine doğru sızarken fosforu tespit eden demir ve alüminyum bileşenleri ile temas eder ve fosfor çözünmeyen bileşikler haline dönüşerek çökelme ve adsorbsiyon ile giderilir (De Busk, 1999).



Şekil 1.18. Yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmaları (Kadlec, 2001)

1.2.4.4.AKM Giderimi

1.2.4.4.(1). Yüzey Akışlı Sulak Alanlar

Yüzey akışlı sulak alanlarda AKM giderimi çökme, filtrasyon, kimyasal çökme gibi proseslerle gerçekleşmektedir (Koottatep ve ark., 2001). Şekil 1.19'da yüzey akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları gösterilmektedir. Yüzey akışlı sulak alanlarda ana AKM giderim mekanizması çökmedir. Atıksu içerisindeki partiküller; suyun hızı, sulak alanın derinliği, partiküllerin boyutu, su sıcaklığı gibi faktörlere bağlı olarak çöklerler.

Atıksuların içindeki organik maddelerin özelliklerine bağlı olarak yapay sulak alanlarda katı maddelerin çökmesi bireysel taneli çökme ve yumaklı çökme arasında olur. Su içerisindeki bir parçacık üzerine 3 kuvvet etki eder; sürtünme kuvveti f_d , suyun kaldırma kuvveti f_b ve yerçekimi f_g . Sürtünme ve suyun kaldırma kuvveti parçacığın çökmesine karşı hareket edip, yerçekimi parçacığa çökme yönünde kuvvet uyguladığından ve parçacık üzerinde etkili zıt kuvvetlerin birbirine eşit olması gerektiğinden bu 3 kuvvetin matematiksel ifadesi;

$$f_g = f_d + f_b \text{ ile gösterilebilir.}$$

Sürtünme kuvveti;

$$f_d = \frac{1}{2} \cdot C_D \cdot V_t^2 \cdot \rho \cdot A \text{ eşitliği yardımıyla hesaplanır.}$$

Burada;

C_D : Sürtünme katsayısı,

V_t : Çökme hızı,

ρ : Akışkanın özgül ağırlığı,

A : Parçacığın çökme yönündeki kesit alanı

Parçacık nihai çökme hızına ulaştığında sürtünme kuvveti;

$$f_g - f_b = V_g (\rho_s - \rho)$$

Burada;

V : Parçacığın efektif hacmi,

ρ_s : Parçacığın özgül ağırlığı,

g : Yerçekimi

Eşitlikler ilk formülde yerlerine yazılırsa;

$$V_g(\rho_s - \rho) = \frac{1}{2} C_D \cdot V_t^2 \cdot \rho \cdot A \text{ olur.}$$

Formülde çökme hızı V_t çekilirse;

$$V_t = \frac{\sqrt{2g(\rho_s - \rho)V}}{C_D \cdot \rho \cdot A} \text{ olur.}$$

Çöken parçacığın küresel olduğu kabul edilirse;

$$V_t = \frac{\sqrt{4g(\rho_s - \rho)d}}{3C_D \cdot \rho}$$

C_D katsayısı Reynolds sayısına (Re) bağlıdır ve çökme işlemi yapay sulak alanlarda laminar bölgede gerçekleştiğinden $Re < 1$ 'dir. $Re < 1$ için;

$$C_D = \frac{24}{Re} = 24\nu / s \cdot d$$

Bu değer çökme hızını ifade eden denklemde yerine konursa;

$$S = g \cdot d^2 ((\rho_s - \rho) / \rho) / 18\nu \text{ olur.}$$

Elde edilen formülden çökme hızının tanecik çapının karesiyle orantılı olduğu görülmektedir. Dolayısıyla yumaklaşma ile tanecik çapı 10 kat artarsa çökme hızı 100 kat artar (Muslu, 1996).

Çökme hızı viskoziteye, dolayısıyla da suyun sıcaklığına bağlıdır. Sıcaklığın çökme hızına etkisini görmek için yazın 25°C olan su sıcaklığının kışın 0°C'ye düştüğünü farz edelim. Kinematik viskozite 2 misli arttığından kış aylarındaki çökme hızı yaz aylarındakine nazaran %50 azalır.

Yüzey akışlı sulak alanlarda çökelen partiküllerin tekrar süspansiyon haline geçmesi problemi, sistemde su hızının çok küçük olmasından dolayı çok önemli bir sorun değildir. Ancak rüzgardan kaynaklanan türbülans, her tipte ve büyüklükteki organizmaların su içerisindeki hareketleri, biyolojik ve kimyasal reaksiyonlar sonucu oluşan gaz çıkışları, çökelen partiküllerin tekrar süspansiyon haline geçmesine neden olur (Kadlec, 1996).

Diğer AKM giderim mekanizmaları; sık vejetasyona sahip sistemlerde partiküllerin, bitkilerin aralarından geçerken filtre edilmesi ve çeşitli kimyasal

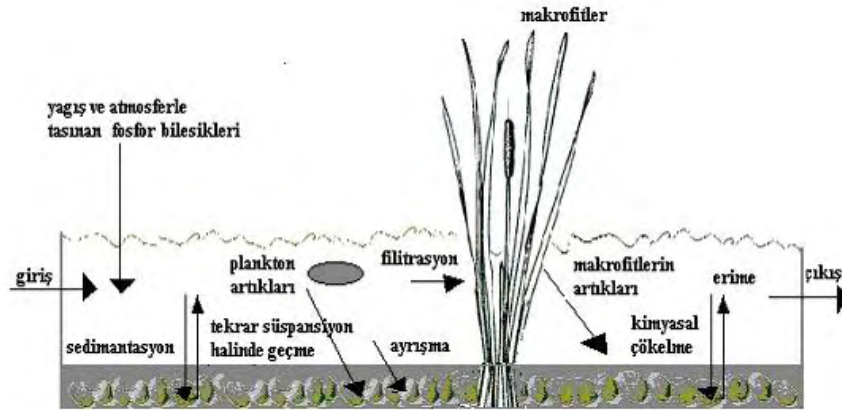
reaksiyonlarla çözünmüş katı maddelerin çözünmeyen bileşikler haline dönüşerek çökmesidir (Koottatep ve ark., 2001).

Yapılan deneysel çalışmalar yüzeyaltı akışlı yapay sulak alanlarda giriş ile çıkış AKM konsantrasyonları arasında 20°C’de aşağıdaki bağıntının bulunduğunu göstermiştir (Kadlec, 1996).

$$(C_{\text{çıkış}})^{20^\circ C} = 5,1 + 0,16C_{\text{giriş}} \quad (1.4)$$

Sistemin gerçek su sıcaklığına bağlı olarak, gerçek AKM giderimi aşağıdaki formülle hesaplanır:

$$C_{\text{çıkış}} = (C_{\text{çıkış}})^{20^\circ C} \cdot 1,065^{(T-20)} \quad (1.5)$$



Şekil 1.19. Yüzey akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları (Kadlec, 1996).

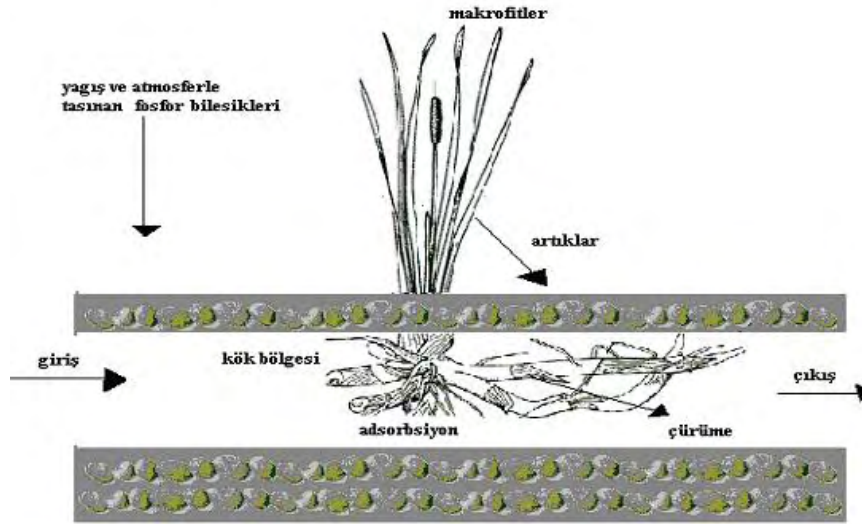
1.2.4.4.(2). Yüzeyaltı Akışlı Sulak Alanlar

Yüzeyaltı akışlı sulak alanların AKM giderim mekanizmaları yüzey akışlı sulak alanlara göre farklılıklar gösterir. Bu sistemlerin ana AKM giderim mekanizması köklerde adsorbsiyondur. Şekil 1.20.’de yüzeyaltı akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları gösterilmektedir. Bu sistemler için en büyük problem tıkanma problemidir. Bunun önlenmesi amacıyla ön arıtım için septik tanklar kullanılır. Yapılan deneysel çalışmalar yüzeyaltı akışlı yapay sulak alanlarda giriş ile

çıkış AKM konsantrasyonları arasında aşağıdaki bağıntının bulunduğunu göstermiştir (Kadlec, 1996).

$$C_{\text{çıkış}} = 7,8 + 0,063C_{\text{giriş}}$$

(1.6)



Şekil 1.20. Yüzeyaltı Akışlı Sulak Alanlarda AKM Giderim Mekanizmaları (Kadlec, 1996).

1.2.4.5.Yapay Sulak Alanlarda Ağır Metal Giderimi

Atıksulardaki ağır metaller yapay sulak alanlarda sedimantasyon, flokülasyon, adsorbsiyon, kimyasal çökeltme, iyon değişimi, oksidasyon-redüksiyon ve bitki alımı ile giderilmektedir (Matagi, 1998).

Yapay sulak alanlarda bitkilerle ağır metal alımının ana yolunun köklerden olduğunu saptamıştır. Köklü bitkiler metallerin sedimentten ayrılmasında, sudan ayrılmasında etkili olduğu kadar iyi bir potansiyele sahipken, köksüz bitkiler metalleri sadece hızlı bir şekilde sudan ayırırlar (Cowgill,1974). Ağır metallerin yapraklarda adsorbsiyonu sulu fazda yarıklardan epiderma ya da stomadan hücre duvarına ve sonra plazmaya geçişidir. Bitkilere iyonların pasif proseslerle en çok kation değişimi ile nüfuz ettiğini saptamıştır. *Typha latifolia* ve *Juncus effusus* bitkileri üzerinde yapılan araştırmalarda ağır metal birikim eğiliminin sırasıyla kök, rizom ve yapraklarda olduğu saptanmıştır (Taylor ve ark., 1983).

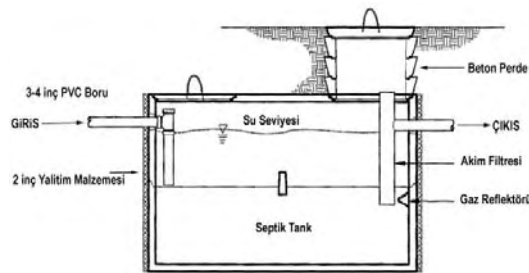
Cheng ve arkadaşları tarafından yapılan bir çalışmada, en yüksek konsantrasyonlarda ağır metallerin *Cyperus alternifolius*'un yan köklerinde bulunduğu ve bunu takiben ana köklerde, rizomlarda, yapraklarda ve en az filizlerde bulunduğu saptanmıştır. Bu çalışmada ayrıca bitkinin köklerinden filiz ve yapraklara ağır metal taşınım oranının Cu için az olduğu fakat Al, Mn, Pb, Zn ve Cd için sırasıyla bu oranın artış gösterdiği belirlenmiştir.

Yapılan çalışmalar yapay sulak alanların yüksek bir ağır metal giderim yeteneğine sahip olduğunu ve %75-99 oranında kadmiyum, %40-96 oranında bakır, %0-86 oranında kurşun, %49-88 oranında nikel ve %33-96 oranında çinko giderimi sağlandığını göstermektedir (De Busk, 1999).

1.2.4.6.Septik Tank

Yapay sulak alanlarda bir ön arıtımın olması daha iyi bir arıtım performansının elde edilebilmesi sağlar. Bu ön arıtım septik tank adı verilen bir sistemle yapılabilir. Septik tank kullanılması yapay sulak alan sistemlerinin arıtım performansını artırırken bir yandan da olası debi salınımlarını önleyebilmektedir. Septik tanklar normal periyodik bakım gerektirir.

Septik tanklar evsel boyuttaki veya diğer küçük atıksu arıtımındaki ilk aşamayı oluştururlar. Bunlar oksijensiz ve oksijenli ortamlarda yaşamlarını sürdürebilme yeteneğine sahip olan hem anaerobik bakteriler hem de mikroorganizmalar için ideal bir ortam oluşturan biyolojik parçalayıcılardır. Septik tanklar usulüne uygun olarak dizayn edildiği ve de bakımlarının yapıldığı süreçte atıksu arıtımında başlangıç işlevleri için esas olan anaerobik bakteriler için bir habitat oluştururlar.



Şekil 1.21. Septik Tank Kesiti

Septik tank yapım endüstrisinde kalite kontrolü hususuna yeterince dikkat edilmelidir (Şekil 1.21.). Tanklardan sızma olmaması önemlidir. Pek çok septik tank, kum filtrelerinden tanklardaki damlatmalı filtrelere kadar uzanan ek arıtım üniteleri gibi, merkezi arıtım sistemlerinin düzeyine ulaşabilen arıtım düzeyleri sağlamak üzere, septik tank esasına dayalı olan yerinde arıtım ünitelerine entegre edilebilmektedir. İyi bir biçimde yönetilen yerinde arıtım sistemlerinin yararlarının ortaya konması açısından, gelişen yeni teknolojiler ve bilgiler doğrultusunda, septik sistemler açısından gerekli olan yeni standartlar belirlenmelidir.

Septik tank ve yıkama alanlarının özel arazi koşulları için dizayn edilmesi ve bakımlarının düzenli olarak yapılması gerekmektedir.

1.2.4.7.Sulak Alan Bitkilerinde Oksijen Transferi

Genel olarak bitkiler kök bölgelerinde organik maddelerin yanı sıra solunumu için oksijen kullanır. Diğer taraftan pek çok sulak alan bitkisinin kökleri üzerinde kalan kısımları havadadır. Bu hava boruları aeren kima olarak isimlendirilir ve onlar bitkinin kök bölgesinden gazı alır ve havaya verirler. Ayrıca havadan köklere çok miktarda oksijen geçişini de sağlarlar. Aynı zamanda CO₂ ve CH₄ gibi diğer gazlarda çok miktarda kökten havaya verilir. Bitkinin aldığı oksijenin çoğu belki de tamamına yakını solunumda kullanılır.

1.3.Yeşil Islah – Phytoremediation

Günümüzde kullanılan fizikokimyasal arıtma tekniklerinin çoğu, aşırı derecede kirlenmiş suların yerinde veya başka bir yerde gerçekleştirilen arıtımlarında yararlanılan ana yöntem olmaktadır. Bu yöntemler, düşük kirletici içeriğine sahip ve kirleticilerin yapay ve dağınık olarak bulunduğu geniş kirlenilmiş alanların iyileştirilmesi için yeterince uygun olmayan tekniklerdir (Rulkens ve ark., 1998). Bu durumda diğer yöntemlere kıyasla bitki ile iyileştirme ucuz bir seçenek olarak karşımıza çıkmaktadır. Daha düşük maliyet, insan popülasyonu ve ekosistem için risk faktörünün kabul edilebilir sınırlarda olması durumunda, iyileştirme sürecinin nispeten daha uzun bir süreyi kapsamasına rağmen bitki ile iyileştirme yöntemlerinin kullanıldığı uygulamalar, bir problem olarak görülmeyecektir (Rulkens ve ark., 1998).

Bu bağlamda bitki anlamındaki "phyto" ile ıslah anlamındaki "remediation" kelimelerinden türetilen ve 1991'de terminolojiye giren phytoremediation, bioremediation, botanical remediation ve green remediation olarak da anılmaktadır (EPA, 2000). Türkçe'de "Yeşil Islah" olarak kullandığımız 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; Farrell ve ark., ; Henry, 2000; Sutherson, 1999). Yeşil ıslahın fizikokimyasal teknolojilerden çok daha kolay uygulanabilirliği ve birçok 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 dahil 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.

1.3.1.Phytoremediation Kategorileri

Yeşil ıslahın farklı kategorileri türlerin kirlilik etmenlerini bertaraf etme yollarına phytoextraction, rhizofiltration, phytostabilization, rhizodegradation, phytodegradation ve phytovolatilization'dur.

1.3.1.1.Bitkisel Özümler (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, bulaşık alana dikilen accumulator bitkinin budanması veya sökülmesi ile kirlilik etmenleri alandan uzaklaştırılır. Biçilen veya budanan bu kısımların yeniden kullanılabilmesi önemli bir avantajdır. Çünkü bu bitkiler diğer bitkilere oranla üyelerinde 100 kata kadar daha fazla kirlilik etmeni biriktirebilir. Hasat edilen kısımlar gübre olarak kullanılabilirdiği gibi, içindeki ağır metaller yeniden elde edilebilir. 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 (EPA, 2000; Pivet, 2001; Sutherson, 1999). Bu yöntem için uygun ve çoğu Brassicaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae ve Scrophulariaceae, familyalarından olmak üzere bünyesinde ağır metal biriktirebilen 400 kadar tür saptanmıştır.

Bunlar arasında *Alyssum wulfenianum*, *Brassica juncea*, *Eichornia crassipes*, *Helianthus*, *Hibiscum cannabinus*, *Medicago sativa*, *Morus rubra*, *Nicotiana tabacum*, *Oryza sativa*, hibrit *Populus*'lar, *Salix nigra*, *Streptanthus polygaloides* 'Gray', *Taxodium distichum* bazı *Thalapsi* türleri, *Typha*, *Festuca arundinacea* gibi bazı çim türleri ve algler bulunur. Bitkilerin kirli topraklarda yetişebilmesi için toprak pH'sının ayarlanması gibi bazı önlemlerin alınması da gerekebilir. Kirlilik taban suyuna geçmişse bitki köklerinin ulaşabileceği derinlik dikkate alınmalıdır (EPA, 2000; Garbisa ve Alkorta, 1997; Hossner ve ark., 1998; Jhee ve ark.1999;Pivet, 2001).

1.3.1.2.Rhizofiltration (Köklerle Süzme)

Rhizofiltration biyotik ve abiyotik işlemlere bağlı olarak kirleticilerin köklerin içine alınması veya bitki köklerin üzerinde (adsorpsiyon) yapışıp kalmasıdır. Bu işlemlerin oluşu sırasında kirleticiler bitkiye alınabilir ve taşınabilir. Burada temel olan kirleticilerin bitki üzerinde veya içinde hareketsizliğinin sağlanmasıdır. Kirleticiler daha sonra çeşitli yollarla bitkiden alınabilir. Bu yöntem

yeraltı suları, yüzey suları ve atık sularda uygulanmaktadır. Karasal ve sucul bitkilerin kullanılmasına olanak tanınması sistemin avantajıdır. Ayrıca sistem doğal ortamlarda uygulanabilirliğinin yanı sıra havuz, tank, gölet gibi yapay alanlarda da uygulanabilir. Yani kirlilik kaynağında veya uzakta bertaraf edilebilir. Kirli suyun kirleticilerin bitki taralından alınması olanak tanıyacak pH düzeyine getirilmesi, su akış hızının kontrol altına alınması ve bitkilerin belirli aralıklarla yenilenmesi için iyi bir mühendislik sistemi gerektirir. Kirleticiler bazı bitkilerce başarıyla alınarak su arındırılmaktadır. Örneğin *Brassica juncea* (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Cs, Sr), *Myriophyllum spicatum* (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) ve *Helianthus annuus* (U, Co, Cs, Sr, Cr, Mn, Cd, Ni, Cu, Pb, Zn), *Eichornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata* ve *Lemna minör* türleri birçok kirlilik etmenine karşı kısa sürede başarılı olmuştur (EPA, 2000). Bu teknolojiye karasal bitkilerin kullanılabilmesi ince bir tabakasının olduğu yüzen platformlar gerekir (Henry, 2000). Çernobil yakınlarında oluşturulan bir küçük havuzdaki platformlarda yetiştirilen *Helianthus annuus* dört ve sekiz haftada bünyesinde çok fazla miktarda Cs137 ve Sr90 biriktirmiştir (Pivetz, 2001).

1.3.1.3.Phytostabilization (Köklerle Sabitleme)

Bu yöntem doğal ortamda toprağın stabil hale getirilmesi için uygulanır. Burada bitkinin yetiştiği toprağın içindeki kirlilik etmenlerinin kökler çevresinde veya içinde biriktirilmesi ya da tutulmasının yanı sıra kirleticilerin rüzgar, su erozyonu, yıkanma ve toprak dağılması ile taşınmasının engellenmesidir.

Bitkinin kök çevresi mikrobiyolojisi ve kimyası ile yakından ilişkili olan sistemde bitki kirletici etmenin yapısını suda eriyemez-taşınamaz şekilde değiştirebilir. Köklerle sabitleme toprak, sediment ve çamurda uygulanabilir. Toprak taşınmasını gerektirmemesi önemli bir avantajdır. Ayrıca alan bitkilendirildiği için ekosistemdeki restorasyon zenginleştirilir. En önemli dezavantajı kirlilik etmenlerinin alanda kalarak uzun zaman içindeki değişikliklerle taşınabilmesi veya yıkanarak taban suyuna karışabilmesidir. Sistemde gübreleme ve toprak ıslahı çalışmalarına maksimum stabilizasyon etkisini sağlamak için gerek vardır. Kök derinliği sistemin etkinliği bakımından çok önemlidir, örneğin kavak kökleri 150–300 cm derinlikler için düşünülebilir. Stabilizasyon bitkiye bağımlı olup, bu amaçla *Populus* (As, Cd, Ca, Zn), *Brassica juncea* (Cr, Pb), *Aropogon gerardii*, *Festuca arundinacea* ve *Glycine max* kullanılmaktadır (EPA, 2000).

Hibrit bir kavak Güney Dakota (ABD)'daki bir çalışmada ilk yıl 12 m büyüme kaydederek bünyesinde tahmin edilenden çok daha yüksek miktarlarda As ve Cd biriktirmiştir (Pivet, 2001; Sutherson, 1999). *Agrostis tenuis* cv. Goginan (asidik Pb ve Zn), *Agrostis tenuis* cv. Parys (Cu) ve *Festuca rubra* cv. Merlin (kalkerli Pb ve Zn) çeşitleri, İngiltere'de (Liverpool) da yapılan bir alan çalışmasından sonra ticari ölçekte uygun olarak saptanmıştır (Henry, 2000).

1.3.1.4.Rhizodegradation (Köklerle Bozunum)

Rhizodegradation, kök çevresindeki mikroorganizmaların zenginleştirilerek organik kirleticilerin toprakta bozulması işlemidir. Kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan şeker, aminoasit, organik asit, yağ asitleri, sterol, büyüme etmenleri, nükleotid, flavanon ve enzimler bulunur. Kirlilik yaratan organik bileşikler de bu çevrededir. Kökle bozunumun en önemli yararı

kirleticilerin doğal ortamda yok olmasıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınır. Phytodegradation petrol artıkları, polycyclic aromatik hidrokarbonlar, benzene, toluene, ethylbenzene, xylene, pestisitler, klorlu çözücüler, pentachlorofenol, polychlorinated bifenoller, surfactanlar gibi kirlilik etmenlerine karşı uygulanabilir. *Morus rubra*, *Malus fusca*, ve *Maclura pomifera* fenolik bileşiklerin bozulmasında etkilidir. Bu amaçla ayrıca *Andropogon gerardi*, *Agropyron desertorum* (pentachlorofeno), *Agropyron smithii*, *Bouteloua curtipendula* ve *B. gracilis* (polycyclic aromatik hidrokarbonlar), *Elymus canadensis*, *Festuca arundinacea*, *F. ovina* var. *duriuscula*, *F. rubra* (polycyclic aromatik hidrokarbonlar ve pentachlorofenol), *Glycine max* (klorlu çözücüler), *Kochia* sp. (herbisitler), tek yıllık *Lolium* (petrol artığı hidrokarbonlar), *Lespedeza curnata*, *Maclura pomifera* ve *Malus fusca* (fenolik bileşikler), *Medicago sativa*, *Mentha spicata* (fenolik bileşikler), *Morus rubra* (fenolik bileşikler), *Oryza sativa* (propanit), *Panicum virgatum*, *Panicum miliaceum* (flavonoid ve komarinler gibi bileşikler), *Phaseolus vulgaris* cv. 'Tender Green' {parathion ve diazinon gibi insektisitler}, *Pinus taeda*, *Populus deltoides* x *nigra* DN-34, *Populus* x *canadensis* {benzene, toluene, ethylbenzene, xylene}, *Schizachyrium scoparius*, *Sorghastrum nutans*, *Sorghum vulgare*, *Stenotaphrum secundatum* (petrol artığı hidrokarbonlar) ve *Thypha latifolia* (surfactanlar) başarıyla kullanılmıştır. Bu bitkiler kök çevrelerinde uygun bakteri gelişimini sağlayarak da bozunmayı etkiler (EPA, 2000; Pivetz, 2001; Sutherson, 1999).

1.3.1.5.Phytodegradation (Bitkisel Bozunum)

Phytotransformation olarak da bilinen phytodegradation kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak metabolizma işlemleri sırasında değiştirilmesidir. Bozunma işlemi bitkinin dışarıya bıraktığı bileşiklerle bitki dışında da olabilir. Phytodegradation işleminde bitkinin kirletici etmeni bünyesine alması gerekir. Bu işlem genellikle kök bölgesi ile hatta en uç kök kısımları ile sınırlıdır. Organik bileşiklerin bitki bünyesine alınabilmesi eriyebilirliği, bitki tipi, kirlilik etmeninin toprakta kalma süresi veya eskiliği ile toprağın fiziksel ve kimyasal yapısına bağlıdır. Hemen eriyebilen bileşiklerin bitki tarafından alınması zordur. Phytodegradation

toprak, sediment, çamur ve yer altı sularında uygulanabilir. Yer altı suları pompalarla yüzeye de alınabilir. Yöntemin en önemli avantajı indirgenme veya bozulmanın fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içinde olması ve mikroorganizmalara bağlı olmamasıdır. Yöntemin dezavantajı ise bozulma sırasında zehirli ara ve son ürünler oluşabilmesi ve bunların çok zor tespittir. 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 (Pivet, 2001). Nelissen ve Fletcher (1993) yaptıkları çalışmada 70 organik bileşiği bünyesine alarak onların bozulmasını sağlayan 88 bitki türü saptamışlardır (EPA, 2000). Bu yöntemde kullanılan türler arasında kavak hibritleri, *Populus deltoides* x *nigra* DN34 (klorlu çözücüler, atrazine, savaş gereçleri), *Myriophyllum spicatum* ve *Nitella* (savaş gereçleri), *Salix nigra*, *Liriodendron tulipifera*, *Taxodium distichum*, *Betula nigra* ve *Quercus virginia* türleri (herbisit-bentazon) ile bazı algler ve eğreltiler de bulunur (EPA, 2000; Pivet,2001).

1.3.1.6.Phytovolatilization (Bitkisel Buharlaştırma)

Phytovolatilization organik (klorlu çözücüler) ve inorganik (Hg, Se) kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak, yapısının atmosfere verilecek şekilde değiştirilmesi ve atmosfere verilmesidir. Bozulma işlemi phytovolatilization işlemi sırasında meydana gelir. Yöntemin en emli avantajı çok zehirli bileşiklerin (örneğin civalı bileşikler) daha az zehirli formlara dönüşmesidir. Ancak çok zararlı-zehirli materyallerin atmosfere bırakılabilmesi de bir dezavantajdır. Bu sistemde kök derinliği çok önemlidir. Yeraltı suları konu ise bitki köklerinin derin olması gerekir. Kirli yeraltı suları pompalarla yüzeye çıkarılarak suyun daha sıkı bitki köklerine alınması da sağlanabilir. Kullanılan bitkiler arasında hibrit kavak (klorlu çözücüler), *Medicago sativa*-alfalfa (klorlu çözücüler), *Brassica juncea* ve *B. napus* (Se), *HMscus cannabinus* cv. *Indian* (Se), *Festuca arundinacea* (Se) ve *Arabidopsis thaliana* (Hg) sayılabilir.

1.3.2.Phytoremediation Tekniğinde Kullanılan Bitkiler ve Özellikleri

Ağaç çeşitlerinin çoğu kötü koşullara sahip karakterdeki arazilerde bile büyüebilmektedir. Bu durum verimsiz ve kötü kalitedeki topraklar üzerinde ağaçların düşük maliyet ile yetiştirilebilmesine olanak vermektedir. Ağaçlar aynı zamanda toprağın metrelerce derinliklerine kadar inebilen, masif kök sistemine sahip olan bitkilerdir. Bazı çeşitlerde, ağacın toprak üstünde kalan bölümü hasat edilebilmekte, çevreye herhangi bir zarar vermeden kesilen yerlerden yeni sürgünler çıkmak suretiyle ağaç yeniden büyümektedir. Ağır metallerin bitkinin odunsu yapısına bağlanmaları durumunda bu yöntem, kirleticilerin düzenli olarak yok edilmesi açısından yararlıdır. Bitki ile iyileştirmede kullanılacak en uygun bitki, yüksek metal düzeylerinde bile yasayabilme, hasat edilebilen kısımlarında yüksek düzeyde metal toplayabilme, hızlı bir büyüme yeteneği, arazide çok miktarda biyokütle üretebilme potansiyeli ve güçlü ve zengin bir kök sistemine sahip olmalıdır.

Çizelge 1.3. Kirli Alanları İyileştirebilen Bazı Bitki Türleri ile Biriktirebildikleri Metaller (Brooks ve ark., 1998)

Element	Bitki Türleri	Toprak altı biomas konsantrasyonları (Mgha-1)	Tek yıllık bitkilerin toprak üstü bioması (Mgha"1)
Kadmiyum	<i>Thlaspi caerulescens</i>	3000	4
Kobalt	<i>Haumaniastrum robertii</i>	10200	4
Bakır	<i>Haumaniastrum katangense</i>	8356	5
Kurşun	<i>Thlaspi ratundifolium</i> subsp.	8200	4
Mangan	<i>Macadamia neurophylla</i>	55000	30
Nikel	<i>Alyssum bertolonii</i>	13400	9
Nikel	<i>Berkheya coddii</i>	17000	18
Selenyum	<i>Astragalus pattersoni</i>	6000	5
Talyum	<i>Iberis intermedia</i>	3070	8
Uranyum	<i>Atriplex confertifolia</i>	100	10
Çinko	<i>Thlaspi calaminare</i>	10000	4

Topraklardan metallerin yok edilmesinde bitkilerin kullanılması düşüncesi, doğal olarak mineralleşmiş topraklardaki yeşil bölümlerinde yüksek metal

konsantrasyonlarını toplayan, çeşitli yabani bitkilerin keşfinden sonra oluşmuştur (Zaimoğlu ve ark., 2002). Bitkilerin metalleri konsantre 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). Bitkilerin besin olarak tüketilmesi yoluyla ağır metallerin insanlar tarafından alınması, insanlar üzerinde uzun süre etkili olabilmektedir (Ow, 1996). Metal hyperaccumulator'ler diye adlandırılan doğal olarak ortaya çıkan bitkiler, ekimi yapılan bitkilere kıyasla 10 ± 500 kez daha yüksek düzeyde element toplayabilmektedirler. Metallerin hyperaccumulator'lerde toplanma derecesinin, çoğunlukla kuru ağırlıklarının $1\pm 5\%$ 'i olduğu gözlenmiştir. Ne yazık ki, hyperaccumulator'ın pek çoğu fazla büyük değildir ve de yavaş büyümektedirler. Bunların büyük miktarlarda yetiştirilmeleri için teknolojik olarak yetersizliğimiz söz konusudur. Hyperaccumulator'ın yıllık biomass verimleri genellikle diğer bitkilere göre bir iki kat daha düşüktür (Ow, 1996). Bu nedenle yüksek biomass değerlerine sahip olan ve mevcut agronomic uygulamalarla kolayca yetiştirilebilen bitkilerde metal birikim kapasitelerinin değerlendirildiği araştırmalara önem verilmektedir.

1.4.Ağır Metal Biosorbsiyonu

İnsanoğlunun soluduğu hava, içtiği su ve yediği besinlerdeki metal içerikleri eskiye göre artmıştır. Bunun nedenleri tarımda üretim yöntemlerinin çok değişmiş olması, artan gübre ve zirai ilaç kullanımı, transport araçlarının egzoz gazları, üretimin artması ile artan katı atıklar, atık sular ve bunların sağlıksız bir biçimde depolanmaları ile besin maddelerine ulaşabilmeleri kentlerin büyümesi ile yoğun yaşam koşulları, kullanılan yakıtların kalitesi gibi eskiye göre çok değişmiş olan koşullardır. Gerçi metallerin hepsi insan sağlığına zararlı değildir. Örneğin insan vücudunun ihtiyaç duyduğu K, Ca, Mg ve Fe gibi metallerde vardır.

Doğada tabii olarak bulunan 90 elementten 26'sı insan ve hayvan hayatı için önemlidir. Bunlardan 11 adedi makro element, 15'i mikro elementlerdir.

Temel mikro elementler Fe, Zn, Cu, Mn, Co, Mo, I, Si ve V'den oluşan 9 adedi bitkiler için faydalıdır. Bitkilerin çeşitli element içerikleri ise, bitki türüne,

genetik yapısına, yetiştiği toprağın mikro element içeriği iklim şartlarına ve bitkinin yetiştirme düzenine bağlıdır.

Bazı bitkilerin mikro elementlerin aşırı biçimde biriktirdikleri bilinmektedir. Aynı toprakta yetişen ve aynı olgunlukta olan baklagiller ot ve tahıllara göre daha yoğun Co, Ni, Fe, Cu, Zn içerir.

Maden endüstrisi: Kömür ve diğer maden ocaklarının çalıştırılabilmesi için madenden çıkarılarak atılması gereken maden drenajları yüksek derişimlerde Ca, Mg, Fe ve düşük derişimlerde Al, Mn ve diğer ağırmetal iyonlarını içerir. Cu, Zn, Pb, Cr, Cd, Ni gibi madenleri içeren cevherlerin gerek topraktan çıkarılması, gerekse temizlenmesi, öğütülmesi ve saflaştırılması esnasında oldukça fazla su kullanılır ve bu sular yüksek derişimler de adı geçen metal iyonları içerir.

Metal endüstrisi: Bu endüstrilerin çeşitli fiziksel ve kimyasal proseslerinde fazla miktarda su kullanılır. Atık suları bu metal iyonlarını içerir.

Diğer sanayi tesisleri: sanayi tesisleri atıksuları, en fazla ağır metal kirliliği ve zehirliliği içeren atıksulardır. Metal kaplama sanayi, otomotiv fabrikaları, elektrik, elektronik mutfak ve ev eşyaları üreten sanayi tesisleri, boru, kapsül, tüfek, makine ve boya endüstrileri atıksuları bu guruba girer.

Ağır metallerin çevreye yay ılımında etken olan en önemli endüstriyel faaliyetler çimento üretimi, demir-çelik sanayi, termik santraller, cam üretimi çöp ve atık çamur yakma tesisleridir. Havaya bırakılan ağır metaller, sonuçta karaya ve buradan bitkiler ve besin zinciri yoluyla da hayvanlara ve insanlara ulaşırlar ve aynı zamanda hayvan ve insanlar tarafından havadan aerosol olarak veya toz halinde solunurlar. Ağır metaller endüstriyel atık suların içme sularına karışması yoluyla veya ağır metallerle kirlenmiş partiküllerin tozlaşması yoluyla da hayvan ve insanlar üzerinde etkin olurlar.

1.4.1.Ağır Metaller ve Özellikleri

1.4.1.1.Demir (Fe)

Topraktan genellikle Fe^{+3} (ferri) halde alınır ve sonra hemen Fe^{+2} (ferro)ye indirgenir. Fe klorofil molekülünün yapısına girmediği halde ancak Fe^{+2} haline olduğu zaman klorofil molekülünün sentezinde önemli bir rol oynar. Fe eksikliğinde meydana gelen kloroz hastalığına yakalanmış yapraklarda oldukça bol miktarda Fe^{+2} rastlanır. Bu haldeki (indirgenmemiş) Fe bitki için kullanılır halde değildir. Bundan da anlaşıldığı gibi Fe ancak Fe^{+2} (ferro) halde indirgendiği takdirde fizyolojik olarak aktiftir. Fe, solunumda rol oynayan çeşitli enzim (katalaz, peroksidaz, sitokrom oksidaz v.s.) ve taşıyıcıların da bileşimine girdiğinden hücre metabolizması bakımından ayrıca bir önem taşır.

Fe, bitki bünyesinde en yavaş hareket eden elementlerden biridir. Eğer Fe'li bir kültürde büyütülen bitkiler Fe'siz bir kültüre transfer edilirse meydana gelen genç yapraklarda belirgin olarak kloroz hastalığı gözlenir. Bu da bize hiç bir şekilde yaşlı yaprak ve dokulardan genç yaprak ve dokulara Fe transferi yapılmadığını gösterir.

Aşırı Fe eksikliğinde yapraklarda ileri derecede kloroz hastalığı görülür. Bu hastalık özellikle genç yapraklarda; çok ince ağsı damarlarına (damarlar koyu yeşil) ve damarlar arasındaki bölgelerde yer yer sararma şeklinde kendisini belli eder. Çok ekstrem hallerde damarlarda da sararma görülür. Fe yokluğunda meydana gelen semptomlar çoğu kez giderilemez. Jacobson ve Oertli (1956)'ya göre bunun sebebi, Fe eksikliği protein sentezini dolayısıyla klorofil oluşumunu inhibe etmektedir ve yeni klorofil sentezi olmadığı için de yapraklarda meydana gelen sarı renk yeşile dönüşmemektedir. Yani olay irreversibl (geriye dönüşümsüz)dır. Fakat hafif Fe eksikliğinden kaynaklanan klorozu gidermek olasıdır. Bunun için toprağa $FeSCVl$ bileşikler verilir. Ancak bu işlem yapılmadan önce, eğer varsa, topraktaki kireç temizlenmelidir. Çünkü kireç, Fe'i bağlar ve bitki böyle bağlı Fe'den yararlanamaz. Ayrıca Fe'li bileşiklerin seyreltik çözeltisi yapraktan püskürtülerek de verilebilir.

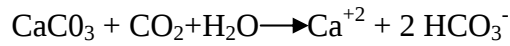
Topraklarımız Fe'ce zengindir. Fakat bazen Fe^{+3} değerlikli olduğundan ve bitkide indirgenemediğinden noksanlık belirtileri görülür.

1.4.1.1.(1) Alımı ve Görevleri

Bitki, demiri kök uçlarında bulunan özel Fe alıcılarla Fe^{+2} iyonu ve Fe-kilyet formunda aktif olarak alır. Fe^{+3} alınabilmesi için önce Fe^{+2} ye indirgenmesi gerekir. İndirgenmenin korteks hücrelerinin plasma lemmasının yüzeyine lokalize olmuş enzimlerce gerçekleştiği düşünülmekte olup, bunun için gereken elektron hücrelerin sitokrom (cytochrom) ve flavin (örneğin Riboflavin) üzerinden sağlanır. Bitkinin yeterince Fe ile beslenebilmesi onun indirgeme gücüne bağlıdır. Fe kilyeti alınmadan önce acaba kök yüzeyinde parçalanıyor mu yoksa da molekül olarak mı almıyor sorusu sonuçta bağlayıcıların doğasına bağlı değildir. Bitkide Fe^{+2} tekrar oksitlenir ve sitratla (cytrat) kilyetlenir ve daha sonra Fe^{+3} kilyet olarak depolanır. De mir bitki metabolizmasında yalnızca Fe^{+2} şeklinde etkili olabileceğinden Fe^{+3} kilyetten tekrar koparılabilir indirgenir. Bu, ışığa bağlı olduğundan 420nm de gerçekleşir. Bitki kökleri, kilyet oluşturunca salgılar verir. Ağır metaller farklı ilgi ile onlarla kilyet oluşturmak için aralarında rekabete girerler (Estes ve Bructsch 1973: Durak 2005'den). Buradan örneğin Cu toksitesinin bariz Fe noksanlık belirtisine sebep olduğu anlaşılır. Gerek alımda gerekse bitkide taşınmada Fe^{+2} ile başta Ca^{+2} iyonu olmak üzere iki değerlikli metaller arasında bir konkurens yaşanır. Bu konkurens bitki çeşidine ve gelişme durumuna göre farklıdır. Ne var ki pratikte bitkilerin Fe ile beslenmesi için antegonik etki, pH değeri, redoks-potansiyeli ve CO_2 partikel basıncından daha az önemlidir.

Kök bölgesinde pH değişimi demirin çözünürlüğünü etkiler. Ancak bitkinin Fe alımını doğrudan etkilediği düşünülmemektedir. Azarabadi ve Marschner (1979), demirin kök uçunca fosforun ise kökün daha ziyade bazal kısmınca alındığını ve Fe alımını etkilemediğini öne sürerken (Miller ve ark, 1960: Durak 2005'den) ve (Djendaw, 1971: Durak 2005'den) ise yetiştirme ortamında yüksek konsantrasyonda fosfor bulunmasının Fe alımının ve özellikle de taşınmasının önüne geçtiğini bildirmektedirler. Aşırı fosforlu gübre uygulaması Fe-klorozunun sebebi olarak görülmektedir. Nitekim klorozlu yapraklarda sağlıklı yapraklardan daha fazla fosfor bulunur. Ne varki Müllner (1979) ve Kovancı ve ark (1978), gerçekleştirdikleri çalışmalarda karbonatlı topraklarda yarayışlı P miktarı ile Fe klorozu arasında bir

ilişki bulamazken Bübl (1981), araştırmalarından Fe klorozlu yapraklardaki fosforun klorozun sebebinden ziyade sonucu olduğunu bulmuştur. Ne varki Amberger (1988), yetiştirme ortamında fazla miktarda P var ise bunun Fe ile çözünemeyen demir fosfat bileşiği oluşturarak çökeldiği gibi bitkinin taşıma sisteminde de aynı olayın gerçekleşeceğini ve özellikle süs bitkilerinde yükses sıcaklıkta bunun sıkça görüldüğünü ve bu olayın bitkide açıkça Fe-klorozuna yol açtığını bildirmektedir. Bikarbonat ve hidroksil iyonları, demir ile kireçli alkalın topraklarda FeCO_3 ve $\text{Fe}(\text{OH})_2$ bileşikleri oluşturarak aym şekilde demiri inaktif hale getirirler. İç Anadolu ve Güney Doğanadolu topraklarında yüksek miktardaki CaCO_3 aynı şekilde yüksek miktarda CO_2 ile düzensiz toprak solunumu sonucu yüksek HCO_3^- ve Ca^{+2} iyon konsantrasyonuna yol açar.



Her iki iyonda Fe alımı ve bünyede taşınmasını engelleyerek Fe noksanlığı yaratırlar (Gruber 1981).

Toprakta HCO_3^- iyon birikimi bir süre su altında kalan topraklarda veya onun bikarbonatlı su ile sulanması halinde de meydana gelir. Bu tür topraklarda yahutta bol yağışlı yıllarda kloroz görülmesi Fe klorozunun sebebini açıklamaktadır. Kireçli topraklarda Fe klorozuna HCO_3^- un neden olduğunu Mengel ve Malisiovas (1981), gerçekleştirdikleri araştırmada bikarbonat verilen konuda genç yaprağın 184 ppm ile yüksek miktarda Fe içermesine rağmen Fe noksanlığı çekerek büyüemediğini, oysa Fe ve HCO_3^- verilmeyen konudaki genç yapraklarda daha az miktarda Fe bulunmasına karşın kloraz oluşmadığını belirleyerek açıklığa kavuşturmuşlardır. Bübl (1981) yine yaptığı araştırmada HCO_3^- iyonunun genç yaprak hücrelerine Fe taşınmasını engelliyerek bunların demirsiz kalarak kloroza yol açtığını belirliyerek yukarıdaki açıklamalara kuvvet kazandırmıştır.

Besin maddelerinin reaksiyonu bitkilerin Fe almımmı etkiler. Bitkilere alkalın özellikli besin maddesi ve bu bağlamda NO_3^- verilmesi NH_4^+ e göre daha sık ve çabuk Fe-kloroz oluşumuna yol açar (Mengel ve Maksiovas 1981). Çünkü bol miktarda NO_3 verildiğinde nitratin indirgenmesi anında açığa çıkan OH^- iyonu Fe alımını engeller. Yine burada toprak çözeltisindeki HCO_3^- konsantrasyonu önemli rol oynar.

Bitkilerin Fe absorpsiyon kapasiteleri farklıdır. Ayçiçeği, pamuk veya domates bol miktarda Fe alabilen (Effizient) bitkilerdir. Nötr Fe^{+3} tuzu verilmesinden kısa bir süre sonra bitkiler kilyetlerin tersine bu formdaki demiri alamadığından noksanlık belirtileri gösterirler. Daha sonra bunlar yoğun şekilde proton ve indirgeyici maddeler dışa vururlar. Böylece besin çözeltisinin pH değeri 4 e kadar iner ve HCO_3^- iyonları nötralize olurken diğer taraftan da köklerin Fe^{+3} i indirgenme kapasitesi artar, bunun sonucu Fe^{+2} alımı artar ve önemli ölçüde yeni klorofil oluşumu meydana gelir (Marschner 1986). İndirgeyen maddeler olarak basit şekerler, klorogen (chlorogen) asitler, kahve (kaffee) asitler gibi organik asitler ve fenoller görev üstlenirler. Fe noksanlığı böylece önce Fe alabilen dikotiledonlarda giderilir. pH değeri tekrar yükselir ve kısa süre sonra olay baştan itibaren tekrarlanır. Fe alamayan (ineffizient) bitkiler yani arpa, mısır ve benzeri monokotiledonlar, demire bu şekilde mobilite kazandırma özelliğine sahip değiller. Bu açıdan çeşitler arasında da oldukça büyük farklılıklar vardır. Fe-klorozuna dayanıklı asmalar örneğin fazla miktarda H^+ iyonu dışa vururlar. Fe gereksinimlerini karşılama mekanizması özet olarak şu şekilde işler (Amberger 1988, Marschner 1986).

- Toprak çözeltisine “H4” iyonları verirler,
- İndirgeyici ve kilyet yapıcı maddeler dışa vururlar,
- Kökün indirgenme kapasitesi yüksektir,
- Fe transport maddesi olarak malat, malonat ve sitrat sentezi artar.

Fe noksanlığı çeken kimi bitkiler, normal bitkilere oranla fazla miktarda H^+ iyonu serbest bırakmaktadır. Bu bitkinin katyonu anyondan almasının ve anyon-kasyon dengesizliğinin muhtemelen organik anyon birikimi ile giderilmesinin sonucudur (Scherer 1978). Nitekim Fe noksanlığı çeken bitki dokularında amino asit ve NO_3^- birikimi karakteristiktir. Bu NO_3^- birikimi ise indirgenmenin engellenmesinin bir sonucudur (Carter, 1980: Durak 2005'den).

Bitkilerin Fe ile beslenmesinde ve içerdiği miktarına bitkinin türü, yaşı, ortamın pH sı, $CaCO_3$ miktarı, ağır metallerin cins ve miktarı ile topraktaki OH^- , HCO_3^- iyonlarının varlığı ile P miktarı etkili olur. Bitkiler gelişmenin başlangıcında hızlı alırlar ve bu gelişme ile devam eder. Gelişmenin yavaşlaması ile Fe akımının hızı da düşer.

Difüzyon veya kütle akım ile kök hücrelerinin plazma lemmasına ulaşan demir, muhtemelen demir kilyetler şeklinde ksilem taşıma sistemi ile bünyede taşınır. Fe, yarı mobil bir besin elementi olduğu ve yaşlı yapraklardan genç yapraklara aktarılması dikkate alınacak kadar önemli olmadığı için noksanlık belirtisi önce genç yapraklarda görülür.

Demirin bitkideki fonksiyonu herşeyden önce enzim proteininde yer almasına dayanır. Hem içerikli ve Fe- S - proteidler en önemli gruplardır. Birincide Fe porfirin sistemine bağlıdır. Buna sitokrom, sitokromoksidas, katalas, peroksidas ve nitrogenas dahildir. Demir noksanlığında bunların aktiviteleri düşer.

Demir, ışığa bağlı olayları düzlediğinden bitki büyümesinde anahtar konumdadır. Doku kültürü ile yapılan araştırmalarda hücrelerin bölünmesi ve boyuna büyümesi için ağır metallerin belirli bir konsantrasyonda olmaları gerektiği görülmüştür. Demir iyonları meristematik hücrelerde bölünme olayına başlattığından Trigger olarak faaliyet gösterirler. Onun bu görevini bir başka element kesinlikle gerçekleştiremez. Demir içerikli sitokromlar, solunum zincirlerinin=elektron transport zincirinin kolları olduğu gibi valenz değişimini de yapabilirler.

Demir, Flovaprotein süksinatdehidrogenaz, NADH-sitokrom-redüktas gibi hemin içermeyen enzimlerde de bulunur. Terminal solunum veya oksidasyonda sitokromoksidasın etkisi ile substanz hidrojeni ve atmosfer oksijeni de yanarken H_2O meydana gelir (1). Buna karşın flavo enzim (2) aktivitesinden kuvvetli bir bitki zehiri olan ve peroksidasın yardımı ile substranz hidrojenini oksitleyen H_2O_2 meydana gelir. Her iki gelişmede de son ürün H_2O olup, peroksit konsantrasyonunun yüksek olması halinde H_2O_2 hem H alıcı hemde H verici olarak görev üstlenir ve katalas enzimince H ve O moleküllerine parçalanır. Demir, klorofil oluşumu ve fotosentezde son derece önemli rol oynar. Porfirinler klorofilin temel taşıdırlar, Birporfin sistemi birbirine metin köklüleri ile bağlanan 4 pirol halkasından oluşur. Renk maddelerinin biyosentezi, sitrat devranında ve piridoksala bağlı amino asit glisinden aktivite kazanmış kehribar asidin (aminolevulin=sigma-aminolevulin asit) oluşumunun altında kondensasyonu ile başlar. Bu ara aşamanın iki molekülü, su parçalanmasının altında porfobilinogen halkasını yaparlar. Bundan dezaminizasyon altında uroporfirin 3 meydana gelir. Porpirinler, kilyet oluşumu çerçevesinde Fe, Mg, Zn gibi metal

atomların yapıya alma eğilimi taşırlar. Bu sayede ya Fe-protoporfirin IX ve hücre heminine, yani oto okside olabilen sitokromlar ve peroksidaz, katalaz ve sitokrom oksidaz gibi enzimlere ya da Mn^{+2} ve Mg^{+2} profofirin IX üzerinden klorofile ulaşır.

Ferroksin, Foto sistem 1 de heminsiz önemli bir proteindir. -432 mV ile redokspotansiyeli oldukça düşük olup, ışık reaksiyonunun elle tutulabilen ilk kimyasal ürünüdür. Proteinde bulunan sistein SH grubu ile Fe iyonunu tutma ve tekrar verme gücüne sahiptir. Böylece ışığın var olması durumunda karotinden gridin nükleotide elektron aktarma görevini yapar.

Son zamanlarda yapılan araştırmalara göre nüklein asitler, Fe içerdiklerinden nüklein asit metabolizmasına Fe nin katıldığını göstermektedir. Nitekim Fe noksanlığında kloroplastlarda ve ribozomlarda nüklein asit miktarı önemli ölçüde düştüğü gibi protein sentezi gerilerken serbest bazik aminoasit ve amidler artar. Kloroplastlardaki proteininklorofil oluşumuna bi nevi katalizatör etkisi yaptığı düşünülmektedir.

Demir, baklagillerin köklerinin simbiyotik N fiksasyonunda hiçde küçümseilmeyecek rol oynar. Atmosferin molekül azotunu amonyağa indirgeyen nitrogenaz enzimi bir Mo-Fe-Protein ile birde Fe içeren 2 proteinden oluşur. Bu enzim bakteroid denen kök yumrusunda bulunur. Ayrıca demir porfirin leghemoglobinin miktarı arasında pozitif bir ilişki vardır. Ferroksin redüksiyon ekuvalent kutbu olarak görev yapar. Fe iyonları cis-akonitas, arginas ve benzeri enzimlerinin kofaktörü olarak etkili olurlar.

1.4.1.1.(2) Demir Eksikliği

Demir noksanlığı esas olarak hafif bünyeli kuruma eğitiminde ve karbonatlarca zengin alkalın topraklarda meydana gelir. Buna ortamda fazla miktarda bulunan HCO_3^- ve fosfat iyonları çözünemeyen demir karbonat, hidroksid veya fosfat kompleksleri oluşturmalarına neden olurlar.

Fe noksanlığında halka oluşumu gerilediğinden sigma-aminolevulin ve diğer amino asitler birikir. Katalaz ve peroksidazın aktivitesi yavaşlar ve bunun sonucu fotosentetik olarak aktif olan kloroplastlar, ribozomlar ve mitokondrinlerde H_2O_2

yığılması olur. Aynı şekilde sitokromoksidazın aktivitesinin sınırlanması ile havanın oksijeni hidrojenin oksitlenmesin engeller.

Fe noksanlığı (Fe- kloroz) belirtileri yetersiz Fe beslenme sonucu yavaşlayan klorofil senteziyle yakından ilgilidir. Tahıllarda başak sayısı ile yapraklarda klorofil miktarı düşer. Hareketi sınırlı olan demirin noksanlık belirtileri önce genç yapraklarda görülür. Bütün bitkiler için hafif demir noksanlığında yapraklarda damarlar arası önce sarı veya soluk yeşil olup, Mn noksanlığının tersine yeşil yaprak damarları çevreleyen dokulardan kesinlikle farklıdır. İlerleyen noksanlıkla beraber yaprak damarları da sararır ve yapraklar sarı beyaz veya beyaza dönüşür. Belirtiler her ne kadar Mg noksanlığına benzer ise de Fe noksanlık belirtileri genç yapraklarda görülür. Sararan yapraklar uzun süre dalda kalır. Yoğun Fe noksanlığında yukarıdan aşağıya doğru bitki tamamen sararır. Demirce yetersiz torfta üretim yapılması veya seralara bol P li gübre verilmesinde de Fe noksanlığı meydana gelir.

1.4.1.1.(3) Demir Noksanlığına Karşı Alınacak Önlemler

Fe noksanlığında karşı mücadele de başarıya ulaşma ancak sıralanan önlemlerin eksiksiz ve zamanında uygulanması ile mümkündür (Gruber 1981).

Kloroz meydana gelen yerler için Fe noksanlığına karşı hassas olmayan kültür bitkileri seçilmeli.

- Kloroza rezistans altlık, çeşit ve türleri seçilmeli.
- Uygun strüktür oluşturan toprak işlemler yapılmalı.
- Kireçli topraklarda bitki kök bölgesinde indirgeyici ortam hazırlanmasına özen göstermek gerekir.

Bunun için;

- Ön olgunlaşma geçirmiş ancak hızla mineralize olmayan organik gübre uygulamalı. Hızlı mineralizasyonda fazla miktarda CO₂ nin açığa çıkması Fe noksanlığına yol açar.
- Derin sürümde alt katmanlardaki kireçli katmanın kök bölgesine taşınması engellenmeli.

- Kök bölgesinde CO₂ birikmesine neden olan pulluk tabanı patlatılmak, hızla parçalanarak bol CO₂ veren organik gübre veren yeşil gübre uygulanmasından kaçınılmalı.
- Islah çalışmaları ile taşıma sistemi iyi çalışan bitki çeşitleri üretmeli ve yetiştirilmeli,
- Asma ve meyve ağaçlarında tarım aletleri kullanılırken ve tavşan kemirmesi yoluyla tahribata yol açmamalı, ayrıca mücadele ilaçların aşırı konsantrasyonlarından kaçınılmalı,
- Ağaçlarda odunsu oluşumu sağlayarak zararlarından korumalı,
- Fazla budama ile asmalar aşırı ürün vermeye zorlanmamak,
- Bakır, krom, nikel ve çinko gibi ağır metallerin konsantrasyonlarının yüksek olmamasına dikkat edilmeli.

1.4.1.1.(4) Demir Fazlalığı

Pratikte Fe fazlalığının genelde fazla zararı görülmez. Asidik ortamlar ile su baskınlarının altında kalan topraklarda Fe fazlalığı olabilir. Bitkilerde Mn ve/veya P noksanlığı meydana gelir. Çünkü P, Fe ile bitkinin alamayacağı bileşikler oluşturur.

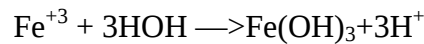
1.4.1.1.(5) Bitkilerde Demir Varlığı

Bitkilerde Fe miktarı, kuru madde üzerinden 50 ile 2000 ppm gibi geniş bir yelpazede değişir. Gelişme devresine ve bitki çeşidine göre demir miktarı değişir. Primer Fe noksanlığı için kritik nokta 50 ppm veya biraz üzerindedir. Fotosentetik olarak gelişmesini tamamlamış ve tam aktif yapraklarda fazla miktarda Fe bulunur. Ne var ki bitkideki toplam Fe pek fazla birşey ifade etmez. Çünkü demir ile normal beslenen veya noksanlığı çeken bitkilerin toplam Fe miktarı yüksek olabilir. Bitkideki toplam demirin yaklaşık %80 kadarı ince strüktürlü kloroplastlarda lokalize olmuş veya proteinlere bağlı olarak bulunur. Bitkisel ve hayvansal organlarda depolanma formu bir protein kılıfla (Apoferritiri) çevrelenmiş Fe⁺³ - hidroksi-fosfat kompleksi olan ferritindir. İhtiyaca göre bu kompleksten Fe mobil hale getirilir.

1.4.1.1.(6) Toprakta Demir Varlığı

Demir mineral topraklarda toprak kütlesinin %8 kadarına oluşturarak oksijen, silisyum ve alüminyumdan sonra yerkürede en fazla bulunması ile bir makro besin elementidir. Bitkiler tarafından az miktarda alınması yanında görevleri itibari ile de bir mikro besin elementidir. Fe, piroksen, amfibol, olivin ve birotit gibi mineraller yanında limonit gibi sulu oksit ve sülfidlerde de bulunur. Normal şartlarda oluşan topraklarda ferri demir oksit %2-5 arasında bulunur iken tropik yöre topraklarında %60 a kadar çıkabilir. Bunlar toplam Fe yönünden zengin olmalarına karşın yarayışlı demirce fakirdirler. Burada toprak yüzeylerinin kırmızımsı veya kahverengi olması yüzeylerinin sulu demir oksitlerce kaplanmış olmasındandır.

Toprakta demirin önemli bir bölümü oksitlenmiş formda olup götit, hematit veya magnetik şeklinde bulunur. Bu oksitler, çok stabil olup ilerleyen mineral ayrışması ile birikim olur. Bu da toprakta yarayışlı demiri belirler. Bunun sonucu yarayışlı Fe miktarı düşük olup daha ziyade pH'a bağlıdır. Burada Fe^{+3} ve Fe^{+2} iyonları oldukça belirgindir. Fe^{+3} pH=3'ten itibaren hidroksit daha doğrusu hidrat şeklinde şeklinde çökelirken Fe^{+2} pH=nötrde $Fe(OH)_2$ şeklinde çökelir. Fe^{+3} ün pH'a bağlı olarak çökmesi (Binsday,1972)'e göre;



Fizyolojik 4,5-7 pH değerlerinde denge ekstrem şekilde çözünemeyen $Fe(OH)_3$ yönüne kayar. Bol yağış alan topraklarda demirin büyük bir bölümü hornblend birotit pirit ve klorit gibi minerallerde Fe^{+2} şeklinde olan demir parçalanıp ayrışma sonucu demir oksit ve demir hidroksite dönüşür. Toprak oluşumunda Fe iki değişim geçirir.

1)Yağışı bol serin yerlerde Mg, Ca, K ve Na gibi katyonlar toprak alt katmanlarına taşınırken toprakların üst katmanlarının asidik özellik kazanmalarına neden olurlar. Bu durumda toprak üst katmanlarda Fe^{+2} ye indirgenmiş demirin bir kısmı daha az asidik tabakalara taşınarak demir hidratlar, demir oksitler ve organik bileşikler gibi bitkiye yarayışlı Fe bileşikleri şeklinde çökelir.

2)Yağışı bol ve sıcak iklim (tropik) bölge topraklarında toprak oluşumu ve yağış yoluyla katyonlar toprak alt katmanlarına taşınırken üst kısımlarda ortam

oksitlenme için elverişli hale gelir ki burada demirin büyük bir bölümü sulu demir oksitlere ($\text{FeO}_3, 3\text{H}_2\text{O}$) dönüşür. Bunlar toprakların üzerini bir zar gibi kaplayarak kırmızımsı ve sarımsı renk verirler.

1.4.1.2.Kurşun (Pb)

Çağımızda toprakta en önemli kurşun kaynağı yanan petrol ürünleridir. Topraktaki yüksek pH derecesi mevcut kurşunun, hidroksit, fosfat ve karbonat bileşikleri olarak çökmesine yol açmaktadır. Kireçli topraklarda kireç kurşun iyonları ile yer değiştirerek kurşunun toprakta tutulmasına yol açmaktadır.

İnorganik kurşun genel olarak bitkilerin dış cephesinde kaldığından yıkama ile büyük ölçüde temizlenir. İnorganik kurşun tohum ve köklerde aşırı birikme yapmaz. Organik kurşun ise bitkiler tarafından hızla alınmaktadır.

1.4.1.3.Kobalt (Co)

Toprakta normal düzeyi dekara 0.25-10 kg'dır. Kumtaşı ve kireç taşında kobalt çok azdır. Kumlu, yüksek kireçli ve asidik karakterli kayalardan oluşan topraklarda eksikliğine sık rastlanır. Mangan fazlası olan topraklarda da olumsuz etki yapmaması için kobalt uygulanır.

1.4.1.4.Kadmiyum (Cd)

Toprakta aşırı kireç ve çinko bitkinin kadmiyum alımını etkiler. Yüksek toprak pH'ı ve yüksek kil oranında kadmiyumun bitkiler tarafından alınmasını yavaşlatan faktörlerdir.

Çinko rafinerileri civarında, oto lastikleri ve madeni yağlarda bulunması nedeniyle sulanan topraklarda kadmiyum yoğunluğu yüksektir.

Kullanılan fosforlu gübreler de toprağa bir miktar kadmiyum katılmasına yol açar.

Ağır metallerin bitkiler tarafından alınması toprak şartları ile yakından ilgilidir. Yüksek pH derecelerinde, fazla killi veya fazla humuslu topraklarda kadmiyumun bitki tarafından alınması zorlaşır.

1.4.1.5.Çinko (Zn)

Yüksek pH'lı topraklarda çinko bileşikleri zor çözülür. Bitkilerde yüksek miktarlarda fosfor uygulaması çinko açlığına yol açabilir. Bitkilerde çinko açlığı, yaprak damar aralarında sararmalarla başlar. Çinko fazlası da zararlıdır.

1.4.1.6.Mangan (Mn)

Doğada mangan daha çok demir oksitlerle birlikte bulunur. Toprakta 50-750 kg/dekar arasında ölçümler normaldir.

Topraklarda kireçleme toprak pH'sını ve kalsiyum yoğunluğunu yükselterek bitkinin mangan alımını zorlaştırır.

Mangan yönünden fakir topraklarda, bitkilerin genel olarak 100-250 gr/dekar mangan kullandığı göz önünde tutularak yeter miktarda mangan sülfat verilmesi gerekir. Uygulamanın banda verme yol ile yapılması daha ekonomiktir.

1.4.2. Ağır Metallerin Alıcı Ortamlardaki Etkileri

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.

1.4.3.Ağır Metallerin Toprağa 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 ve atık suyla yapılan sulamaların ve arıtma çamuru uygulamalarının yaygınlaşmasıyla global bir problem haline almıştır. Ağır metallerle kirlenmiş toprakları temizleme çalışmaları çevre mühendisliği alanındaki en zor konulardan biridir. Kirlenmiş toprağın kompleks fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ile kirleticilerin toprak ortamındaki davranış ve ilişkilerine ait bilgilerin sınırlı olması gibi faktörler, temizleme faaliyetlerinin maliyetlerinin yükselmesinin yanı sıra klasik atık bertaraf teknolojilerinin uygulanmasını da sınırlı boyutlarda kalmasına sebep olmuştur. Bu nedenle toprak kirliliğinin giderilmesinde maliyeti düşük ve etkinliği yüksek uygulanabilir yeni teknolojilerin gelişimine acil olarak ihtiyaç vardır. İzolasyon, immobilizasyon, toksisitenin azaltılması, fiziksel ayırma ve ekstraksiyon toprak temizleme çalışmalarındaki hem arazi ölçeğinde uygulanan hem de gelişme aşaması devam eden teknolojiler incelenerek karşılaştırılmıştır. Çalışma sonucunda metallerle kirlenmiş topraklar için en uygun temizleme metodunun seçiminde yöre karakteristikleri, konsantrasyon ve bunlar gibi çeşitli faktörlerin göz önünde bulundurulması gerektiği vurgulanmıştır.

1.4.4.Ağır Metallerin Sudaki Etkileri

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. 19.yy'ın başlarında Türkiye dahil ve bunun yanında Avrupa'da birçok ülkede lağım suları nehirlerle akıtılmaya başlamış ve böylece yalnız büyük ırmaklar kirlenmekle kalmamış aynı zamanda yer altı suları kirlenmiştir. Bu olaylar sonucu bazen sanayi ve tarım ile bazen de evlerde kullanılan sular önemli sayılabilecek ölçüde kirlenmiştir.

Ağır metal gibi kimyasal kirleticiler; sucul canlılarda yarattığı toksik, akut, kronik ve doğrudan etkilerin yanı sıra, dolaylı fizyolojik etkileri de olmaktadır. Bu tür kirleticiler, canlı kaynakların yumurta larvalarını ve genç bireylerini çok daha fazla etkilemektedir. Canlı kaynakların sürdürülebilir üretimlerinin ve nesillerin devam ettirmeleri tehlikeye girmektedir. Fizyolojik etkileri şöyle sıralayabiliriz: planktonlarda hücre bölünmesinin gecikmesi ve engellenmesi, kabuklularda beslenme alışkanlıklarının değişmesi, balıklarda anormal yumurtlama ve yumurtlama dönemlerinin değişmesi, kanser tümörlerinin oluşumu gibi etkiler yapmaktadır. Pb, Hg, Cu, Zn gibi ağır metaller suda çok az miktarlarda bulunurlar. Bunların hepsi su hayvanları için toksiktir. Çoğu 1 ppm sınırında öldürücüdür.

Çinko normal miktarlarda bazı enzimatik fonksiyonlar için gereklidir ve birçok proteinde yapı elementi olarak bulunur. Bakır bazı enzimlerde bulunur ve pek çok omurgasızın kan proteininde solunum pigmenti halinde mevcuttur.

Çinko ve bakır özellikle deniz balıklarındaki protözönlardan meydana gelen hastalıkların tedavisinde kullanılır. Burada metalin toksik etkileri bir süre sonra CaCO_3 ile çökelmeyle giderilir.

Kelatlaşma, bakırın balıklara karşı zehirliliğini azaltır. Örneğin sitrik asitle kelatlaşan CuSO_4 daha az toksiktir. Ph = 6-8.5 arasında kelatlaşan bakırın % 90'ının suda çözülmüş kalmasını sağlar.

Ağır metallerin toksisitesi pH, çözülmüş oksijen, temperatur, balığın büyüklüğüne oranla çözeltinin hacmi, çözeltinin yenilenme frekansı, çözeltideki diğer maddeler ve sinerjetik etki gibi faktörlere bağlıdır.

Suyun pH' ı en önemli faktör olabilir. Ağır metallerin destile ve yumuşak sularda sert ve bazik sulara göre daha toksik olduğu sanılmaktadır.

Sıcaklık artışı ağır metallerin balıklara karşı olan toksikliğini çoğaltır.

Kurşun tuzlarının toksisitesi su miktarı azaldıkça ve balığın büyüklüğü arttıkça azalır. Ayrıca kurşun salgıyla balık üzerinde çöktürülerek zehirliliği giderilir.

İki ağır metal ya da bir ağır metalle başka bir madde arasındaki sinerjik etkiye gelince örneğin Cu-Zn kombinasyonları bazen tek basma Zn veya Cu'dan daha zehirlidir.

1.4.5.Ağır Metallerin Canlılara Etkisi

Vücutta doğal olarak bulunan bazı metallerin sağlığınıza yararları vardır. Örneğin Fe kansızlığı önler, Zn ise 100'den fazla enzim reaksiyonunda yer alır. Metallerin normal olarak vücutta bulunma oranı çok düşüktür. Bu oran yükseldiği takdirde, vücutta toksik etki yapmaya başlarlar.

Ağır metaller, yoğunlukları suyun yoğunluğunun en az 5 katı daha fazla olan metallerdir. Ağır metallerin hiçbir fonksiyonu yoktur ve vücut için zararlıdır. Eğer ağır metallerin vücudumuza giriş hızı, vücudumuzun onları dışarı atma hızından düşükse, zaman içinde vücudumuzda birikme yaparlar.

Endüstriyel ürünlerin üretiminde ağır metallerin yoğun bir biçimde kullanılması nedeniyle insanların ağır metallerle maruz kalma oranı son 50 yılda çok ciddi bir biçimde artmıştır. Cıvalı amalgam 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.

2.ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1.Adana Sofulu Çöp Depolama Alanı İle İlgili Çalışmalar

Adana-Sofulu çöp depolama alanına yönelik yapılan bazı çalışmalar bulunmaktadır. Bunlar içinde en kapsamlı olanı 1999 yılında Kokusai Kogyo Co., isimli bir Japon Firması, Türk Hükümeti'nin isteği üzerine Adana Sofulu Çöp Depolama Alanı için Çukurova Üniversitesi Bilim Adamlarının oluşturduğu bir ekip ile hazırlanan fizibilite raporlarıdır.

Şavkın (1999), “Katı Atık Alanlarının Reklamasyon Çalışmaları Adana Sofulu Örneği” isimli çalışmasında çöplüğün Adana imar planındaki konumu, arazinin jeolojik ve hidrojeolojik yapısı, topoğrafik yapısı, toprak özellikleri, alan ekolojisi, bölgenin iklimi, çöp döküm yöntemleri, katı atıkların sızıntı suyu ve gaz oluşturma özelliklerini göz önünde bulundurarak bir iyileşme önerisinde bulunmuştur.

Öksüz (2000), “Adana’da Sofulu Çöplüğü’nün Doğaya Kazandırılması Yöntemlerinin Belirlenmesi” isimli çalışmasında Sofulu Çöp Depolama Alanı’nın toprak özellikleri, iklimi, jeolojik ve hidrolojik yapısı, katı atıkların sızıntı suyu ve gaz oluşumlarının toplum ve çevre sağlığına olumsuz etkilerini irdeleyerek, Sofulu çöp depolama alanının doğaya kazandırılabilme yöntemlerini belirlemiştir.

Uslu (2002), “Adana Sofulu Çöp Depolama Alanı Örneğinde Faaliyet Sonrası Alternatif Kullanımların Toplumsal Fayda ve Maliyet Değerlendirmeleri” adlı çalışması ile Adana-Sofulu Çöp Depolama Alanında çöp depolama faaliyeti sonunda yapılacak iyileştirme çalışmaları sonucunda, alanda uygulanabilirliği söz konusu olabilecek değişik alternatiflerin kurumsal olarak koşullu değerlendirme yöntemi ile değerlendirmesine çalışmıştır.

2.2.Sızıntı Suları İle İlgili Çalışmalar

Wu ve diğ., (1988), 37°C’de iki kademeli yukarı akışlı anaerobik filtrede ham sızıntı suyu arıtımı üzerine çalışmışlardır. 20-40 gün’lük hidrolik bekletme süresi ve 2-3-8 KOİ/m³.gün’lük yüklemelerde %83-91’lik KOİ giderimi olduğu

belirtilmektedir. BOİ/KOİ oranı 0.7 ve KOİ konsantrasyonu 9000-10000 mg/l'dir. Yazarlar, inorganik çökeltiler nedeniyle herhangi bir tıkanma probleminden bahsetmemektedirler.

Keenan ve ark., (1992), evsel katı atık düzenli depolama alanı sızıntı suyunu arıtan pilot ölçekli hibrid yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörün performansı üzerinde uzun süreli olarak çalışmışlardır. Ham sızıntı suyunun değişik hidrolik bekletme sürelerinde arıtımı ve bir ön arıtma adımı olarak demir giderimi araştırılmıştır. Demir, kalsiyum, mangan ve magnezyum birikimi çalışmış, kalsiyum ve demirin çamurda aşırı miktarda birikme gösterdiği belirlenmiştir. Sonuçlar, inorganik katıların %75'inin demir ve kalsiyum karbonatlara dayandığını göstermiştir.

İza ve ark., (1992), 30 litrelik bir pilot hibrid anaerobik filtre/yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde, genç depo alanlarında oluşan sızıntı arıtılabilirliğini incelemişlerdir. 1,5–2 günlük hidrolik bekletme süresi %90'lık KOİ giderimi sağlanmıştır. Aynı çalışmada, uzun süreli işletmelerde ağır metallerin çamur mineralizasyonunu arttırdığı ancak bunun özgül metan aktivitesini etkilemediği, çamurun etkili yoğunluğunu arttırdığı, yatak sıkışması etkilerine ve kanallanmaya sebep olduğu belirlenmiştir.

Imai ve ark., (1993), biyolojik akışkan yataklı (aktif karbon dolgulu) reaktörü kullanarak yaşlı depo sızıntı suyundan bozunmayan organik madde ve azot üzerinde çalışmışlardır. İki kademeli reaktör (anaerobik+aerobik), biyolojik olarak ayrışabilirliği düşük yaşlı sızıntı suyundan (BOİ/KOİ=0,09) %60 organik ve %70 azot giderimi sağlanmıştır.

Kornchonowong ve ark., (1995), Chiang Mai katı atıkların kullanıldıkları 4 farklı lizimetre ile katı atıklardan çıkan sızıntı sularının yaz ve kış sezonları boyunca miktarını ve karakterini incelemişlerdir.

Oluşan sızıntı sularını her hafta veya her ay toplayarak; pH, iletken, alkalite, asidite, klor, sülfat, toplam uçucu asitler, TK, AKM, TÇK, BOİ, KOİ, TOK, TKN gibi özelliklerini analiz etmişlerdir. En yüksek lizimetreden oluşan sızıntı suyunun miktarda en çok, kirlilik parametreleri açısından en düşük konsantrasyonda olduğu;

en kısa lizimetrede oluşan sızıntı sularının en az miktarda fakat kirlilik parametrelerince en yoğun olduğunu tespit etmişlerdir.

El-Fadel, Fındıkakıs ve Leckie, (1995), katı atık depolama alanlarında gaz ve sızıntı suyunun oluşum mekanizması ve bunların hangi çevresel etkiyi yaptıkları üzerinde durmuşlardır. Ayrıca gaz ve sızıntı suyundan kaynaklanan etkileri elimine ya da minimize etmek için kullanılabilecek gaz ve sızıntı suyu kontrol sistemleri hakkında bilgi vermiş ve sızıntı suyu arıtımı için bir akış diyagramı tasarlamışlardır.

Yılmaz ve ark., (2001), Mersin Büyükşehir Belediyesi Çöp Deponi Alanı'nda oluşan sızıntı sularından alınan örneklerde; pH, KOİ, AKM, nitratı fosfat, ve ağır metal miktarlarını belirlemiş ve çevre açısından değerlendirmesini yapmışlardır.

Bertanza ve ark. (2002), “Mühendislik, Tarım ve Sağlık Açısından Atıksuların Tarımda Yeniden Kullanımı” konulu çalışmalarının İtalya’da sürdürmüşlerdir. Çalışmada gelişmiş ülkelerde kentsel tarımın yaygınlığından ve su eksikliği yüzünden hijyen ve sağlık açısından herhangi bir kaygı duymaksızın lağım sularının kullanılmasına dikkat çekilmiştir. Araştırmacılar domates, lahana, havuç, marul ve turp ile yaptıkları denemede sulama suyu olarak farklı arıtma safhalarından geçmiş atık su kullanarak ve toprak ve bitki üzerindeki kirlilik etkisini saptamaya çalışmışlar ve elde ettikleri verileri İtalyan standartlarıyla karşılaştırmışlardır. Araştırmada kent atık sularının insan sağlığı için filtrasyon ve dezenfektasyon işlemi yapılmaksızın sebzelerde kullanılmaması gerektiği sonucuna ulaşmışlardır.

Schwitzguebel (2003), “atık suları iyileştirmek için yeşil bitkiler: Avrupa’daki yaklaşım ve akımlar” konulu çalışmalarında bugünkü ve gelecekte yapılacak uygulamalara bakıldığında bitkilerin eşsiz metabolik potansiyelleri ile çoğu inatçı organik kirlilikleri biriktirebildikleri ve taşıyabildiklerinin görülebileceğini belirtmektedirler. Çalışmaya göre, bitkiler kirliliğin şartlarında gelişebildikleri için organik kirlilikleri ayrıştırmada önemli rol oynayan toprak altındaki mikroorganizmalarla etkileşim içindedirler.

Farklı ülkelerde belediye atık sularının arıtılmasında fosfat ve nitrat gibi inorganik besinlerin ayrıştırılması için su bitkileri kullanımı ve sulak alan oluşturulması ile kazanılan deneyimler, zehirli metaller ve inatçı organik kirlilikler

içeren endüstriyel atık teknolojilerine de adapte edilebilmelerine izin vermektedir. Son zamanlara kadar mikroorganizmaların bozulmaya karşı etkinliği ile karşılaştırıldığında bitkilerin organik kirlilik alımında çok küçük bir rol oynadığı düşünülmüyordu. Buna rağmen görülmektedir ki sulak alan bitkilerinin içerdiği enzimler bazı kirlilikleri ayrıştırabilmektedir. Atık suların iyileştirilmesi için oluşturulan sulak alanlarda yetiştirilen bitkilerin kökleri ve köklerin mikroorganizmalarla olan etkileşimleri bitkilerin temizlemedeki etkinliği için büyük önem taşımaktadır.

Tam kapsamlı bir ölçekte hazırlanan araştırma için nitrojen aromatik bileşiklerinden anilin ve nitrobenzen üreten endüstriyel sıvı atıkları iyileştirmek amaçlı kamış yatakları oluşturuldu. Sistem yedi yıl boyunca başarılı bir şekilde yürütüldü ve izlendi.

2.3.Bitkisel Islah Konusunda Yapılan Çalışmalar

Chan ve ark., (1981), sulak alan sistemlerinde, organik ve inorganik çözülmüş ve askıdaki kirleticilerin adsorpsiyon ve çökme gibi fiziko-kimyasal mekanizmalarla giderilebildiğini bildirmektedirler. Araştırmacılar bu sistemlerde toprak ve mikroorganizmaların yanında özellikle *Phragmites* (Kamış) ve *Typha* (Saz) cinsi sulak alan bitkilerinin artımda yardımcı olduklarını bildirmiştir.

Elsokkary, (1982), Mısır'da klor-alkali işletmeleri, kağıt endüstrileri ve elektrik üreten istasyonları içeren endüstriyel kompleksin etkisini yansıtacak şekilde sebzelede civa birikmesinin 0.014–0.385 ppb arasında değiştiğini bulmuştur.

Warren ve ark., (1983), Kanada'da yaptıkları bir çalışmada mineral birikmiş alanlarda yetişen *Salix* spp.'nin yapraklarında 1.6 ppb'ye ulaşan civa konsantrasyonları rapor etmişlerdir.

Mankovska., (1983), kayın ağacının (*Fagus sylvatica*) ve çam ağacının (*pinus pinea*) yapraklarını analiz ederek Çekoslovakya'da demir-metal endüstrilerinden yayılan Pb, Cd ve Mn'ı 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

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 örneklediği 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 gümüş konsantrasyonlarının uzaklık ile belirgin bir şekilde azaldığı saptanmıştır.

Hoshika A ve Takayuki S., (1986), Osaka Körfezi'nde Seto iç denizinde yapılan araştırmalarda ağır metal oranı bitkilerde depolanma hızlarını araştırmışlardır. Bu çalışma sonucunda, alınan loglarda bitkilere 1800'lerden beri bakır ve çinko miktarında bir artış olduğu tespit edilmiştir.

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

Thorpe., (1989), "Potasyum Madenlerinin Neden Olduğu Tuzlu Alanların İyileştirilmesi" konulu çalışmalarında, atık yığınlarından sızan tuzlu suyun çevreyi kirleterek toprak yapısını etkilediğini ve vejetasyonu öldürmekte olduğunu belirlemişlerdir.

Çalışmaya göre yüksek tuz konsantrasyonu ve tuzluluğun devamlı olduğu alanlarda iyileştirme uygulamaları doğrudan uygulanamaz. Tuzluluk ıslahında bazı büyük modellemelere ihtiyaç duyulur. NaCl'nin alandaki hareketini etkileyen faktörlerden düşük tuzluluk ve yüksek tuzluluk karşılaştırmaları araştırılır. NaCl girişinin neden olduğu yüksek tuzluluğu olan alanların rehabilitasyonu için yüksek tuzluluk toleransı olan bitkiler alan çalışmaları, sera denemeleri ve laboratuvar testleri ile Trasee/tracon bilgisayar modelleri ile belirlenir. Vejetasyon kapallılığı Na hareketini etkilememektedir. Yeniden bitkilendirme denemelerinde Na hareketi atık çamurlarının iyileştirilmesinde yüzey toprağı iyileştirmelerine göre daha yavaştır. Yapılan çalışmada vejetasyonun etkileri yüzey toprağının ıslahı ve atık çamurun ıslahı olmak üzere iki şekilde incelenmiştir. Yüzey toprağının

ıslahında üzerindeki vejetasyon üç ay sonra tamamen öldürülmüş, fakat atık çamurunun iyileştirilmesi için üzerindeki vejetasyon üç yıl süresince deneme alanında kalmıştır. Dikilen beş çim türü içinde atık çamurunun iyileştirilmesi için tuzluluğa dayanıklı en iyi tür *Agropyron trachycaulum* ve *Elymus junceus* olarak tespit edilmiştir. Bu türler çimlenme ve olgunluk evrelerinde laboratuvar koşullarında tuzluluğa dayanıklı türler olduklarını göstermişlerdir. Seradaki kolon çalışmaları da yüzey toprağındaki Na hareketinin arıtma çamurundakine göre daha hızlı olduğunu göstermiştir. Trasee/tracon bilgisayar modelleri arıtma çamurundaki yüzey buharlaşmasının yüzey toprağındaki buharlaşmaya göre daha az olduğunu göstermiştir. Çalışmaya göre potansiyel yeniden bitkilendirme çalışmaları tartışılmalıdır.

Gizikoff., (1990), "Güney İç British Columbia (Kanada) Bakır Madeni Atık Kaya Depolarının Yeniden Bitkilendirilmesi ve Atık Yönetimi" konulu çalışmasında atıkların vejetasyon üretimi ve toprak yönetimi üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Atık kayalar ve buzul kayaları genellikle düşük azot (N), fosfor (P) ve magnezyum (Mg) içerir. Çalışmada düşük örtülü (alan kaplama yeteneği diğerlerine göre daha az olan bitkilerden oluşmuş), çim örtülü, karışık çim ve baklagil örtülü olmak üzere dört ayrı vejetasyon türü oluşturulmuştur. Bozulma özellikleri de N, P, K, Mg, pH, bünye ve gövde yoğunluğu değerlendirmesi için dört ayrı gruba ayrılmıştır. İyileştirme maliyetleri de bu gruplara göre belirlenmiştir. Hektar başına elde edilen en düşük maliyet düşük örtülü vejetasyon tipinden elde edilmiştir.

Debska ve Lutomski., (1996), "Pestisitlerle Kirlenmiş Bir Alandaki Tıbbi Bitkilerin Tolerans Problemleri" konulu çalışmalarında insektisit, fungusit ve herbisitlere ait çeşitli metotlar tanımlamışlardır. Proje sayesinde tıbbi bitkilerin kirliliğe karşı tolerans davranışları belirlenebilmektedir. Ayrıca bu çalışma, iyi bir zirai çalışmanın özelliklerinin her ülkenin jeoklima, vejetasyon dönemi uzunluğu, yağış, sıcaklık ve toprak kalitesine göre değiştiğini bildirmektedir. Bütün bu faktörler bitkinin zarar göreceği ilaç miktarını değiştirmektedir.

Lubke ve ark., (1996), "Madencilik Sonrası Güney Afrika Zululand Sahillerinin Rehabilitasyonu" konulu çalışmalarını farklı bitki türleri ile yapmışlardır. 1977'den beri maden tarama işlemlerinin sürdürüldüğü sahil, ağır

metallerin tamamıyla alandan uzaklaştırılmasından sonra eski haline uygun olarak şekillendirilmeye çalışılmıştır. Çalışmada alanın üzeri toprakla kapatılmış, çeşitli örtücü bitkilerle ve çok yıllık bitki tohumlarıyla yeniden bitkilendirilmiştir. Örtü alanının farklı yaşlarda olması tür kompozisyonlarında ve vejetasyon dinamiklerindeki değişiklikleri çalışma fırsatını sağlamıştır. 10x10 m² 'lik 5 tesadüf bloku alanı, 4, 5, 7, 8, 9, 10 ve 12 yaşlarındaki alanlarda kapalılık verileri çoklu varyans analizi "Twinspan" ve "Decorana" kullanılarak örneklendirilmiştir. Buna göre her türün önem değeri, toplam ve ortalama tür zenginlikleri hesaplanmıştır. Madencilik öncesi ve madencilikteki toprak örneklerinin iz elementler, organik madde ve pH yönünden analizleri yapılmıştır. Araştırmada 4-5 yıl boyunca rehabilite alanında *Acacia carro* türünün baskın olduğu, fakat rehabilite alanlarının yaşı arttıkça tür zenginliğinin görüldüğü ve *Acacia carro*'nun baskınlığının da giderek azaldığı ortaya konulmuştur. Twinspan alanları yaşlıdan gence doğru süksesyonlara göre derece kronolojik olarak ayrı ayrı gruplara göre sınıflandırmıştır. 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.

Estaun ve ark., (1997), "Bozulmuş Torakların *Rosmarinus officinalis* ile Biyolojik Amaçlı Mikorizal Mantar (AM) Aşılansarak Yarı Kurak Koşullar Altında Yeniden Bitkilendirilip Geliştirilmesi" konulu bir çalışma yürütmüşlerdir. Çalışmada herdemyeşil 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 (AM) mantarı olan *Glomus intraradices* Schenck & Smith ile aşılansarak erozyona uğrayarak bozulmuş üst toprak üzerinde yetiştirilmiştir. Simbiyozun bitki gelişimi ve toprak kaplama ile toprakta mikoriza sayısının gelişimi üzerindeki etkileri başarılı sonuçlar vermiş, bitkilere AM aşılamanın erozyona uğramış alanlarda çok yararlı olduğu ortaya konulmuştur.

Kocadağıstan., (1997), "Pasinler-Esendere Kum Ocakları Doğa Onarımı ve Rekreatyoneel 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.

Campbell, 1999, Yaptığı çalışmada 70 organik bileşiği bünyesine alarak onların bozulmasını sağlayan 88 bitki türü saptamışlardır.

Sadowsky, 1999, Dünyada gelişen teknolojiye bağlı olarak ortaya çıkan endüstriyel işlemler, yerleşim, tarımsal aktiviteler gibi çeşitli insan faaliyetleri sonucunda hava, su ve toprak gibi doğal kaynaklar farklı düzeylerde ve çeşitli organik veya inorganik kirleticilerle kirlenmiştir. Birçok alanda özellikle endüstride kirlenen kaynakların arıtılması için çeşitli fizikokimyasal yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemlerin kullanımı ile arıtım sonucunda mutlaka yine bir atık ve giderilmesi gereken sorunlar ortaya çıkmaktadır. Ayrıca bu teknikler pahalı ve genelde zor uygulanabilir sistemlerden oluşmaktadır. Avrupa ve ABD’de kirli alanların ıslahı için yılda 20 billion dolar harcadığı tahmin edilmektedir.

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.

Henry, 2000, Türkçe’de “Yeşil Islah” olarak kullandığımız bu ifade bitki temel alınarak çevreyi ıslah etme teknolojileridir. Bu teknoloji ile organik ve inorganik maddeler bitki kullanılarak kirlilik oluşturduğu alandan bertaraf edilebilmektedir.

EPA, 2000, Kirleticiler bazı bitkilerce başarıyla alınarak su arındırılmaktadır. Örneğin *Brassica juncea* (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Cs, Sr), *Myriophyllum spicatum* (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) ve *Helianthus annuus* (U, Co, Cs, Sr, Cr, Mn, Cd, Ni, Cu, Pb,

Zn), *Eichornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata* ve *Lemna minor* türleri birçok kirlilik etmenine karşı kısa sürede başarı ile yetiştirilmişlerdir.

EPA, 2000, Yeşil arıtma adıyla anılan yöntem doğal ortamda toprağın stabil hale getirilmesi için uygulanır. Burada bitkinin yetiştği toprağın içindeki kirlilik etmenlerinin kökler çevresinde veya içinde biriktirilmesi ya da tutulmasının yanı sıra kirleticilerin rüzgar, su erozyonu, yıkanma ve toprak dağılması ile taşınmasının engellenmesidir. Bitkinin kök çevresi mikrobiyolojisi ve kimyası ile yakından ilişkili olan sistemde bitki kirletici etmenin yapısını suda eriyemez-taşınmaz şekilde değiştirebilir. Köklerle sabitleme toprak, sediment ve çamurda uygulanabilir. Toprak taşınmasını gerektirmemesi önemli bir avantajdır. Ayrıca alan bitkilendirildiği için ekosistemdeki restorasyon zenginleştirilir. En önemli dezavantajı kirlilik etmenlerinin alanda kalarak uzun zaman içindeki değişikliklerle taşınabilmesi veya yıkanarak taban suyuna karışabilmesidir. Sistemde gübreleme ve toprak ıslahı çalışmalarına maksimum stabilizasyon etkisini sağlamak için gerek vardır. Kök derinliği sistemin etkinliği bakımından çok önemlidir. Örneğin kavak kökleri 150-300 cm derinlikler için düşünülebilir. Stabilizasyon bitkiye bağımlı olup, bu amaçla *Populus* (As, Cd, Ca, Zn), *Brassica juncea* (Cr, Pb), *Andropogon gerardii*, *Festuca arundinacea* ve *Glycine max* kullanılmaktadır.

Henry, 2000, *Agrostis tenuis* cv. Goginan (asidik Pb ve Zn), *Agrostis tenuis* cv. Parys (Cu) ve *Festuca rubra* cv. Merlin (kalkerli Pb ve Zn) çeşitleri İngiltere’de (Liverpool) yapılan bir alan çalışmasından sonra ticari ölçekte uygun olarak saptanmıştır.

Schmeisky ve Podlacha., (2000), "Tuzlu Çöp Yığınlarının Kuraklığa Dayanıklı Türler ve Halofit (Tuzcul) Bitkilerle Yeniden Bitkilendirilmesi" konulu çalışmalarında çöp yığınlarından çıkan kirli materyal ve organik çöplerin doğal bitki birlikleri ve potansiyel bitki örtüsünün değerini azalttığı sonucuna ulaşmışlardır.

Pivetz, 2001, *pyhtoremediation* teknolojisinde karasal bitkilerin kullanılabilmesi ince bir toprak tabakasının olduğu yüzen platformlar gerekir. Köklerle süzmede her 1000 galon kirli suyun temizlenmesinin maliyeti 2-6 ABD \$’dır (Henry, 2000). Çernobil yakınlarında oluşturulan bir küçük havuzdaki

platformlarda yetiştirilen *Helianthus annuus* dört ve sekiz haftada bünyesinde çok fazla miktarda Cs¹³⁷ ve Sr⁹⁰ biriktirmiştir.

Pivet, 2001; Sutherson, 1999. Hibrit bir kavak cinsi Güney Dakota (ABD)'deki bir çalışmada ilk yıl 12 m büyüme kaydederek bünyesinde tahmin edilenden çok daha yüksek miktarlarda As ve Cd biriktirmiştir.

Pivet, 2001, Yöntemin en önemli avantajı indirgenme veya bozulmanın fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içinde olması ve mikroorganizmalara bağlı olmamasıdır. Yöntemin dezavantajı ise bozulma sırasında zehirli ara ve son ürünler oluşabilmesi ve bunların çok zor tespittir. 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.

Guerro ve ark., (2001), “Belediye Katı Atık Kompostlarının Yanmış Orman Toprağı Üzerindeki Etkileri” konulu araştırmalarında 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.

Bleeker ve ark., (2002), “Jales madeni atıklarının kirlettiği asidik alanların yeniden bitkilendirilmesinde ıslah edici tavsiyeler ve toleranslı çimlen” konulu çalışmalarında bünyesine metal alabilen bitkiler ve metallere toleranslı olan bitkiler kullanılarak Jales madeni atıklarının yer aldığı kirlenmiş asidik alanların çevresel etkilerinin azaltılabileceğinden söz etmektedir. Değiştirilmiş aluminosilikat, çelik parçaları ve inorganik maddeler eklenerek arsenik konsantrasyonu ve pH değiştirilmiş atıklar ıslah edilerek bitki gelişimi sağlanmıştır. Değiştirilmiş aluminosilikat (Beringite) uygulaması hem pH'yı arttırmış hem de bitkilerin arsenik konsantrasyonuna ulaşabilirliğini sağlamıştır. Dört yıllık atık analizleri yapılmasına rağmen iki yıldan sonra deneylerde etkinliğin artmadığı görülmüştür. Metal toleranslı bitkilerin kullanımı ve atıkların ıslahı ile kirlenmiş Jales maden alanının etkili ve hızlı bir şekilde bitkilendirilebileceği sonucuna varılmıştır. *Agrostis castellana* ve

Holcus lanatus kombinasyonu her üç maddenin ilavesiyle de başarılı sonuç vermiştir.

Duncan, (2002), "Nova Scotia, Springhill'deki (Kanada) Duff Bank Kömür Madeni Atıklarının Yeniden Bitkilendirme Potansiyeli" konulu çalışmasını 75 hektarlık ve 150 yıldan daha fazla kömür madeni artıklarının biriktirildiği bir atık depo alanında gerçekleştirmiştir. 1958 yılından beri kapalı olan ve 1992'de ağır iş makineleri ile sıkıştırma dışında hiçbir şey yapılmamış olan alanda yeniden oluşan mevcut vejetasyon belirlenmiş ve restorasyonu hızlandırmak için yapılabilecek bazı uygulamaların kullanılabilirlikleri değerlendirilmiştir. Araştırmada vejetasyon sörveylerinde grid sistemi kullanılmış, mevcut bitki topluluklarının, tohum bankasının ve toprağın kimyasal yapısının değerlendirilebilmesi için toprak örnekleri ve toprak kesitleri analiz edilmiştir. Restorasyon potansiyeli için beş çim bitkisinin karışımı, kireç ve kompost kombinasyonları denenmiştir. Denemeler sonunda beş türün de çimlenebildiği ve kompostun en iyi yetiştirme ortamı olduğu görülmüştür. Bu sonuçlardan anlaşılmaktadır ki Duff Bank kömür madeni atıkları doğal bitkileri içeren ıslah edici bitkilerle başarılı bir şekilde yeniden bitkilendirilebilir.

Mishra ve ark., (2002) yaptıkları "Hindistan Sultanpur'da Tropik Bir Çevrede Bozulmuş Sodik Alanların İyileştirilmesi" konulu araştırmada iyileştirme özelliklerinden dolayı alanda 3, 6 ve 9 yaşlarındaki *Dalbergia sissoo* fidanları kullanılmıştır. Dikilen bu bitkilerin toprak niteliği üzerindeki iyileştirici etkileri genç bitkilerde toprak yüzeyinde sınırlı olmakla birlikte, daha yaşlı bitkilerde derinlere inebildiği savından yola çıkılarak *Dalbergia sissoo* türünün bu tür bozulmuş alanlarda sodik toprakların iyileştirilebilmesi için kullanılabileceği ortaya konulmuştur.

Osborne, (2003), "Tuzlu Su İle Kirlenmiş Toprakların İyileştirilmesi İçin Yeniden Bitkilendirilmesi" konulu çalışması için alan ve laboratuvar koşullarında denemeler yürütmüştür. Louisiana, Springhill'de tuzla kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için yürütülen denemelerde tohumu ekilen *Pinus taeda* bitkisinin canlılığı ve gelişme parametreleri ile toprakta oluşan fiziksel ve kimyasal değişikliklerin izlenmesi ve değerlendirilmesi yapılmıştır. Alanın iyileştirilmesi için

toprağın orta tabakasında sızıntı sularının drenaj sistemi oluşturulmuş, temiz su ile sulama sistemi kurulmuş, gübreleme ve odunsu organik materyallerle katkı yapılmıştır. Alan toprak stabilizasyonu için *Cynodon dactylon* ve *Lolium multiflorum* ile çimlendirilmiştir. Çalışma süresince Sodyum (Na) adsorbsiyonu oranı ve elektriksek iletkenlik (EC) ölçümleri 40 cm derinlikte önemli artışlar göstermiştir. İlk yıl *Pinus taeda* tohumları % 84 canlılık oranına sahipken, boyları % 37 oranında, kapallığı da % 24 oranında artış göstermiştir. İkinci yıl ise bitki % 63 canlılık oranına sahipken, boyları % 43 oranında, kapallığı da % 61 oranında artmıştır. Arazi ve oda koşullarında yapılan çalışmalar sonucunda tuzla kirlenmiş toprakların özellikleri *Pinus taeda* yetiştirilerek iyileştirilebileceği ortaya konulmuştur. Araştırmacı ayrıca uzun dönem dikkate alındığında 40 cm kök derinliğini aşan bitkiler için canlılık durumu konusunda bu çalışma koşullarında bir yargıya varmanın söz konusu olmadığını belirtmiştir.

Ciria ve ark. (2005) yapay sulak alanlardaki sucul bitkilerin rolünü ve yetiştirilen *Typha latifolia* bitkisinin yakıt olarak kullanılma potansiyelinin değerlendirilmesiyle ilgili bir çalışma yapmışlardır. Çalışmayı iki hedef doğrultusunda yürütmüşlerdir. Bu hedefler; 1. Sucul bitkilerin atıksudaki kimyasal oksijen ihtiyacını (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacını (BOİ), askıda katı maddeyi (AKM), azot, fosfor ve patojenleri gidermedeki rollerinin belirlenmesi ve 2. Oluşan biyokütlenin yakıt olarak kullanıma uygunluğunun belirlenmesi için termokimyasal karakterizasyonunun yapılmasıdır. Çalışma biri bitkilendirilmiş ve diğeri bitkilendirilmemiş her biri 40m²'lik iki yataktan oluşan sulak alanda iki yıl boyunca yürütülmüştür. Sonuçta;

1- Bitkilendirilmiş sistemin BOİ, amonyak azotu ve patojen gideriminde daha etkili olduğunu,

2- KOİ, AKM gibi parametrelerin gideriminde esas rolü bitkiler ya da mikroorganizmalar yerine fiziksel süreçlerin oynadığını,

3- Nitrat gideriminin her iki sulak alanda da yaklaşık olarak eşit olmasından dolayı denitrifikasyonun baskın mekanizma olduğunu ve sucul bitkilerden bağımsız da yürüyebildiğini,

4- Yaz mevsiminin fosfor gideriminde daha etkili olmasının dışında mevsimlerin kirleticilerin gideriminde farklılık yaratmadığını belirlemişlerdir.

Bunun yanında, hasat edilmiş biyokütlenin (*Typha latifolia*) termokimyasal proseslerde yakıt malzemesi olarak kullanılabilecek uygun bir hammadde olduğunu tespit etmişlerdir.

2.4.Ağır Metal İle İlgili Çalışmalar

Gersberg ve ark., (1985), Amerika’da bir sulak alanda çalışmış; çalışmada bakır, çinko ve kadmiyum içeren bir sudan metal giderme verimlerini incelemiş; hidrolik bekletme süresinin 5,5 gün olduğu ve giderim oranlarının sırasıyla % 99, %97, %99 olarak belirlendiğini bildirmiştir.

EPA, (1988), yapay sulak alanlarda metal giderimini çöktürme-adsorpsiyon olayına dayandırmakta ve su sümbülü (*Eichhornia crassipes*) kullanılan bir yüzer bitki arıtma sisteminde % 85 Cd, % 92 Hg, % 60 Se giderildiğini bildirmiştir.

Vatthiyanathan ve ark., (1992), Hindistan’da, Cauvery Nehri’nin ağır metallerinin dağılımı ve taşınması konusunda bir çalışma yapmışlardır. Sediment örneklerinde yapılan bu çalışmada cevherleşme ve maden kirliliğinden diğerleri daha fazla yüksek ölçülmüştür. Ayrıca, her barajdan sonra sediment yükündeki ağır metal miktarının azaldığı görülmüştür. Bunun sebebi olarak ta barajlarda asılı kalıntıların durulması ve çökmesi gözlenmiştir. Yapılan çalışmada demir, mangan, kurşun, çinko ve nikelin 20 mikrometreden küçük tane boylarınca taşındığı gözlenmiştir. Suda bulunan ağır metal konsantrasyonundaki değişimin alınan bitki numunelerinde de benzer şekilde olduğu yazarlarca rapor edilmiştir.

Chandra ve ark, (1993), Bir çok serbest yüzücü su üstü ve su altı bitkisinin potansiyel olarak ağır metal biriktirebildiği bildirilmiştir. Araştırmacılar atık suların deşarj edildiği bazı alıcı ortamlarda yetişen *Ceratophyllum demersum*, *Ipomea aquatica*, *Eichhornia crassipes*, *Spirodela polyrrhiza*, *Trapa natans* gibi bitki türlerinin Cd^{+2} , Cu^{+2} , Mn^{+2} , Fe^{+2} , Pb^{+2} gibi ağır metalleri bünyelerinde biriktirebildiklerini bildirmiştir.

Jackson ve ark., (1993), *Ceratophyllum demersum* gibi su sütunundaki elementleri kullanan tam su altı bitkileri için, sedimentteki elementlerin alımının

mümkün olmadığını, bu bitkiler için sudaki elementlerin önemli olduğunu bildirmiştir.

Delgado ve ark., (1993), *Eichhornia crassipes* ile yaptıkları kadmiyum, krom, çinko giderim çalışmalarında, çeşitli konsantrasyonlarda metal çözeltilerinden bitkinin 24 saat içinde metalleri büyük oranda giderdiğini; 0.5 mg^l⁻¹'lik Cd⁺² konsantrasyonunun bitkinin büyümesini ani şekilde düşürdüğünü; 9 mg^l⁻¹'lik Zn⁺² konsantrasyonunun bitki ağırlığında % 30'luk kayba yol açtığını belirlemiştir.

Srivastav ve ark., (1994), *Salvinia* sp. ve *Spirodela* sp. su bitkileriyle Cr⁺⁶ ve Ni⁺² metal karışımlarının kullanıldığı sentetik atık sulardan ağır metal giderim çalışmalarında, metal giderim yüzde oranlarının metallerin çeşidine, kullanılan bitki türüne ve hidrolik bekletme süresine göre %56-96 arasında değiştiğini bildirmiştir.

Rai ve ark., (1995), sucul bitkilerin sudan toksik metalleri alıp bünyelerinde biriktirdiklerini bildirmiştir. *Bacopa monnieri*, *Spirodela polyrrhiza* ve *Ceratophyllum demersum*'un kromu %92, Cu⁺²'yi ise %90 oranında, *Ceratophyllum demersum*, *Spirodela polyrrhiza*, *Hydrodictyon reticulatum*'un Cr⁺⁶'yı en fazla % 79 oranında giderdiğini bildirmiştir.

Gupta ve Chandra., (1996), sucul bitkilerden *Vallisneria spiralis*'in sudan Hg⁺²'yi alıp bünyesinde biriktirdiğini bildirmiştir. Çalışmada, 20 µmol'lük Hg⁺² çözeltisinde 168 saat lik süre bekletilen bitkinin kuru ağırlığında yapraklarında 0.25 µmolg⁻¹, köklerinde ise 1.12 µmolg⁻¹ miktarlarında Hg⁺² biriktirdiği bulunmuştur.

Wang ve ark., (1996), *Myriophyllum spicatum*'un Cd⁺², Pb⁺², Cu⁺², Ni⁺² ve Zn⁺² adsorplama özelliklerini incelemiş, çok düşük temas sürelerinde bile bu metallerin yüksek oranlarda adsorplanma özelliklerinin olduğunu tespit etmiştir.

Lin P ve Zheng W. J., (1996), Shenzen (Çin) *Avicennia* marinasında yaşayan bitki topluluklarında (mangroves) bazı ağır metallerin absorpsiyonu, birikimi ve dağılımını incelemişler ve bu bağlamda bitkilerin farklı organlarının farklı oranlarda Cu, Zn, Cr, Cd, Ni, Mn ve Pb absorbe ettiğini ortaya koymuşlardır. Alınan numunelerde, bakır, çinko, kadmiyum, krom, nikel ve mangan içerikleri sırasıyla; 38.3, 28.7, 11.4, 0.136, 7.97, 25.0 ve 537 ppb (part Per billion) olarak bulunmuştur. *Avicennia* marinasının değişik fraksiyonlarının ağır metal içeriklerinde önemli

değişiklikler gözlenmiştir. Bu değişimler bakır için 1.8–13.8, kurşun için 0.4–3.51, çinko için 3.4–69.5, kadmiyum için 0.013–0.295, krom için 0.28–0.73, nikel için 0.43–7.65 ve mangan için 25–1552 ppb aralıklarında gerçekleşmiştir. Bitkilerin toprak üstü organlarında ağır metallerin birim ağırlıkta birikme katsayısı sıralaması $Cd > Mn > Zn > Cu > Ni = Cr > Pb$ şeklinde ve bu yedi elementin birikme miktarları bakır, kurşun, çinko, kadmiyum, krom, nikel ve mangan için sırasıyla 53.7, 19.27, 187.89, 0.72, 6.06, 20.76, 1631.17 mg/m² olarak bulunmuştur.

Xibao ve ark., (1996), Çin’de bulunan Changjiang Nehri’nde ağır metal ve organik kirleticileri birlikte incelemişlerdir. Ağır metallerden Zn, Cd, Pb, ve Cu analizleri ASV tekniği ile yapılmıştır. Numuneler, nehir kaynağından, kaynağa yakın bölgelerden, nehir ortasından ve denize döküldüğü bölgelerden alınmıştır. Analiz sonuçlarına göre, kaynakta yüksek olan ağır metal konsantrasyonlarının nehrin orta bölgelerinde sedimantasyonla ve bitkilerin metalleri absorblamasıyla azaldığı görülmüştür.

Mungur ve ark., (1997), *Typha latifolia* , *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* ve *Iris pseudacorus* ile zenginleştirdikleri yapay sulak alanda % 81.7-91.8 Cu^{+2} , % 75.8-95.3 Pb^{+2} ve % 82.8-90.4 Zn^{+2} giderimi sağlamıştır.

Chu ve ark., (1998), metal ve nutrient giderimi çalışmalarında mangrov bitkilerinin bulunduğu sulak alanı kullanarak Cd^{+2} , Cr^{+2} ve Cu^{+2} ’ın % 92 oranında, Ni^{+2} ve Zn^{+2} ’nin ise % 88 oranında giderildiklerini bildirmiştir.

Peterson, (1998), çeşitli atık suların arıtımında kullanılan ve *Phragmites* sp. gibi bitki türlerini içeren yapay sulak alanların geleneksel yöntemlerle karşılaştırdığında, arıtmada % 50 maliyet kazancı sağladığını ortaya koymuştur.

Metal sanayi atık sularından metallerin giderimi üzerine yapılmış olan çalışmalarda, giderim yüzdelerinin çeşitli faktörler çerçevesinde değişken olduğu görülmektedir. Nitekim metal karışımlarının kullanıldığı sentetik atık sularla yapılan giderim çalışmalarında, metal giderim yüzdelerinin metallerin çeşidine ve kullanılan bitki türüne göre değiştiği bildirilmektedir.

P.S. Lau ve H.Y. Lee., (1999), endüstriyel atık sulardan nutrient arıtımında yoğun olarak kullanılan tek hücreli *Chlorella vulgaris* ve *Chlorella miniata* yeşil

algleri ile bakır ve nikel absorpsiyonu konusunda çalışma yapmışlardır. Ancak, izole edilen *C. miniata*, *C. vulgaris*'e göre daha yüksek (q_{max}) 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 (q_{max}) *C. vulgaris*'te % 13, *C. miniata*'da % 7.7 azalmıştır.

Lee ve ark (1999), bir sualtı bitkisi olan *Najas graminea*'yı Cd^{+2} , Pb^{+2} , Cu^{+2} , Ni^{+2} arıtımında kullanmış ve her bir metal için sırasıyla en fazla %85, %90, %50 ve %45 oranlarında giderimin sağlandığını bildirmiştir.

Schneider ve ark., (1999), bir su bitkisi olan *Potamogeton lucens*'in iyi bir Cu^{+2} adsorplayıcısı olduğunu ve 2 gr bitkinin, 1 saatlik temas süresi sonunda 6.3 mg l^{-1} Cu^{+2} içeren çözeltiden 6 mg Cu^{+2} gidererek %95.2 giderim sağladığını bildirmiştir.

Dahmani ve ark., (2000), *Armeria maritima* spp. *halleri*, *Cardaminopsis halleri* ve *Agrostis tenuis* türü makrofitlerin Zn^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} ve Cu^{+2} ağır metallerini biriktirdiklerini belirlemişlerdir. Çalışma 61 sene süreyle işletilmiş olan bir metal sanayi fabrikası civarında kurulan yapay sulak alanda yetişen bitki türlerinden alınan bitki örneklerine dayanmakta olup araştırmada en yüksek birikimin yapraklarda $21500 \text{ mg Zn}^{+2} \text{ kg}^{-1}$, gövdede $43000 \text{ mg Zn}^{+2} \text{ kg}^{-1}$ ve köklerde $64500 \text{ mg Zn}^{+2} \text{ kg}^{-1}$ lık miktarla *Cardaminopsis halleri* de olduğu bildirilmiştir. Diğer metallerin birikimi daha düşük düzeyde gerçekleşmiş olup bu eğilimin çalışmadaki diğer bitki türlerinde görüldüğü bildirilmiştir.

Gillespie ve ark., (2000), petrol rafinerisi atık su arıtma tesisi çıkış suyundaki ortalama 0.60 mg l^{-1} 'lik Zn^{+2} konsantrasyonunun, *Scirpus californicus* kullanılarak 0.19 mg l^{-1} 'ye kadar düşürüldüğünü bildirmiştir.

Groudeva ve ark., (2001), *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Phragmites communis*, *Scirpus lacustris*, *Juncus* spp. bitkilerini kullandığı yapay sulak alanda, ham petrol içeren sularda % 92-98 Cu^{+2} , % 96-99 Pb^{+2} giderildiğini bildirmiştir.

Lim ve ark., (2001), *Typha latifolia* ile kurdukları yapay sulak alanlarda bitkisiz sulak alanlara göre daha fazla bakır giderildiğini bildirmiştir.

Mays ve Edwards., (2001), *Scirpus cyperinus*, *Typha latifolia* , *Juncus effusus* bulunan bir yapay sulak alanda, giriş suyu 32.4-47.4 mg^l⁻¹ Fe, 1.9-9.4 mg^l⁻¹ Mn, 10-40 mg^l⁻¹ Zn, 10-40 mg^l⁻¹ Cd, 2.0- 6.1 mg^l⁻¹ Pb içeren atık sudan metallerin sırasıyla % 97, % 47, % 33, % 100, % 26 oranlarında giderildiğini bildirmiştir.

Scholz ve ark., (2001), *Phragmites australis*, *Typha latifolia* ve yüzer bitkilerle birlikte tam su altı bitkisi kullandığı yapay arıtım sisteminde bakır ve kurşun giderimlerini araştırmış, bitkili yapay sulak alanların % 98-99 gibi yüksek oranlarda metalleri sudan arıtabilen sistemler olduğunu bildirmiştir.

Shutes, (2001), kurşun, bakır, çinko ve kadmiyum elementlerinin *Typha latifolia* 'nın rizom kısımlarından alındığını ve %54 ile %61 arasında giderim sağlandığını bildirmiştir.

Mays ve ark., (2001), yaptıkları çalışmada bitkiler ve sedimentler içindeki metal alınımının yapay ve doğal sulak alanların her ikisindeki asit madeni drenajı ve doğal sulak alanlar için arıtım karşılaştırılmıştır. Veriler göstermediktir ki Mn, Zn, Cu, Ni, B ve Cr bitkiler tarafından iki yapay bir doğal sulak alanda birikmiştir. Buna rağmen bu bitkilerdeki yıllık metal birikim yüzdesi azdır.

Cao ve ark., (2002), “Montevecchio, Sardinya’da alınan ağır metallerle kirlenmiş topraklarda bazı bitki türlerinin ağır metalleri alma performansları” konulu araştırmaları için yaptıkları deneysel çalışmalar sonucunda *Festuca arundinacea*’nin Montevecchio topraklarına karşı toleranslı olduğu ve sürgünleri ile yüksek miktarda çinko (Zn) alabildiği, *Helichrysum italicum*’un ise çinko ve kurşun (Pb) alımı performansında gelişim gösterdiğini belirlemişlerdir.

Del Rio ve ark., (2002), “Aznalcollar Madeni Zehirli Atıklarından Sonra Guadimar Nehri Yakınında Yabancı Bitkiler Tarafından Ağır Metal ve Arsenik Alımı” konulu çalışmalarında Güney İspanya’da Aznalcollar madeninden dolayı Guadimar Nehri ve yakın çevresindeki Avrupa’nın en geniş sulak alanı olarak bilinen, ağır metaller ve arsenikle kirlenmiş Donana Milli Parkı’nda bazı bitki türlerini araştırmışlardır. Araştırmanın amacı kirlilikten etkilenen çevrede yetişen bitkilerin kök analizleri sonucu kirli topraklarda yetişebilecek ve kökleri ile ağır metal ve arsenik toplayabilecek bitkileri tespit edebilmektir. Bu amaçla çalışmada

99 farklı bitki türünde yapılan analizler sonucunda *Cynodon dactylon*, *Lavatera cretica*, *Malva nicaeensis*, *Slybum marianum* ve *Amaranthus blitoides*'m içinde bulunduğu 10 bitki türünün ağır metallerle kirlenmiş alanların rehabilitasyonunda kullanılabileceğini ortaya koymuşlardır.

Cheng ve ark., (2002), ağır metallerle kirlenmiş suni atık sudan metal gideriminde yapay sulak alan kullanmış; sistemde *Cyperus alternifolius* ve *Villarsia exaltata* türü bitkilerden yararlanılmış; çalışma sonucunda Cd^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} elementlerinin 150 gün içerisinde % 100'e yakın oranlarda giderildiğini belirlemiştir.

Tatar, 2003, Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nde ortaya çıkan arıtma çamurlarındaki ağır metallerin giderimi araştırmıştır. Bu amaçla, tesisin nihai çamur toplama alanlarından alınan kompozit numunelerin ağır metal içerikleri tayin edilmiştir. Ağır metal giderimini belirlemek için kompozit numune, hidrojen peroksit içeren ve içermeyen farklı hacim ve konsantrasyonlarda fosforik asit ile oda sıcaklığında 1 saat süreyle karıştırılıp pH ve elektriksel iletkenliğe bakılarak filtre edildikten sonra filtrattaki ağır metal düzeyleri saptanmıştır. Filtrede kalan çamur numunesinde ise inorganik ve organik madde düzeyleri belirlenmiştir.

Filtrede kalan çamur numunesindeki inorganik maddeler (su ve kül) hariç organik madde (ham protein, ham selüloz, ham yağ, azot içermeyen madde) düzeylerinde %3 H_2O_2 içeren ve içermeyen H_3PO_4 uygulamalarında önemli bir değişiklik olmadığı belirlenmiştir.

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.

2.5.Katı Atıklar, Katı Atık Yönetimi ve Halk Sağlığı İle İlgili Çalışmalar

Bilyk ve Dzlubek, 1992, yaptıkları çalışmada, atıksu çamurlarının tarımda kullanılmasının farklı topraklar üzerinde ürün miktarının artırılması ve gübre elementlerinin geri kazanılması için doğal bir metot olduğunu belirtmişler ve tarımsal amaçlar için deri endüstrisi çamurlarının kullanımı henüz pek yaygın olmadığını altını çizmişlerdir. Endüstriyel katı atık ve çamurların tarımda

kullanılması için bunların ayrıntılı olarak uygunluğunu değerlendirmek gerektiği ve başlıca kriterin çamurun, tarımsal ihtiyaç olan iz elementler, besin maddeleri ve hijyene göre kullanışlı olup olmadığına karar verilmesi olduğunu belirlemişlerdir. Bunun için ilk adımın ağır metallerin, besin maddelerinin ve mikro elementlerin konsantrasyonlarını belirlemek ve bu amaçla kimyasal analizler yapılması, bu adımda da toprağın tipine ve bitki türlerine göre de çalışılmasıdır demişlerdir. Tarımda kullanılan endüstriyel çamurların insan ve hayvan sağlığını etkilememesinin en önemli koşul olmasıdır.

Karaca ve Haktanır, 2000, İzmit DUSA (Endüstriyel İplik Üretimi) ve SEKA (Kağıt ve Selüloz Üretimi) fabrikalarının atık su arıtma tesislerinde ortaya çıkan arıtma çamurlarının İzmit Alikahya Köyü'nden alınan tarım toprağının alınabilir kurşun (Pb) ve dehidrogenaz enzim aktivitesi üzerinde yapmış olduğu etkiler araştırılmıştır. Bu amaçla, laboratuarda hazırlanan toprak-çamur karışımları tarla kapasitesinin % 70'i kadar nemlendirilerek 28°C 'de inkübasyona alınmıştır. Belirli oranlarda atık çamur örnekleri uygulanmış (kontrol, 20, 40, 80, 160 tonha⁻¹) toprak örneklerinde, alınabilir Pb 1., 5., 15., 30., 60., 120. ve 240. gün olmak üzere 7 inkübasyon döneminde, dehidrogenaz aktivitesi de 1., 3., 7., 14., ve 30. gün olmak üzere 5 inkübasyon döneminde belirlenmiştir. İki atık çamurunun farklı dozlarının topraklara uygulanmasıyla alınabilir Pb kapsamında önemli artışların bulunduğu belirlenmiş olup (P<0.01), SEKA çamuru ilave edilmiş toprakların alınabilir Pb kapsamındaki artışın DUSA çamuruna göre tüm dozlarda fazla olduğu saptanmıştır. DUSA ve SEKA çamurları dehidrogenaz aktivitesini farklı etkilemiştir. Her iki çamurun yüksek dozlarda ilave edildiği topraklarda dehidrogenaz aktivitesi artış göstermiş olup, bu artışın DUSA çamurunda daha fazla olduğu belirlenmiştir. DUSA çamuru ilave edilmiş topraklarda dehidrogenaz aktivitesi SEKA çamuruna göre daha fazla belirlenmiştir. DUSA çamuru ilave edilmiş topraklarda inkübasyonun 30. gününde 160 tonha⁻¹ çamur dozunda dehidrogenaz aktivitesi 55.56 mgTPF g⁻¹ olarak bulunmuşken, aynı inkübasyon süresi ve aynı dozda ilave edilmiş SEKA çamurunda aktivite 38.90 mgTPF g⁻¹ olarak belirlenmiştir.

Gatzweiler ve ark., (2001), "Radyoaktif ve Asit Maden Akışkanı Üreten Doğu Thuringia Ronneburg (Almanya) Maden Ocağı Kaplama Modeli" konulu bir

araştırma yapmışlardır. Söz konusu eski uranyum madeninde atıklar geniş ölçekte yer altında ve açık maden çukurlarında yaklaşık 40 yılda 113 000 ton uranyum üretimi sonucunda 200 milyon m³ maden atığı ile sonuçlandırılmıştır. Araştırmacılar bu atık alanlarının insan sağlığı üzerinde oluşturduğu risk ve çevresel etkilerinden dolayı iyileştirmeye ihtiyaç duyduğunu ve iyileştirme faaliyetlerinin açık çukurdaki atıkların yerinin değiştirilmesi, atık alanının sınırlarının belirlenip kapatılması ve alanın bitkilendirilmesi olarak belirlemişlerdir. Uygun bitkilendirmenin yüzey suyu drenajı ile birlikte planlandığında söz konusu alanda uzun dönemde erozyona karşı dayanıklılık sağlayacağını ve asit akışkanlığını azaltacağı, radyolojik patlama ve kirletici emisyonları risklerini indirgeyeceği gibi katkıların sağlanabilmesinin kaplama modeli jeoteknik, radyolojik, jeokimyasal ve ekolojik kriterlerin birlikteliğinden oluşan bir sistemle mümkün olacağı belirlenmiştir. Ayrıca en iyi bilinen kaplama sisteminin ekonomik etkinlik, halkın kabulü ve sürdürülebilirlik özelliklerini taşıması gerektiği vurgulanmıştır.

2.6.Farklı Atık su Karakteristiklerinin Arıtımı İle İlgili Çalışmalar

Özgüven, 2003, Çalışmasında evsel atıksu arıtma tesisi çıkış sularının ultraviyole (UV) ışınla dezenfeksiyonu incelenmiştir. Dezenfeksiyon çalışmalarında silindirik UV reaktörü kullanılmış ve optimum verimin sağlanması için sisteme filtrasyon kademesi eklenmiştir. Sistem verimleri, katı madde, bulanıklık, temas süreleri açısından değerlendirilmiştir. 15 hafta süreyle yapılan çalışmada toplam bakteri, toplam koliform ve fekal koliform tayinleri yapılarak, alıcı ortam standartlarının sağlanması için ideal şartlar belirlenmiştir.

Sonuç olarak, evsel atıksu arıtma tesisi çıkış sularının UV ile dezenfeksiyonunda, alıcı ortam standartlarının sağlanması için filtrasyonun gerekli olduğu tespit edilmiştir. Perlit dolgulu filtre hem katı madde ve bulanıklık gideriminde hem de mikroorganizma gideriminde etkili olmuştur. Sonuçlar mikrobiyal giderimin %99,5'in üzerinde olduğunu ve alıcı ortam standartlarının sağlandığını ortaya koymuştur.

Al-Omari ve Fayyad (2003) Evsel atıksuların Ürdün'de yüzeyaltı akışlı yapay sulak alanlarla arıtılmasının performansı ile ilgili bir çalışma yapmışlardır.

Elde ettikleri sonuçlar yüzeyaltı akışlı sistemlerin, BOİ'yi, azotun çeşitli formlarını, AKM'yi ve fekal koliformları giderecek kapasitede olduğu yönünde olmuştur. Ancak giderim verimlerinin yataktan yatağa ve aydan aya değiştiğini bulmuşlardır. Sonuçlar, BOİ giderimiyle BOİ yüklemesi arasında güçlü bir bağ olduğunu göstermiştir. Toplam azot, amonyak azotu ve nitrat azotu reaksiyonlarını incelemişlerdir. Yataklarda nitrifikasyonun ve denitrifikasyonun gerçekleştiğini saptamışlardır. AKM içinse giderimin yataktan yatağa ve aynı yatak için aydan aya değiştiğini bulmuşlardır. Fekal koliformlarda, giriş suyundaki miktarın yüksek olmasından dolayı 1/3 log giderim gözlemişlerdir.

Scholz (2003), sucul bitkiler içeren ve farklı adsorpsiyon kapasitelerine sahip granüler 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.

Arienzo ve ark., (2004), "Metalürji Tesislerinden Dolayı Kirlenmiş Toprakların *Lolium perenne* ile Yeniden Bitkilendirme Olanakları" konulu çalışmalarında Güney İtalya, Naples'teki metalürji tesislerinin atıklarından kaynaklanan İtalyan sınır değerlerinin üzerinde oluşmuş Bakır (Cu), Kurşun (Pb) ve Çinko (Zn) ile kirlenmiş alanları *Lolium perenne* ile yeniden bitkilendirme olanakları sera koşullarında denenmiştir. Metalürji tesislerinde iki farklı yerden (RM1 ve RM2) yüzey toprağı (0–40 cm) alınmış, alan yakınından kontrol amaçlı da kullanılacak olan kirlenmemiş kültür toprağı (C) sağlanmış ve bunların 1/3 oranında karıştırılmasıyla (RM1+C ve RM2+C) yetiştirme ortamları hazırlanmıştır. Çimlenmenin 90. gününde sürgün uzunluğu, klorofil içeriğı, biomas verimi, bitki metal alımı, organik karbon içeriğı değişimleri ve topraktaki

metal dağılımı gibi özellikler belirlenmiştir. Cu, Pb ve Zn içerikleri hazırlanan karışım topraklarda (RM1+C ve RM2+C) İtalyan sınır değerlerinin iki ve üç katı daha fazla bulunmuştur. Araştırmada kullanılan bitkiler bu ortamlarda %100 canlı kalmış ve gözle görülür hiçbir metal zehirlenmesi belirtisi göstermemişlerdir. Araştırmacılar göre metallere ulaşılabilirliği sınırlayan en önemli parametrelerden birinin yüksek pH olduğunu söylemek mümkündür. RM1, RM2 ve karışım ortamlarından alınan bitkilerin sürgün uzunluğu ve biomas verimi ile toplam klorofil içeriği kontrol toprağından alınan bitkilerle karşılaştırıldığında hiçbir toksik belirti görülmemesinin daha yüksek bulunmuştur. Kirlenmiş topraklarda yetişen bitkilerin Cu, Pb ve Zn içerikleri kontrol toprağında yetişenlere göre çok daha fazla olsa bile sonuç olarak *Lolium perenne* türünün kirlenmiş toprakların bitkilendirilmesinde sağlıklı alan kaplama özelliğine sahip olduğu ve alandaki metal kalıntılarını durağan hale getirebileceği vurgulanmıştır.

Atık suların sulak alanlara ve akuatik bitkilerin bulunduğu sistemlere uygulanması esnasında halk sağlığı açısından göz ardı edilemez riskler ortaya çıkmamalıdır. Hem atık sularda, hem de çamurda patojen organizmalar bulunabilir ve bunların kontrolü atık yönetiminde temel hedeflerden biridir. Bunun yanında, sulak alanların uygulanmasında bir başka husus ise bu sistemlerin sıcak iklimlerde olduğu kadar soğuk iklimlerde de iyi çalışmasıdır.

Doğal sulak alanların atıksu arıtımında uygun olarak bölgelerde deşarj sisteminde maliyetin önemli bir kısmını arıtma tesisi çıkıl suyunun bölgeye pompalanması oluşturur. Burada, ileri atıksu arıtımı doğal prosesler sonucu gerçekleşir. Bazı durumlarda, sulak alanlar en düşük maliyetli ileri arıtma ve bertaraf alternatifi olarak karşımıza çıkmaktadır. Atıksuyu araziye vermek için uygun olmayan zayıf drenajlı bölgelerde, sulak alanlar en az hafriyatla ucuz olarak inşa edilebilirler.

Atık suların sulak alanlara verilmesi durumunda hidrolojik faktörler ile ekosistem özelliklerinin arasındaki ilişkinin ortaya konulması gerekmektedir. Suyun kaynağı, hızı, akış ve tekerrür oranları ile su verme sıklığı gibi faktörlerin sulak alanlardaki substratın üzerinde önemli etkisi vardır. Bu etkiler, ekosistemin sağlığını ve karakterini türlerin dağılımı ve zenginliği, çoğalması, organik bozuşma oranı ve

nutrient çevrimi açısından değiştirir(Wile ve ark., 1985). Genel olarak, sulak alanlardaki suyun hareketi ekosistem üzerinde olumlu yönde gelişir(Hantzsche, 1985). Suyun bataklıklara verilmesi suyu muhafaza ettiği gibi dolaylı olarak bölgesel üretimi de arttırmaktadır(Godfrey ve ark., 1985).

Akuatik sistemlerde atık sular, alışlagelmiş aktif çamur ve damlatmalı filtre sistemlerinde olduğu gibi bakteriyel metabolizma ve fiziksel sedimantasyon ile arıtılır. Akuatik bitkiler su arıtımında çok az rol oynarlar(Tchobanoglous, 1987). Bunların fonksiyonu, atık su arıtma verimini arttırmak ve söz konusu çevrenin devamını sağlamak suretiyle akuatik çevrenin elemanlarını desteklemektedir (Stowell ve ark, 1980: Arienzo ve ark. 2004'den). Akuatik arıtma sistemlerindeki akuatik bitkilerin bazı spesifik fonksiyonları Çizelge 2.1.'de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Akuatik Arıtma Sistemlerinde Akuatik Bitkilerin Fonksiyonları (Stowell ve ark, 1982: Arienzo ve ark. 2004'den)

Bitki Kısımları	Fonksiyonu
Kökler ve/veya su içindeki gövde kısmı	1. Bakterilerin üzerinde geliştiği yüzey 2. Katı maddelerin adsorpsiyonu ve filtrasyonu için ortam
Gövde ve/veya su altı ve ya su üstündeki yapraklar	1. Güneş ışığının geçişini engellemek suretiyle alg üremesini önleme 2. Atmosfer ile su arasında gaz transferi örneğinde olduğu gibi rüzgarın su üzerindeki etkilerini azaltır. 3. Bitkilerin su altındaki kısımlarında veya bu kısımlardan gazların transferinde önemlidir.

Sulak alanlar yeterli süre boyunca yer altı ve yerüstü su kaynaklarının beslediği alanlar olup gerek daha önceden var olan doğal sulak alanlar gerekse de inşa edilmiş sulak alanlar olabilir. İnşa edilen sistemler daha önce sulak alan olmayan doğal yapıda bir bataklığın oluşturulmasından imal, hafriyat, geçirmez bariyerlerin veya tank gibi konteynerlerin yerleştirilmesi gibi yoğun inşaat faaliyetlerine kadar çeşitli yollarla oluşturabilirler. İnşa edilen bu sulak alanlardaki bitkiler doğal sulak

alalarda olanlarla genellikle benzerdir(Reed ve ark, 1979: Arienzo ve ark. 2004'den).

Sulak alanları atıksu arıtımında cazip kılan üç temel fonksiyon vardır(Chan ve ark., 1981).

- 1.Kirleticilerin katı ve organik malzemelerin yüzeylerinde fiziksel olarak tutulması
- 2.Elementlerin mikroorganizmalar tarafından kullanılması ve dönüştürülmesi.
- 3.İstenen arıtma düzeyine ulaşmada düşük enerji ve bakım ihtiyacı.

Sulak alanlar, içerisinde suya toleransı yüksek saz (kamuş), kedi kuyruğu gibi bitkileri yoğunlukla bulunduran düşük akış hızı nispeten sık (genellikle 0,6 m' den düşük) yapılardır. İnsan yapımı sistemlerde bu yapılar yapay olarak oluşturulur.

Dünyada atıksu ve sulak alanları içeren üç ana uygulama gözlenmektedir:

- 1.Arıtma tesisi çıkış sularının doğal sulak alanlara verilmesi.
- 2.Arıtma tesisi çıkış sularının veya kısmen arıtmaya tabi tutulmuş atıksuların sulak alanların oluşturulması, genişletilmesi ve restorasyonunda kullanılması.
- 3.Atıksuların arıtılmasında yapay sulak alanların kullanılması.

Bu üç kategori atıksular için dolaylı veya doğrudan kısmi arıtma sağlar. Bunun yanında, doğal sulak alanların atıksu arıtma sistemlerinin fonksiyonel bir parçası olarak kullanılmasında bazı sıkıntılar da vardır.

Hemen hemen tüm doğal sulak alanlar devletin mülkü olduğundan bu alanlara deşarjlar izne tabidir. Diğer taraftan, yapay olarak oluşturulan sulak alanlarda bu durum söz konusu değildir.

Doğal sulak alanlar bir dizi sebepten dolayı atıksu arıtma prosesleri olarak etkili olurlar:

- Doğal sulak alanlardaki sucul bitkilerin su altında kalan kök ve gövdelerinde çeşitli bakteri popülasyonları yoğun olarak gelişir ve atıksulardan BOI_5 giderilmesinde kayda değer öneme sahiptir. Buna ek olarak, suyun akım şartları atıksudan gelen katı maddelerin çökmesi için uygundur.
- Sulak alanların atıksu arıtımındaki bir başka rolü ise akuatik bitkilerin kök ve gövdelerinin adsorpsiyon/filtrasyon potansiyeli, sulak alanlardaki doğal sedimentlerin iyon değiştirme/adsorpsiyon kapasitesi ve bitkilerin rüzgar, güneş ışığı ve sıcaklık gibi iklimsel faktörler üzerindeki azaltıcı etkisidir(Reed ve ark., 1985).

Doğal sulak alanlar saz (Typha), sandalye sazı (Scirpus) ve kamış (Phragmites) gibi su üstüne çıkan bitki türleri ile karakterize edilirler. Yüzen ve tamamen su altında bulunan türleri de vardır(Reed ve ark., 1987). Bazı yerlerde sulak alanlar, sıradan yüzeysel su kaynakları olarak kabul edildiğinden bu alanlara verilecek atıksuların bazı temel arıtma işlemlerinden geçirilmesi zorunlu kılınmaktadır. Bu nedenle, sulak alanlar ekonomik olarak cazip olmaktan çıkar.

Sulak alanlarla ilgili olarak bazı özel durumlar ortaya çıkabilir. Sulak alanda ileri bir arıtmaya ihtiyaç duyulabilir veya diğer su kaynakları ile bir etkileşim söz konusu değil ise daha basit bir arıtmaya ihtiyaç duyulabilir. Arıtmadan geçmiş atıksuların sulak alanların genişletilmesi, restorasyonu veya sulak alanların oluşturulmasında kullanılması arzu edilen ve çevresel açıdan uygun bir hareket olabilir.

Çalışmalar göstermiştir ki sulak alanların kullanımı ön arıtmadan geçmiş atıksuların uygulanması ile sınırlı kalmaktadır(Reed ve ark., 1979). Burada göz önüne alınması gereken hususlar mevcut vahşi yaşam habitatı ve ekosistemlerin olumsuz yönde etkilenme potansiyeli, kurak iklimlerde evapotranspirasyon ile doğal sulak alanlardaki su kaybı, sinek ve sivrisineklerin çoğalma potansiyeli ve koku oluşumudur. atıksu arıtımının yanı sıra boş arazilerin değerlendirilmesi, vahşi yaşam habitatının genişletilmesi rekreasyon potansiyelinin arttırılması, nehrin akım rejiminin stabilizasyonu ve arttırılması sağlanır.

Doğal sulak alanlarda BOİ₅ ve AKM giderimleri yüksek olabilmekte fakat süreklilik göstermemektedir. Bazı kirletici ve nutrientlerin doğal sulak alanlarda giderilmesine ait oranlar Çizelge 2. 2.'de gösterilmiştir(Hyde ve Ross, 1984).

Çizelge 2.2. Doğal Sulak Alanlarda İkincil Çıkış Sularında Çeşitli Kirleticilerin Giderim Yüzdeleri (Reed ve ark., 1979).

Kirletici	Yüzde Giderim
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ ₅)	70-96
Askıda Katı Madde	60-90
Azot	40-90
Fosfor	Mevsimsel

Yapay sulak alanlar düşük su seviyesi ile birlikte serbest su yüzeyli veya yüzey altı akışlı olabilirler. Yapay sulak alanlar doğal sulak alanların pozitif karakteristiklerine sahip olup aynı zamanda olumsuz yönlerini bertaraf etmek amacıyla da kontrol da edilebilirler.

Bitki gövdeleri ve hümik kalıntılar üzerinde gelişen bakteri kültürleri BOI_5 gideriminde en önemli faktördür. Fosfor giderimi açısından çoğu doğal sulak alanlarda (turba ve bataklıklar hariç) toprakla temas sınırlıdır ve kış döneminde bazı durumlarda fosfor salınması gözlenmektedir.

Günlük uygulanan atıksu hacmine karşılık yapay bataklıkların (constructed marshes) yüzey alanları $24,6-39,6 \text{ m}^2/\text{m}^3\text{-gün}$ arasında değişmektedir. Bu da $25-40 \text{ L}/\text{m}^2\text{-gün}$ 'e tekabül eder.

Yapay sulak alanlar için ön arıtma, pompaj ve iletim, dağıtım, toprak işler ve arazi maliyeti maliyet ve enerji giderlerinin önemli bir kısmını oluşturur. Buna ek olarak, yapay sistemler yer altı su sistemlerine sızmayı engellemek için geçirimsiz bir tabaka teşkil edilmesini ve sel olması halinde ise taşıyıcı yapılar inşa edilmesini gerektirirler.

Atıksuların yapay sulak alanlarda arıtılmasında karşılaşılan muhtemel sorunlar aşağıdaki gibidir:

- Bitki türlerinin coğrafi olarak sınırlanması ile birlikte sonradan transfer edilen türlerin sorun çıkarması veya tarımsal açıdan rakip olması.
- Yüzeysel bir su kaynağına deşarj yapan yapay sulak alanlar konvansiyonel atıksu arıtma faaliyetlerinden 4-10 kat daha fazla araziye gereksinim gösterirler. Deşarj yapmayanlarda ise bu rakam 10-100 kat olmaktadır.
- Bitki hasadında, bitkilerdeki yüksek nem oranı ve sulak alan konfigürasyonu sorun oluşturmaktadır.
- Yapay sulak alanların bazıları hastalık yapan organizmaların ve böceklerin üremelerine imkan verir ve eğer uygun yönetilmezlerse koku problemi ortaya çıkar.

Bunun yanında, sulak alanlar mühendislere en iyi şekilde hidrolik kontrol olanağı sunar ve bunlar doğal sulak alanlarda olduğu gibi çevresel kaygılar ve kullanıcı için çelişki doğurmazlar. Doğal sulak alanlardan farklı olarak yapay olanlar

herhangi bir yerde yapılabilirler. Ayrıca, geniş ölçekte dizayn ve yönetim seçenekleri sunar ve böylece daha üstün performans ve güvenlik sağlar (Wile ve ark., 1985).

Akuatik bitki sistemleri sığ havuzlar olup yüzen veya su altında kalan sucul bitkiler ihtiva ederler. En çok çalışılan sistemler su sümbülü ve ördek otunun kullanıldığı sistemlerdir. Bu sistemler baskın bitki türlerine göre ikiye ayrılırlar. Birincisi yüzen bitkilerden oluşur ve bu bitkiler oksijen ve karbondioksit ihtiyaçlarını doğrudan atmosferden karşılarlar. Bitkiler mineral nutrient ihtiyaçlarını ise sudan temin ederler. İkincisi ise tamamen su altında bulunan bitkilerden oluşur ve bunlar O_2 , CO_2 ve mineral nutrient ihtiyaçlarını sudan sağlarlar. Bu bitkiler, sudaki yüksek bulanıklık ve fotosentetik kısımlarının da su altında olması yüzünden kolayca inhibe edilirler.

3.MATERYAL VE METOT

3.1.Materyal

3.1.1. Araştırma Yeri

Sofulu Düzensiz Çöp Depolama Alanı'nda bulunan çöp sızıntı suyu havuzunun çıkışından alınan çöp sızıntı suları Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarlarına getirilmiştir. Deney düzeneği Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarları yanında yağmur korunaklı açık bir alanda kurulmuştur.

3.1.2.Sızıntı Suyunun Sağlandığı Alanın Genel Özellikleri

Adana ilinde çöp sorunu yıllarca çöpleri kent güneyinde Seyhan Nehri'ne dökerek çözülmeye çalışılmış, ancak çöp miktarının korkunç boyutlara ulaşması sonucu yeni alanlar belirlenmiştir. Tamamen rasgele seçilen, hazine arazisi ve kum ocağı niteliğinde olan bu alanlar jeolojik ve çevresel değerler açısından bu amaca uygun olmayan yerlerdir. Geçmiş yıllarda çöp depolama alanı olarak, 100. yıl sitesi karşısındaki hazine arazisi, Hadırlı eski kum ocakları ve Güneşli mahallesi içindeki kum ocakları çöp döküm yeri olarak kullanılmıştır.

Yüreğir ilçesinde bulunan Güneşli çöplüğü 1990 yılına kadar kullanılmıştır. Eski kum ocakları çöpe doldurulmuş ve daha sonra çöplüğün üzeri kapatılmıştır. 1989 yılında Büyükşehir Belediyesi'nin aldığı bir kararla Sofulu alanı kamulaştırılarak, 1990 yılı itibarıyla Adana'nın her türlü çöprü buraya düzensiz şekilde boşaltılmaya başlanmıştır (ÖKSÜZ, 2000).

Sofulu Çöp Depolama Alanı, Türkiye'nin güneyinde Akdeniz Bölgesi'nde yer almaktadır. Adana şehir merkezine 25 kilometre, Çukurova Üniversitesi'ne 5 kilometre uzaklıkta, eski Kozan yoluna bitişik konumda bulunmaktadır. 350 dönüm olan arazi kuzeyden güneye doğru hafif eğimlidir.

Çöp dökme sahası, 1999 yılında yapılan rehabilitasyon, çalışmalarına kadar; kontrolsüz yangınların çıkması, zararlı haşaratların çoğalması, hastalık riskinin artması, hakim rüzgarların yönüne bağlı olarak da istenmeyen çöp kokusunun etrafa

yayılması gibi etkilerle çevreyi olumsuz bir şekilde etkilemiştir. Ayrıca alandan çevreye yayılan sızıntı sularının çevredeki su kaynaklarını kirletme riski bulunmaktadır. Her ne kadar 1999 yılında yapılan drenaj kanalları ve resirkülasyon havuzu ile sızıntı suları yer altı ve yüzey suları için potansiyel bir tehdit olmuştur (Çizelge 3.1.).

Çizelge 3.1. Adana Sofulu Çöp Dökme Alanı Katı Atık Bileşimi (Kokusal Kogyo Co. Ltd.,1999).

Fiziksel Bileşim	Birim	Adana Sofulu Çöp Depolama Alanı
Mutfak Atığı	%	73,51
Kağıt	%	11,09
Tekstil	%	2,69
Tahta ve Ağaç	%	2,19
Plastik	%	6,48
Deri ve Lastik	%	0,28
Metal	%	0,62
Şişe ve Cam	%	0,22
Seramik ve Taş	%	0,91
Çeşitli Atıklar	%	0,06

Çizelge 3.2. Adana’da Atık Oluşum Miktarı (Çevre Araştırma Merkezi ve UCA. 1998).

Oluşum Kaynağı	Birim	Birim Sayısı	Oluşum Oranı	Günlük Oluşum Miktarı (ton/gün)
Eysel Atık	g/kişi/gün	1211222	461	558
Ticari Atık(Lokanta)	g/masa/gün	77790	1110	86
Ticari Atık(Diğer)	g/dük /gün	70000	1033	72
Pazar Atıkları	g/stant/gün	2407	6300	15
Kurumsal Atık	g/kişi/gün	53813	129	7
Cadde Atığı	g/km/gün	718	72063	52
Park Atığı	g/m ² /gün	600000	3	2
Toplam Günlük Atık Oluşumu	g/gün	2051950	81099	793

Sofulu çöp depolama alanının çevresel etkilerini azaltmak için alanda ağaçlandırma çalışması, atıkların üzerinin stabilize toprakla örtülmesi, gaz toplama drenajı ve sızıntı suyu drenajı çalışmaları yapılmıştır.

Adana'nın yıllık yağış miktarları göz önüne alınarak yer altı sularını korumak amacıyla sızıntı sularını toplayacak drenaj hatları yapılmıştır. Depolama alanında uygun drenaj için minimum eğim %2, şev eğimleri %25 olarak alınmıştır (Şavkın, 1999). Hatların oluşturulmasında sızıntı suları için perfore (delikli) borular kullanılmıştır. Yüzey sularının drenajında ise 100 mm çaplı borular kullanılmıştır. Ayrıca drenaj kanallarıyla gelen sızıntı sularının biriktirilerek alandaki çöpler üzerine resirküle edildiği sızıntı suyu toplama havuzu inşaa edilmiştir (Öksüz, 2000). Çizelge 3. 3.'de 1999 yılında yapılmış olan kalite analizleri verilmiştir.

Çizelge 3.3. Sofulu Sızıntı Suları Kalite Analizleri(Kokusai Kogyo Co. Ltd. ve Ç.Ü. Çevre Araştırma Merkezi, 1999).

Parametreler	Analiz Sonuçları	
Gün	5 Mayıs	24 Mayıs
Akış Hızı	2L/Dak	2L/Dak
pH	7,88	7,66
TCK	6,4	6,8
ÇO	-	-
KOI	<30000	<30000
BOİ	9570	9885
Toplam N	335,74	340,64
Toplam P	20	23
NH ₄ ⁺	329,14	335,15
Na ⁺	63,80	68,35
C ⁻	663,85	671,23
SO ₄ ⁻²	116,35	128,3
Cr ⁺⁶	0	-
Hg ⁺²	1,35	1,4
Cd ⁺²	<0,035	<0,035
Pb	0,08	0,08
As	<0,05	<0,05
Toplam Koliform	7,050 cob/mL	7,100 cob/mL

3.1.3. Kullanılan Sızıntı Suyu Özellikleri

Bu çalışmada sulama suyu olarak kullanılan sızıntı suyu Adana Sofulu Deponi Sahasından getirilmiştir. Kullanılan sızıntı suyunun karakterizasyonu Çizelge 3.4’de verilmektedir.

Çizelge 3.4. Sofulu Deponi Sahası Sızıntı Suyunun Özellikleri

Parametre	Konsantrasyon Aralığı	Parametre	Konsantrasyon Aralığı
BOİ(mg/l)	3084~3582	Cr (mg/l)	0,305
KOI (mg/l)	5057~7380	Cu (mg/l)	1,677
AKM (mg/l)	308~428	Cd (mg/l)	< 0,005
Azot (mg TKN-Azot/L)	663,04~963,20	Pb (mg/l)	0,668
Fosfor (mg/l)	6,7~8,7	Fe (mg/l)	5,906
pH	7,87~8,81	Ni (mg/l)	0,924
Eİ (Ms)	13,43~15,8	Mn (mg/l)	0,177

3.1.4. Kullanılan Bitkinin Cinsi (*Typha latifolia*)

Bu çalışmada çöp sızıntı suyundaki azot ve fosfor giderimi *Typha latifolia* bitkisi (Şekil 3. 1) ile sağlanacaktır.



Şekil 3.1. *Typha latifolia*

Familyası Typhaceae’dir. Tropik ve ılıman bölgelerde yaygın olarak yetişen dayanıklı 20’den fazla türe sahip olup 30–200 cm. boylanabilen çok yıllık rizomlu bir cinstir. Dik yapılı, küme formu olan bu cinsten yapraklar ince uzun mızrak

şeklindedir. Yaprak renkleri mavimsi-yeşildir. Çiçekleri başak üzerinde ve oldukça ilgi çekicidir.

Erkek çiçekler beyaz ve başağın üst kısmında, dişi çiçekler silindirik ve kahverengidir. Üretimleri tohumla veya bölme ile yapılabilir. *Typha latifolia* cinsinin türleri hızlı büyüdükleri için kontrolleri güçtür. Bu nedenle saksı veya sınırlandırılmış alanlara dikilebilirler. Ülkemizde yaygın olan türler su kıyılarında, sığ sularda karalarda yaşamaktadırlar (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). Araştırmada kullanılan türle birlikte diğer bazı su bitkilerinin kimyasal yapıları Çizelge 3.5.’de, bileşimindeki makro ve mikro elementler Çizelge 3.6. ve Çizelge 3.7.’te, birim alandaki biyokütle üretim kapasiteleri Çizelge 3.8.’te verilmiştir.

Çizelge 3.5. *Typha latifolia* bitkisinin kimyasal yapısı (Atay, 1984).

Türler	Kuru Madde (%)	Ham Protein (%)	Ham Kül (%)	Ham yağ (%)	Ham Selüloz (%)	Tanin (%)	Kal.mik. Kcalg ⁻¹
<i>Typha latifolia</i>	22.9	6.9	10.3	3.91	33.2	2.1	3.69

Çizelge 3.6. *Typha latifolia* bitkisinde makro mineral maddeler (Kuru madde, %) (Atay, 1984).

Türler	P	S	Ca	Mg	K	Na
<i>Typha latifolia</i>	0.14	0.15	0.76	0.15	2.65	0.28

Çizelge 3.7. *Typha latifolia* bitkisinde mikro mineral maddeler (Kuru maddede mg/kg) (Atay, 1984).

Türler	Fe	Mn	Zn	Cu
<i>Typha latifolia</i>	120	412	30	37

Çizelge 3.8. *Typha latifolia* bitkisinin kimyasal yapıları ve biyokütle verimleri (Atay,1984)

Türler	Kül	Ham protein	Ham Yağ	Ham seluloz	Sabit verim Kuru madde t/ha
<i>Typha latifolia</i>	6.9	10.3	3.9	33.2	15.3

3.1.5.Bazaltik Tüf

Bazaltik tüf, yanardağlardan parça halinde havaya fırlayan değişik boyutlarda ve çeşitli şekillerde cisimlerdir; havada katılaşırlar ve tane büyüklüklerine göre püskürme merkezinden farklı uzaklıklarda yeryüzüne düşerler ve orada genellikle tabakalı bir yapı oluştururlar. Piroklastikler arasında kökeni volkanik–mağmatik olmayan, irili-ufaklı tortul veya metamorfik kayaç parçaları da bulunur. Bunlar, volkan tabanında yer almış olan jeolojik oluşumların bileşimi, yaşı ve yapısı hakkında önemli ipuçları verirler. Krater kenarına, koni üzerine veya yakın çevreye düşen iri parçalar, oralarda volkanik konglomeraları veya Aglomera’ları meydana getirirler. Bunlar içerisinde fazla miktarda tortul kayaç parçaları, köşeli iri bloklar bulunacak olursa, volkanik breş olarak adlandırılırlar. Buna karşın ince veya ufak tanelerinden oluşan çökellere geniş anlamda tüf denir. Volkanlardan çıkan maddelerin miktarı oldukça büyüktür. Deniz yüklerindeki erüpsiyonlar dışında, son 400 yıl içinde bütün dünyadaki yanardağlardan 50 km³ lav ve 350 km³ tüf çıktığı tahmin edilmektedir(K. SAPPER, 1927).

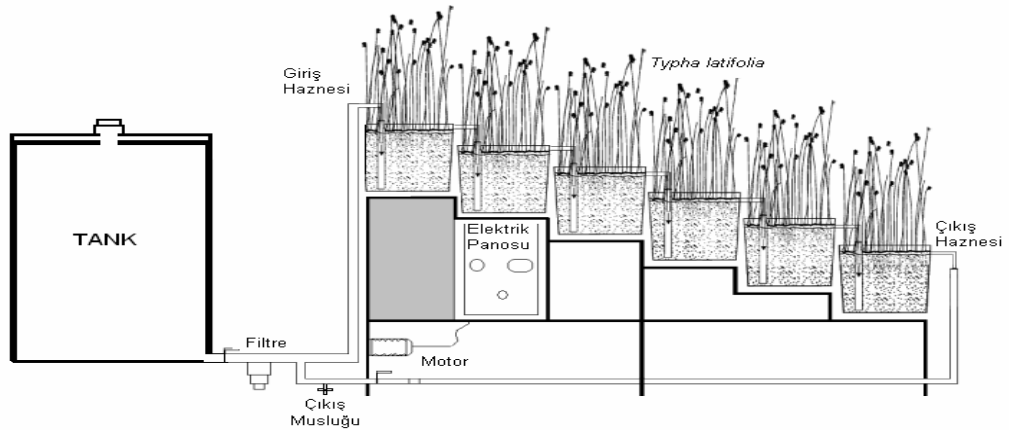
Araştırmada kullanılan bazaltik tüf Ceyhan formasyonuna aittir. Kullanılan tüfün ortalama çapı 2 cm’dir. Araştırma sırasında bitki yetiştirme ortamı olarak kullanılan tüf, saf su ile yıkanmıştır.

3.2. Metot

3.2.1. Arıtma Sisteminin Kurulması

Araştırma için hazırlanan sistemde, % 70 oranında ısı ve ışık geçirebilen çapları yaklaşık 30 cm olan 22 litrelik yarı şeffaf plastik hazneler kullanılmıştır. Her bir plastik hazne 32 mm çapında bir giriş borusuna ve 15 mm çapında bir çıkış borusuna sahiptir. Her bir haznede çıkış boruları giriş borularının tam karşısına ve haznenin üst kısmından 3 cm aşağıya yerleştirilmiştir. Hazneler, haznenin üst kısmından 2 cm kalacak şekilde 15 mm'lik çakılla doldurulmuştur. Ayrıca çakıl yatağın altına plastik ızgaralar yerleştirilmiş ve haznenin dip kısmına hava girişi gerçekleştirilmesi sağlanmıştır.

Sistemde kullanılacak olan çöp sızıntı suyunu depolamak amacı ile 200 litrelik bir tank sisteme monte edilmiştir. Pilot ölçekli tesis sürekli bir sistem olarak kurulmuştur. Sistemde 6 saat aralıklarla otomatik olarak atık su döngüsünü sağlayan submersible pompa kullanılmıştır. Programlanabilir zaman saati ile su seviyesi ve selenoid valfler kontrol edilmiştir. Beslemeden 1 saat önce depolanmış atıksu karıştırılarak sisteme verilmiştir. Atıksu giriş borusu vasıtası ile ilk hazneye alınmış ve haznenin diğer ucundaki çıkış borusundan 1 nolu hazneyi terkederek diğer hazneye geçmiş ve bu işlem son hazneye kadar böyle devam etmiştir. Sistemin sonunda ise çıkış suyu toplama musluğundan hacmi belirlenecek şekilde toplanmıştır (Şekil 3. 2.).



Şekil 3.2. Sistemin Görüntüsü

Sistemden örnek almak amacıyla her bir hazneye 80 ml'lik şeffaf plastik tüpler su seviyesinin hemen üstünde olacak şekilde yerleştirilmiştir. Sistemde çakıl yatağın üzerine serilecek olan tüfün hafif olmasından dolayı hazneden hazneye geçiş yerlerine yaklaşık 10 cm çapında çay süzgeçlerinden filtreleme sistemi yapılmıştır. Böylece sistemdeki tüfün boruları tıkanması önlenmiştir. Ayrıca boruların su aldığı yerleri tüf girişinden korumak amacıyla korunak yapılmış ve bu sayede boru ağzlarının tıkanması önlenmiştir. Böylece sistem tıkanmalara karşı korunmaya çalışılmıştır(Şekil 3.3.).



Şekil 3.3. Haznenin İç Görüntüsü

3.2.2.Sistemde Kullanılan Bitkinin Doğadan Alınması

Araştırmada kullanılmak üzere seçilen *Typha latifolia* bitkisi doğadaki yaşam alanından sökülüştür. Sökülen bitki birleşik kök yapısına sahiptir(Şekil 3.4.).



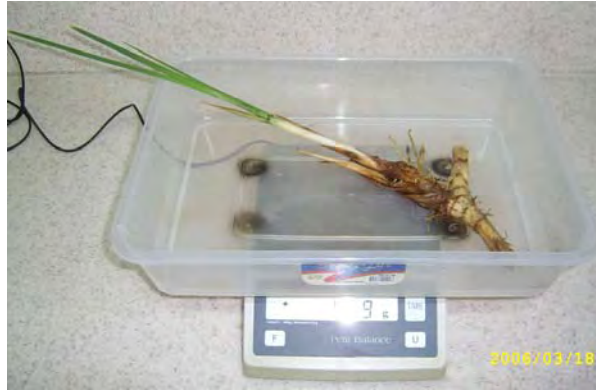
Şekil 3.4. *Typha latifolia* 'nın Doğal Yaşam Ortamından Bir Görüntüsü

Köklerine zarar vermemek amacıyla toprağıyla birlikte bölgenin doğal florasından sökülen *Typha latifolia* bitkisi araştırmanın yapılacağı ortama getirilmiştir. Deneyin hassasiyeti açısından bitkilerin köklerindeki topraklar laboratuvarda önce çeşme suyu, daha sonrada saf su ile yıkanmıştır(Şekil 3.5.).



Şekil 3.5. Kökleri Temizlenmiş Bitki Görüntüsü

Saf su ile yıkanmış deneyde kullanılmaya hazır hale getirilmiş bitkiler hassas tartım cihazında tartılmıştır(Şekil 3.6.).



Şekil 3.6. Hassas Tartım Cihazında Tartılan Bitki Görüntüsü

$\pm$ % 10 farklı ağırlıktaki bitkiler dikime hazır hale getirilmiştir Ayrıca deneyin sonunda karşılaştırma yapmak için aynı kök yapısına sahip bir adet bitki kurutulmuştur.

3.2.3.Kullanılacak Çöp Sızıntı Suyunun Alınması

Sızıntı suyu Sofulu düzensiz çöp depolama sahasında akış halinde bir ortamdan alınmıştır. Alınan sızıntı suları 30 L'lik bidonlara doldurulmuş ve bir araçla, araştırmanın yapılacağı alana getirilmiştir. 200 L'lik sistem başlangıcındaki tanka boşaltılmıştır (Şekil 3.7.).



Şekil 3.7. Çöp Sızıntı Suyunun Alınması Sırasındaki Görüntüsü

3.2.4. Sistemde Bitki Yetiştirme Ortamının Hazırlanması

Bazaltik tuf, deneyde yatak malzemesi olarak kullanılmıştır. Ceyhan formasyonuna ait olan bazaltik tuf, kum-çakıl ocağından temin edilerek araştırmanın yapılacağı yere getirilmiştir. Tuf haznelere doldurulmadan önce, haznenin en alt kısmına plastik ızgara yerleştirilmiş ve üzerine 15 mm çakıl serilmiştir. Böylece haznenin dip kısımlarına hava girişi sağlanmıştır (Şekil 3.8.). Haznede serili olan çakılın üzerine çapı ortalama 2 cm olan bazaltik tuf, aynı boyutta olmasına dikkat edilerek doldurulmuştur. Daha sonra her haznede bulunan bazaltik tuf önce çeşme suyu daha sonrada saf su ile yıkanmıştır.



Şekil 3.8. Kum-Çakıl Ocağından Temin Edilen Çakıl ve Tufün Görüntüsü

Temin edilmiş bazaltik t f, çakıl serili yatağın üzerine bitki yeti me ortamı olarak kullanılmıştır. Bu aşamada  .  İnşaat Fakültesi laboratuvarında yapılan analizle çakılın üzerine serilen 22 kg bazaltik tüfe su eklenerek toprağın su alma kapasitesi hesaplanmış ve %50 bulunmuştur.

Bitkiler e değ r ağırlıkta olacak şekilde tartılarak haznelerde optimum derinliğ  dikilmiştir. Bu işlem bitkinin kök yapısına zarar vermeyecek biçimde ve doğ l yaşam ortamındaki kök salınımı dikkate alınarak yapılmıştır ( ekil 3.9.). Kullanılan ana materyallerden araştırmaya ba lamadan önce şahit numuneler alınarak, uygun koşullar altında analizler için saklanmıştır.



Şekil 3.9. *Typha latifolia* 'nın Haznelere Dikiminden Sonraki Görünümü

Bitki yeti me ortamının sağlanması ile birlikte araştırmanın düzenli bir şekilde ilerlemesi için bir i  takvimi oluşturulmuştur. Oluşturulan i  takvimi  izelge 3.9.'de verilmiştir.

Çizelge 3.9. İş Takvimi

HAFTA	TARİH	YAPILAN İŞLER	HBS(1)
1	10-12.03.2006	Sistemin Temizlenmesi, Kurulması, Yerleştirilmesi	YOK
2	17-19.03.2006	Atıksu Temini, Bitki Sökümü, Bitki Tartımı, Bitki Dikimi	YOK
3	24-26.03.2006	Çöp Sızıntı Suyunun Hacimce Düzeneğe Verilmesi	5
4	31-02.04.2006	1.Hafta Sonuçları Analizi	5
5	07-09.04.2006	2.Hafta Sonuçları Analizi	15
6	21-23.04.2006	3.Hafta Sonuçları Analizi	15
7	06-08.05.2006	4.Hafta Sonuçları Analizi	10
8	18-21.05.2006	5.Hafta Sonuçları Analizi	10
9	27-29.05.2006	6.Hafta Sonuçları Analizi	YOK

(1)=HBS: Hidrolik Bekletme Süresi

Bitkilerin kendini toparlaması ve yeni ortamına adapte olması amacıyla 5 gün boyunca günde 200 mL C₁S₁ sınıfı (SKKY, 1991) can suyu verilmiştir. Beşinci günden sonra, deney düzeneğine bağlı olan varildeki sızıntı suyu, bekletme süreleri dikkate alınarak sisteme verilmiştir. Her bekletme süresi için 60 L sızıntı suyu sisteme verilmiştir. Bazaltik tüfün su tutma kapasitesinin fazla olmasından dolayı bitkilerin su ihtiyaçları zamanla farklılık göstermiş olmasına rağmen, 77 günlük çalışma boyunca sızıntı suyunun sisteme giriş debisi değiştirilmemiştir. Çalışmalar sırasında düzenli olarak sıcaklık ve nem ölçümleri yapılmıştır (Şekil 3. 10.).

**Şekil 3.10.** Sıcaklık ve Nem Ölçüm Cihazı

Sisteme verilen sızıntı suyunda yetişen bitkilerin bazılarının yaprakları sararmış ve dökülmeler gözlemlenmiştir. Dökülen yapraklar birbirine karıştırılmadan analizler için etiketlenerek saklanmıştır.

Laboratuvar ortamında yetiştirilmesi planlanan bitkilerin yeterli güneş alamayacağı düşünülerek açık havada yetiştirilmesinin daha uygun olduğuna karar

verilmiştir. Sistem Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Laboratuvarı dışında yağmur korunaklı bir alanda kurulmuştur (Şekil 3. 11.).



Şekil 3.11. Ç.Ü Çevre Mühendisliği Laboratuvarı Yanındaki Deney Düzeneği Görüntüsü

Ancak bu sefer de verilen suyun miktarının sıcaklığın çok fazla olması nedeniyle buharlaşmayla kaybolduğu gözlenmiştir. Her bekletme süresi sonunda giren-çıkan hacim belirlenmiştir.

77 günde ikişer tekerrürlü olmak üzere 6 kez (5, 10 ve 15 gün) bekletme süresine göre sisteme besleme yapılmıştır. Bu sızıntı suyu beslemesi yapılırken her bekletme süresi için sistemin girişi ve çıkışından örnek alınmıştır. Alınan atıksu numuneleri deney düzeneğinin kurulu olduğu Çukurova Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Kimya laboratuvarında bekletilmeden fiziksel ve kimyasal olarak analizleri yapılmıştır.

3.2.5. Atıksuda Yapılan Analizler

Atıksu numunelerinde fiziksel olarak pH, Eİ (Elektriksel İletkenlik), AKM (Askıda Katı Madde), ve kimyasal olarak KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), BOİ₅ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı), TKN (Toplam Kjeldahl Azotu), TP (Toplam Fosfor) parametrelerine bakılmak suretiyle atıksu karakterizasyonu yapılmıştır. Bekletme sürelerine göre ayarlanmış sistemde 5, 10, 15 günlük iki tekerrürden toplam 6 deney yapılmıştır.

3.2.5.1.BOİ Analizleri

Çalışma süresi boyunca aralıklarla gözlenen BOİ₅ “Velp Scientifica BOD System model” analiz seti ile ölçülmüştür. Bu sistem kapalı ortamda basınç değişimini takip ederek BOİ₅ ölçümünü gerçekleştirmektedir. Numune gerekli ön işlemlerden sonra koyu renkli cam şişeye konmuştur. Şişe ağzındaki plastik yuvaya ortamdaki CO₂'yi absorbe eden KOH konularak basınç değişiminin yalnızca O₂ miktarına bağlanması sağlanmıştır. Şişenin LED göstergesiye sahip kapağı sızdırmaz şekilde kapatıldıktan sonra ölçümlerin başlaması için göstergede gerekli ayarlar yapılmıştır. Beş gün boyunca 20°C’de sabit sıcaklıkta inkübatörde kalan şişelerin gerekli ölçümleri elektronik donanımlı kapak tarafından 24 saatte bir yapılarak hafızaya alınmıştır (APHA, AWWA, 1995).

3.2.5.2.KOİ Analizleri

KOİ analizi titrimetrik olarak 10–2 hassasiyetinde model büret (Brand Bürette Digital III) kullanılarak yapılmıştır. Numune kabından pipetle 2ml örnek tüp içine alınıp 0,75 N 0,5 ml K₂Cr₂O₇, 1,5 ml AgSO₄ ve H₂SO₄ ilave edilmiştir. Girişimleri engellemek için spatül ucuyla HgSO₄ tüpe katılmıştır. KOİ analizinde kullanılan araç ve gereçlerden gelebilecek ve çevreden bulaşabilecek organik maddelerin getireceği hatayı hesaba katmak üzere bir şahit deney beraberinde yürütülmesi esastır. Şahit deney, numune ile aynı koşullarda ancak numune yerine saf su kullanılarak yapılır. Hazırlanan tüpler yakma reaktörüne yerleştirilir ve 2 saatlik süreç sonunda soğuması beklenir. İçlerine ferroin indikatörü ilave edilerek erlene boşaltılır. Mohr tuzu ile titre edilerek dönüm noktasında sarfiyatlar hesaplanır (APHA, AWWA, 1995).

3.2.5.3.AKM Analizleri

AKM ölçümleri Whatman GF/C 40 filtre kâğıdı kullanılarak Standart Metotlara uygun olarak yapılmıştır. Gravimetrik ölçümlerde ise 2×10^{-4} hassasiyete sahip Scaltec SBA 31 model elektronik tartı kullanılmıştır (APHA, AWWA, 1995).

3.2.5.4.TKN Analizleri

Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) analizleri, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th Edition kitabındaki SM 4500-Norg B. Macro-Kjeldahl Methoduna uyularak yapılmıştır.

3.2.5.5.TP Analizleri

Toplam Fosfor (TP) içeriği “DIN 38 405-D1-4” Alman Standart metodlarına uyularak Nano Color 100 D Spektrofotometresinde belirlenmiştir.

3.2.5.6.pH ve Elektriksel İletkenlik Analizleri

Standart pH ölçümü tekniği hidrojen elektrodu metodudur. Ancak cam elektrodun girişimlerden daha az etkilenmesi ve hidrojen elektrodunun yaygın kullanım için elverişli olmaması gibi nedenlerle ölçüm çoğunlukla kalomel referans elektroduna karşılık cam elektrotla yapılmaktadır. Sudaki iletkenliği suda erimiş olan asit ve baz tuzları oluşturur. Bir çözeltiden elektrik akımının geçmesi o çözeltideki iyonların hareketi ile sağlanır. Suyun elektriksel iletkenliği, su sıcaklığı ile yakından ilişkili olup, sıcaklık artışı ile iletkenlik artmaktadır. Sudaki erimiş tuz miktarları arttıkça da suyun elektrik akımını iletim yeteneği artar. Bütün bu faktörlere bağlı olarak EC ölçümleri kondüktivimetre ile sabit sıcaklıkta yapılmıştır (APHA, AWWA, 1995).

Süspansiyonlarda, kolloidler ve iyon şiddeti yüksek sularda pH ölçümü hassas olarak yapılmaktadır. İdeal koşullarda hidrojen aktivitesindeki 10 katlık bir değişme emf değerini 25°C’de 51,16 mV değiştirmektedir. Sıcaklığın pH ölçümü üzerine olan etkisi nedeniyle ölçüm sırasında sıcaklık ayarı yapılması gerekmektedir. pH ölçümleri Hanna Instruments pH 211 model pH metre ile yapılmıştır (APHA, AWWA, 1995).

3.2.6.İklim Verileri

İklimsel olarak izlenen veriler, ortalama sıcaklık ve ortalama % nem oranı değerleri ve ET (Evapotranspirasyon) olmuştur. Araştırma yeri iklim verileri “Davis Instruments” firması tarafından üretilen “Vantage Pro Plus” modeli entegre meteoroloji sistemi kullanan Çukurova Üniversitesi Meteoroloji İstasyonu Servisinden alınmıştır (ÇUKUROVA METEO, 2006).

3.2.6.1.Bitki Su Tüketiminin (Evapotranspirasyon) Belirlenmesi

Bitki su tüketimi, ya doğrudan ölçülerek ya da bitki iklim verilerinden hesaplanarak belirlenir. Doğrudan ölçüm teknikleri, bir kısım bitkinin çevresinden soyutlanmasına ve evapotranspirasyonun ölçülerek belirlenmesine dayanır. Bitki su tüketiminin kestiriminde kullanılan çok sayıda kuramsal ve ampirik eşitlik geliştirilmiştir. Bunlar, ET ölçümlerinin olmadığı yerlerde bitki su tüketimini kestirmek için kullanılırlar.

Doğrudan ölçüm teknikleri, geniş biçimde kullanılmaktadırlar. Değinilen yaklaşım deneysel olarak, gerçek ve potansiyel düzeyindeki ET değerleri ölçülebilmektedir. Bunlar, kütle korunumu prensiplerine dayanan “su bütçesi eşitliğini” kullanırlar.

En basit şekliyle su bütçesi, belli bir toprak hacmine belli bir zaman diliminde giren su (W_{in}) ile çıkan su (W_{out}) miktarları arasındaki fark, aynı zaman aralığında anılan toprak hacmindeki su içeriğinde meydana gelen değişime eşittir, varsayımına dayanır.

$$\Delta S = W_{in} - W_{out} = D_{rz} (\theta_f - \theta_i) \quad (3.1)$$

Eşitlikte, W_{in} ve W_{out} , dikkate alınan toprak hacmine belli zaman aralığında giren ve çıkan akım, cm; ΔS , dikkate alınan zaman aralığında toprak nem içeriğindeki değişim, cm, (kazanımlar, kayıpları geçtiğinde ΔS değeri pozitif; karışık durumda negatiftir) ; D_{rz} , kök derinliği (toprak yüzeyinden), cm; $\theta_f - \theta_i$ göz önüne alınan zaman aralığının başında ve sonundaki hacim yüzdesi olarak nem içeriği, desimal olarak verilmiştir (KANBER, 2002).

3.2.7.Örnek Hazırlama

Sistemin sökülmesinden sonra bitkiler kök, yaprak/gövde olmak üzere ikiye ayrılmıştır. Her bir haznedeki tuf numuneleri ve bitki kısımları hassas terazide tartılarak yaş ağırlıkları alınmıştır (Şekil 3.12.).



Şekil 3.12. Parçalara Ayrılan Bitkilerin Tartım Sırasındaki Görüntüleri

Bitki kökü ve yaprak/gövdesinin tümü, bazaltik tufün ise bir miktarı örnek alınarak zarflara yerleştirilmiş ve sabit ağırlığa ulaşmasını sağlamak üzere 60 °C'ye ayarlanmış etüvde 5 gün boyunca bekletilmiştir. Beş gün sonunda bitkilerin kuru ağırlıkları ölçülmüştür(Şekil 3.13.). Kurutulmuş bitkiler öğütülerek elekten geçirilmiş ve eş boyutta olmaları sağlanmıştır. Numuneler söküldükleri hazne numaralarına göre isimlendirilerek özel nem geçirmez poşetlerde saklanmıştır.



Şekil 3.13. Kurutulmuş Numune

Numuneler Perkin Elmer marka Optima 2100 DV OES (Optical Emission Spectrometer) cihazı ile ağır metal analizlerine hazırlanmak için “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th Edition” kitabındaki SM 3030 K Methoduna uyularak 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. Parçalanmış numuneler etiketlenmiş şişelere konulmuştur. Numunelerin içerisinde kalan inorganik maddelerden uzaklaştırmak için süzme işlemi yapılmıştır. Süzme işlemi için Whatman GF/C 45 mm filtre kağıdı kullanılmıştır. Süzülen numuneler saf su eklenerek 25 ml’ye tamamlanmıştır. Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü’ne ait olan Hassas Cihaz laboratuvarında Perkin Elmer marka Optima 2100 DV OES (Optical Emission Spectrometer) cihazı ile SM 3120 B Methoduna uyularak, SM 3030 K Methodu ile hazırlanmış bitki ve bazaltik tüf numuneleri içindeki ağır metal muhtevası ölçülmüştür. Cihazın ağır metalleri ölçtüğü dalga boyları Çizelge 3.10.’de verilmektedir.

Çizelge 3.10. Dalga boyu

Element	Analiz Adı	Dalga Boyu nm	Alt Dalga Boyu nm	Üst Dalga Boyu nm
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

3.2.8. İstatistiksel Metodlar

Araştırma tesadüf parselleri deneme planına göre iki tekerrürlü olarak kurulmuştur. Analizlerden elde edilen bulguların istatistik analizleri SPSS 10 paket programı yardımıyla varyans analizi ve Duncan homojenlik testleri yapılarak gerçekleştirilmiştir (Özdamar, 1999). Varyans analizlerinde kurulan hipotezler,

hidrolik bekletme sürelerinin etkisi ve ağır metal gideriminde bitki kullanılmasının test edilmesi için;

H0: “Çöp sızıntı suyunun kirletici etkisinin gideriminde hidrolik bekletme sürelerinin(5, 10, 15 gün) etkisi yoktur.”

H1: “Çöp sızıntı suyunun kirletici etkisinin gideriminde hidrolik bekletme sürelerinin (5,10, 15 gün), sonuçlardan en az biri üzerine etkisi vardır.” şeklinde kurulmuştur.

Ayrıca;

H0:“ Ağır metal gideriminde bitki kullanılmasının arıtımda etkisi yoktur.”

H1: “Ağır metal gideriminde bitki kullanılması ağır metallerden en az birinin arıtımı üzerinde etkisi vardır.” şeklinde kurulmuştur.

Duncan çoklu karşılaştırma testlerinde ise, farklı bekletme süreleri ve farklı ağır metallerden elde edilen bulgular karşılaştırılarak kendi aralarında istatistik bakımından gruplandırılmış böylece bu bekletme süreleri ve bitkinin arıtım verimlilikleri bakımından kıyaslanmaları yapılmıştır.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

Çalışmada üç yönlü bir değerlendirme yapılmıştır. Bunlardan birincisi bitkisel verimlilik, ikincisi çöp sızıntı suyunun bitkisel yolla iyileştirilmesi, üçüncüsü ise bitkilerin ağır metal alımlarının tesbitidir.

4.1.Bitkisel Verimlilik

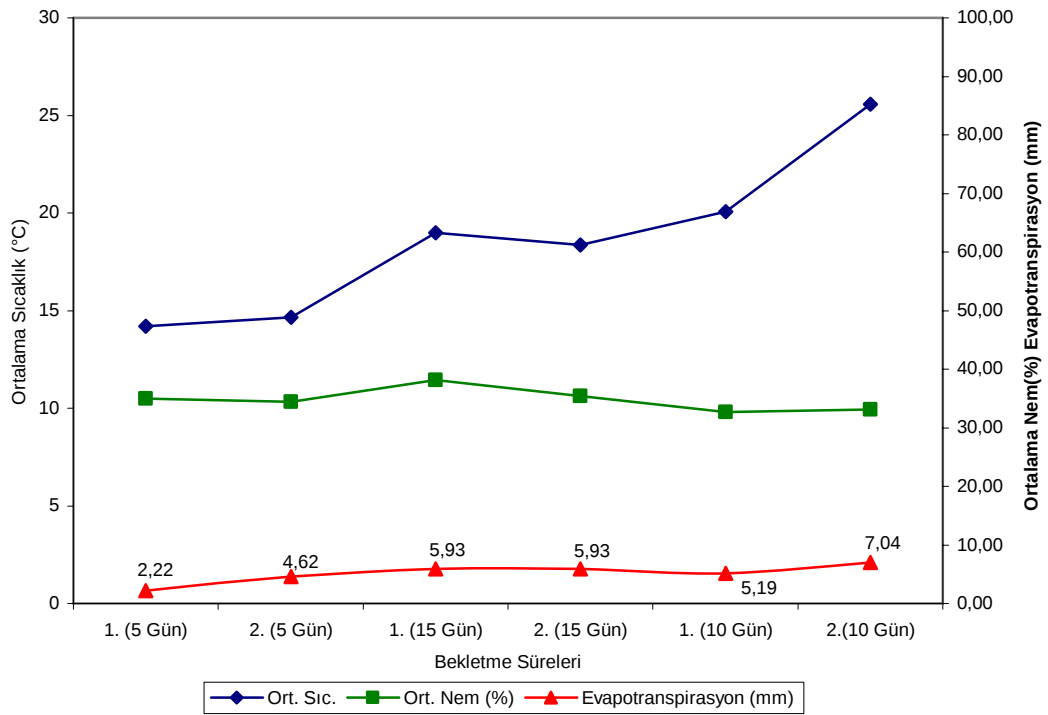
Bitkilerin kök ve yaprak/gövdeleri analiz için söküldüğünde tartılmış ve yaş ağırlıkları, yetiştirme ortamı olarak kullanılan bazaltik tüfte her hazneden alınarak tartılmış ve yaş ağırlıkları kaydedilmiştir. Etüvde kurutulan örneklerin ağırlıklarında ölçülmüş elde edilen veriler Çizelge 4.1.'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Bitki Yaş ve Kuru Ağırlıkları (g)

Sınıflandırma	Net Yaş Ağırlık	Net Kuru Ağırlık
KT	51,50	46,30
1T	26,55	22,9
2T	31,1	28,3
3T	37,65	33,45
4T	36,35	31,5
5T	36,95	32,4
6T	37,6	29
KT:Kontrol Toprak		T:Toprak
Sınıflandırma	Net Yaş Ağırlık	Net Kuru Ağırlık
KY	5,40	4,80
1Y	11,65	8,85
2Y	8,35	5,15
3Y	7,3	4,55
4Y	10,95	6,7
5Y	11,05	6,2
6Y	15,4	9,8
KY:Kontrol Yaprak		Y:Yaprak
Sınıflandırma	Net Yaş Ağırlık	Net Kuru Ağırlık
KK	0,70	0,60
1K	55,6	22,75
2K	156,8	76,15
3K	119,7	58,55
4K	100,1	41,8
5K	116,35	54,85
6K	84,75	40,5
KT:Kontrol Kök		K:Kök

4.2.İklimsel Şartlar

Çukurova Bölgesinde, 1929–1992 yılları arasındaki iklim sonuçlarına göre; ortalama yıllık sıcaklık 18,7°C, en soğuk ay 9,3°C ile Ocak ayı olup 0°C sıcaklık çok nadir görülür, en sıcak ay 28,0°C ile Ağustos ayıdır. Yılın 195,6 günü yazdır ve yağmurlu gün sayısı 76,4 gündür. Yağış her mevsimde farklı miktarlarda görülmekte ve en çok yağış Ocak, Şubat, Mart aylarında düşmektedir. Ortalama yıllık yağış 648,8 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.

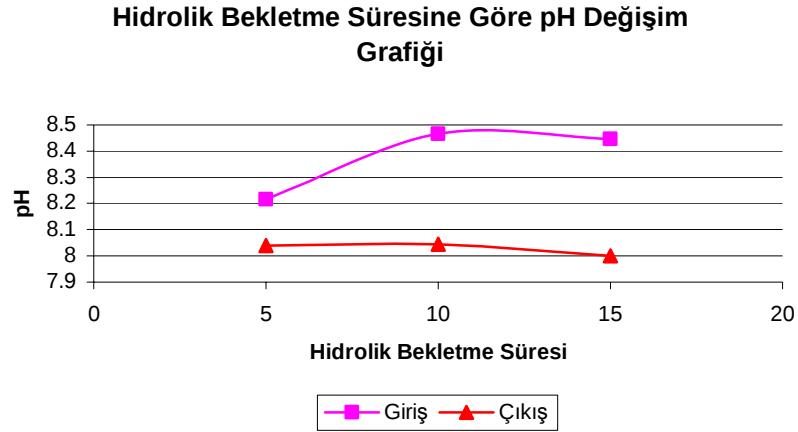


Şekil 4.1. 2006 Yılı Mart, Nisan ve Mayıs Ayları Günlük Ortalama Nem, Sıcaklık ve Bekletme Sürelerine Göre Evapotranspirasyon Verileri (Çukurova Meteo)

Şekil 4.1’de araştırmanın yapıldığı aylardaki ortalama nem, sıcaklık ve bekletme sürelerine göre evapotranspirasyon değerlerini verilmiştir.

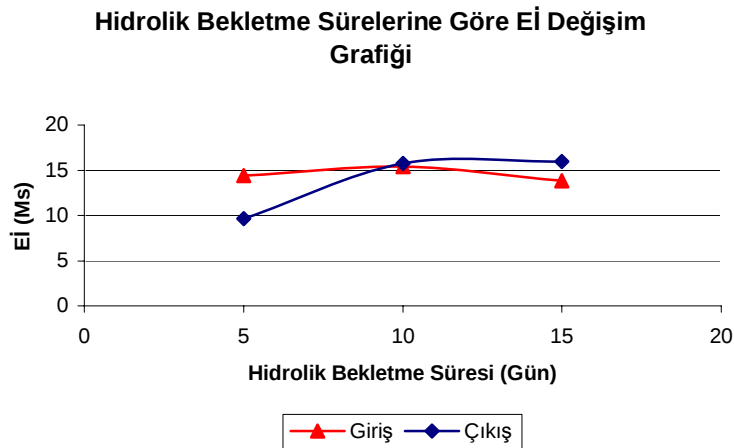
4.3.pH ve Elektriksel İletkenlik (Eİ) Sonuçları

Çalışma süresi boyunca pH değerleri giriş suyu için 8,215-8,445, çıkış suyu için ise 8–8,045 arasında değişmiştir (Şekil 4.2).



Şekil 4.2. Hidrolik Bekletme Süresine Göre pH Değişimi

Elektriksel iletkenlik ise çalışma süresi boyunca giriş ve çıkış suyunda değişken bir eğilim göstermiştir. Sistemin çıkış suyunda iletkenlik değerleri 9,67–15,93 Ms arasında değişmiştir (Şekil 4.3). Elektriksel iletkenliğin sıcaklık, çözünmüş oksijen ve redoks potansiyeli tarafından etkilendiği bilinmektedir (Scholz 2003). Ancak elektriksel iletkenlikle ilgili tam yargıya varabilmek için suyun Alkalinite, Toplam Çözünmüş Katı ve klorür değerlerini de bilmek gerekmektedir.



Şekil 4.3. Hidrolik Bekletme Süresine Göre Eİ Değişimi

4.4. Atıksuyun Giderimi

Araştırmada farklı bekletme süreleri için pH, Eİ (Elektriksel İletkenlik), AKM (Askıda Katı Madde), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), BOİ₅ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı), TKN (Toplam Kjeldahl Azotu), TP (Toplam Fosfor) parametrelerine bakılmak suretiyle atıksu karakterizasyonu yapılmış olup, analiz sonuçları grafikler ile aşağıda verilmiştir.

Bu konuyla ilgili Kornchonowong ve ark., (1995), Chiang Mai katı atıkların kullanıldıkları 4 farklı lizimetre ile katı atıklardan çıkan sızıntı sularının yaz ve kış sezonları boyunca miktarını ve karakterini incelemişlerdir. Oluşan sızıntı sularını her hafta veya her ay toplayarak; pH, iletken, alkalite, asidite, klor, sülfat, toplam uçucu asitler, TK, AKM, TÇK, BOI, KOI, TOK, TKN gibi özelliklerini analiz etmişlerdir. En yüksek lizimetreden oluşan sızıntı suyunun miktarda en çok, kirlilik parametreleri açısından en düşük konsantrasyonda olduğu; en kısa lizimetrede oluşan sızıntı sularının en az miktarda fakat kirlilik parametrelerince en yoğun olduğunu tespit etmişlerdir.

4.4.1. BOİ₅ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı) Giderimi

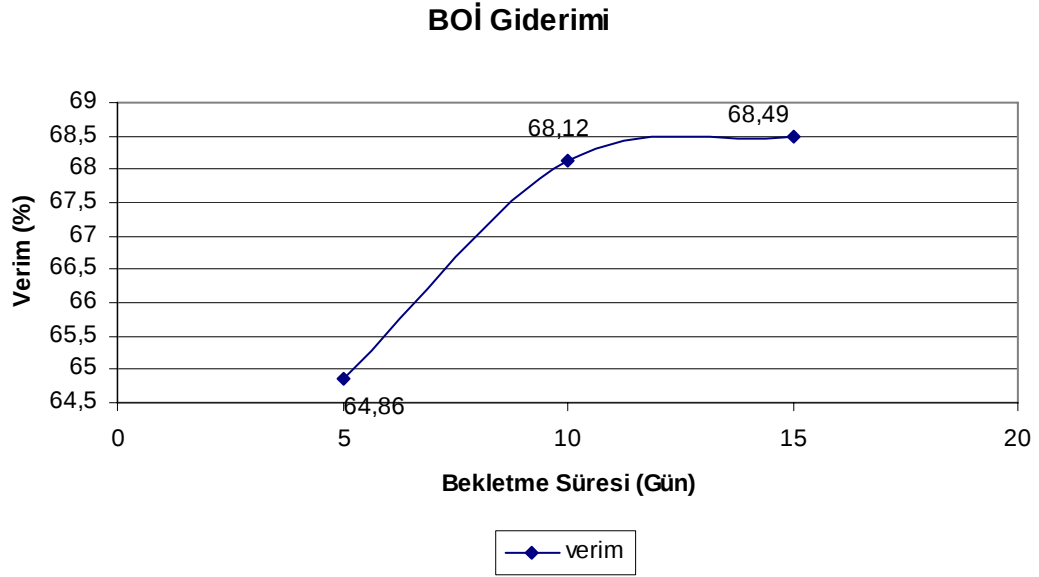
Araştırmada elde edilen çıkış suyunun farklı bekletme sürelerine göre ortalama BOİ₅ konsantrasyonları ve % giderim sonuçları Çizelge 4.2. de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Bekletme Süresine Göre BOİ₅ (mg/L) Değerleri

GÜN	BOİ ₅ (mg/L)		
	Giriş	Çıkış	Verim (%)
5	3103	1090,5	64,85
10	3499	1115,5	68,11
15	3451	1087,5	68,48

Çizelge 4.2.'te görüldüğü gibi en yüksek % giderim *Typha latifolia* bitkisi için % 68.49 ile 15. izleme gününde belirlenmiştir. Farklı bekletme sürelerine göre elde edilen ortalamaların giderim oranları karşılaştırıldığında 10. izleme günü ile 15.

izleme günü arasında BOI_5 gideriminde verimin yatay bir seyir aldığı tespit edilmiştir (Şekil 4.4.).



Şekil 4.4. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı Giderim Oranları

Bunun yanından Karpiscak ve ark (1996) atık su arıtımında sucul bitki sistemlerinin kullanılması hakkında büyük ölçekli araştırmalar yapmış, kurdukları pilot yapay sulak sisteminde *Eichhornia crassipes*, *Lemna sp.*, *Arundo donax*, *Scirpus olneyi*, *Salix nigra* ve *Populus fremontii* bitki türlerini bir arada kullanarak %68.6-93.5 BOI_5 elde edildiğini bildirmişlerdir.

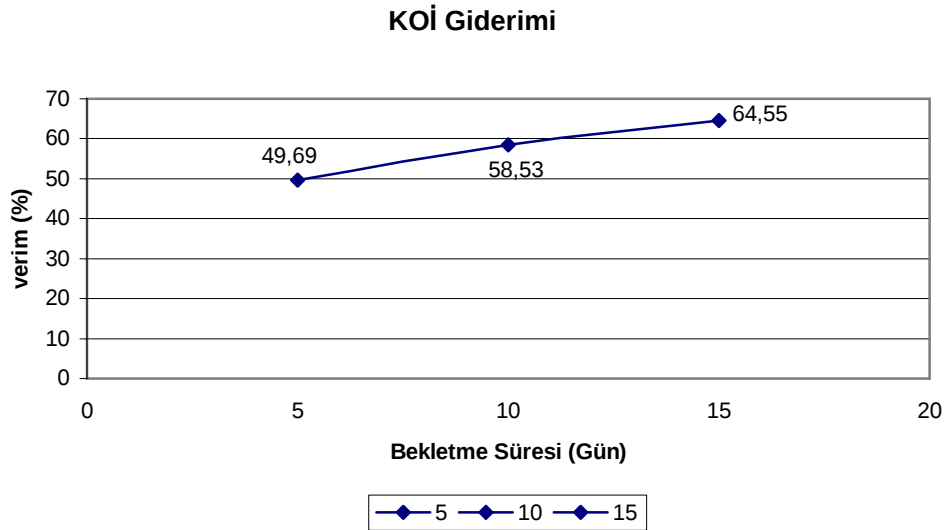
4.4.2.KOI (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) Giderimi

Araştırmada elde edilen çıkış suyunun farklı bekletme sürelerine göre ortalama KOİ konsantrasyonları ve % giderim sonuçları Çizelge 4.3.'de verilmiştir.

Çizelge 4.3. Bekletme Süresine Göre KOİ (mg/L) Değerleri

GÜN	KOİ (mg/L)		
	Giriş	Çıkış	Verim (%)
5	5138,5	2585	49,69
10	7125	2955	58,52
15	6975	2473	64,54

Çizelge 4.3.'de en yüksek % giderim *Typha latifolia* bitkisi için % 64.55 ile 15. izleme gününde görülmektedir. Farklı bekletme sürelerine göre elde edilen ortalamaların giderim oranları karşılaştırıldığında 5. izleme günü ile 15. izleme günü arasında KOİ gideriminde verimin doğrusal bir şekilde artış gösterdiği görülmektedir (Şekil 4.5.).

**Şekil 4.5.** Kimyasal Oksijen İhtiyacı Giderim Yüzdeleri

Cossu ve ark (2001)'nın bildirdiğine göre, araştırmasında laboratuvar ölçekli kesikli reaktörde su bitkilerinden *Lemna minor*, *Eichhornia crassipes* ve *Myriophyllum secundatum* türlerinin KOİ gideriminde %4-98, NH₄-N gideriminde % 52-91 gibi çok geniş aralıklarda giderim oranı sağlayabildiklerini bildirmişlerdir.

Bunun yanında Manios ve ark., (2003)'nın bildirdiğine göre *Thypha latifolia* gibi sucul bitkilerin varlığı sulak alanların KOİ giderim performanslarını

artırmamaktadır. Bu da bu parametrenin gideriminde biyolojik işlemlerden ziyade fiziksel işlemlerin (sedimentasyon ve filtrasyon gibi) esas rolü oynadığını göstermektedir

4.4.3.AKM (Askıda Katı Madde) Giderimi

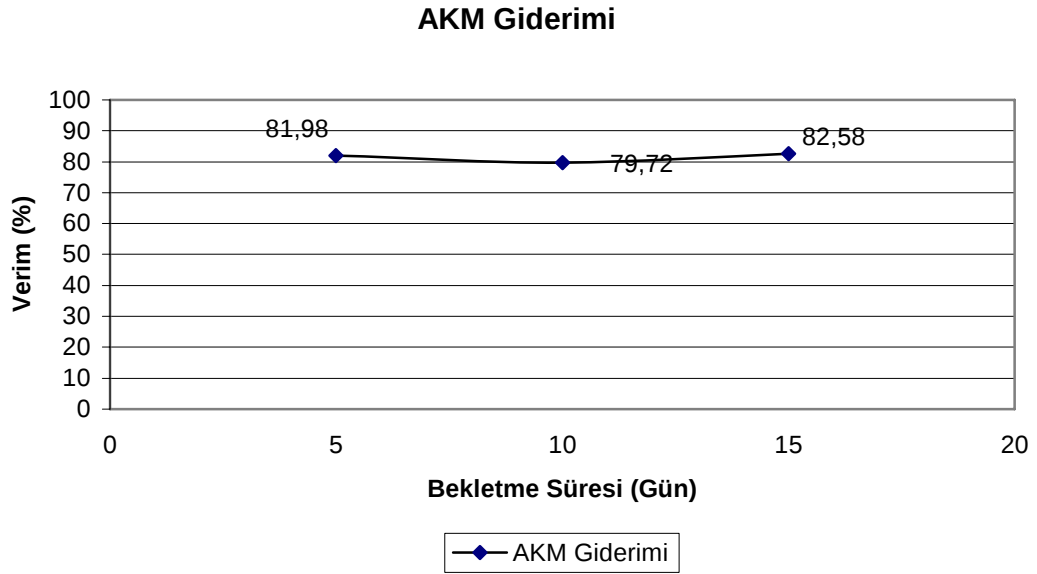
Araştırmada elde edilen çıkış suyunun farklı bekletme sürelerine göre ortalama AKM konsantrasyonları ve % giderim sonuçları Çizelge 4.4.'de verilmiştir.

Çizelge 4.4.'de en yüksek % giderim *Typha latifolia* bitkisi için % 82.58 ile 15. izleme gününde görülmektedir. Farklı bekletme sürelerine göre elde edilen ortalamaların giderim oranları karşılaştırıldığında 5. izleme gününde % giderim 81.98 olarak bulunmasına rağmen 10. izleme gününde 79.72'ye düşmüştür.

Çizelge 4.4. Bekletme Süresine Göre AKM (mg/L) Değerleri

GÜN	AKM (mg/L)		
	Giriş	Çıkış	Verim
5	368	66,32	81,97
10	362,5	73,5	79,72
15	356	62	82,58

AKM giderimindeki dalgalanma yatak malzemesi olarak kullanılan bazaltik tüften kaynaklanmaktadır (Şekil 4.6.).



Şekil 4.6. Askıda Katı Madde Giderim Yüzdeleri

Lee ve ark., (2004) göre her ne kadar hidrolik bekletme süresi AKM gideriminde önemli bir rol oynasa da KOİ gideriminde olduğu gibi AKM gideriminde de asıl giderim mekanizması bitkilere veya mikroorganizmalara bağlı biyolojik proseslerden çok sedimentasyon ve filtrasyon gibi fiziksel proseslerle sağlanmaktadır. Giderimin etkinliğini bitkilerle yatak ortamının temas alanı etkilerken (Kadlec ve Knight, 1996), giderim oranını yapay sulak alanın en/boy oranı etkilememektedir (EPA, 2000). AKM giderimiyle BOİ giderimleri birbirine benzer desenler sergilemektedir. Bu nedenle özellikle BOİ giderimi için tasarlanan sistemlerde BOİ giderimiyle kıyaslanabilen bir AKM giderimi de meydana gelmektedir (Reed, 1993).

4.4.4.TKN (Toplam Khjeldal Azotu) Giderimi

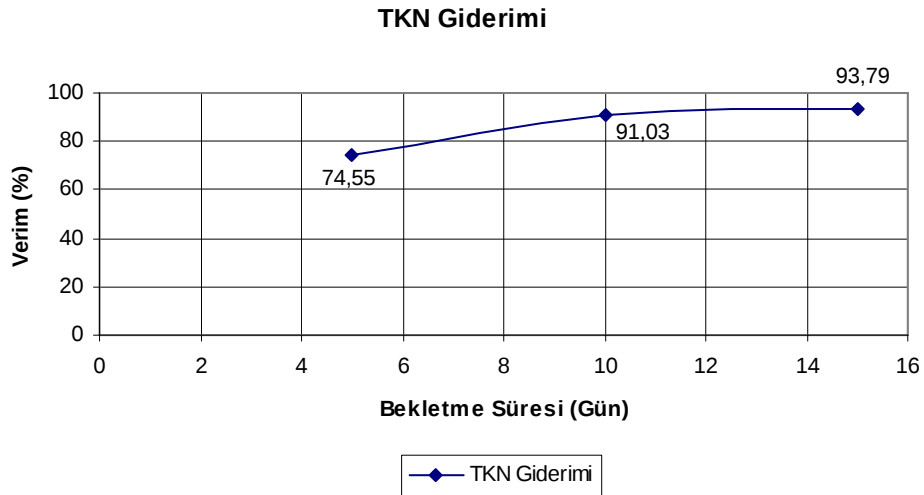
Araştırmada elde edilen çıkış suyunun farklı bekletme sürelerine göre ortalama TKN konsantrasyonları ve % giderim sonuçları Çizelge 4.5.'de verilmiştir.

Çizelge 4.5. Bekletme Süresine Göre TKN (mg/L) Değerleri

GÜN	Azot (mg TKN/L)		
	Giriş	Çıkış	Verim
5	722,96	183,97	74,55
10	872,825	78,26	91,03
15	908	56,365	93,79

Çizelge 4.5.'de en yüksek % giderim *Typha latifolia* bitkisi için % 93.79 ile 15. izleme gününde görülmektedir. Farklı bekletme sürelerine göre elde edilen ortalamaların giderim oranları karşılaştırıldığında 5. izleme günü ile 10. izleme günü arasında TKN gideriminde verimin doğrusal bir şekilde artış gösterdiği, 10. günden 15. izleme gününe yaklaşıldığında verimin yataya doğru yöneldiği görülmektedir (Şekil 4.7.).

Alaerts ve ark (1996)'nın çalışmasında, su mercimeğinin (*Lemna* sp.) bulunduğu toplam 20.4 gün hidrolik bekletme süresine sahip bir yapay lagün içerisinde evsel atık sulardan organik madde ve Kjeldahl azotu giderimini araştırmışlar ve lagünlerin %90-97 KOİ, %95-99 BOİ₅ ve %74-77 oranında Kjeldahl azotunu giderebildiğini bildirmişlerdir.

**Şekil 4.7.** Toplam Khjeldal Azotu Giderim Yüzdeleeri

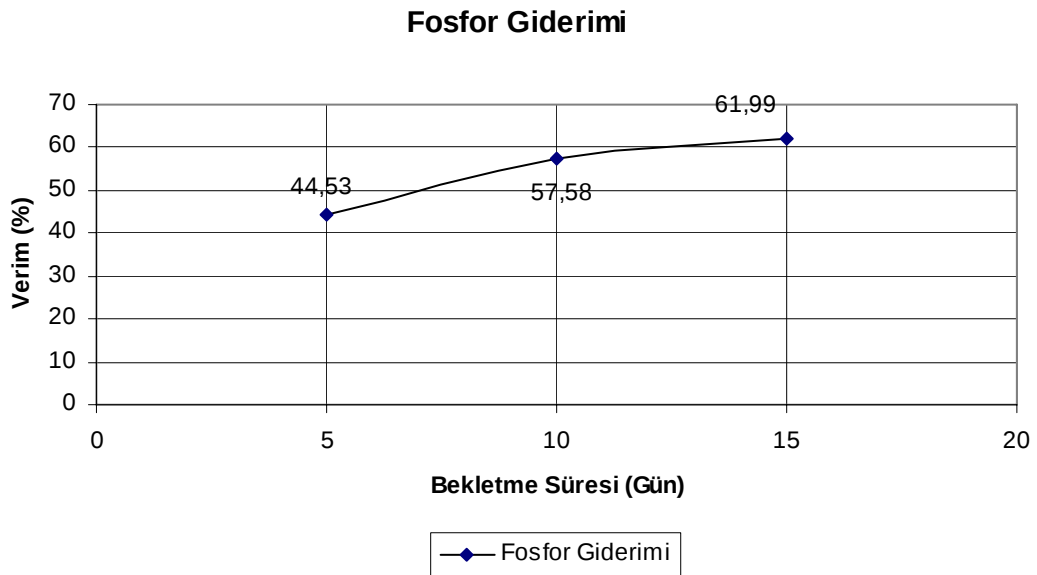
4.4.5. TP (Toplam Fosfor) Giderimi

Araştırmada elde edilen çıkış suyunun farklı bekletme sürelerine göre ortalama TP konsantrasyonları ve % giderim sonuçları Çizelge 4.6.'da verilmiştir.

Çizelge 4.6. Bekletme Süresine Göre Toplam Fosfor (mg/L) Değerleri

GÜN	Fosfor (mg/L)		
	Giriş	Çıkış	Verim
5	6,85	3,8	44,53
10	8,25	3,5	57,58
15	8,55	3,25	61,99

Çizelge 4.6.'da en yüksek % giderim *Typha latifolia* bitkisi için % 61.99 ile 15. izleme gününde görülmektedir. Farklı bekletme sürelerine göre elde edilen ortalamaların giderim oranları karşılaştırıldığında 5. izleme günü ile 10. izleme günü arasında TP gideriminde verimin doğrusal bir şekilde artış gösterdiği, 10. günden 15. izleme gününe yaklaşıldığında verimin yataya doğru yöneldiği görülmektedir (Şekil 4.8.).

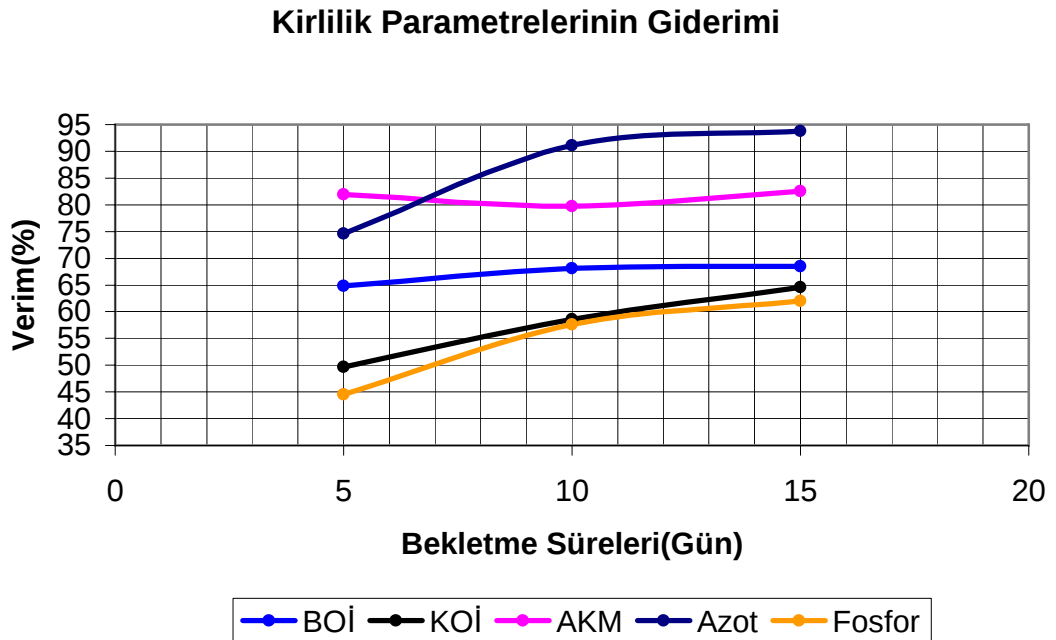


Şekil 4.8. Toplam Fosfor Giderim Yüzdeleri

Sharma N.C. (2006) yaptığı araştırmada aşırı fosfor (P) içeren toprakların yeşil ıslah amaçlı kullanılacak bitki türlerinin fosfor (P) alım potansiyelini incelemiştir. Araştırmada salatalık (*Cucumis sativus*) ve sarı kabak (*Cucurbita pepo* var. *melo*pepo) potansiyel fosfor depolayan bitkiler olarak tanımlanmaktadır. Bu bitkilerin yüksek fosfor ihtiva eden topraklarda tatmin edici bir biokütle oluşturduğunu belirtmiştir. Söz konusu bitkilerde phosphomonoesterase enziminin aktivitesinin %35 artmasıyla, phytase aktivitesinin % 400 attığını belirtmiştir. Bu gelişmiş enzim aktivitesini bu bitkileri özel kılan tek etken olduğunu ortaya koymuştur. Söz konusu bitkilerin yüksek biokütle ve ekonomik değer oluşturduğunu, fosforun bitkisel özümlemesi için birer potansiyel aday olduklarını öne sürmüştür.

4.4.6.Kirlilik Parametreleri Giderimi

Araştırmada elde edilen çıkış suyunun farklı bekletme sürelerine göre ortalama BOİ, KOİ, AKM, TKN ve TP konsantrasyonlarının % giderim sonuçları Şekil 4.9. da birlikte verilmiştir.



Şekil 4.9. Kirlilik Parametrelerinin Giderim Yüzdeleri

Şekil 4.9.'da *Typha latifolia* bitkisi için en yüksek % giderim 93.79 ile TKN'de görülmektedir. Farklı bekletme sürelerine göre elde edilen ortalamaların giderim oranları karşılaştırıldığında, güne bağlı olarak verimde artış olduğu görülmektedir. Bu durum AKM gideriminde görülmemiştir. Bunun nedeni olarak organik maddelerin azalmasına rağmen yatak malzemesi olarak kullanılan bazaltik tüfün fiziksel yapısından kaynaklandığı düşünülmektedir. *Typha latifolia* bitkisi ile yapılan çöp sızıntı suyu iyileştirme çalışmalarında BOİ₅, KOİ, AKM, TKN ve TP giderimi incelenmiş ve sırayla % 68.49, % 64.54, % 82.58, % 93.79 ve %61.99 oranlarında giderim sağlanmıştır.

Diğer taraftan araştırma sonucu elde edilen verim değerleri tesadüf parselleri deneme planına göre iki tekerrürlü olarak SPSS 10.0 bilgisayar programında istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Yapılan varyans analizi sonuçlarına göre 5, 10 ve 15 günlük bekletme süreleri BOİ verimi üzerinde 0.05 önem seviyesinde önemli, KOİ verimi üzerinde 0.01 önem seviyesinde önemli, AKM verimi üzerinde 0.05 önem seviyesinde önemsiz, Eİ verimi üzerinde 0.05 önem seviyesinde önemli, Azot verimi üzerinde 0.01 önem seviyesinde önemli, Fosfor verimi üzerinde 0.01 önem seviyesinde önemli, pH üzerinde 0.05 önem seviyesinde önemsiz, çıkan hacim üzerinde 0.05 önem seviyesinde önemsiz bulunmuştur.

Çizelge 4.7. Araştırmadan Elde Edilen Verimlerin Bekletme Sürelerine Göre Değişimlerinin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması

Parametre	5 gün	10 gün	15 gün
Fosfor	44,5650 a	57,5600 b	62,0100 b
Azot	74,6350 a	91,0650 b	93,7350 b
KOİ	49,7100 a	58,5550 b	64,5800 c
BOİ	64,8550 a	68,1050 b	68,4750 b
Eİ	32,0400 b	-2,0750 a	-14,9450 a

a= en az b= orta c= en büyük

Perdomo ve ark (1999), *Eichhornia crassipes* ve *Typha latifolia* ile yaptıkları yüksek organik madde içerikli atık suların arıtım çalışmalarında BOİ₅, KOİ, NH₄-N, PO₄-P ve toplam askıda katı madde (AKM) giderimini incelemişler ve sırasıyla

%96.6, %93, %99.6, %95.2, %95.5 oranlarında giderim sağlandığını bildirmişlerdir. Çizelge.4.8.'de Kirlilik Parametrelerinin R^2 değerleri verilmiştir.

Çizelge 4.8. Kirlilik Parametrelerinin R^2 Değerleri

Kirlilik Parametreleri (mg/L)	Grafik Denklemi	Grafik R^2 Değeri
BOİ (Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı)	$y = 0,3631x + 63,524$	$R^2 = 0,8251$
KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı)	$y = 1,4852x + 42,736$	$R^2 = 0,9882$
AKM (Askıda Katı Madde)	$y = 0,0606x + 80,823$	$R^2 = 0,0404$
TKN (Toplam Kjhedal Azotu)	$y = 1,9239x + 67,221$	$R^2 = 0,855$
TP (Toplam Fosfor)	$y = 1,7463x + 37,234$	$R^2 = 0,9246$

Çizelge 4.9. Farklı Bekletme Sürelerine Göre Yapılan Atıksu Karakterizasyonu

GÜN	BOİs(mg/L)			KOİ (mg/L)			AKM (mg/L)			Azot (mg TKN/L)		
	giriş	çıkış	verim	giriş	çıkış	verim	giriş	çıkış	verim	giriş	çıkış	verim
5 günlük(1)	3122	1085	65,25	5220,00	2680,00	48,66	428,00	80,64	81,16	663,04	161,72	75,61
5 günlük(2)	3084	1096	64,46	5057,00	2490,00	50,76	308,00	52,00	83,12	782,88	206,22	73,66
10 günlük(1)	3416	1106	67,62	7380	3120	57,72	345	75	78,26	912,45	88,32	90,32
10 günlük(2)	3582	1125	68,59	6870	2790	59,39	380	72	81,05	833,2	68,2	91,81
15 günlük(1)	3420	1123	67,16	6590	2296	65,16	372,00	64,00	82,80	963,20	51,41	94,66
15 günlük(2)	3482	1052	69,79	7360	2649,9	64,00	340	60	82,35	852,8	61,32	92,81
GÜN	Fosfor (mg/L)			pH			EI (Ms)			Hacim (L)		
	giriş	çıkış	verim	giriş	çıkış		giriş	çıkış		giriş	çıkış	Hacim Kaybı
5 günlük(1)	7,00	4,00	42,86	7,87	7,76		15,31	8,84		60,00	48,00	20
5 günlük(2)	6,70	3,60	46,27	8,56	8,32		13,43	10,50		60,00	35,00	41,67
10 günlük(1)	8,1	3,5	56,79	8,45	8,07		15,45	15,56		60,00	32,00	46,67
10 günlük(2)	8,4	3,5	58,33	8,48	8,02		15,4	15,93		60,00	22,00	63,33
15 günlük(1)	8,70	3,40	60,92	8,08	7,68		14,12	15,84		60,00	28,00	53,33
15 günlük(2)	8,40	3,10	63,10	8,81	8,32		13,61	16,02		60,00	28,00	53,33

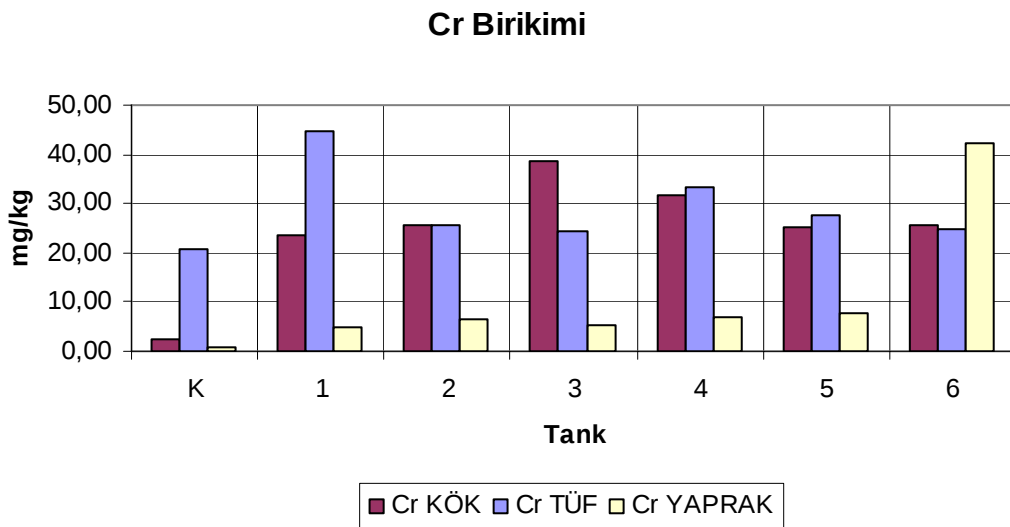
4.5.Ağır Metal Giderimleri

Araştırma süresi boyunca uygulanan tüm bekletme sürelerinde aynı bitki ve tuf kullanılmıştır. 77 günlük deneysel çalışma sonrası sökülen *Typha latifolia* bitkisinin ve yatak malzemesi olarak kullanılan tufün, AAS ile bakılan 6 (Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn) ağır metalin analiz sonuçları grafikler ile aşağıda verilmektedir.

Bunun yanında Chandra ve ark, (1993)'da, bir çok serbest yüzücü su üstü ve su altı bitkisinin potansiyel olarak ağır metal biriktirebildiği bildirilmiştir. Araştırmacılar atık suların deşarj edildiği bazı alıcı ortamlarda yetişen *Ceratophyllum demersum*, *Ipomea aquatica*, *Eichhornia crassipes*, *Spirodela polyrrhiza*, *Trapa natans* gibi bitki türlerinin Cd^{+2} , Cu^{+2} , Mn^{+2} , Fe^{+2} , Pb^{+2} gibi ağır metalleri bünyelerinde biriktirebildiklerini bildirmiştir.

4.5.1.*Typha latifolia* Bitkisinin Bünyesine Aldığı Krom Miktarı

Araştırmada elde edilen ortalama Cr konsantrasyonları, kontrol numune ve 6 hazne için ayrı ayrı ölçülmüştür. Her bir hazne de yatak malzemesi olarak kullanılan tufün ve *Typha latifolia* bitkisinin kök ve yaprak/gövdesindeki ortalama Cr konsantrasyonu sonuçları mg/kg (kuru) cinsinden Şekil 4.10.'da verilmiştir.



Şekil 4.10. *Typha latifolia* Bitkisinin Krom Giderimi

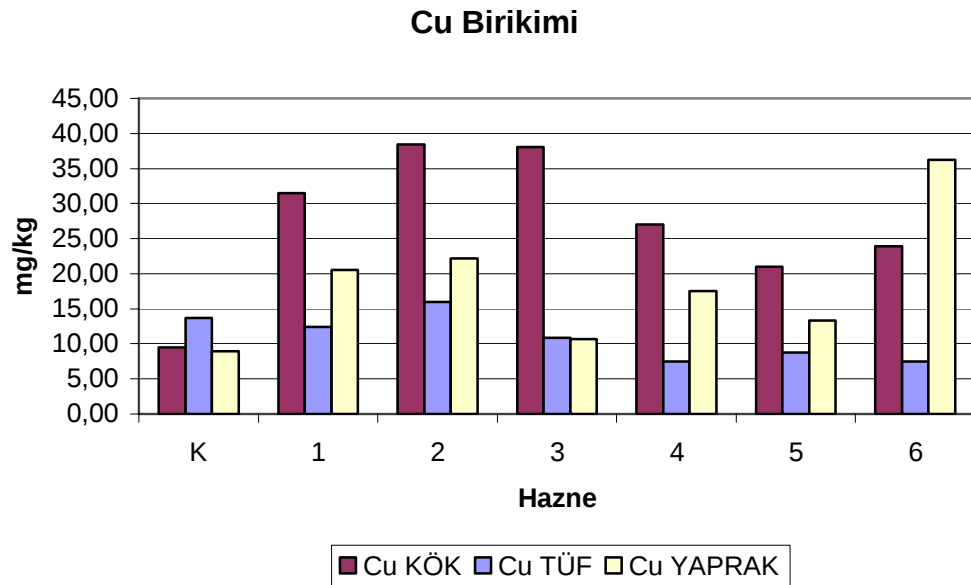
Çöp sızıntı suyunun ortalama giriş ve çıkış değerlerindeki Cr miktarlarının giderimi % 10,5 olarak bulunmuştur.

Diğer taraftan Chu ve ark (1998), metal ve nutrient giderimi çalışmalarında *Mangrov* bitkilerinin bulunduğu sulak alanı kullanarak Cd^{+2} , Cr^{+2} ve Cu^{+2} ’ın % 92 oranında, Ni^{+2} ve Zn^{+2} ’nin ise % 88 oranında giderildiklerini bildirmiştir.

4.5.2. *Typha latifolia* Bitkisinin Bünyesine Aldığı Bakır Miktarı

Araştırmada elde edilen ortalama Cu konsantrasyonları, kontrol numune ve 6 hazne için ayrı ayrı ölçülmüştür. Her bir hazneta yatak malzemesi olarak kullanılan tufün ve *Typha latifolia* bitkisinin kök ve yaprağındaki ortalama Cu konsantrasyonu sonuçları mg/kg (kuru) cinsinden Şekil 4.11.’de verilmiştir.

Çöp sızıntı suyunun ortalama giriş ve çıkış değerlerindeki Cu miktarlarının % giderimi % 94.00 olarak bulunmuştur.



Şekil 4.11. *Typha latifolia* Bitkisinin Bakır Giderimi

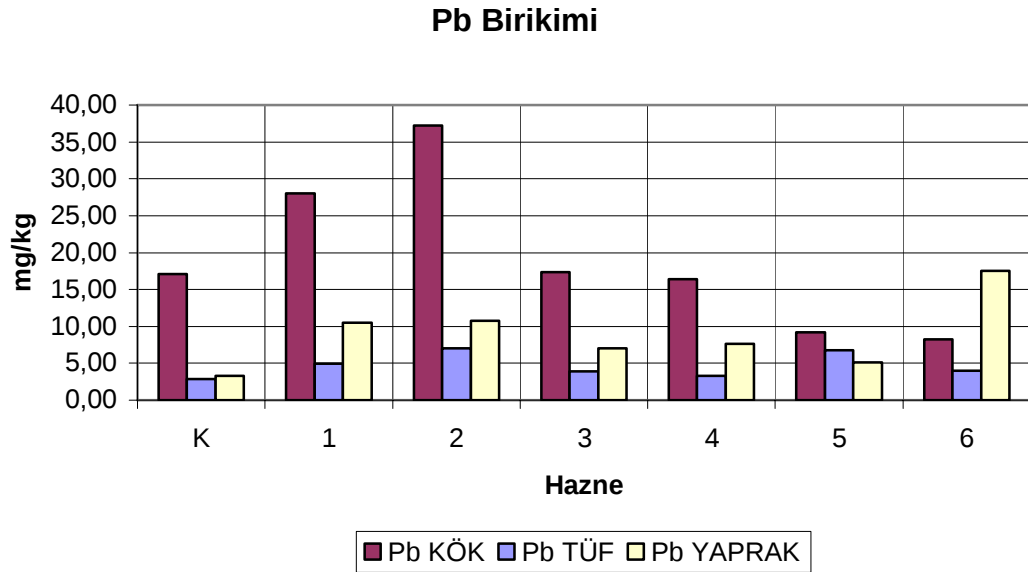
Bunun yanında Gersberg ve ark (1985), Amerika’da bir sulak alanda gerçekleştirdikleri; çalışmada bakır, çinko ve kadmiyum içeren bir sudan metal giderme verimlerini incelemiş; giderim oranlarını sırasıyla % 99, %97, %99 olarak belirlendiğini bildirmişlerdir.

Diğer bir taraftan Scholz ve ark (2001), *Phragmites australis*, *Typha latifolia* ve yüzer bitkilerle birlikte tam su altı bitkisi kullandığı yapay arıtım sisteminde bakır ve kurşun giderimlerini araştırmış, bitkili yapay sulak alanların % 98-99 gibi yüksek oranlarda metalleri sudan arıtabilen sistemler olduğunu bildirmiştir.

4.5.3. *Typha latifolia* Bitkisinin Bünyesine Aldığı Kurşun Miktarı

Araştırmada elde edilen ortalama Pb konsantrasyonları, kontrol numune ve 6 hazne için ayrı ayrı ölçülmüştür. Her bir haznede yatak malzemesi olarak kullanılan tufün ve *Typha latifolia* bitkisinin kök ve yaprağındaki ortalama Pb konsantrasyonu sonuçları mg/kg (kuru) cinsinden Şekil 4.12.'de verilmiştir.

Çöp sızıntı suyunun ortalama giriş ve çıkış değerlerindeki Pb miktarlarının giderimi % 86.45 olarak bulunmuştur.



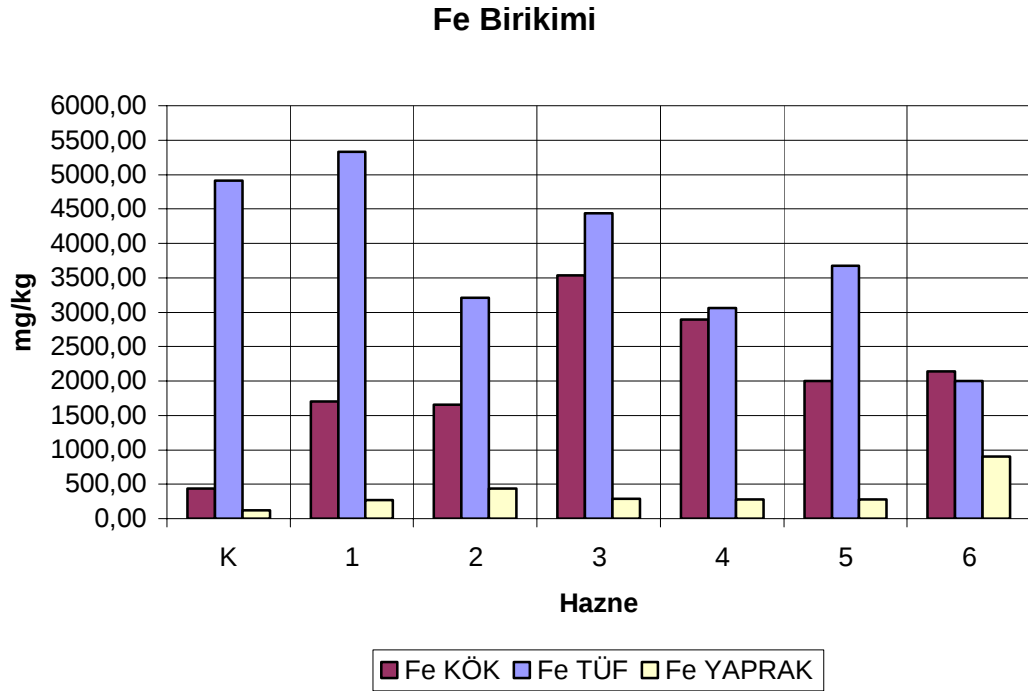
Şekil 4.12. *Typha latifolia* Bitkisinin Kurşun Giderimi

Bununla birlikte Groudeva ve ark (2001) yaptıkları çalışmada ham petrol içeren atıksuyun *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Phragmites communis*, *Scirpus lacustris*, *Juncus* spp., bitkilerini kullanarak yapay sulak alanda, % 92-98 Cu^{+2} , % 96-99 Pb^{+2} giderildiğini bildirmişlerdir.

Diğer taraftan Shutes (2001), kurşun, bakır, çinko ve kadmiyum elementlerinin *Typha latifolia*'nın rizom kısımlarından alındığını ve %54 ile %61 arasında giderim sağlandığını bildirmiştir.

4.5.4. *Typha latifolia* Bitkisinin Bünyesine Aldığı Demir Miktarı

Araştırmada elde edilen ortalama Fe konsantrasyonları, kontrol numune ve 6 hazne için ayrı ayrı ölçülmüştür Her bir haznede yatak malzemesi olarak kullanılan tufün ve *Typha latifolia* bitkisinin kök ve yaprağındaki ortalama Fe konsantrasyonu sonuçları mg/kg (kuru) cinsinden Şekil 4.13.'de verilmiştir.



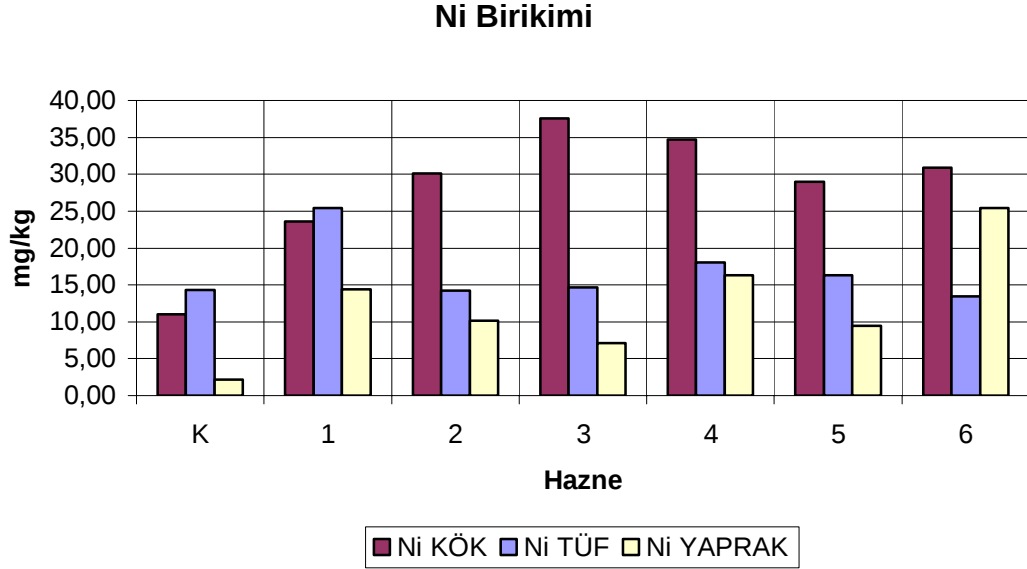
Şekil 4.13. *Typha latifolia* Bitkisinin Demir Giderimi

Çöp sızıntı suyunun ortalama giriş ve çıkış değerlerindeki Fe miktarlarının giderimi % 61.85 olarak bulunmuştur.

4.5.5. *Typha latifolia* Bitkisinin Bünyesine Aldığı Nikel Miktarı

Araştırmada elde edilen ortalama Ni konsantrasyonları, kontrol numune ve 6 hazne için ayrı ayrı ölçülmüştür Her bir haznede yatak malzemesi olarak kullanılan

tüfün ve *Typha latifolia* bitkisinin kök ve yaprağındaki ortalama Ni konsantrasyonu sonuçları mg/kg (kuru) cinsinden Şekil 4.14.'de verilmiştir.



Şekil 4.14. *Typha latifolia* Bitkisinin NikelGiderimi

Çöp sızıntı suyunun ortalama giriş ve çıkış değerlerindeki Ni miktarlarının giderimi % 68.91 olarak bulunmuştur.

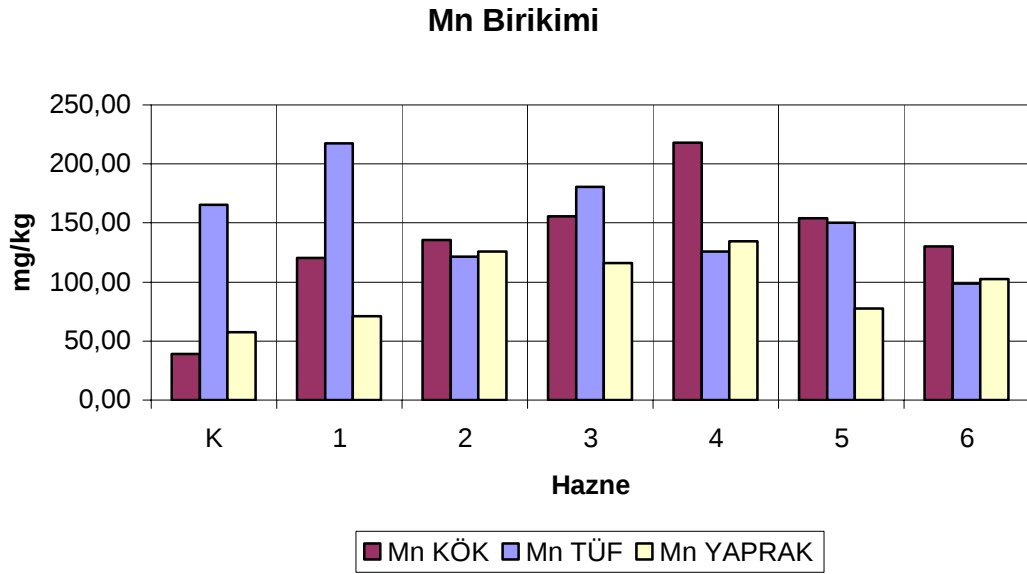
Bunun yanında Srivastav ve ark., (1994) , *Salvinia* sp. ve *Spirodela* sp. su bitkileriyle Cr^{+6} ve Ni^{+2} metal karışımlarının kullanıldığı sentetik atık sulardan ağır metal giderim çalışmalarında, metal giderim yüzde oranlarının metallerin çeşidine, kullanılan bitki türüne ve hidrolik bekletme süresine göre %56-96 arasında değiştiğini bildirmişlerdir.

Diğer taraftan Wang ve ark., (1996), *Myriophyllum spicatum*'un Cd^{+2} , Pb^{+2} , Cu^{+2} , Ni^{+2} ve Zn^{+2} adsorplama özelliklerini incelemiş, çok düşük temas sürelerinde bile bu metallerin yüksek oranlarda adsorplana bildiklerini tespit etmişlerdir.

Ayrıca Lee ve ark (1999), bir sualtı bitkisi olan *Najas graminea*'yı Cd^{+2} , Pb^{+2} , Cu^{+2} , Ni^{+2} gideriminde kullanmış ve her bir metal için sırasıyla %85, %90, %50 ve %45 oranlarında giderimin sağlandığını bildirmişlerdir.

4.5.6. *Typha latifolia* Bitkisinin Bünyesine Aldığı Mangan Miktarı

Araştırmada elde edilen ortalama Mn konsantrasyonları, kontrol numune ve 6 hazne için ayrı ayrı ölçülmüştür. Her bir hazne için yatak malzemesi olarak kullanılan tütün ve *Typha latifolia* bitkisinin kök ve yaprağındaki ortalama Mn konsantrasyonu sonuçları mg/kg (kuru) cinsinden Çizelge 4.15’de verilmiştir.



Şekil 4.15. *Typha latifolia* Bitkisinin Mangan Giderimi

Çöp sızıntı suyunun ortalama giriş ve çıkış değerlerindeki Mn miktarlarının giderimi % 72.20 olarak bulunmuştur.

Bunun yanında Li J ve Zheng Cj., (1996), Shenzen (Çin) Avicennia marinasında yaşayan bitki topluluklarında (mangroves) bazı ağır metallerin absorpsiyonu, birikimi ve dağılımını incelemişler ve bu bağlamda bitkilerin farklı organlarının farklı oranlarda Cu, Zn, Cr, Cd, Ni, Mn ve Pb absorbe ettiğini ortaya koymuşlardır. Alınan numunelerde, bakır, çinko, kadmiyum, krom, nikel ve mangan içerikleri sırasıyla; 38.3, 28.7, 11.4, 0.136, 7.97, 25.0 ve 537 ppb (part Per billion) olarak bulunmuştur. Avicennia marinasının değişik fraksiyonlarının ağır metal içeriklerinde önemli değişiklikler gözlenmiştir. Bu değişimler bakır için 1.8–13.8, kurşun için 0.4–3.51, çinko için 3.4–69.5, kadmiyum için 0.013–0.295, krom için

0.28–0.73, nikel için 0.43–7.65 ve mangan için 25–1552 ppb aralıklarında gerçekleşmiştir. Bitkilerin toprak üstü organlarında ağır metallerin birim ağırlıkta birikme katsayısı sıralaması $Cd > Mn > Zn > Cu > Ni = Cr > Pb$ şeklinde ve bu yedi elementin birikme miktarları bakır, kurşun, çinko, kadmiyum, krom, nikel ve mangan için sırasıyla 53.7, 19.27, 187.89, 0.72, 6.06, 20.76, 1631.17 mg/kg olarak bulunmuşlardır.

4.5.7. *Typha latifolia* Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi

Araştırmada elde edilen çöp sızıntı suyunun ortalama Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn konsantrasyonları, kontrol kök ve 6 hazne içerisindeki bitkinin kökleri için ölçülmüştür. Bulunan sonuçlar mg/kg (kuru) cinsinden Çizelge 4.10’da verilmiştir.

Çizelge 4.10. *Typha latifolia* Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi

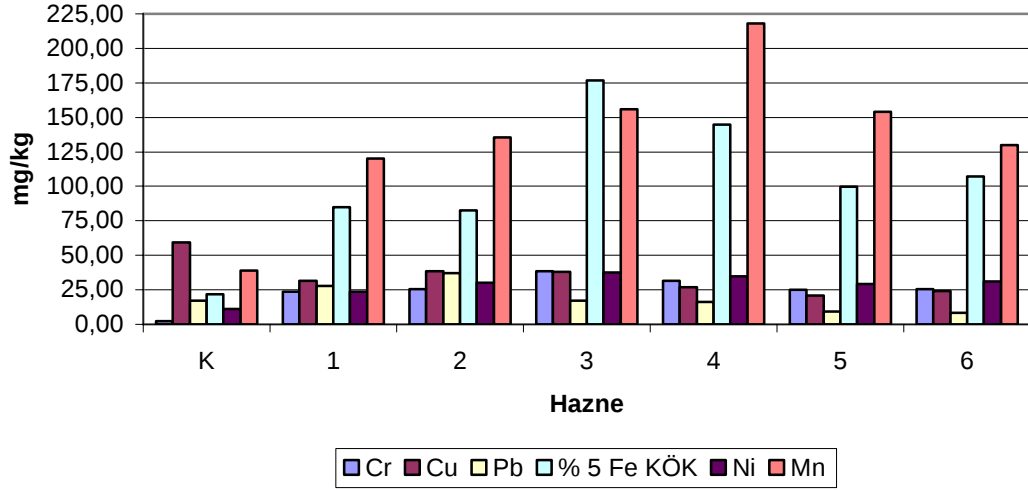
ÖRNEK	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Mn (mg/kg)
KK	2,25	9,50	17,08	439,83	11,00	39,17
1K	23,50	31,50	28,04	1700,00	23,58	120,25
2K	25,58	38,42	37,21	1652,92	30,08	135,63
3K	38,50	38,04	17,33	3537,92	37,58	155,79
4K	31,54	27,04	16,42	2891,25	34,67	217,83
5K	25,21	21,00	9,17	1997,92	29,00	153,88
6K	25,63	23,92	8,21	2143,33	30,88	130,00

Kontrol bitkisinin kök bölgesine oranla haznelerdeki bitkinin kök bölgesinde kurşun birikimi azalırken krom, bakır, demir, nikel ve mangan birikimi artmıştır.

Typha latifolia bitkisinin çöp sızıntı suyunun ortalama metal konsantrasyonlarını kök bölgesinde depoladığı Şekil 4.16. incelendiğinde görülmektedir. Haznedeki bitkilerin ağırlıkları eşit olmadığından dolayı bünyelerine

aldıkları ağır metal konsantrasyonları da değişim göstermektedir.

***Typha latifolia* Bitkisinin Kökündeki Ağır Metal Birikimi**



Şekil 4.16. *Typha latifolia* Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi

Araştırma sonucunda *Typha latifolia* bitkisinin köklerinde biriken Cu ve Ni konsantrasyonlarının sırasıyla en düşük değerleri 21,00-23,58 mg/kg (kuru), en yüksek değerleri ise 38,42-37,58 mg/kg (kuru) olarak bulunmuştur. Kontrol bitkisinin yaprak/gövdesinde Cu ve Ni konsantrasyonları 9,50-11,00 mg/kg (kuru)'dır.

Benzer bir şekilde Manios ve ark., (2003) yaptıkları çalışmada *Typha latifolia* bitkisinin köklerinde biriken Cu ve Ni konsantrasyonlarının sırasıyla en düşük değerlerini $45,00 \pm 9,58$ - $38,33 \pm 12,13$ mg/kg (kuru), en yüksek değerlerini ise $93,33 \pm 12,47$ - $55,00 \pm 9,17$ mg/kg (kuru) olarak bulmuşlardır. Kontrol bitkisinin kökünde Cu ve Ni konsantrasyonları ise $40,00 \pm 14,14$ - $30,00 \pm 8,16$ mg/kg (kuru) olarak bildirilmiştir.

Typha latifolia bitkisinin kök bölgesindeki Cr birikimi varyans analizi sonuçlarına göre 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Cu birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Pb birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Fe birikimi 0,05 önem düzeyinde önemli, Ni birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz ve Mn birikimi 0,01 önem düzeyinde önemli bulunmuştur.

Duncan çoklu karşılaştırma testine göre oluşan gruplar Çizelge 4.11.'de verilmiştir.

Çizelge 4.11. *Typha latifolia* Bitkisinin Kök Bölgesindeki Ağır Metal Birikiminin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması

Parametre	Kontrol	1	2	3	4	5	6
Cr	2,25 a	23,5 a	30,58 b	19,54 a	38,5 b	31,95 b	34,6 b
Cu	9,5 a	31,5 b	41,33 b	32,04 b	38,04 b	31,43 b	28,15 b
Pb	17,08 a	28,04 ab	41,81 b	28,02 ab	17,33 a	16,08 a	17,21 a
Fe	439,83 a	1700 ab	2029,58 abc	1299,79 a	3537,92 c	3014,79 bc	3091,04 bc
Ni	11 a	23,58ab	32,92 b	24,00 ab	37,58 b	32,79 b	38,0 b
Mn	39,17 a	120,25 bc	153,83 bcd	109,73 b	155,79 bcd	182,85 cd	221,79 d

a= en az b= orta c= büyük d= en büyük

Yukarıda verilen çizelgede Cr, Cu, Pb, Fe, Ni ve Mn konsantrasyonları sistem bir bütün olarak düşünüldüğünde kontrol bitkisindeki ağır metal konsantrasyonlarına oranla istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur.

4.5.8. *Typha latifolia* Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi

Araştırmada elde edilen çöp sızıntı suyunun ortalama Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn konsantrasyonları, kontrol yaprak/gövde ve 6 hazne içerisindeki bitkinin yaprak/gövdeleri için ölçülmüştür. Bulunan sonuçlar mg/kg (kuru) cinsinden Çizelge 4.12'de verilmiştir.

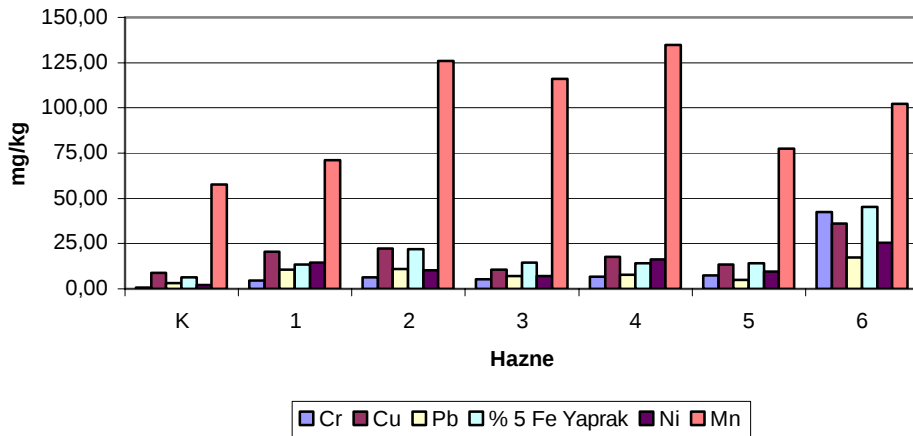
Çizelge 4.12. *Typha latifolia* Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi

ÖRNEK	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Mn (mg/kg)
KY	0,75	8,92	3,33	125,33	2,17	57,50
1Y	4,71	20,50	10,50	265,38	14,38	70,96
2Y	6,50	22,21	10,79	441,58	10,17	125,96
3Y	5,33	10,67	7,00	288,71	7,13	116,08
4Y	6,75	17,54	7,67	280,04	16,33	134,71
5Y	7,54	13,29	5,13	283,08	9,42	77,63
6Y	42,42	36,25	17,50	904,88	25,42	102,25

Typha latifolia bitkisinin ortalama metal konsantrasyonlarını yaprak/gövde bölgesinde depoladığı belirlenmiştir. Bu değerler Şekil 4.17’de verilmiştir. Kontrol bitkisinin yaprak/gövde bölgesine nazaran haznelerdeki bitkinin yaprak/gövde bölgelerindeki ölçülen ağır metal konsantrasyonları mg/kg (kuru) cinsinden artış göstermiştir. 6. haznedeki bitkinin yaprak/gövde bölgesinde çöp sızıntı suyunun ortalama Cr, Cu, Pb, Fe, Ni konsantrasyonları en yüksek değere ulaştığı analizler sonucunda belirlenmiştir.

Mn dışındaki diğer ağır metal konsantrasyonları 6. haznedeki bitkinin yaprak/gövdesinde daha yüksek miktardadır. Bu durum bileşik halde bulunan ağır metallerin biyolojik faaliyetler sonucunda bağlarının parçalanması ile bitki bünyesine alınabilecek formasyona dönüştüğü varsayılarak açıklanabilir.

Typha Latifolia Bitkisinin Yaprakındaki Ağır Metal Birikimi



Şekil 4.17. Typha latifolia Bitkisinin Yaprak Bölgesindeki Ağır Metal Birikimi

Araştırma sonucunda *Typha latifolia* bitkisinin yaprak/gövdelerinde biriken Cu ve Ni konsantrasyonlarının sırasıyla en düşük değerleri 10,67-7,13 mg/kg (kuru), en yüksek değerleri ise 36,25-25,42 mg/kg (kuru) olarak bulunmuştur. Kontrol bitkisinin yaprak/gövdesinde Cu ve Ni konsantrasyonları 8,92-2,17 mg/kg (kuru)’dır.

Benzer bir şekilde Manios ve ark., (2003) yaptıkları çalışmada *Typha latifolia* bitkisinin yaprak/gövdelerinde biriken Cu ve Ni konsantrasyonlarının sırasıyla en düşük değerlerini 10,83±4,48-21,67±8,98 mg/kg (kuru), en yüksek değerlerini ise

15,00±7,64-27,67±4,53 mg/kg (kuru) olarak bulmuşlardır. Kontrol bitkisinin yaprak/gövdesinde Cu ve Ni konsantrasyonları ise 9,17±3,44-17,50±6,92 mg/kg (kuru) olarak bildirilmiştir.

Diğer taraftan Dahmani ve ark., (2000), *Armeria maritima* spp. *halleri*, *Cardaminopsis halleri* ve *Agrostis tenuis* türü makrofitlerin Zn^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} ve Cu^{+2} ağır metallerini biriktirdiklerini belirlemişlerdir. Çalışma 61 sene süreyle işletilmiş olan bir metal sanayi fabrikası civarında kurulan yapay sulak alanda yetişen bitki türlerinden alınan bitki örneklerine dayanmakta olup araştırmada en yüksek birikimin yapraklarda 21500 mg Zn^{+2} kg⁻¹, gövdede 43000 mg Zn^{+2} kg⁻¹ ve köklerde 64500 mg Zn^{+2} kg⁻¹ lık miktarla *Cardaminopsis halleri* de olduğu bildirmişlerdir. Diğer metallerin birikimi daha düşük düzeyde gerçekleşmiş olup bu eğilimin çalışmadaki diğer bitki türlerinde görüldüğü bildirilmiştir.

Bunun yanında Tan Z ve Wang Y., (1996), endüstriyel atık sulardan, bitkilerden ayrılmış çınar (*Platanus orientalis*) yapraklarını kullanarak krom ve nikel iyonlarının arıtımı isimli çalışmalarında ayrılmış çınar ağacı yapraklarını sulu çözeltilerden krom ve nikel iyonu arıtılmasında verimli bulmuşlardır. Arıtma kapasitesi, pH şartlarına, iyon bileşikleri ve konsantrasyonlarına ve ortamdaki yaprak konsantrasyonuna bağlıdır. pH'nın 4 olması durumunda sadece krom iyonu için maksimum arıtma 7.5–8 gr/kg yaprak, nikel iyonu için 2.6 gr/kg yaprak olarak bulmuşlardır. Belirtilen şartlar altında nikel, çözeltiden ayrılmış çınar yaprakları tarafından krom absorpsiyonu arttırmıştır.

Typha latifolia bitkisinin yaprak/gövde bölgesindeki Cr birikimi varyans analizi sonuçlarına göre 0,01 önem düzeyinde önemli, Cu birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Pb birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Fe birikimi 0,01 önem düzeyinde önemli, Ni birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz ve Mn birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz bulunmuşlardır.

Duncan çoklu karşılaştırma testine göre oluşan gruplar Çizelge 4.13.'de verilmiştir.

Çizelge 4.13. *Typha latifolia* Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikiminin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması

Parametre	Kontrol	1	2	3	4	5	6
Cr	0,75 a	4,71 a	6,5 a	5,33 a	6,75 a	7,54 a	42,41 b
Pb	3,33 a	10,5 ab	10,79 ab	7,00 ab	7,66 ab	5,13 ab	17,5 b
Fe	125,33 a	265,37 ab	441,58 b	288,71 ab	280,04 ab	283,08 ab	904,88 c
Ni	2,17 a	14,38 ab	10,17 a	7,13 a	16,33 ab	9,42 a	25,42 b

a= en az b= orta c= büyük d= en büyük

Yukarıda verilen çizelgede Cr, Pb, Fe ve Ni konsantrasyonları sistem bir bütün olarak düşünüldüğünde kontrol bitkisindeki ağır metal konsantrasyonlarına oranla istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur.

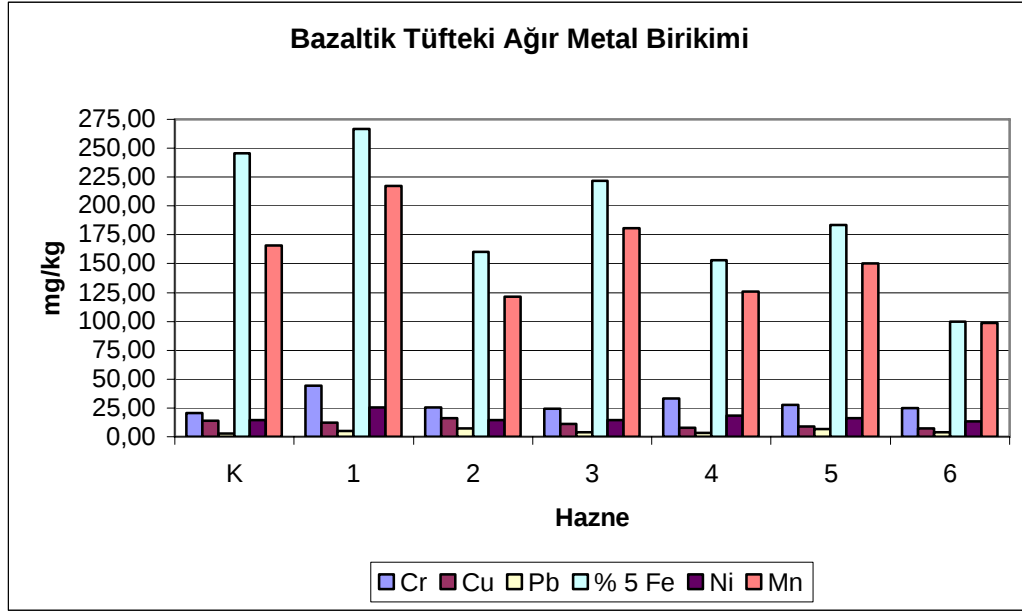
4.5.9.Bazaltik Tüfteki Ağır Metal Birikimi

Araştırmada elde edilen ortalama çöp sızıntı suyunun Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn konsantrasyonları, kontrol tuf ve 6 hazne içerisindeki bitkinin yetiştirme ortamı olan tuf için ölçülmüştür. Bulunan sonuçlar mg/kg (kuru) cinsinden Çizelge 4.14.'de verilmiştir.

Çizelge 4.14. Bazaltik Tüfteki Ağır Metal Birikimi

ÖRNEK	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Mn (mg/kg)
KT	20,58	13,67	2,83	4910,83	14,33	165,67
1T	44,63	12,38	4,96	5330,83	25,42	217,25
2T	25,46	16,00	7,00	3205,13	14,25	121,29
3T	24,42	10,83	3,92	4434,58	14,67	180,83
4T	33,17	7,50	3,29	3063,75	18,04	125,96
5T	27,83	8,75	6,79	3670,42	16,33	150,25
6T	24,83	7,46	4,00	2001,25	13,42	98,67

Çöp sızıntı suyunun ortalama metal konsantrasyonlarını bitkinin yetiştirme ortamı olan tuf bölgesinde depoladığı Şekil 4.18. incelendiğinde görülmektedir.



Şekil 4.18. Bazaltik Tüfteki Ağır Metal Birikimi

Typha latifolia bitkisinin yaprak/gövde bölgesindeki Cr birikimi varyans analizi sonuçlarına göre 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Cu birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Pb birikimi 0,01 önem düzeyinde önemli, Fe birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz, Ni birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz ve Mn birikimi 0,05 önem düzeyinde önemsiz bulunmuştur.

Duncan çoklu karşılaştırma testine göre oluşan gruplar Çizelge 4.15.'de verilmiştir.

Çizelge 4.15. *Typha latifolia* Bitkisinin Yaprak/Gövde Bölgesindeki Ağır Metal Birikiminin Duncan Çoklu Karşılaştırma Testine Göre Gruplandırılması

Parametre	Kontrol	1	2	3	4	5	6
Cu	13,63 ab	12,38 ab	8,48 a	21,70 b	10,83 a	8,21 a	8,46 a
Pb	2,83 a	4,96 b	4,69 ab	8,29 c	3,92 ab	3,58 ab	3,31 ab

a= en az b= orta c= büyük d= en büyük

Yukarıda verilen çizelgede Cu ve Pb konsantrasyonları sistem bir bütün olarak düşünüldüğünde kontrol tüfteki ağır metal konsantrasyonlarına oranla istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur.

4.5.10. Çöp Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri

Araştırmada elde edilen ortalama çöp sızıntı suyunun Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn konsantrasyonları, ortalama giriş ve çıkış örnekleri için ölçülmüştür. Bulunan sonuçlar mg/L cinsinden Çizelge 4.16.'da verilmiştir.

Çizelge 4.16. Çöp Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri

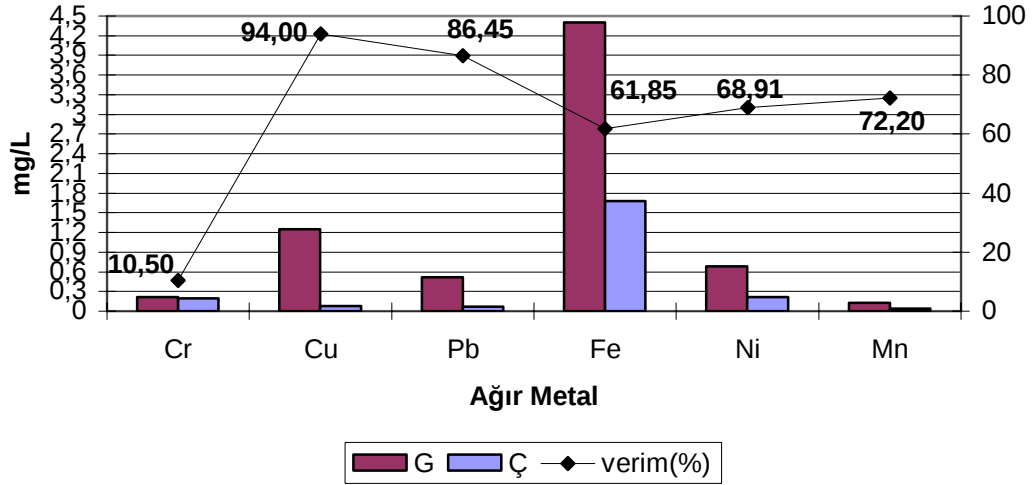
ÖRNEK (mg/L)	Cr	Cu	Pb	Fe	Ni	Mn
G	0,219	1,2495	0,5165	4,4035	0,6835	0,1295
Ç	0,196	0,075	0,07	1,68	0,2125	0,036
Verim(%)	10,50228	93,9976	86,44724	61,84853	68,91002	72,20077

Typha latifolia bitkisi ile Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn içeren çöp sızıntı suyundan sırasıyla % 10.50, % 94.00, % 86.45, % 61.85, % 68.91 ve % 72.20 oranlarında metal giderimi sağlanmıştır.

Aynı şekilde Chandra ve ark., (1993), birçok serbest yüzücü su üstü ve su altı bitkisinin potansiyel olarak ağır metal biriktirebildiği bildirilmişlerdir. Araştırmacılar atık suların deşarj edildiği bazı alıcı ortamlarda yetişen *Ceratophyllum demersum*, *Ipomea aquatica*, *Eichhornia crassipes*, *Spirodela polyrrhiza*, *Trapa natans* gibi bitki türlerinin Cd^{+2} , Cu^{+2} , Mn^{+2} , Fe^{+2} , Pb^{+2} gibi ağır metalleri bünyelerinde biriktirebildiklerini bildirmişlerdir.

Mungur ve ark (1997)'nın bildirdiğine göre, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* ve *Iris pseudacorus* ile zenginleştirdikleri yapay sulak alanda % 81.7-91.8 Cu^{+2} , % 75.8-95.3 Pb^{+2} ve % 82.8-90.4 Zn^{+2} giderimi sağlamışlardır.

Çöp Sızıntı Suyundaki Ağır Metal Giderimi



Şekil 4.19. Çöp Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri

Bunun yanında Mays ve Edwards., (2001), *Scirpus cyperinus*, *Typha latifolia*, *Juncus effusus* bulunan bir yapay sulak alanda, giriş suyu 32.4-47.4 mg/l⁻¹ Fe, 1.9-9.4 mg/l⁻¹ Mn, 10-40 mg/l Zn, 10-40 mg/l Cd, 2.0- 6.1 mg/l Pb içeren atık sudan metallerin sırasıyla % 97, % 47, % 33, % 100, % 26 oranlarında giderildiğini bildirmişlerdir.

5.SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Adana sofulu düzensiz çöp depolama alanından alınan çöp sızıntı sularının laboratuvar ölçekli ortamda bitkisel yolla azot ve fosfor giderimi, ağır metal analizi

Bu çalışma ile içerisinde *Typha latifolia* su bitkilerinin bulunduğu kontrollü yapay sulak alan sistemlerinin, Sofulu Düzensiz Katı Atık Depolama Sahasında evsel nitelikli katı atıklardan oluşan çöp sızıntı sularında bulunan BOİ, KOİ, AKM, TKN ve TP kirletici parametrelerin gideriminde yardımcı olabileceği ve ileri arıtım verimini artıracağı belirlenmiştir.

Typha latifolia bitkilerinin bulunduğu kontrollü yapay sulak alan sistemlerinin, Sofulu Düzensiz Katı Atık Depolama Sahasında evsel nitelikli katı atıklardan oluşan çöp sızıntı sularında bulunan Cr, Cu, Pb Fe, Ni ve Mn gibi ağır metallerin ileri arıtımında yardımcı olabileceği ve ileri arıtım verimini artıracağı belirlenmiştir.

Hidrolik bekletme süresindeki artışların bitkilerin arıtma performanslarını artırdığı anlaşılmıştır.

Sızıntı sularında kirliliği oluşturan esas parametreler KOİ, toksik maddeler, azotlu maddeler ve alkalinitedir. Toksik maddeler ve azotlu maddeler biyolojik arıtmayı inhibe ederken yüksek içerikli alkalinite de sızıntı sularının iletimini güçleştirmektedir.

Bu çalışmada kullanılan *Typha latifolia* bitkisi ile ağır metal ve diğer bir kısım kirleticilerin giderimi (fitoremediasyon) gerçekleştirilmiştir. Bu yöntem gerek ekonomik olması gerekse ekolojik olarak kullanımı nedeniyle tercih edilmiştir. Bu yöntem bir çok farklı teknoloji ve bitki türü üzerinde kullanım imkanı sağlayabilir. Ancak fitoremediasyon yönteminin, nihai bir uzaklaştırma veya giderme yöntemi olarak değerlendirilmemesi gerekmektedir. Nihai giderim, fitoremediasyon sonucunda ortaya çıkan bitkilerin yakılarak, uygun özelliklere sahip ise yem bitkisi olarak kullanılarak veya uygun bir depolama alanında depolanarak gerçekleştirilmektedir.

Typha latifolia bitkisi yılda oluşan biyo-kütle miktarı, kök yapısı ve bakteriyel faaliyet için geniş bir bitkisel yüzey alan oluşturur. Ayrıca, benzer ortamlarda

yaşayan diğer bitkilere oranla, daha yüksek bir azot ve fosfor uzaklaştırma potansiyeli sergilemektedir.

Bu çalışma ile içerisinde *Typha latifolia* su bitkilerinin bulunduğu kontrollü yapay sulak alan sisteminin, Sofulu Düzensiz Katı Atık Depolama Sahasında evsel nitelikli katı atıklardan oluşan çöp sızıntı sularında bulunan BOİ, KOİ, AKM, TKN ve TP kirletici parametrelerin gideriminde yardımcı olabileceği ve ileri arıtım verimini artıracağı belirlenmiştir.

Bitkisel yolla yapılan çöp sızıntı suyu iyileştirme çalışmalarında BOİ₅, KOİ, AKM, TKN ve TP giderimi incelenmiş ve sırayla % 68.49, % 64.54, % 82.58, % 93.79 ve %61.99 mertebelerinde giderim sağlanmıştır.

Typha latifolia bitkilerinin bulunduğu kontrollü yapay sulak alan sisteminin, Sofulu Düzensiz Katı Atık Depolama Sahasında evsel nitelikli katı atıklardan oluşan çöp sızıntı sularında bulunan Cr, Cu, Pb Fe, Ni ve Mn gibi ağır metallerin ileri arıtımında yardımcı olabileceği ve ileri arıtım verimini artıracağı belirlenmiştir.

Typha latifolia bitkisi ile Cr, Cu, Pb, Fe, Ni, Mn içeren çöp sızıntı suyundan sırasıyla % 10.50, % 94.00, % 86.45, % 61.85, % 68.91 ve % 72.20 oranlarında metal giderimi sağlanmıştır.

Hidrolik bekletme süresindeki artışların bitkilerin arıtma performanslarını arttırdığı anlaşılmıştır.

Hidrolik bekletme sürelerindeki giderim performansları göz önünde bulundurulduğu zaman ideal bekletme süresinin 10. gün ile 15. gün arasında olduğu söylenebilir.

Bu tür endüstriyel çaptaki su arıtma proseslerinde karşılaşılan en büyük sorun, atık sulardaki besin maddelerini kullanarak çoğalan bitkilerin ne şekilde değerlendirileceğidir.

Sistemin ekonomik olabilmesi için değerlendirilmeden elde edilecek kârın, toplama ve işleme dahil tüm masrafları karşılayabilecek miktarda olması gerekmektedir.

Yapay sulak alan sistemlerinde bekletme süresi yazın buharlaşmadan, kışın ise donmadan etkilenebilir. Yazın derinlik az, akım hızlı; kışın ise derinlik fazla, akım yavaş tutulmalıdır.

Bu tür sistemlerin planlanmasında, farklı yükleme kapasiteleri, derinlik, bekleme süreleri, ön işlem gereksinimleri, sıvı sirkülasyon düzeni ve alanın geometrisi gibi tasarım değişkenlerini göz önünde bulundurmak gerekir. Birçok değişkenin elde edilen arıtma veriminden sorumlu olduğu saptanmıştır.

KAYNAKLAR

- AL-OMARI, A., FAYYAD, M., 2003. Treatment of Domestic Wastewater by Subsurface Flow Constructed Wetlands in Jordan. *Desalination*, 155 pp 27–39.
- ALTINYAR, G., (1988). Su yabancı otları, Bayındırlık ve İskan Bakanlığı DSİ Genel Müdürlüğü İşletme ve Bakım Dairesi Başkanlığı. Ankara.239sayfa.
- AMBERGER, A. (1988). *Pflanzenernährung*, UTB, Stuttgart, 264 S.
- APHA, AWWA, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Analysis*. 19th ed., New York.
- ARIENZO VE ARK., 2004. Metalürji Tesislerinden Dolayı Kirlenmiş Toprakların *Lolium Perenne* İle Yeniden Bitkilendirme Olanakları.
- ATAY, D., (1984). Bitkisel Su Ürünleri Üretim Tekniği. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları No:905, Ankara Üniversitesi Basımevi, Ankara, 203sayfa.
- AYDOĞAN, 2003. Sucul Bitkilerle Arıtma Sistemleri.
- AZARBADİ, S., AND H. MARSCHNER. 1979. Role of the rhizosphere in utilization of inorganic iron-III compounds by corn plants. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 142: 751-764.
- BAHR, T.G., R.C. BALL, AND H.A.TANNER.1974. “The Michigan State University Water Quality Management Program, In Wastewater Use in the Production of Food and Fiber-Proceedings.” U.S.EPA-660/2-74-041
- BILYK, A.; DZLUBEK, A. (1992). “Management of Effluents And Sludges From Tanning Processes”. *Proceedings of The Ninth Turkish German Polish Environmental Engineering Symposium*, 5-7 October, İstanbul, Page 483-493.
- BLEEKER VE ARK., 2002. Jales Madeni Atıkların Kirlettiği Asidik Alanların Yeniden Bitkilendirilmesinde Islah Edici Tavsiyeler ve Toleranslı Çimler.
- BRIX, 1993 H., Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: G.A. Moshiri, Editor,

- Constructed wetlands for water quality improvement*, Lewis Publishers, Florida, USA (1993), pp. 9–24.
- BROOKS, R.P., T.J. O’CONNELL, D.H. WARDROP, AND L.E. JACKSON. 1998. Towards a regional index of biological integrity: the examples of forested riparian ecosystems. *Environmental Monitoring and Restoration*. In Press.
- BROWN, H., J. SKOUSEN, AND J. RENTON. 1994. A. Flocculation generation by chemical neutralization of acid mine drainage. *Green Lands* 24(1): 33-51
- CAO VE ARK., 2002. Montevecchio, Sardiya’ dan Alınan Ağır Metallerle Kirlenmiş Topraklarda Bazı Bitki Türlerinin Ağır Metalleri Alma Performansları.
- CHAN E., BURSHTNSKY 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.
- CHANDRA P., TRIPATHI R.D., RAI U.N., SINHA S., and GARG P., (1993). Biomonitoring and amelioration of nonpoint source pollution in some aquatic bodies. *Wat. Sci. Tech.* Vol.18. No.3-5 pp 323-326.
- CAMPBELL, C. 1999. “The Nature of Wetland Processes” *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*, Ed. Campbell, C. S. John Wiley and Sons, Inc. New York, 17-40
- CHENG, J., S. LIEHR AND C. LYERLY. 2003. “Swine Wastewater Treatment In An Integrated System of Anaerobic Digestion and Duckweed Nutrient Removal.”
- CHU H. Y., CHEN N. C., YEUNG M.C., TAM N. F.Y., and WONG Y. S., (1998). Tide-tank system simulating mangrove wetland for removal of nutrients and heavy metals from wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, Vol 38, s361-368.
- COWGILL, U. M., *Archs Hydrobiol. Suppl.*, **45**, 1–119 (1974).
- CIRIA, M.P., SOLANO, M.L., SORIANO, P., 2005. Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. *Biosystems Engineering*, 92(4) pp 535–544.
- ÇEVRE ARAŞTIRMA MERKEZİ VE UCA, 1998.

- ÇUKUROVA METEO, 2006. <http://www.cukurova.edu.tr/Content/Asp/Turkish/cuMeteo.asp>, Çukurova Üniversitesi., Adana.
- DAHMANI H., VAN OORT F., GÉLIE B. and BALABANE M. (2000). Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter, *Environmental Pollution*, Vol 109/2, pp 231-238.
- DEBSKA VE LUTOMSKİ, 1996. Pestisitlerle Kirlenmiş Bir Alandaki Tıbbi Bitkilerin Tolerans Problemleri.
- MİAO, S.L., AND W.F. DEBUSK. 1999. Effects of P enrichment on structure and function of sawgrass and cattail communities in the Everglades. p. 275–300 Lewis Publ., New York.
- DELGADO M., BIGERIEGO M. and GUARDIOLA E., (1993). Uptake of Zn, Cr and Cd by water hyacinths. *WaterResearch* Volume 27/2 pp 269-272.
- DEL RIO VE ARK., 2002. Aznalcollar Madeni Zehirli Atıklarından Sonra Guadimar Nehri Yakınında Yabani Bitkiler Tarafından Ağır Metal ve Arsenik Alımı.
- DUNCAN, 2002. Nova Scotia, Springhill’ deki (Kanada) Duff Bank Kömür Madeni Atıklarının Yeniden Bitkilendirilme Potansiyeli.
- DURAK, Z. 2005. Adana Sofulu Düzensiz Çöp Depolama Alanında Oluşan Çöp Sızıntı Sularının Bitki Yetiştirilmesinde Kullanılması, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi.
- ELFADEL, M; FINDIKAKIS, AN; LECKIE, JO. *Journal: Hazardous Waste & Hazardous Materials*; Fall 1995; v.12, no.4, p.309-327
- ELSOKKARY, T.H. 1982. "Contamination of Soils and Plants by Mercury as Influenced by the Proximity to Industries in Alexandria, Egypt." *The Sci. of the Tot. Environ.* 23:55-60.
- EPA (United States Environmental protection agency) /625/1-88/022. (1988). *Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment Design Manual*.
- EPA, 1999. "Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A technology Assessment." Washington.D.C
- EPA, 2000 (Environmental Protection Agency), "Introduction to Phytoremediation", EPA/600/r-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A, p 72, <http://www.clu-in.org>

- EPA, 2000, "Guiding Principles for Constructed Wetlands",
- EPA, 2001. "Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: Providing Water Quality and Wild Life Habitat."
- ESTAUN VE ARK., 1997. Bozulmuş Toprakların *Rosmarinus Officinalis* ile Biyolojik Amaçlı Mikorizal Mantar (AM) Aşıl原因arak Yarı Kurak Koşullar Altında Yeniden Bitkilendirilip Geliştirilmesi.
- 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 Technical Report Series 98-002.
- GARBISU, C., ALKORTA, I. (1997). "Bioremediation: Principles and Future." J Clean Technol. Environ. Toxicol. & Occup. Med. 6, 351-366.
- GATZWEILER VE ARK., 2001. Radyoaktif ve Asit Maden Akışkan Üreten Doğu Thuringia Ronneburg (Almanya) Maden Ocağı Kaplama Modeli.
- GERSBERG, R.M., LYON S.R., ELKINS B.V. and GOLDMAN C.R., (1985). The removal of heavy metals by artificial wetlands. In: Proceedings of the water reuse symposium III. Future of Water Reuse. AWWA research Foundation.
- 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.
- GILLESPIE B. W., BRADLEY HAWKINS W., RODGERS J.H., CANO M.L. and DORN P.B. (2000). Transfers and transformations of zinc in constructed wetlands: Mitigation of a refinery effluent, Ecological Engineering. Vol 14, p279-292.
- GIZIKOFF, 1990. Güney İç British Columbia (Kanada) Bakır Madeni Atık Kaya Depolarının Yeniden Bitkilendirilmesi ve Atık Yönetimi.
- GODFREY, P L, KAYNOR, E R, PELCZARSKI, S & BENFORADO, J (Eds.) Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, Van Nostrand Reinhold Company, NY, pp.243-261.
- GOPAL, B., 1999. "Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Potentials and Problems. Water Science Tech."

- GREENBERG, ARNOLD, et al., 01-Jan-1999. "Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 20th Edition", American Water Works Association, ISBN: 0875532357, 1220 pages.
- GROUDEVA V.I., GROUDEV S.N., and DOYCHEVA A.S. (2001). Bioremediation of waters contaminated with crude oil and toxic heavy metals. International Journal of Mineral Processing, Vol. 62, pp.293-299.
- GUERRO VE ARK., 2001. Belediye Katı Atık Kompostlarının Yanmış Orman Toprağı Üzerindeki Etkileri.
- GUPTA M. and CHANDRA P., (1996). Bioaccumulation and physiological changes in *Hydrilla verticillata* royle in response to mercury. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56, 319-326.
- HAMMER, D. A. 1989. Constructed Wetlands for Treatment of Agricultural Waste and Urban Stormwater, p. 333-348. In S.K. Majumdar, R.P. Brooks, F.J. Brenner, and R.W. Tiner, Jr. (Eds.), Wetlands Ecology and Conservation: Emphasis in Pennsylvania. The Pennsylvania Academy of Science.
- HANTZSCHE, N.N. 1985. Wetland systems for wastewater treatment: Engineering applications. In Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Eds. Godfrey et al., Van Nostrand Reinhold, New York. pp. 7-25.
- HENRY, J. MAY-AUG. 2000., "An Overview of The Phytoremediation of Lead and Mercury". U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office. Report 51 p.
- HERSKOWITZ. J. 1986. "Listowel Artificial Marsh Project Report.Ontario Ministry of the Environment, Water resources Branch. Toronto
- HILTON, T. 1993. Technical information for fighting acid mine drainage. In: Proceedings, Fourteenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium. West Virginia University, Morgantown, WV.
- HOSSNER, L. R., LOEPPERT, R.H., NEWTON, R. J., SZANISZLO, P. J. And MOSES ATTREP, JR. (1998). "Literature Review: Phytoaccumulation of Chromium, Uranium, and Plutonium in Plant Systems" Amarillo National Resource Center for Plutonium. Report: 3, USA, 51 p.

- HYDE, H.C. R.S. ROSS AND F.C. DEMGEN. 1984. Technology Assessment of Wetlands for Municipal Wastewater Treatment. EPA 600/2-84-154. EPA Municipal Environmental Research Lab., Cincinnati, OH
- IMAI, A. 1993. Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process, *Water Res.* 27 (1993) (1), pp. 147–152.
- JACKSON J. LELAND and KALFF JACOB, (1993). Patterns in metal content of submerged aquatic macrophytes: the role of plant growth form. *Freshwater Biology*. Vol.29, pp 351-359.
- JACOBSON, LOUIS.; OERTLI, J. J. The Relation between Iron and Chlorophyll Contents in Chlorotic Sunflower Leaves. *Plant Physiol.* 1956 May;31(3):199–204.
- JAMES E. NELLESSEN AND JOHN S. FLETCHER, 1993. Assessment of published literature on the uptake, accumulation, and translocation of heavy metals by vascular plants, *Chemosphere, Volume 27, Issue 9, November 1993, Pages 1669-1680*
- JHEE, E. M., DANDRIDGE, K. L., CHRISTY, A. M., JR. VE POLLARD, J. (1999) “ Selective Herbivory on Low-Zinc Phenotypes of the Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae)” *Chemoecology*, 9, 93-95.
- K.SAPPER, 1927. Genel Jeoloji Cilt I (Yer Bilimlerine Giriş 2. Baskı 1982, İhsan KETİN) İTÜ Maden Fakültesi
- KADLEC, R. H. 1995. “Surface Flow Constructed Wetlands Water science and Technology.”
- KADLEC, R.H. AND R.L. KNIGHT. 1996. Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- KADLEC, R. H., 2001. “Thermal Environments of Subsurface Treatment Wetlands”, *Water Science and Technology*, Vol. 44, No. 11/12, pp. 251-258.
- KANBER, R., 2002. “Sulama” Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, Genel Yayın No:174. Adana
- KARACA, HAKTANIR, 2000. İzmit DUSA (Endüstriyel İplik Üretimi) ve SEKA (Kağıt ve Selüloz Üretimi).

- KARPUZCU, M., 1994. Çevre Kirlenmesi ve Kontrolü. Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 318 s.
- KARUL, C., SOYUPAK, S., TUNCER, A., MUKHALLATATI, L., AND ÇİLESİZ, A. F., 1995. "A Comprehensive Evaluation of Possible Eutrofication Control Methods for Keban Dam Reservoir with Special Emphasis on Pre-dam Construction."
- KEENAN, P.E. 1992. A New Form Of Triphora Trianthophora (Swartz) Rydberg, And Part 3 Of Observations On The Ecology Of Triphora Trianthophora (orchidaceae) In New Hampshire. Rhodora 94(877):38-42.
- KNIGHT R.L. (1997). Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. Wat.Sci.Tech. Vol.35/5 pp35-43.
- KOCADAĞISTANLI, 1997. Pasinler-Esendere Kum Ocakları Doğa Onarımı ve Rekreatiyonel Alan Kullanım Planlaması.
- KOKUSAI KOGYO CO., 1999. The Study on Regional Solid Waste Management for Adana-Mersin in the Republic of Turkey, İnception Report, Kokusai Kogyo Co. October Volume I-VI, Adana.
- KARNCHANAWONG, S.K. TAKASHI, I., ve SUPORN, K., 1995. Characteristics Of Leachate Produced From Simulation Of Landfill İn A Tropical Country, Water Science and Technology Volume 31, Issue 9 , 1995, Pages 119-127.
- KOOTTATEP, T., POLPRASERT, C., OANH, N.T.K., MONTANGERO, A., STRAUSS, M. (2001). Sludges from On-Site Sanitation – Low-Cost Treatment Alternatives. Paper presented at the IWA Conference on Water & Wastewater Management for Developing Countries, Kuala Lumpur, Malaysia, Oct. 29-31.
- KOOTTATEP, T., KIM OANH, N.T., POLPRASERT, C., HEINSS, U., MONTANGERO A. AND STRAUSS, M. (2001), Potential of Vertical-flow Constructed Wetlands for Septage Treatment in Tropical Regions, in Advances in Water and Wastewater Treatment Technology – Molecular technology, nutrient removal, sludge reduction, and environmental health, Ed. T. Matsuo, Elsevier Science, Amsterdam, pp. 315 - 323.

- KOVANCI, I., ÇOLAKOĞLU, H., HAKERLER, H., ve AGME, Y. 1978. Muğla Bölgesi Tarım Topraklarının Potasyum Kapsamları ve Bazı Toprak Özellikleri ile İlişkileri. *Turkish Journal of Plant Science (Turkey)*. 5 (1): 103-115.
- LAU, P.S., LEE, H.Y., TSANG, C.C.K., TAM, N.F.Y., AND WONG, Y.S., “Effect of metal, pH and temperature on Cu and Ni biosorption by *Chlorella vulgaris* and *Chlorella miniata*”. *Environmental Technology*, 20:953-961, 1999.
- LIN, P. and ZHENG, W. J 1996. Accumulation and distribution of Cu, Pb, Zn, Avicennia marina and Cd in mangrove community of Futian in Shenzhen. *Oceanol. Limnol. Sin.* 27: 386-393.
- LIEHR, S. K. CHAIPRAPAT, S., J. CHENG, J. J. CLASSEN and J. J. DUCOSTE. 2003. Modeling nitrogen transport in duckweed pond for secondary treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Engineering* 129(8):731-739.
- LIM, P.E., WONG, T.F., and LIM, D.V., (2001). Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*. Vol.26, pp.425-431.
- LUBKE VE ARK., 1996. Madencilik Sonrası Güney Afrika Zululand Sahillerinin Rehabilitasyonu.
- MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P., 2003. The Removal of Chemical Oxygen Demand from Primary-Treated Domestic Wastewater in Surface- Flow Reed Beds Using Different Substrates. *Water Environment Research*, 75(4), 336–341
- MANKOVSKA, 1983. The natural sulphur content in the leaves of forest trees, *Biologia* 38: 51-57,
- MARSCHNER, H. 1986. *Mineral nutrition of plants*. Academic Press, New York.
- MATAGI S. V., SWAI D., AND MUGABE R. 1998. “a Review Of Heavy Metal Removal Mechanism In Wetlands.”
- MAYS P.A., and EDWARDS G.S., (2001). Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecological Engineering*. Vol. 16, pp. 487-500.

- MENGEL ve MAKSOVAS 1981, Effect Of Water Management And Nitrogen Fertilization On The Ratoon Crop Of Rice. *Agron. J.* 73:1008-1010.
- MISHRA VE ARK., 2002. Hindistan Sultanpur’ da Tropik Bir Çevrede Bozulmuş Sodik Alanların İyileştirilmesi.
- MITSCH, W. J., AND JAMES G. GOSSELINK. 1993. “Wetlands”. New York
- MUNGUR, A.S., SHUTES, R.B.E., REVITT D.M., and HOUSE M.A., (1997). An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. *Water Science and Technology*, Vol 35, No: 5 pp125-133.
- MUSLU. Y., 1996. Atıksuların Arıtılması, Cilt II, İTÜ.
- OEMC, 2001. “Constructed Treatment Wetlands Inventory Promises Improvements.”
- OSBORNE, 2003. Tuzlu Su ile Kirletilmiş Toprakların İyileştirilmesi İçin Yeniden Bitkilendirilmesi.
- OW, D.W., 1996. Heavy Metal Tolerance Genes: Prospective Tools For Bioremediation. *Resources, Conservation Recycling* 18, 135-149
- ÖKSÜZ, E, 2000. Adana’da Sofulu Çöplüğünün Doğaya Kazandırılması Yöntemlerinin Belirlenmesi. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Adana, 121 s.
- ÖZDAMAR, K., (1999). Paket programlarda istatistiksel veri analizi, (I), Kaan Kitabevi, Eskişehir. 535sayfa
- ÖZGÜVEN, A, 2003 Eysel atıksu arıtma tesisi çıkış sularının ultraviole ile dezenfeksiyonu, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans tezi
- ÖZTÜRK, İ., ARIKAN.O. VE ERDİRENÇELEBİ, D. (1998). Landfill Leachte Management in Turkey. *Proceedings of 1st International Workshop on Environmental Quality and Environmental in the Middle East Region. MESAEP.*
- PERDOMO, L., ELSTER, C., 1999. Rooting and vegetative propagation in *Laguncularia racemosa*. *Aquatic Botany* 63(2): 83-93.
- PETERSON H. G., (1998). Use of constructed wetlands to process agricultural wastewater. *Canadian Journal of Plant Science*. Vol. 78, pp.199-210.

- PIVETZ, B. E. 2001. "Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at hazardous Waste Sites" United States Environmental Protection Agency EPA, 540/S-01/500, 36 p.
- REED, S. C. AND R. W. CRITES. 1984. "Handbook of Land Treatment Systems for Endustrial and Municipal Wastes." Park Ridge. NJ
- REED, D M & KUBIAK, T J 1985: "An ecological evaluation procedure for determining wetland suitability for wastewater treatment and discharges". In: Godfrey, P L, Kaynor, E R, Pelczarski, S & Benforado, J (Eds.) Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Watewaters, Van NostrandReinhold Company, NY, pp.392-404.
- REED, S.C. , MIDDLEBROOKS, E.J., and CRITES, R.W. (1987). Natural systems for waste management and treatment. McGraw-Hill Book Co., New York, N.Y., 1987.
- 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, 1999.
- SARIASLAN, H.(1997):Yatırım Projelerinin Hazırlanması ve Değerlendirilmesi, Ankara.
- SAYINALP, N., 1983. Çukurova Kentsel Gelişme Projesi (ÇKGP) ve Katı Atık Yönetimi, Adana.
- SCHERER G. and MORRE, D. J., 1978. Plant Physical, 63, 933
- SCHMEISKY VE PODLACHA, 2000. Tuzlu Çöp Yığınlarının Kuraklığa Dayanaklı Türler ve Halofit (Tuzcul) Bitkilerle Yeniden Bitkilendirilmesi.
- SCHNEIDER, I.A.H., RUBIO, J., and SMITH, R.W., (1999). Effect of some mining chemicals on biosorption of Cu(II) by the nonliving biomass of the freshwater macrophyte *Potamogeton lucens*. Miner. Eng. Vol 12, pp 255-260.

- SCHOLZ, M., and XU, J., (2002). Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresource Technology*. Vol. 83, pp 71-79.
- 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.
- SHUTES, R.B.E., (2001). Artificial wetlands and water quality improvement, *Environment International*, Vol 26/ 5-6, pp 441-447.
- SU KİRLİLİĞİ KONTROLÜ YÖNETMELİĞİ, (1991). Teknik Usuller Tebliği.
- SLOEY, W.E., F.L.SPANGLER, AND C.W.FETTER, JR.1978. “Freshwater Wetlands for Nutrient Assimilation.” New York
- SÖĞÜT, Z.,1998. Su Bitkileri ve Peyzaj Mimarlığında Kullanımı. Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi.
- SRIVASTAV, R.K., GUPTA, S.K., NIGAM, K.D.P., and VASUDEVAN, P., (1994). Treatment of chromium and nickel in wastewater by using aquatic plants, *Water Research*, Volume 28/7,pp1631-1638
- SUTHERSON, S. S. (1999). “Phytoremediation” “Remediation engineering: design concepts” kitabı. Sutherson, S. S. (editör). CRC Press LLC. Boca Raton.
- ŞAVKIN, H. 1999. Katı Atık Deponi Alanlarında Reklamasyon Çalışmaları Adana-Sofulu Örneği. Çukurova Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Yüksek Lisans Tezi, Adana. 244 s.
- TATAR, , 2003: Evsel Atıksu Arıtma Çamurlarından Kimyasal Metotlarla Ağır Metal Giderimi, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi.
- TAYLOR, G. J. AND CROWDER, A. A. 1983. “Uptake and Accumulation of Heavy Metals By *Typha latifolia* in Wetlands of The Sudbury, Ontario Region

- T. C. WANG, J. C. WEISSMAN, G. RAMESH, R. VARADARAJAN and BENEMAN, J.R., (1996). Parameters for removal toxic heavy metals by water millfoil (*Myriophyllum spicatum*). Bull. Environmental Contam. Toxicology. Vol 57 pp 779-786.
- TCHOBANOGLIOUS, G.,PEAVY, H.S., AND D.R. ROWE. 1985. *Environmental engineering*. McGraw-Hill Publishing Company, New York, NY.
- TCHABANGOLOUS, G., R.G. QUALLS, ET. AL. 1993. UV disinfection guidelines for water reclamation in California and UV disinfection research needs identification. National Water Research Institute. Fountain Valley. CA. 28p
- THORPE, 1989. Potasyum Madenlerinin Neden Olduğu Tuzlu Alanların İyileştirilmesi.
- TÜRKMENOĞLU, M., 2002. Adana Sofulu Bölgesi Düzensiz Çöp Depolama Alanında Oluşan Çöp Sızıntı Sularının Yer altı ve Yüzey Sularına Kirlilik Etkisi. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı.
- VAITHIYANATHAN, P. and D. L. CORRELL. 1992. The Rhode river watershed: Phosphorus distribution and export in forest and agricultural soils. *Journal of Environmental Quality* 21:280-288.
- VYMAZAL, J., BRİX, H., COOPER, P.F., GREEN, M.B. AND HABERL, R. (EDS.) (1998). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden.
- VYMAZAL, J., DUŠEK, J. AND KVĚT, J. 1999. Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study. In: Vymazal,J. (ed.), Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. pp. 85-100. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- WANG XİBAO AND ZHANG WENYUE, *China Weld.* 5 (1996) (2), p. 140.
- WARREN, J. W. 1983. Synthesis of fish management program. In: A Guide to Integrated Fish Health Management in the Great Lakes Basin. Meyer, F. P., J. W. Warren and T. G. Carey, (Eds.). Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, Mich. Spec. Pub. 83-2: 151-158.

- WETZEL. R. G., 1993, Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, CRC Press, Boca Raton, FL.
- WU. J. Y., CHEN, Y. Y., CHU, X. L. and LUO, Z.-Y. 1988. A New Blind Cyprinid Fish From Yunnan, China With A Reference To The Evolution Of Its Characters. Acta Zool. Sin. 64-70
- YAN N. D. ; MILLER G. E. ; WILE I. ; HITCHIN G. B. ; Richness Of Aquatic Macrophyte Floras Of Soft Water Lakes Of Differing Ph And Trace Metal Content İn Ontario, Canada, 1985, vol. 23, n°1, pp. 27-40 (2 p.)
- YILMAZ VE ARK., 2001. Mersin Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Depolama Alanı Sızıntı Sularının Kimyasal Ve Ağır Metal İçerikleri Bakımından Araştırılması. IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Bildiri Kitabı.
- YÜCEL, İ. H., TEMMUZ 1997. Bilim-Teknoloji Politikaları ve 21. Yüzyılın Toplumu, Devlet Planlama Teşkilatı. Sosyal Sektörler ve Koordinasyon Genel Müdürlüğü. Araştırma Dairesi Başkanlığı, Ankara, ii, 123 s. tab. ISBN 975-19-1806-5
- ZAİMOĞLU, Z., SÖĞÜT, Z., ERDOĞAN KÜÇÜK, R., DOĞAN, S. 2002. Toprak ve Su Kirliliğinde Bitkisel Islah-Phytoremediation Yöntemlerinin Adana İli Örneğinde Uygulanabilirliği, 1. Ulusal Çevre Sorunları Sempozyumu, 828-837. Erzurum.

ÖZGEÇMİŞ

1981 yılında Ankara’da doğdum. Lise öğrenimimi Karabük Demir Çelik Lisesi Yabancı Dil Ağırlıklı Bölümü’nde tamamladım. 2000 yılında Çukurova Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde lisans öğrenimime ve 2004 yılında da Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında yüksek lisans öğrenimime başladım. 2005 yılından beri DSİ Genel Müdürlüğü Etüd ve Plan Dairesi Başkanlığı Çevre Şube Müdürlüğü’nde çalışmaktayım.