

**T.C.
MARMARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

***CELTIS AUSTRALIS* L. (*ULMACEAE*)' İN AĞIR METAL
KİRLİLİĞİ İÇİN, BİYOMONİTÖR OLARAK
KULLANILMASI**

Azim ÖZTÜRK, Msc.

**DOKTORA TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI
BİYOLOJİ PROGRAMI**

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Celal YARCI**

İSTANBUL 2008

T.C.
MARMARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

***CELTIS AUSTRALIS* L. (ULMACEAE)' İN AĞIR METAL
KİRLİLİĞİ İÇİN, BİYOMONİTÖR OLARAK
KULLANILMASI**

Azim ÖZTÜRK, Msc.
(141200620020066)

DOKTORA TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI
BİYOLOJİ PROGRAMI

DANIŞMAN
Prof. Dr. Celal YARCI

İSTANBUL 2008

ÖNSÖZ

Başta bu çalışmada maddi, manevi yardımlarını esirgemeyen, hayata dair de çok şey öğrendiğim, çok değerli danışman hocam, **Prof.Dr. Celal YARCI**'ya, Çalışma sürecinde bana sürekli destek veren **Prof.Dr.Memduh SERİN** ve **Prof.Dr. Fazıl ÖZEN** hocalarıma, İstatistiksel çalışmalarda bana yardımcı olan **Prof.Dr.Adnan MAZMANOĞLU** ve **Dr. Birsen Eygi ERDOĞAN** hocalarıma, Kara Kuvvetleri Komutanlığı 1.Ordu A Tipi Gıda Kontrol Müfreze Komutanlığına ve Gıda Kontrol Uzmanı **Yarbay Ahmet USCA**'ya, Başta Fen Bilimleri Enstitüsü Sekreteri **Nebahat ARSLAN AVCI** olmak üzere öğrenci işleri bölümündeki tüm memur arkadaşlara, M.Ü. Biyoloji Bölümü'nden **Dr.Sait Hamdi YENER**, **Dr.İlker ÖZYİĞİT** ve **Ülkühan YAŞAR**'a, Doktora öğrencisi arkadaşlarım **Hakan BAHADIR** ve **Volkan ALTAY**'a Çalışmalarına destek veren Okul müdürüm **İbrahim YAŞAR** ve müdür yardımcım **Selahattin TÜRKER**'e, Tüm çalışma boyunca destek veren kardeşlerim **Ahmet ÖZTÜRK**, **Gürkan** ve **Betül YETİM**'e, Çalışmanın her aşamasında destek veren annem **Ümmühan ÖZTÜRK**'e, Her türlü sıkıntıda yanımda olan eşim **Emel Öztürk**'e, Bana çalışma şevki veren biricik oğlum **Emre Öztürk** ve yiğenim **M.Yağız Öztürk**'e, Ve beni sürekli eğitime teşvik eden ancak bu çalışmanın sonucunu göremeyen **canım babama** Teşekkür ederim.

Nisan, 2008

Azim ÖZTÜRK

İÇİNDEKİLER

	SAYFA
ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER.....	ii
ÖZET.....	v
ABSTRACT.....	vii
YENİLİK BEYANI	viii
SEMBOLLER.....	ix
KISALTMALAR.....	x
ŞEKİLLER.....	xi
TABLO LİSTESİ.....	xiv
BÖLÜM I. GİRİŞ VE AMAÇ.....	1
I.1. GİRİŞ.....	4
I.2. AMAÇ.....	5
BÖLÜM II. GENEL BİLGİLER.....	5
II.1. AĞIR METALLER.....	9
II.1.1. Kurşun ve İnsanlara Etkileri.....	12
II.1.2. Kadmiyum ve İnsanlara Etkileri.....	14
II.1.3. Bakır ve İnsanlara Etkileri.....	16
II.1.4. Çinko ve İnsanlara Etkileri.....	17

II.2. BİTKİLERİN AĞIR METAL POLLUSYONUNDA BİYOMONİTÖR OLARAK KULLANILMASI.....	18	Kullanılması.
II.3. BİTKİLERDE AĞIR METALLERİN ÖNEMİ VE TOKSİK ETKİLERİ	23	
II.3.1. Bitkilerde Kurşunun Önemi ve Toksik Etkileri.....	23	
II.3.2. Bitkilerde Kadmiyumun Önemi ve Toksik Etkileri.....	24	
II.3.3. Bitkilerde Bakırın Önemi ve Toksik Etkileri.....	25	
II.3.4. Bitkilerde Çinkonun Önemi ve Toksik Etkileri.....	27	
II.4. CELTIS AUSTRALIS L.(ULMACEAE).....	27	
II.4.1. Ulmaceae Familyasının Genel Özellikleri.....	28	
II.4.2. Celtis australis L. (Adi Çitlenbik)' in Genel Özellikleri	28	
II.4.3. Celtis australis L.' in Biyomonitör Bitki Olarak Seçilmesinin Nedenleri.....	32	
II.5. KONU İLE İLGİLİ ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	32	
II.6. ARAŞTIRMA BÖLGESİNİN TANITIMI.....	41	
BÖLÜM III. ÇALIŞMALAR.....	43	
III.1. ARAŞTIRMA YÖNTEMİ	43	
III.2. ARAŞTIRMA MATERYALLERİ.....	43	
III.3. ARAZİ ÇALIŞMALARI.....	44	
III.4. BİTKİ ÖRNEKLERİNİN TOPLANDIĞI LOKALİTELER....	45	
III.5. ÇALIŞMA YÖNTEMİ.....	47	
III.5.1. Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi (AAS).....	47	
III.5.2. Laboratuvar Çalışmaları.....	50	
III.6. İSTATİSTİKSEL ANALİZLER.....	56	
BÖLÜM IV. SONUÇLAR VE TARTIŞMA.....	57	
IV.1. SONUÇLAR	57	
IV.1.1. Kurşun Değerleri.....	58	
IV.1.2. Kadmiyum Değerleri	63	
IV.1.3. Bakır Değerleri	68	
IV.1.4. Çinko Değerleri	73	

IV. 2. TARTIŞMA	78
IV.2.1. Kurşun	81
IV.2.2. Kadmiyum	90
IV.2.3. Bakır	98
IV.2.4. Çinko	104
BÖLÜM V. SON DEĞERLENDİRMELER ve ÖNERİLER..	112
V.1. SON DEĞERLENDİRMELER.....	112
V.2. ÖNERİLER	115
KAYNAKLAR.....	117
ÖZGEÇMİŞ	

ÖZET

***CELTIS AUSTRALIS* L. (ULMACEAE)' İN AĞIR METAL KİRLİLİĞİ İÇİN, BİOMONİTÖR OLARAK KULLANILMASI**

Bu çalışmada, 2004–2007 yılları arasında İstanbul'da 40 lokaliteden *Celtis australis* yaprak, dal, kabuk örnekleri ile yetiştikleri topraklardan örnekler alınarak, bu bitkinin ağır metal kirliliğinde biyomonitör olarak kullanılabilirliğinin araştırılması, kirlilik kaynaklarının çeşitleri ve uzaklıklarının öneminin tespiti, ağır metallerin hava ve toprak yolu ile kontamine olma oranlarını belirlenmesi, İstanbul'da bu ağır metallerin oluşturduğu kirlilik boyutunun ve dağılımının tespiti amaçlanmıştır.

Ön işlemlerinden geçirilerek örneklerdeki metal içerikleri Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi ile ölçülmüştür.

En yüksek kurşun, kadmiyum, bakır ve çinko ortalama değerleri yol kenarından alınan yıkanmamış yaprak örneklerinde sırasıyla $14,90 \pm 2,96$ ppm, $0,65 \pm 0,13$ ppm, $19,94 \pm 1,17$ ppm ve $42,53 \pm 3,08$ ppm olarak tespit edilmiştir. En düşük kirlilik değerleri, kurşun ve çinkoda kontrol bölgelerinden alınan dal örneklerinde $1,19 \pm 0,12$ ppm ve $14,34 \pm 0,71$ ppm olarak belirlenmiştir. Kadmiyum ve bakır için ise, en düşük kirlenme yıkanmış yapraklarda $0,30 \pm 0,06$ ppm ve $5,99 \pm 0,21$ ppm'dir.

Bazı bakır değerleri dışında, diğer araştırmacıların çalışmalarıyla kıyaslandığında, ağır metal konsantrasyonunun üst limiti aşmadığı görülmüştür.

İstatistiksel analizler, kurşun ve kadmiyumun daha çok hava yolu ile, bakır ve çinkonun ise kök yolu ile bulaştığını göstermektedir.

Bu dört ağır metalin birikiminin azdan çoğa doğru; kontrol bölgeleri, kenar semtler, şehir içi ve yol kenarı şeklindedir. Özellikle trafik yoğunluğu ve yola yakınlık ile doğru orantılı bir birikim gözlenmiştir.

Bulgularımız, *C. australis*' in başta bakır olmak üzere kullanışlı bir biyomonitör olduğunu göstermektedir.

Ayrıca kabukların özellikle uzun dönemli ağır metal kirliliği ölçümünde kullanılabileceği anlaşılmıştır.

Son olarak, problemin çözümü ile ilgili öneriler sunulmuştur.

ABSTRACT

USING *CELTIS AUSTRALIS* L. (*ULMACEAE*) AS A BIOMONITOR FOR HEAVY METAL POLLUTION

In this study between years 2004-2007, the leaf, branch and bark samples of *Celtis australis* and the soil it grows in has been collected from 40 localities to investigate the usability of this plant as heavy metal pollution monitors, to determine the importance of the type of pollution sources and the distance of the plant to the pollution sources, to assess the ratio of airborne and soil borne contamination of heavy metal, to determine the amount and distribution of pollution generated by these metals in İstanbul.

After going through preliminary procedure, metal contents of samples have been measured with the Atomic Absorption Spectrophotometer.

The average values of lead, cadmium, copper and zinc pollution were determined in the unwashed leaves taken from the roadside. These values were $14,90 \pm 2,96$ ppm, $0,65 \pm 0,13$ ppm, $19,94 \pm 1,17$ ppm and $42,53 \pm 3,08$ ppm respectively. The lowest lead and zinc pollution values were observed as 1.19 ± 0.12 ppm and $14,34 \pm 0,71$ ppm in branch samples. For cadmium and copper the least values of washed samples are $0,30 \pm 0,06$ ppm and $5,99 \pm 0,21$ ppm.

After comparison with other studies, it was seen that the concentration of heavy metals did not exceed the upper limit, except for some copper values.

The statistical analysis showed that lead and cadmium contamination was via air, whilst copper and zinc contamination was via root.

The accumulations of these four metals in increasing order were control regions, suburban, urban and roadsides. Direct correlation between accumulation, density of traffic and closeness to the road was observed.

Our results showed that *C.australis* is a useful biomonitor especially for copper. Also the barks of this plant can be used for long-term measurements of heavy metal depositions.

Finally, suggestions were presented for the solution of the problems discussed.

YENİLİK BEYANI

***CELTIS AUSTRALIS* L. (ULMACEAE)' İN AĞIR METAL KİRLİLİĞİ İÇİN, BİOMONİTÖR OLARAK KULLANILMASI**

Celtis australis bitkisinin değişik organlarının Pb, Cd, Cu ve Zn akümüasyonu için biyomonitör olarak kullanılabileceği, yıkanmış - yıkanmamış yaprak ve yaprak - toprak örnekleri istatistikleri yapılarak ağır metallerin bitkilere bulaşma yolları ilk defa bu çalışma ile tespit edilmiştir. Ayrıca *Celtis australis*'in ağır metal alma ve tutma kapasitelerinin yüksek olması nedeniyle fitoremediasyon amaçlı olarak da uygun olduğu ilk defa bu çalışma ile ortaya konmuştur.

SEMBOLLER

Cd	: Kadmiyum
Co	: Kobalt
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
(°C)	: Santigrat Derece
D	: Dal
dl	: Desilitre
d.w.	: Kuru Ağırlık
Fe	: Demir
h	: Planck sabiti ($6,6256 \cdot 10^{10}$ erg.s)
Hg	: Civa
HCl	: Hidroklorik Asit
HCIO₄	: Perklorik asit
HNO₃	: Nitrik Asit
H₂O₂	: Hidrojenperoksit
K	: Kabuk
Mo	: Molibden
Mn	: Manganez
MT	: Metalothioneinler
Ni	: Nikel
NY	: Yıkanmamış Yaprak
Pb	: Kurşun
PbBrCl	: Kurşun bromo klorit
Ppb	: 1/1.000.000.000 kg
PCs	: Fitoşelatinler
Ppm	: 1/1.000.000 kg
Se	: Selenyum
YY	: Yıkanmış Yaprak
Zn	: Çinko
μ	: Mikron (milyonda bir)
λ	: Işığın Dalga Boyu

KISALTMALAR

AAS	: Atomic Absorbtion Spectrofotometer (Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi)
ANOVA	: Analysis of Variance (Varyans Analizi)
CDC	: Centers for Disease Control and Prevention (Hastalıkları Kontrol ve Önleme Merkezi)
DİE	: Devlet İstatistik Enstitüsü
EPA	: Environmental Protection Agency (Çevre Koruma Ajansı)
EDTA	: Ethylene Diamine Tetraacetic Acid (Etilen Daimin Tetraasetik Asit)
FAAS	: Flame Atomic Absorbtion Spectrofotometer (Alevli Atomik Absorpsiyon Spektrometresi)
FAO	: Food and Agricultural Organization (Dünya Gıda ve Tarım Örgütü)
IARC	: International Agency for Research on Cancer (Uluslararası Kanser Araştırma Merkezi)
ICP-AES	: Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (İndüktif Eşleşmiş Plazma Atomik Emisyon Spektrometrisi)
IQ	: Intelligence Quantity
N	: North (Kuzey)
PVC	: Poly Vinil Chloride (Poli Vinil Klorür)
S	: South (Güney)
UNCED	: United Nations Conference on Environment and Development (Birleşmiş Milletler Çevre ve Kalkınma Konferansı)
UV	: Ultraviolet (Mor Ötesi)
WHO	: World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

ŞEKİLLER

SAYFA

NO

Şekil II.1. Kurşun Tetrametil ve Kurşun Tetraetil Bileşiklerinin Açık Formülü.....	10
Şekil II.2. Hava Kirleticilerinin Kana Bulaşma Yolları.....	11
Şekil II.3. <i>Celtis australis</i>	29
Şekil II.4. <i>Celtis australis</i>	30
Şekil II.5. <i>Celtis australis</i>	31
Şekil II.6. <i>Celtis australis</i> Kabuğu.....	31
Şekil III.1. Toplanan Örneklerin Lokalite ve Sayıları.....	39
Şekil III.2. Atomik Absorbsiyon Spektrofotometre Cihazı.....	48
Şekil III.3. Numunelerin Hassas Terazide Tartılması	51
Şekil III.4. Örneklerin Mikrodalga Fırını Numune Kabına Konulması.....	51
Şekil III.5. Mikrodalga Fırını Numune Kabının Mikrodalga Fırınına Yerleştirilmesi İşlemleri (a,b,c,d ve e) ve Kullanılan Mikrodalga Fırını (f).....	52
Şekil III.6. Örneklerin AAS’ da Okunacak Hale Getirilmesi.....	53
Şekil III.7. Grafit Numune Kabının Hazırlanması ve AAS Cihazına Yerleştirilmesi.....	53
Şekil III.8. FAAS’ da Bakır Elementinin Lambasının Cihaza Yerleştirilmesi	54
Şekil III.9. Numune Çekme Aparatının Balon Jojelerden Numune Çekmesi..	55
Şekil IV.1. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yetişen <i>Celtis australis</i> ’in Çeşitli Organ ve Yetiştigi Topraklardaki Kurşun Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi.....	60

Şekil IV.2. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmamış Yaprak, Dal Kabuk ve Toprak Kurşun Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	60
Şekil IV.3. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış Yaprak ve Toprak Kurşun Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	61
Şekil IV.4. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış ve Yıkanmamış Yaprak raklarda Kurşun Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi	62
Şekil IV.5. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>Celtis australis</i> 'in Çeşitli Organ ve Yetiştği Topraklardaki Kadmiyum Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi.....	65
Şekil IV.6. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmamış Yaprak, Dal, Kabuk ve Toprak Kadmiyum Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	65
Şekil IV. 7. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış Yaprak ve Toprak Kadmiyum Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	66
Şekil IV.8. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış ve Yıkanmamış Yaprak larda Kadmiyum Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi.....	66
Şekil IV.9 . Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>Celtis australis</i> 'in Çeşitli Organ ve Yetiştği Topraklardaki Bakır Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi.....	70
Şekil IV.10. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmamış Yaprak, Dal, Kabuk ve Toprak Bakır Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	70
Şekil IV.11. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış Yaprak ve Toprak Bakır Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	71
Şekil IV.12. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış ve Yıkanmamış Yapraklarda Bakır Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi.....	71
Şekil IV.13. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>Celtis australis</i> 'in Çeşitli Organ ve Yetiştği Topraklardaki Çinko Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi.....	75
Şekil IV.14. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmamış Yaprak, Dal, Kabuk ve Toprak Çinko Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon.....	75

Şekil IV.15. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış Yaprak ve Toprak Çinko Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon	76
Şekil IV.16. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış ve Yıkanmamış Yap- raklarda Çinko Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gö- sterilmesi.....	76

TABLO LİSTESİ

	<u>SAYFA NO</u>
Tablo II.1. Periyodik Tablo’da Pb, Cd, Cu ve Zn’ nun Gösterilmesi.....	6
Tablo II.2. Çeşitli Endüstri Kollarının Çevreye Yaydığı Ağır Metaller.....	7
Tablo II.3. İnsan Tarafından Alınan Metaller.....	8
Tablo II.4. Toprak ve Bitkilerde Ağır Metallerin Sınır Değer İçerikleri....	19
Tablo II.5. <i>Celtis australis</i> ’ in Sınıflandırılması.....	29
Tablo III.1 <i>Celtis australis</i> Bitkisinin ve Yetiştği Toprakların Toplandığı Lokaliteler ve Özellikleri.....	45
Tablo III.2. AAS İle Tayin Edilen Elementlerin Absorpsiyon Yaptıkları Dalga Boyları	49
Tablo IV.1. <i>Celtis australis</i> ’ in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Pb Miktarları.....	58
Tablo IV.2. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>C. australis</i> ’in Çeşitli Organ- larında ve Yetiştği Topraklardaki Ortalama Kurşun Konsan- trasyonları ve Standart Sapma Değerleri	59
Tablo IV.3. Yıkama Prosedürü ile <i>Celtis australis</i> Yapraklarından Uzak- laşan Kurşun Oranları (%)......	62
Tablo IV.4. <i>Celtis australis</i> ’ in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Kadmiyum Miktarları.....	63
Tablo IV.5. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>C. australis</i> ’in Çeşitli Organlarında ve Yetiştği Topraklardaki Ortalama Kadmiyum Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri	64
Tablo IV.6. Yıkama Prosedürü ile <i>C. australis</i> Yapraklarından Uzak-laşan Kadmiyum Yüzdesi.....	67
Tablo IV.7. <i>Celtis australis</i> ’ in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Bakır Miktarları.....	68

Tablo IV.8. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>C. australis</i> 'in Çeşitli Organlarında ve Yetiştği Topraklardaki Ortalama Bakır Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri	69
Tablo IV.9. Yıkama Prosedürü ile <i>Celtis australis</i> Yapraklarından Uzaklaşan Bakır Yüzdesi.....	72
Tablo IV.10. <i>Celtis australis</i> ' in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Çinko Miktarları.....	73
Tablo IV.11. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında <i>C. australis</i> 'in Çeşitli Organlarında ve Yetiştği Topraklardaki Ortalama Çinko Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri	74
Tablo IV.12. Yıkama Prosedürü ile <i>Celtis australis</i> Yapraklarından Uzaklaşan Çinko Yüzdesi.....	77
Tablo IV.13. Bu çalışmada Elde Edilen Değerlerle, Literatürde (Ross, 1994) Ağır Metallerin Toprakta Toksik, Bitkilerde Kontamine Olma Konsantrasyon Aralıkları.....	78
Tablo IV.14. Yıkama Prosedürü ile <i>Celtis australis</i> Yapraklarından Uzaklaşan Pb, Cd, Cu ve Zn Oranları ve F-testi ilişkisi (%).	79
Tablo IV.15. <i>Celtis Australis</i> Yıkanmış Yaprak ve Toprak Ağır Metal Konsantrasyonları ile Yıkanmış ve Yıkanmamış Yaprak Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon Katsayıları (r) ve t-Testi Sonuçları.....	80
Tablo IV.16. Çeşitli Otörlere Göre Pb'un Toprakta Toksik Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler	81
Tablo IV.17. Çeşitli Otörlere Göre Pb'un Bitki Bünyesinde Kontaminasyon Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler	82
Tablo IV.18. İstanbul'da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kurşun Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	83
Tablo IV.19. Ülkemizde Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kurşun Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	84
Tablo IV.20. Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kurşun Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması..	85
Tablo IV.21. Çeşitli Otörlere Göre Cd'un Toprakta Toksik Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler	90

Tablo IV.22. Çeşitli Otörlere Göre Cd'un Bitki Bünyesinde Kontaminasyon Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler	91
Tablo IV.23. İstanbul'da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kadmiyum Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.	92
Tablo IV.24. Ülkemizde Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kadmiyum Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması	93
Tablo IV.25. Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kadmiyum Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.	94
Tablo IV.26. Çeşitli Otörlere Göre Bakırın Toprakta Toksik Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler	98
Tablo IV.27. Çeşitli Otörlere Göre Bakırın Bitki Bünyesinde Kontaminasyon Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler..	98
Tablo IV.28. İstanbul'da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Bakır Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	99
Tablo IV.29. Ülkemizde Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Bakır Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	100
Tablo IV.30. Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Bakır Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	101
Tablo IV.31. Çeşitli Otörlere Göre Çinkonun Toprakta Toksik Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler	104
Tablo IV.32. Çeşitli Otörlere Göre Çinkonun Bitki Bünyesinde Kontaminasyon Sınırları ile, Tarafımızdan Tesbit Edilmiş Olan Değerler ..	105
Tablo IV.33. İstanbul'da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Çinko Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	106
Tablo IV.34. Ülkemizde Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Çinko Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	107
Tablo IV.35. Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Çinko Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması.....	108

BÖLÜM I

GİRİŞ VE AMAÇ

1.1 GİRİŞ

20. yüzyılın başlarından itibaren biyosferdeki ağır metal kirliliği belirgin şekilde artmıştır (Nriagu, 1979). Bu metallerin atmosferde uzun dönemde belirgin bir şekilde artması, çevre ve insan sağlığında önemli tehlikelere neden olmuştur (Little ve Martin, 1972; Walkenhorst ve ark., 1993; Djingova ve Kuleff, 1993).

Özellikle son zamanlarda, ekolojinin ne kadar önem kazandığı, herkes tarafından bilinen ve kabul edilen bir gerçektir. Ekoloji, artık bütün dünyada en popüler bilim dallarından biri haline gelmiş ve bu konudaki araştırmalar gittikçe ivme kazanmıştır (Yarcı, 2005).

Ekolojinin çeşitli alt dallarından birisi de pollusyon (kirlenme) ekolojisidir. Endüstrileşmenin kaçınılmaz sonuçlarından olan pollusyon, endüstrileşmenin artmasına ve gelişmesine paralel bir seyir izleyerek, bütün dünyada en büyük problemlerden birisi haline gelmiştir. Hiç kimsenin ilgisiz ve kayıtsız kalamayacağı bu problemi hemen hemen bir asır önce fark eden batı ülkeleri, bu kirliliğe karşı tedbirler almışlar ve almaya devam etmektedirler. Zira, gerekli bu tedbirler alınmadığı takdirde, çok uzak olmayan bir gelecekte, biyolojik dengenin bozulacağı, yerkürenin yaşanmaz hale geleceği muhakkaktır (Yarcı, 2005).

“Mikro” veya “iz” element olarak da anılan bazı metaller biyolojik sistemlerde çok az da olsa gereklidir. Ağır metaller özkütleleri 5 g/cm^3 , ten daha yoğun olan metaller olarak kabul edilmektedir. Ancak özellikle konumuz olan ağır metallerin canlılarda birikmesi ile başta insanlar olmak üzere canlılarda çeşitli sağlık problemleri meydana gelmektedir (Hodges, 1977; Biggins ve ark., 1980; Adriano ve ark., 2005).

Sanayileşmenin artışına paralel olarak, bazı elementlere olan ihtiyacın giderek artış göstermesi, bu elementlerin yeraltından daha geniş çapta çıkarılması ve üretimini zorunlu hale getirmiştir. Bu durum da, bu elementlerin doğaya karışma olasılığını doğurmuştur. Ortaya çıkan endüstriyel atıklar, ev ve işyeri yakıt atıkları, trafikteki araç sayısının artışı ile ortaya çıkan yakıt atıkları, hava kirliliğine yol açmaktadır. Yine zirai faaliyetler de bu olumsuz durumu artırmaktadır (Yarcı, 2005).

Biyosferin belirli karakteristiklerini ve informasyonlarını elde etmek için kullanılan canlılara “bioindikatör” ya da “biyomonitör” canlılar denir (Markert ve ark., 1993). Her iki terim arasında küçük bir anlam farkı vardır; “bioindikatör”, çevresel değişimlerin kalitesi veya çevresel enformasyon sağlayan tüm organizmaları ifade ederken, “biyomonitör” ise, çevrenin kalitesinde nicel informasyonlar sağlayan organizmalar ifade edilir. Biyomonitör örneklerin ölçümlerden önce uygun yıkanması, yüzeylerinde biriken kirleticilerden arındırılmasına dikkat etmelidir (Markert ve ark., 1993).

Bitkileri biyomonitör olarak kullanmak, büyük bir ekipman gerektirmeyen, ekonomik ve örneklemenin kolay olduğu bir metottur. Biyomonitörler bulundukları çevreden daha fazla yoğunluklarının olması nedeniyle, hava kirleticilerinin düzeylerini ve biyolojik reseptörlere etkilerini tahmin eden etkili metotlardır. Bitkiler kullanılarak hava kirleticilerinin zenginliği, bitki tahribatları ve ürün kayıplarının uzun süreli değerlendirilmeleri sağlanmış olur. Bitkilerin kirleticileri almaları sadece bitki yaşamını değil, besin zincirini ve beslenmeyi de etkiler. Bu da insanların etkilenmesine neden olur.

Bitkilerde Pb ve Cd’un eser miktarda bile bulunmaları bir kirlenme işaretidir. Yine Zn ve Cu’nda belli limitlerden fazla olması da oldukça önemlidir (Foy ve ark., 1978). Çeşitli yollarla bitki bünyesine dahil olan bu elementler, en basit ifade ile, bitkilerin metabolizmalarını bozmaktadırlar. Yine bu metaller, doğrudan veya ekolojik ilişkiler yoluyla insan sağlığına da oldukça olumsuz etkilerde bulunmaktadır.

1900’lerden beri biyosferde ağır metal kontaminasyonu belirgin bir şekilde artmıştır. Ağır metaller, uzun bir zaman sürecinde az oranlarda çevrede birikmesi ile çevre ve insan sağlığını tehdit edecek boyutlara ulaşmıştır (Nriagu, 1979).

Günümüzde özellikle az gelişmiş veya gelişmekte olan ülkelerde, endüstriden doğan kirlenme önemli bir yer tutmaktadır. Bunun nedenleri; söz konusu ülkelerde

ileri teknolojilerin kullanılmaması, kirliliği önleyici çözümlerin pahalı oluşu nedeniyle uygulamaya geçirilememesidir. Günümüzde ortaya çıkan tablo, gelişmiş ülkelerin bu tür kirlilik oluşturan endüstrileri, kendi ülkeleri yerine gelişmekte olan ülkelere kurarak kendilerini korudukları ve bu arada gelişmekte olan ülkelere endüstri kaynaklı hava kirliliğinin, giderek artan bir problem olduğudur. Türkiye de bu sorunu yaşayan ülkelere tipik bir örnektir. Hava kirliliği gelişmekte olan ülkelere çok ciddi bir çevre sorunu olarak varlığını sürdürmektedir (Yarcı, 2005). Endüstriyel gelişme ile birlikte, dünya çapında şehirlerin büyümesi, araç kullanımının artması, hızlı endüstrileşme ve buna karşılık planlama ve çevresel düzenlemelerdeki eksiklikler sonucu, gittikçe artan hava kirliliği pek çok ülkede sağlık ve çevre sorunlarına yol açmıştır. 50 ülkedeki kriter hava kirleticilerin tayini sonucu elde edilen veriler, pek çok şehirde Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) rehber değerlerini aşan konsantrasyonlara maruz kalındığını göstermektedir (Yeşilyurt ve Akcan, 2001).

Doğal kaynaklardan ileri gelen hava kirleticileri, dispersiyon ve atmosferde oluşan birtakım doğal temizleme işlemleriyle (yağış, oksidasyon, okyanus ve toprak tarafından absorpsiyon) yok edilirler. Oysa, antropojenik kirlilik, dar bölgelerde (kentler, sanayi bölgeleri vb.) yığılması ve sözü edilen doğal temizleme etkenlerinin bu alanda yetersiz kalması nedeniyle problem oluşturur. Çevresel kirleticiler, insan sağlığı, bitkiler ve diğer eşyalar için tehlike oluştururlar (Elik ve Akçay, 2000) .

1992 yılında gerçekleştirilen Birleşmiş Milletler Kalkınma Konferansı (UNCED)'nda, şehirlerdeki çevresel bozunmaya dikkat çekilerek, acil tedbirlerin alınması gerektiği ifade edilmiş ve kentsel hava kirliliğinin önemine işaret edilerek; 21. yüzyıl için sürdürülebilir bir eylem planının oluşturulması, kirletici konsantrasyonları, kaynakları, ve etkilerine yönelik güvenilir ve kabul edilebilir verilerin üretilmesi konusunda çaba gösterilmesi gereği vurgulanmıştır.

Çalışmamızda ağır metal tahlilinde biyomönitör bitki olarak *Celtis australis* (Çitlenbik) bitkisi seçilmiştir. Bu bitkinin biyomönitör olarak seçilmesinin nedenleri; hem kent hem kırsal alanlarda geniş yayılış göstermeleri, geniş bir coğrafik yayılışa ve ekolojik dağılıma sahip olmaları, örneklenmelerinin, teşhislerinin kolay ve ucuz olmasıdır (Wittig, 1993).

1.2. AMAÇ

Bu çalışma ile, ağır metal kirliliğine maruz kalmış (ve kontrol grubu olarak da maruz kalmamış) çeşitli lokalitelerden toplanmış olan bitki ve onun yetiştiği toprak örneklerinden yararlanılarak;

- 1- *Celtis australis* bitkisinin çeşitli organlarının ağır metal kirliliğinde biyomonitör olarak kullanılabilirliğini araştırmak,
- 2- Kirlilik kaynaklarının çeşitleri ve emisyon derecesi ile örnek alınan bitkilerin kirlilik kaynaklarına uzaklığının öneminin tespit etmek,
- 3- Bitki örneklerindeki ağır metallerin hangi yolla (hava yolu ile bitkinin toprak üstü kısımlarına veya topraktan köke) kontamine olduğunu belirlemek,
- 4- İstanbul'da Pb, Cd, Zn ve Cu ağır metallerinin neden olduğu kirlilik boyutunu ve dağılımını tespit etmek,
- 5- İstanbul'da bu kirliliği minimize etmek için öneriler sunmak hedeflenmiştir.

Elde edilen sonuçların, ağır metal kirliliğinin kaynakları ve olumsuz etkilerine yönelik tedbirler alınmasında yararlı olacağı fikrindeyiz. Teknolojiden etkili bir biçimde nasıl yararlanabileceği, ortaya çıkan sorunları nasıl çözümleyeceği ve gelecekteki sorunların ortaya çıkma olasılığını nasıl en aza indirebileceği sorularına yanıt bulmaktır. Bunun yolu da; çevre sorunları hakkında bilgilenme, sorunları çözümleme ve sorunun kaynaklarını ortadan kaldırma konusunda bilinçlenmektir.

BÖLÜM II

GENEL BİLGİLER

II.1. AĞIR METALLER

Yoğunluğu 5 g/cm^3 , den büyük olan metaller ağır metaller olarak adlandırılır. Ağır metallere örnek olarak Cu, Fe, Zn, Pb, Hg, Co, Mn, Cr, Se, Ni ve Cd sayılabilir. 60'tan fazla element ağır metal olarak kabul edilir (Özdemir, 1981; Kahvecioğlu ve ark., 2001; Anonim, 2003a; Poikolainen, 2004; Menon, 2006) .

İnsan vücudu için mutlak gerekli olan ve olmayan metaller, başta besinler olmak üzere diğer bazı yollarla (su, hava gibi) alınmaktadır. Böylece “vücut metal yükü” oluşmakta; bazıları ise (alüminyum, kurşun ve kadmiyum gibi) yaş ile birikerek vücuttaki konsantrasyonları artmaktadır.

Doğada bulunan kadmiyum (Cd), krom (Cr^{+6} formu), civa (Hg) ve kurşun (Pb) gibi ağır metaller, canlılar için mutlak gerekli olmayıp eser miktarları bile toksik etki gösterirken, bakır (Cu), krom (Cr^{+3} formu), demir (Fe), mangan (Mn), molibden (Mo), çinko (Zn) ve nikel (Ni) gibi ağır metaller canlılar için belli bir doza kadar gereklidir, bu elementler “iz” veya “eser” elementler olarak adlandırılırlar. Ağır metallerin büyük bir bölümü, biyolojik sistemlerde birikim yapar. Birikim sonucu, canlıların bünyesinde yoğunlaşan bu elementler, etkili dozlara ulaştıklarında, ciddi hastalıklara hatta ölümlere sebep olabilirler (Stoepper, 1984; Şengül, 1993; Kargı, 1995; Das, 1997; Güler ve Çobanoğlu, 1997; Beyazıt ve Peker, 1998; Kaynak ve Taşdemir, 2003; Bellisa, 2004; Demirezen ve Aksoy, 2006).

Amerika’da 1970 yılında EPA tarafından yapılan “ Temiz Hava Antlaşması” (Clean Air Act) ile 3 metal tehlikeli, 5 metal de tehlikeli olabilir olarak kabul edilmiştir. Civa, kurşun ve berilyum ilk gruba, baryum, çinko, kadmiyum, kalay, mangan ve vanadyum ise ikinci gruba dahildir (Gündüz, 1994).

Son hesaplamalara göre, şu ana kadar yaklaşık olarak 0,5 milyon ton Cd, 20 milyon ton Pb, 240 milyon ton Cu, 250 milyon ton Zn çıkarılmış ve bu ağır metaller biyosferde birikmiştir. Antropojenik orijinli olarak ağır metal birikimi, hiç de azımsanmayacak bir düzeydedir (Yarcı, 2005).

Kurşun, kadmiyum, bakır ve çinkonun periyodik tablodaki yerleri Tablo II.1’de sunulmaktadır.

Tablo II.1. Pb, Cd, Cu ve Zn’nin Periyodik Tablo’da Yerlerinin Gösterilmesi

Gruplar																	
IA	IIA	IVA	IVA	VA	VIA	VIIA	VIVA	IB	IIB	IVB	IVB	VB	VIB	VIIB	VIV		
IA	IIA	IVB	IVB	VB	VIB	VIIB	VIV	IB	IIB	IVA	IVA	VA	VIA	VIIA	VIVA		
1 <u>H</u>																2 <u>He</u>	
3 <u>Li</u>	4 <u>Be</u>															5 <u>B</u>	6 <u>C</u>
7 <u>N</u>	8 <u>O</u>	9 <u>F</u>	10 <u>Ne</u>														
11 <u>Na</u>	12 <u>Mg</u>															13 <u>Al</u>	14 <u>Si</u>
15 <u>P</u>	16 <u>S</u>	17 <u>Cl</u>	18 <u>Ar</u>														
19 <u>K</u>	20 <u>Ca</u>	21 <u>Sc</u>	22 <u>Ti</u>	23 <u>V</u>	24 <u>Cr</u>	25 <u>Mn</u>	26 <u>Fe</u>	27 <u>Co</u>	28 <u>Ni</u>	29 <u>Cu</u>	30 <u>Zn</u>	31 <u>Ga</u>	32 <u>Ge</u>	33 <u>As</u>	34 <u>Se</u>	35 <u>Br</u>	36 <u>Kr</u>
37 <u>Rb</u>	38 <u>Sr</u>	39 <u>Y</u>	40 <u>Zr</u>	41 <u>Nb</u>	42 <u>Mo</u>	43 <u>Tc</u>	44 <u>Ru</u>	45 <u>Rh</u>	46 <u>Pd</u>	47 <u>Ag</u>	48 <u>Cd</u>	49 <u>In</u>	50 <u>Sn</u>	51 <u>Sb</u>	52 <u>Te</u>	53 <u>I</u>	54 <u>Xe</u>
55 <u>Cs</u>	56 <u>Ba</u>	57 <u>La</u>	72 <u>Hf</u>	73 <u>Ta</u>	74 <u>W</u>	75 <u>Re</u>	76 <u>Os</u>	77 <u>Ir</u>	78 <u>Pt</u>	79 <u>Au</u>	80 <u>Hg</u>	81 <u>Tl</u>	82 <u>Pb</u>	83 <u>Bi</u>	84 <u>Po</u>	85 <u>At</u>	86 <u>Rn</u>
87 <u>Fr</u>	88 <u>Ra</u>	89 <u>Ac</u>	104 <u>Rf</u>	105 <u>Db</u>	106 <u>Sg</u>	107 <u>Bh</u>	108 <u>Hs</u>	109 <u>Mt</u>	110 <u>Ds</u>	111 <u>Rg</u>	112 <u>Uub</u>	114 <u>Uuq</u>	116 <u>Uuh</u>	118 <u>Uuo</u>			

Günümüzde endüstrileşme ve teknolojik gelişmelere paralel olarak, petrolün devreye girmesi, petrokimya tesisleri, kimyasal silahların üretimi ve kullanımı gibi nedenlerle zararlı kimyasal maddelerle atmosferdeki yabancı maddelerin sayıları çok daha fazlalaşmaktadır (Çepel, 1983). Hava kirliliğini oluşturan kaynakların başında yerleşimlerde ısınma için kullanılan yakıtlar, endüstri, enerji sağlama ve ulaşım araçları gelmektedir (Biggins ve Harrison, 1980; Beckett ve ark., 1998; Elik ve Akçay, 2000; Yeşilyurt ve Akcan, 2001).

Kimyasal maddeler, ortama verildiği noktada kalmazlar. Aktif ve pasif hareketlerle hava, su, canlı sistem ve toprakta dağılırlar. Canlılardaki dağılım, söz konusu canlının hayatı ve canlı olarak ulaştığı organizasyon aşamasıyla yakından ilişkilidir (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

Tablo II.2’de, temel endüstri kollarından çevreye yayılan ağır metal türleri genel olarak gösterilmiştir. Havaya yayılan ağır metaller, sonuçta karasal ortama 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 (Kahvecioğlu ve ark., 2001).

Tablo II.2. Çeşitli Endüstri Kollarının Çevreye Yaydığı Ağır Metaller

Endüstri	Cd	Cu	Pb	Zn
Kağıt Endüstrisi	-	+	+	-
Petrokimya	+	-	+	+
Klor-alkali Üretimi	+	-	+	+
Gübre Sanayi	+	+	+	+
Demir-Çelik San	+	+	+	+
Enerji Üretimi (Termik)	+	+	+	+

Türkiye’de endüstriyel faaliyetler, motorlu taşıtların egzoz gazları, maden yatakları ve işletmeleri, tarımda gübreleme ve ilaçlama gibi pek çok etken, ağır metal kirliliğinin nedenleri arasında yer alır (Biggins ve Harrison, 1980; Tong, 1990; Erdin, 1992; Elik ve Akçay, 2000; Özmert, 2005; İlhan ve ark., 2006).

Kimyasalların bilimsel ilgi odağı olmasında; çevrede birikme özelliği, toksisite potansiyeli, toksik olma olasılığı ve vücutta uzun süre varlığını sürdürmesi gibi özellikler önemlidir (Güler ve Çobanoğlu, 1994).

Endüstri, tarım veya ulaşım gibi kullanımlardan gelen zararlı maddeler ya doğrudan toprağa ulaşır, ya da hava veya su yolu ile toprağa gelirler. Bu zararlı maddeler, yalnız ürünlerin verim ve kalitesinin düşmesine değil, aynı zamanda topraktan taban suyuna geçerek veya bitkinin bünyesinde birikerek ve onların kullanımıyla tekrar insanlara ulaşırlar. Kısa dönemde etkileri hemen görülmesine bile, bu zararlı maddelerin sürekli vücuda alınmaları ve vücutta birikmeleri sağlığa oldukça zararlıdır (Yarcı, 2005).

Toprak, su ve havada, değişik oranlarda bulunabilen ağır metaller, belirli konsantrasyonlardan sonra kirliliğe yol açarlar. Ağır metallerin çevreyi kirleten unsurların başında gelmesi ve bu kirliliğin tehlikeli boyutlara ulaşması, çalışmaları bu yöne kaydırmış ve çok sayıda araştırmaya konu olmuştur. Bilim adamları bu çalışmaları sırasında ağır metallerin çevreye hangi kaynaklardan yayıldığını, havada, suda ve toprakta hangi oranda bulunduklarını, bitkiler, hayvanlar ve insanlarda ne gibi zararlara neden olduklarını ve hangi konsantrasyonlarda toksik etki yaptıklarını anlamaya çalışmışlardır.

Tablo II.3’de insanlar tarafından alınan metallerin vücuda alınma şekilleri, toksisite sınırları, vücuttaki toplam miktarları ve yarılanma ömürleri gösterilmiştir.

Tablo II.3. İnsan Tarafından Alınan Metaller (Gündüz, 1994)

Metal	Günlük Alınan Miktar (mg)		Zehirleyici Miktar (mg)	Vücuttaki Toplam Miktar(mg)	Vücutta Yarılanma Ömrü(gün)
	Besin ve Su	Hava			
Bakır	1,325	0,0014	250-500	72,0	80
Çinko	14,50	0,0168	---	2300	933
Kadmiyum	0,160	0,0074	3	50	200
Kurşun	0,30	0,046	---	12	1460

Havada bulunan partiküllerin % 0.01 - 3’ünü, sağlık yönünden çok, toksik etkiler gösteren eser elementler meydana getirir. Bunların sağlık yönünden önemi, insan dokularında birikime uğramalarından ve muhtemel sinerjik etkilerinden kaynaklanmaktadır. Havadan solunum yolu ile alınan partiküllere ek olarak, yiyecekler ve içilen su aracılığı ile de önemli miktarda metalik partiküler maddeler vücuda alınmaktadır (İlhan ve ark., 2006). Kirletici partiküllerin en olumsuz yönü toksik ve kanserojen etkilere sahip ağır metal taşıyıcılığıdır (Biggins ve Harrison, 1980). Pb, Cd, Ni, Cr gibi ağır metaller, insan ve hayvanlar için toksiktir (Lagerwerff ve Spechth, 1970).

Birleşmiş Milletler 2003 Aralık ayında, ağır metallerle ilgili bir protokol hazırlamıştır. Bu protokole göre, özellikle kadmiyum, kurşun ve cıvanın 1990’lı yıllardaki düzeylere düşürülmesi karara bağlanmıştır. Bu protokol, endüstriyel kaynaklardan (demir-çelik endüstrisi vb.), yanma işlemlerinden (enerji üretim tesislerinden, taşıtlardan), pestisit, floresan lambalar, ölçüm aletlerinden (termometre, barometre vb.), diş dolgusu olan amalgamdan ve çeşitli boyalardan metal yayılımını kesmeyi amaçlamıştır (Anonim, 2003b).

Çevresel bir kimyasal etkisinde, deri, akciğer veya gastrointestinal sistem yoluyla vücuda girer. Ancak, çevresel kirleticilerin vücutta kalma eğilimi yüksektir. Bunun nedenlerinden birisi bunların çoğunun lipofilik oluşudur (Güler ve Çobanoğlu, 1994) .

Çevresel kirleticilerin birikimi, onların depolanmasının farklı mekanizmalara, meteorolojik koşullara ve bir bölgeden diğerine değişen başka faktörlere bağlı olması

nedeniyle çok karmaşıktır. Bu metallerin çözünürlükleri, emilimleri, taşınmaları ve kimyasal reaktivitelerine göre insan vücudunda farklı özellikte toksisite gösterirler. Özellikle nörotoksik, hepatotoksik ve nefrotoksik etkiler görülür. Toksisite, metallerin proteinlerdeki sülfidril grubuna bağlanması sonucu oluşur. Bu da bu proteinin işlevlerinin inhibisyonuna ve yapısının bozulmasına neden olur (Van Assche ve Clijters, 1990). Metallerin enzimlerin ligand gruplarıyla ilişkisi, onların toksisitelerini ve enzimlerin çalışmalarını engeller (Das ve ark., 1997). Bunların yanında aşırı metal, serbest radikallerin ve reaktif oksijen türlerinin oluşumunu uyarır (Groppa ve ark., 2001).

Bu dört metalle, çalışmamızın nedenleri; canlılarda bulunma oranlarının, mobilite derecelerinin ve canlılara etkilerinin yüksek olmasındandır. İncelediğimiz ağır metallerin kaynakları, emilimleri ve canlılara etkileri her bir metal için ayrı ayrı anlatılacaktır. Çalışmamızda öncelikli olarak en yüksek yayılıma sahip olan kurşun ve toksikolojik olarak en büyük hasara yol açan kurşun ve kadmiyum metalleri ele alınacaktır.

Aşağıda bu çalışmada tespit ettiğimiz çeşitli ağır metallerin öncelikle ve özellikle insan vücuduna olan olumsuz etkileri ele alınacaktır. Bu ağır metallerin bitki bünyesinde rolleri ve meydana getirdiği anomaliler ise II.3’de açıklanacaktır.

II.1.1. Kurşun ve İnsanlara Etkileri

Kurşun, atom numarası 82, atom ağırlığı 207,2 g/mol ve yoğunluğu 11.34 g/cm³ olan bir elementtir (Kitman, 2000). Rengi mavimsi-beyaz ve parlak olmasına rağmen, atmosferde yüzeyi karbonatla kaplanarak kararır. Yağmur suyunda bu karbonat eriyerek zehirli bir eriyik ortaya çıkar. Kurşun, doğada bulunan PbS (galen) ve PbCO₃ (seruzit) filizlerinin işlenmesi ile elde edilir (Anonim, 1986; Burtis ve Ashwood, 2002; Dündar ve Aslan, 2005; Anonim 2005b; İlhan ve ark., 2006; Anonim 2006d).

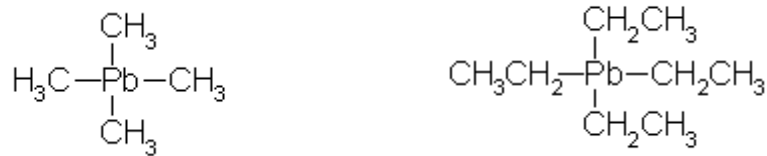
Abdominal kolik bulgusu ile erişkinlerde zehirlenmeye yol açtığı Hipokrat zamanından bu yana bildirilmiştir. 1940 yılında kutuplarda buz numunelerinde kurşuna rastlanmamışken, günümüzdeki buzlarda 0,02 mg/kg düzeyinde kurşuna rastlanmıştır. Kurşunlu benzinin çocuklarda zehirlenme yaptığı, Avustralya’dan 1892 yılında bildirilmiş ve 1909 yılında Fransa ve Belçika’ da iç ortamlarda kurşunlu boya kullanımı yasaklanmıştır. Byers ve Lord 1943 yılında, ilk defa kronik kurşun

etkileşiminin nörotoksik etkilerini tanımlamışlardır (WHO, 1995; Wigle, 2003;Anonim 2006c).

Değişik fiziksel ve kimyasal kombinasyonlarıyla kurşun, sanayide birçok alanda kullanılmaktadır. Yumuşak olması, işlenme kolaylığı, yüksek özgül ağırlığı, yüksek kaynama noktası, düşük erime noktası, aşınmaya karşı direnci, enerji absorpsiyonu ve kısa dalga ışınları geçirmeme özellikleri, sıklıkla kullanılan bir metal olmasına neden olur. (Gündüz, 1994; Anonim, 2001a).

Organizmada hiçbir biyokimyasal ve fizyolojik görevi olmayan toksik bir metaldir. Toksisitesi, genel olarak erime kabiliyeti ile paralel görülür. Kurşun, atmosfere metal veya bileşik olarak yayılan ve her durumda toksik özellik taşıyan en önemli ağır metaldir. Kurşun WHO'ya göre 2. sınıf kansorejen bir metaldir (Anonim, 2003b).

Çevreyi kirleten en önemli kurşun kaynağı ise, hava ile taşınan kurşundur. Tetrametil ve tetraetil kurşun, motorlarda vuruntuyu önlemek için benzine katılmaktadır (Süper benzine 400 mg/L, normal benzine 150 mg/L). Atmosferdeki kurşunun yaklaşık olarak % 80-90'ı, yakıtlara katkı maddesi olarak ilave edilen alkil-kurşunun yanması sonucunda meydana gelir (Ndiokwere, 1984; Shy, 1990; Karademir ve Toker, 1995; Anonim,2004). Aşağıda tetrametil ve tetraetil kurşun bileşiklerinin açık formülleri gösterilmektedir (Şekil II.1.).



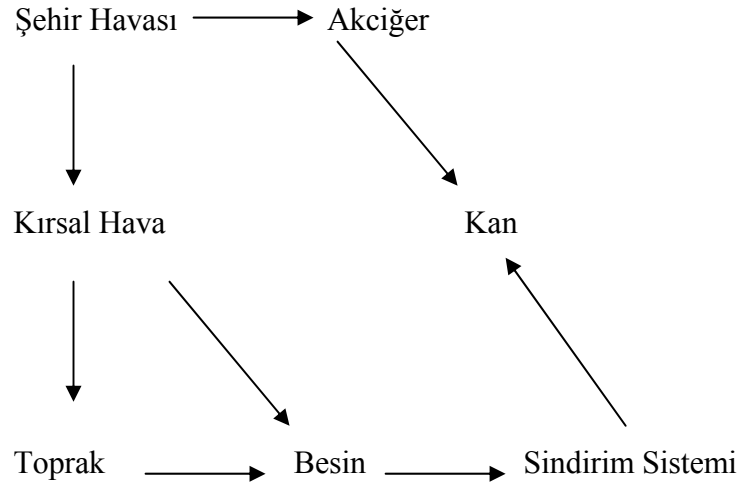
Şekil II.1. Kurşun Tetrametil ve Kurşun Tetraetil Bileşiklerinin Açık Formülü

Alkil-kurşun katkı maddelerini içeren motor yakıtların yanması sonucu, yaklaşık alkil-kurşunun % 70'i havaya Pb tanecikleri halinde yayılır. Geri kalanı egzoz sisteminde ve karter yağında kalır, buradan çevreye yayılır. Yine oto gazların yanması sonucu oluşan taneciklerde PbBrCl vb. bileşiklere rastlanmaktadır. (Kahvecioğlu ve ark., 2001).

Ayrıca, kurşun temelli endüstriyel faaliyetler (başta akümülatör, seramik, porselen, renkli televizyon tüplerinin yapımı, muhtelif silah ve araç gereç imalatı için alaşım olarak kullanılması, kurşun bazlı duvar ve oto boyaları üretiminde olmak üzere bir çok endüstri kolu) atmosferdeki kurşun kirliliğinin ana kaynaklarındandır

(Gündüz, 1994; Denizli ve Yavuz, 2001; Yeşilyurt ve Akcan, 2001; Anonim, 2001a; Anonim, 2001c).

Kurşun sadece solunum yolu ile değil kurşunla kirlenmiş gıda, su, toprak veya tozla, sindirim yolu ile de vücuda girebilir (Şekil II.2).



Şekil II.2. Hava Kirleticilerinin Kana Bulaşma Yolları

Kurşunun yarılanma ömrü, kanda 20-40 yıl, kemiklerde ise 10 yıldır. Absorbe olmayan kurşun dışkı ile, absorbe olan ise böbrek ve safra yolu ile vücuttan atılmaktadır (Yeşilyurt ve Akcan, 2001).

Kurşun, başka bir maddeye asla dönüşmediğinden, vücutta birikmeye başlar. Önce yumuşak dokularda dağılır. Atılım hızı çok yavaştır. Kurşuna maruz kalmanın devamı halinde, kemiklerde depolanmaya başlar. İleri yaşlarda (50-60 yaş) vücut kurşununun %90'ı kemiklerde toplanır. Kurşunun yumuşak dokularda yarılanma süresi, 35-40 gün iken, sert dokularda ise 20 yıldır. Dolayısıyla, kurşunun vücuttan atılma hızı oldukça yavaştır.

Vücutta kurşun birikimi ile iştahsızlık, karın ağrıları, kabızlık gibi gastrointestinal, IQ skorlarında azalma, duyu ve motor sinir iletim hızında yavaşlama, saldırgan ve antisosyal davranışlar, zeka geriliği, hafıza kaybı, öğrenme sorunları gibi nörolojik, yüksek tansiyon, hemogloblin biyosentezinde aksama gibi hematolojik anomaliler ortaya çıkmaktadır. Bunların yanında kurşunla teması olanlarda aşırı iskelet zedelenmesi, kemik tümörleri, osteoporoz gibi bozuklukların yanı sıra birçok renal problem de görülebilmektedir (Friber, 1986; Goyer, 1993; Anonim, 1995; Howard ve Sledzinski, 1996; Yeşilyurt ve Akcan, 2001; Özmert, 2005).

Kurşunun karsinojenik etkileri, IARC tarafından 2B grubuna alınmıştır. Deney hayvanlarında kesin karsinojen (renal karsinomalar) olduğu halde, insanlar için yeterli delil yoktur. Memeli sistemlerinin test edilmesi sonucunda, bazı kromozomal hataların görüldüğü bildirilmiştir (Dirican, 1990).

Kurşunun yukarıda bir bölümü açıklanan bu olumsuz etkilerini minimize etmek amacıyla yönelik olarak alınan tedbirler kapsamında, son yıllarda dünyada benzindeki kurşun düzeyi azaltılmaktadır. Bu durum ülkemizde yapılan çalışmalara da yansımıştır. 1990-1994 yılları arasında yapılan çalışmalarda kan ve kord kanı kurşun düzeyleri genel olarak 8-9 µg/dl civarında bulunmuşken 1999-2002 yılları arasındaki çalışmalarda 2-4 µg/dl civarında bulunmuştur (Özmert, 2003; Kirel, 2005).

CDC, kontrol toksik kan kurşun düzeyi sınırını 1991'de 10 µg/dL'ye indirmiştir. Çünkü Dünya Sağlık Örgütü'nün son yıllarda önerdiği normal kan kurşun düzeyi "0"dır (Özmert, 2005).

II.1.2. Kadmiyum ve İnsanlara Etkileri

Kadmiyum, atom numarası 48, atom ağırlığı 112.41 g/mol, yoğunluğu 8.65 g/cm³ olan bir geçiş elementidir. Kadmiyumun doğada tek başına bulunduğu minerali yoktur. Kadmiyum, hemen hemen bütün çinko filizlerinde bulunduğu için çinko elde ederken yan ürün olarak kadmiyum da elde edilir. Kadmiyum ve bileşikleri, yüksek derecede zehirli maddedir. Başlıca kadmiyum tuzları CdS, CdCl₂ ve CdSO₄'tir (Anonim, 1992a; Kahvecioğlu ve ark., 2001; Anonim, 2006e).

Gümüş rengine yakın, yumuşak, işlenebilir bir metaldir. Havada hızla kadmiyum oksite dönüşür (Kahvecioğlu ve ark., 2001).

Başta Ni-Cd pillerinde, geri kalanı; düşük erime noktalı alaşımlarda, yarı iletken olarak televizyon tüplerinde, PVC'lerde stabilizatör olarak, korozyona dayanıklı olduğu için gemi sanayiinde çeliklerin kaplanması, boya sanayinde, deterjanlarda, rafine petrol türevlerinde, fosfatlı gübre ve pestisitlerde kullanılmaktadır (Anonim, 2000a; Kahvecioğlu, 2001; Burtis ve Ashwood, 2002).

İnsan yaşamını etkileyen önemli kadmiyum kaynakları; sigara dumanı, rafine edilmiş yiyecek maddeleri, su boruları, kahve ve çay tüketimi, kömür yakılması, kabuklu deniz ürünleri, tohum aşamasında kullanılan gübreler ve endüstriyel üretim aşamalarında oluşan baca gazlarıdır (Kahvecioğlu, 2001).

Günümüzde çeşitli endüstri kollarındaki gelişmeler, modern tarımın yaygınlaşması ve kentleşme sonucu, kadmiyum oranı artmıştır. Canlılarda herhangi bir işlevi olmayan, kanserojen ve mutajen etkileri bilinen bir ağır metaldir. Bu metal çok düşük konsantrasyonlarda bile canlılar üzerinde toksik etki yaptığından, besin zincirinin çeşitli basamaklarındaki dağılımını belirlemek büyük önem taşımaktadır. Mobilitesi en yüksek olan ağır metaller arasında yer alması nedeniyle canlılara etkileri oldukça fazladır (Hunter ve ark., 1987; Anonim, 1997).

Kadmiyum, insan yaşamı için gerekli elementlerden değildir. Normal olarak vücudumuzda 40 mg'a kadar kadmiyum bulunabilmektedir ve günlük olarak da 40 mg'a kadar kadmiyum vücuttan atılabilir. Dünya Sağlık Örgütü'nün 1993 yılında yaptığı sınıflandırmaya göre, kadmiyum 1. sınıf kansorejendir (John, 1996; Kahvecioğlu, 2001).

Biyolojik yarılanma ömrünün uzun olması nedeni ile, çok düşük maruziyetlerde dahi başta karaciğer olmak üzere çoğu dokuda birikir (Dirican, 1990). Havadaki kadmiyum miktarının 1 mg/m³ limitini aşması durumunda, solunumdaki akut etkileri gözlemek mümkündür (İlhan ve ark., 2006).

Kadmiyum, önce kan yoluyla karaciğere taşınır. Burada proteinlere bağlanarak böbreklere gider. Cd, böbreklerin filtrasyon özelliğine zarar verir (Güler ve Çobanoğlu, 2000).

Yüksek konsantrasyondaki kadmiyuma maruz kalmak, bir çeşit anemiye, böbreklerde hasara, proteinüri'ye ve osteoporosis'e sebep olmaktadır (Güney, 1996).

Kadmiyuma uzun süre maruz kalındığı zaman, akciğer ve prostat kanserine neden olduğu anlaşılmıştır (Anonim, 1995b; Kahvecioğlu ve ark., 2001). Epidemiyolojik çalışmalar, kadmiyum oksit toz ve buharına maruz kalan işçilerde solunum yolu kanserlerinin arttığını göstermektedir. IARC'ın sınıflandırmasında Grup I (insanda karsinogenik etkili elementler)'de bulunmaktadır (Waalkes, 2003).

Kadmiyum ve çinko, yerkürede bir arada ve benzer yapılarda bulunurlar. Kadmiyum, önemli enzim ve organ fonksiyonlarında çinkonun yerini alabilmekte ve bu fonksiyonların gerekli şekilde gerçekleşmesini engellemektedir. Kadmiyum, diğer ağır metallerle içinde, suda çözünme özelliği en yüksek olan bir elementtir. Bu nedenle, doğada yayılma hızı yüksektir.

Biyolojik ömrü 13-38 yıl arasında değişmektedir. Vücuttan atılması yavaş olup, genellikle idrarla atılır. İdrarda kadmiyumun bulunuşu, vücudun Cd alıp almadığına iyi bir ölçüdür. FAO ve WHO uzmanlarınca yapılan bir çalışma sonucuna göre,

kadmiyum için vücuda alınması gereken bir haftalık azami sınır değeri 400-500 mikrogramdır. Etkili eşik dozu 200 mikrogram/gündür (Güler ve Çobanoğlu, 2000).

WHO, insan sağlığının korunması için havadaki Cd konsantrasyonunun kırsal alanlarda 1-5 ng/m³, kentsel ve endüstriyel alanlarda ise 10-20 ng/m³ ü aşmamasını tavsiye etmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 2000).

Tütünün yanması ile CdO oluşur. Tütünün 0.5–3 µg/g kadmiyum içerdiği göz önüne alınırsa, günde 20 sigara içen bir kişinin 1-6 µg/g konsantrasyonunda kadmiyumu alacağı bir gerçektir. Sigara içenlerde Cd düzeyi yaklaşık olarak böbreklerde 3, kanda 5 kat fazladır (Soisungwan ve ark., 2004).

1940'lı yılların sonunda, Japonya'da kadmiyumla kirlenen ırmak suyu ile sulanan pirinci yiyenlerde itai-itai denilen böbrek ve kemik hastalığı ortaya çıkması konuya ilginin artmasını sağlamıştır (Kobayashi, 1978).

Kadmiyum zehirlenmesine bağlı olarak, kemik erimesi ve buna bağlı hastalıklar da görülür. Diğer taraftan, kansızlık, dişlerin dökülmesi ve koku alma duyusunun yitirilmesi de önemli belirtilerdendir. Ayrıca, merkezi sinir sisteminde ve bağışıklık sisteminde hasarlara da neden olmaktadır (Anonim, 2000a; Kahvecioğlu ve ark., 2001).

II.1.3. Bakır ve İnsanlara Etkileri

Bakır, M.Ö. 5000 yılında bulunduğu tahmin edilen, saf haldeki rengi kırmızımsı olan, yumuşak, çok kolay işlenebilen, gümüşten sonra en iyi elektrik iletkenliğine sahip olan bir elementtir.

Bakır, atom numarası 29, atom ağırlığı 63,546 g/mol olup periyodik cetvelde d bloğunda yer alan bir geçiş elementidir. Yoğunluğu 8.96 g/cm³, sertliği ise 2.5–3' dür (Burtis ve Ashwood, 2002; Anonim, 2006f).

Bakırın endüstride ve çeşitli alanlarda kullanılmasının nedenleri; Dünya'nın hemen hemen tüm bölgelerinde bulunması (Kıbrıs'ın adı da buradan gelmektedir) nedeniyle geniş ölçüde üretiminin yapılabilmesi, elektriği diğer bütün metaller içinde gümüşten sonra en iyi iletken metal olması ve endüstriyel önemi yüksek, pirinç, bronz (çinkoyla yaptığı alaşımlara pirinç, diğer demir dışı metallerle yaptığı alaşımlara bronz denir) gibi alaşımlar yapması, iyi ısı iletkeni olması, aşınmaya ve korozyona direnci, çekilebilme ve dövülebilme özelliklerine sahip olmasıdır (Güler ve Çobanoğlu, 2001; Anonim, 2001a; Kartal ve ark., 2004).

Yıllık üretimi 14 milyon ton civarında (2001 yılı) olan bu ağır metal, çok farklı özelliklere sahip olması nedeniyle, otomotivde, basınçlı sistemlerde, boru ve vana imalatında, elektrik santralleri ve elektrik, elektronik uygulamalarında kullanılmaktadır (Güler ve Çobanoğlu, 2001).

Bakır, aynı zamanda doğal olarak bitki ve hayvanlarda da bulunan, insanlar ve diğer bütün canlılar için mutlak gerekli bir elementtir. Bakır doğaya temel olarak maden atıkları, boya, ahşap koruyucular, tesisatlar ve pestisidler gibi yollarla karışmaktadır. Volkanik patlamalar ve yerdeki tozun havalanması gibi doğal nedenlerle de havaya yayılmaktadır. İşlenmiş ahşap ürünlerde yüksek oranda bakır içermektedir (Güler ve Çobanoğlu, 2001).

Erişkin insanlarda, ortama 50-120 mg bulunan bakır; amino asitler, yağ asitleri ve vitaminlerin normal koşullarda metabolizmadaki reaksiyonlarının vazgeçilmez ögesidir. Bir çok enzim ve proteinin yapısında bulunan bakır, demirin fonksiyonlarını yerine getirmesinde aktivatör görevi üstlenir. Bakır, karaciğerde depolanan önemli minerallerden biridir. Vücut dokusunun yeniden oluşması için gerekli enzimlerin hayati komponentidir. Hemoglobine bağlı demirin korunması ve C vitamininin kullanımı için gereklidir. Beyin, sinirler ve bağ dokusu için de bakır alınması önemlidir (Mutluay ve Demirak, 1996). Eritrosit oluşumunda, doku demirinin serbest bırakılmasında, kemik, merkezi sinir sistemi ve bağ doku gelişmesinde önemli rol oynar (Dameron ve Howe, 1998).

Bakır, insan metabolizmasında esas elementlerden birisidir. Yetişkinlerin, günde 2. 0 mg bakıra ihtiyaç duyduğu tahmin edilmektedir. İnsan kanında ise, litrede 0.8 mg Cu^{+2} iyonu vardır. Eritrosit oluşumunda doku demirinin serbest bırakılmasında, kemik, merkezi sinir sistemi ve bağ doku gelişmesinde önemli rol oynar. Fazla miktarda alınması halinde ise mukoza iltihaplanması, damar hastalıkları, karaciğer ve böbrek hastalıkları ve depresyonla seyreden merkezi sinir sistemi irritasyonları görülebilir (Güler ve Çobanoğlu, 1997; Korzeniowska ve ark., 2003).

Yüksek düzeylerde bakır içeren su; kusma, ishal, mide bulantısı ve kramplara sebep olmaktadır. En çok karaciğer, böbrek, mide, akciğer, bağırsak, kalp, beyin ve adrenal bezde birikim yapar. Bakırın kanserojen olmadığı bildirilmektedir (Anonim, 2003b).

EPA'ya göre, bakırın içme sularında 1,3 mg/l'den fazla olmaması önerilir. Uzun süre temaslarda baş ve mide ağrıları, kusma ve ishalin yanı sıra ağız, burun ve gözlerde tahrişlere de neden olur (Anonim, 2003b).

Bakırın bitkiler ve diğer canlılar üzerindeki etkisi, kimyasal formuna ve canlının büyüklüğüne göre değişir. Küçük ve basit yapıli canlılar için zehir özelliğı gösterirken, büyük canlılar için temel yapı bileşenidir. Bu nedenle bakır ve bileşikleri fungusit, biosit, antibakteriyel madde ve böcek zehiri olarak tarım zararlılarına ve yumuşakçalara karşı yaygın olarak kullanılırlar. Örneğın % 1-20 CuSO₂ içeren kireç sütü karışımı “Bordo-Karışımı” olarak bilinir ve üzüm tarımında fungusit olarak kullanılır. Hastanelerde kapı kolları ve elle sıkça temas edilen bölgeler, bakır alaşımlarından imal edilen malzemelerden yapılır ve malzemenin antiseptik özelliğinden yararlanılarak mikropların yayılması engellenir (Kartal ve ark., 2004). Kronik bakır zehirlenmesi, Wilson Hastalığı ile sonuçlanmaktadır ve karaciğer sirozu, beyin hasarı, demiyelinizasyon, böbrek hastalığı ve korneada bakır bırakma ile karakterize edilmektedir (Anonim, 1998).

İçme sularında Dünya Sağlık Örgütü tarafından açıklanan sınır değeri 2 mg/L’dir. Akut bakır zehirlenmesinde tükürük salgısının artması, mide ağrıları, bulantı, ishal gibi, sindirim sistemi mukozasının tahriş olmasından kaynaklanan rahatsızlıklar ve bunlara bağılı oluşan hemolitik anemi ve sarılıktır (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

Bakır eksikliği, insanlarda büyümede gecikme, solunum sisteminde enfeksiyonlar, kemik erimesi, anemi, saç ve deride renk kaybı gibi rahatsızlıklara yol açarken, bakır bilezikler, eklemlerin kireçlenmesine ve romatizmaya karşı kullanılırlar (Anonim, 2007c).

II.1.4. Çinko ve İnsanlara Etkileri

Çinko, atom ağırlığı 65.39 g/mol ve atom numarası 30 olan gümüş renkli bir geçiş elementidir. Çinko, mavimsi açık gri renkte, kırılğan bir metaldir. Kimyasal yönden aktif olması ve diğer metallerle kolayca alaşım yapabilmesi nedeniyle, endüstride birçok alaşımın ve bileşiğın üretiminde kullanılmaktadır (Anonim, 2001c; Burtis ve Ashwood, 2002) .

Çinko, dünyada yıllık kullanım miktarı açısından demir, alüminyum, ve bakırdan sonra gelir. Yukarıdaki sanayi kullanımlarından, çözünme ve havalandırma yollarından yeryüzüne yılda 720 bin ton çinkonun yayıldığı hesaplanmıştır (Addemir ve ark., 1994).

Çinko, demir konstrüksiyon malzemelerinkine kıyasla daha elektronegatif olduğundan, çinko kaplamalar, çelik yapılar için çok iyi korozyondan korunma

sağlarlar ve bu özellik, en önemli kullanım alanını oluşturur. Diğer taraftan, düşük ergime sıcaklığına sahip olduğundan, kompleks bileşenlerin basınçlı kalıp dökümünde ve pirinçte alaşım elementi olarak kullanılmaktadır. Çinko beyazı veya Çin beyazı olarak bilinen çinko oksit (ZnO), boya pigmenti olarak kullanılır. Bundan başka, kauçuk, kozmetik, plastik, sabun, baskı mürekkebi, ilaç flöresan ışık ve kuru pil üretiminde, metal para yapımında, otomotiv endüstrisinde, pirinç, nikelli gümüş, lehim vb. alaşımların eldesinde de kullanılır (Kartal ve ark., 2004).

En çok birikim gösterdiği organlar, prostat, böbrek, kas ve karaciğerdir. İnsan vücudundaki çinkonun yaklaşık % 90'ı kemik ve kaslarda bulunup, vücuttan atılması normal şartlarda idrar ve dışkı vasıtasıyla olur. Farklı araştırmacılar tarafından, kanser hariç, pek çok olumsuz etkiler bildirilmiştir. Zn hafif derecede toksik etkiye sahiptir (Kesler, 1994).

Çinko, gerek insan ve gerekse hayvanlar için gerekli esansiyel elementlerdendir. Çinkonun vücutta çok çeşitli fonksiyonları vardır. Yaklaşık 100 farklı enzim çeşidinin kendileriyle ilgili reaksiyonları katalizleme etkileri, çinkoya bağlıdır. Bütün bilinen enzim gruplarında çinkoya bağımlı enzimler bulunmaktadır. Bazı enzim çeşitleri ve enzimatik etkinliklerle, protein sentezi ve karbonhidrat metabolizması için, canlı yapıda bulunması gerekli olan bir elementtir (Anonim, 1995).

Çinko, protein ve hücre zarlarının yapısında önemli rol oynamaktadır. Bu metal yaklaşık olarak 3000 kadar proteinin yapısında yer almaktadır. İnsan vücudu ortalama 1,5–2,3 g çinko içerir. Yaklaşık olarak, günde 10–15 mg çinko vücuda besin yoluyla alınmaktadır (Baysu, 1986; Prasad, 1995).

Çinko, büyüme ve gelişmede, bağışıklık düzeninde, nörolojik fonksiyonlarda ve hücrelerin çoğalmasında önemli role sahiptir. Çinko, aynı zamanda hücrelerin uyarılmasında, hormonların salgılanmasında ve sinir uyarılarının iletilmesinde rol almaktadır (Anonim, 1995a, Anonim, 2007d).

Gelişme, deri bütünlüğü ve fonksiyonu, yumurta olgunlaşması, bağışıklık gücü, yara iyileşmesi ve karbohidrat, yağ, protein, nükleik asit sentezi ya da degradasyon gibi çeşitli metabolik işlemler için gereklidir (Anonim, 2006g). Çinko, kan harici dokularda ve vücut sıvılarında rastlanan en yaygın metal iyonudur. 70 kg ağırlığında bir insanın kanında 2.3 g çinko bulunmaktadır (Kartal ve ark., 2004).

Aşırı çinko alımında gözlenen genel problemler; iştah ve bağışıklık sistemi aktivitesinin azalması, yaraların geç iyileşmesi, kolesterolün yükselmesi, uyuşukluk, kas fonksiyonlarında düzensizlik ve yazmada zorluk çekme gibi semptomlardır

Ayrıca, böbrek yetersizliği, karın ağrısı, bulantı ve kusma gibi sorunlar da meydana gelmektedir (Kahvecioğlu ve ark., 2001; Anonim, 2001b; Burtis ve Ashwood, 2002; Anonim, 2003a; Kartal ve ark., 2004).

Gerek doğal ve gerekse bulaşmış ortamlarda, çinkonun daima kadmiyumla birlikte bulunması ilginç bir durum oluşturur. Kadmiyum, toksik, çinko ise mutlak gerekli bir metaldir. Son yıllarda, çinkonun, kadmiyumun toksik özelliğini azaltıcı etkilerde bulunması ile ilgili birçok çalışma yapılmaktadır (Koizumi ve ark., 1989; McKenna ve ark., 1993; Kartal ve ark., 2001).

II.2. BİTKİLERİN AĞIR METAL POLLUSYONUNDA BİYOMONİTÖR OLARAK KULLANILMASI

Bitkilerde metal toksisitesi ve toleransı, 30 yılı aşkın bir zamandan beri genişçe üzerinde durulmuş bir konu haline gelmiştir (Foy ve ark., 1978; Das ve ark., 1997; Clemens ve ark., 2002; Mertens ve ark., 2005). 90 doğal elementin 53 'ü ağır metaldir. Bunlar arasında Fe, Mo and Mn önemli mikrobeyinler iken, Zn, Ni, Cu, Co, Va ve Cr toksik elementlerdir. Ag, As, Hg, Cd, Pb ve Se ise besin değeri olmayan bitkilere ve mikroorganizmalara az ya da çok zararlı elementlerdir. Aslında ister esansiyel ister esansiyel olmayan bir element olsun atmosferde, toprakta ve suda aşırı miktarda bulunan elementler organizmalarda ciddi problemlere yol açabilirler. Metal-bitki ilişkisini bilmek, çevre güvenliği için önemli olduğu gibi, iz elementlerin besin zincirine girmeleri riskini azaltacaktır (Kacar, 1972; Benavides, 2005).

Mantarlar, likenler, yüksek bitkilerin ağaç kabukları, yaprakları, dalları gibi bitki materyalleri, yıllardır metal kirliliğinin birikmesinin ve dağılımının belirlenmesinde kullanılır (Barnes ve ark., 1976). İlkel bitkiler, özellikle karayosunları ve likenler, yüksek ağır metal biriktirme kapasitelerinden dolayı kentsel kirlilikte monitör bitki olarak kullanılırlar (Aksoy ve Şahin, 1999; Temmerman ve ark., 2005).

Son on yılda, basit yapılı bitkiler özellikle yosunlar ve likenler, ağaç kabukları, yaş halkaları ve yüksek yapılı bitkilerin yaprakları, metal kirliliğinin dağılımı ve birikimini araştırmak için kullanılmaktadır. Yüksek yapılı bitkilerin ise tek yıllık olanlarından ziyade, çok yıllık ve herdem yeşil kalanları tercih edilmektedir. Böylece kirliliğin yıllık veya kısa dönemli değişimleri hakkında bilgi edinilebilmektedir. Topraktaki ağır metal kirliliğinin izlenmesinde farklı ülkelerde farklı bitki türleri kullanılmaktadır. Örneğin Norveç'te *Hylocomium splendens*, Almanya'da *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Hypnum cupressiforme* ve *Hylocomium*

splendens, Polonya ve Amerika'nın çeşitli bölgelerinde *Populus nigra*, Bulgaristan'da *Populus nigra var. nigra*, ülkemizde ise *Pinus nigra* subsp. *pallasiana*, *Elaeagnus angustifolia* ve *Robinia pseudacacia* kullanılmaktadır (Çavuşoğlu ve Çavuşoğlu, 2005).

Vasküler bitkilerin yaprakları 1950'lerden beri bu amaçla kullanılmaktadır. Son yıllarda gelişmiş (yüksek) bitkilerin yapraklarının karasal çevrede ağır metal kirliliği için biyomonitör olarak kullanılmasında artış gözlenmektedir (Aksoy ve Öztürk, 1977; Kovacs ve ark., 1981; Djingova ve Kuleff, 1993; Rademacher, 2001; Piczak ve ark., 2003).

Bilim adamları, çeşitli yöntemlerle hava kalitesini ölçmeye çalışmaktadırlar. Hava kalitesini ölçmek için çeşitli analiz cihazlarını kullanmanın yanı sıra, biyomonitör canlı organizmaları da kullanmaktadırlar. Atmosferik ölçümlerde biyomonitör canlı kullanılmasının amacı, o bölgenin hava kalitesi hakkında daha uzun bir süreç bakımından bilgi alınmasıdır. Çünkü analiz cihazlarının kullanılması ile elde edilen bilgiler, o bölgedeki anlık hava kalitesi ile ilgili bilgi vermektedir. (Anonim, 2000b).

Tablo II.4 Toprak ve Bitkilerde Ağır Metallerin Sınır Değer İçerikleri mg/kg(dw) (Ross,1994)

	Pb	Cd	Cu	Zn
Toprak	50.0	0.4	30.0	50.0
Bitki	10.0	0.5	50.0	100.0

Bitki bünyesine ulaşan ağır metaller, bitkilerin fizyolojik aktivitelerini engellemekte, verimliliklerini azaltmakta ve ölümlerine neden olmakta, dolayısıyla ürün kalite ve miktarının azalmasına yol açmaktadırlar. Bitkilerin ağır metal toksisitesine karşı toleransları; bitki türüne, elementin çeşidine, strese maruz kalma süresine ve strese maruz kalan doku veya organın yapısına bağlı olarak değişmektedir. Bu nedenle, ağır metalin tür ve miktarı, yayılgınlığı, zararın şiddeti ve çeşidi, ayrıca zarar oluşum sürecinin bilinmesi, bitkilerin gelişimi ve canlılığı açısından oldukça önemlidir (Temmerman, 2005; Asri ve Sönmez, 2007).

Toprakta bulunan toksik metaller, bitkilere de olumsuz etkilerde bulunmaktadır. Tüm bitkiler, çevresinde bulunan toksik metallere karşı onların konsantrasyonlarına göre cevap verirler. Bu toksikliğin düzeyi ve semptomları;

bitkinin türüne, ağır metalin ne olduğuna, formuna ve konsantrasyonuna göre farklılık gösterir. Ağır metal akümülayonu toprakta; 1 mg Cd/kg, 150 mg Pb, 100 mg Zn ve 20 mg Cu/kg'dır. Ağır metallerin uluslararası kritik toksisite değerleri, kadmiyum-da 0,8 - 1,5 mg/kg, kurşunda 50-100 mg/kg, çinkoda 100-200 mg/kg, bakırda 30-60 mg/kg olarak kabul edilmektedir. Bitki dokularında özellikle yaprak ve köklerde metal içerikleri 5-10 µg Cd/g, 20-35 µg Pb/g, 200-300 µg Zn/g ve 15-20 µg Cu/g 'den yüksek olursa, tüm bitkide bazı zararlar görülebilmektedir (Dosskey ve Adriano, 1992).

Çeşitli araştırmacılar, farklı bitkileri farklı kirletici elementler açısından biyoindikatör olarak kullanmışlardır (Markert, 1993). Örneğin *Populus alba* topraktaki, Cd, Zn ve As metal kirliliklerini göstermek için uygunken, Pb ve Cu kirlilikleri için uygun bir biyomonitör değildir. Aynı bölgede bulunan meşelerde Cd ve Zn birikimine rastlanmamıştır (Mertens ve ark., 2004).

Belirli bitki türleri, özel kirleticilere çok duyarlıdırlar ve bu özel kirleticilere spesifik cevap verirler. Bitkiler, ayrıca hava kirleticileri için bioakümülatif olarak kullanılır. Bunların dokularının analizleriyle ise, bu kirleticilerin çevrede bulunan konsantrasyonları bulunabilir (Baker ve Brooks, 1989; Elik ve Akçay, 1997).

Toprak kirliliği, su kaynaklarının ve tüm canlı hayatının kirlenmesi açısından çok büyük önem taşımaktadır. Topraktaki kimyasalların bitkiye geçmesini sağlayan dört ana yol bulunmaktadır:

1. Kök tarafından alınması
2. Çevre havadan buharların alınması
3. Bitki ve yapraklara konan tozların kütikuladan nüfuz etmesi
4. Havuç gibi bazı bitkilerin yağlı hücreleri aracılığı ile alınması

Yaprak yüzeyindeki partikül depolanması; partikül hacmi ve kütlesi, rüzgar hızı, yaprak tipi, yüzey özellikleri ve hacmi, havanın nem düzeyi gibi çeşitli faktörler tarafından belirlenir (Bache ve ark., 1991). Ağır metaller, yağmur veya yaprak dökülmeleri nedeni ile toprağa karışabilirler. Harrison ve Chirgawi (1989), hava kaynaklı metal kirleticilerinin bitkilere akışı ve yaprakta akümülayonunun önemini deneylerle kanıtlamışlardır.

Metal içeriği, bitkinin hangi kısmından örnek alındığına göre değişir. Örneğin otsu bitkilerde, kök ve yapraklar gövde ve meyvelerden daha fazla ağır metal tutarlar (Kovács, 1992). Farklı bitki kısımlarında ağır metal birikmesi, bitki türüne ve

metalin doğasına bağlıdır. Kimyasal içerik, sadece bitkinin yaşına değil, yaprağın da yaşına bağlıdır.

Ağaç kabukları, uzun dönemli hava kirliliğinin gösterilmesinde uygundur. Ağaç kabukları, atmosferden veya kök ve gövdeden iletim yolu ile hava kirleticilerine maruz kalır (Kuik ve Wolterbeek, 1994). Yıkanmış yaprakların analizi, yaprak dokusundaki metal konsantrasyonunu verir. Fakat yıkanmamış yaprakların analizleri ise, yaprak dokusu ve yüzeyinde birikmiş metal konsantrasyonunun her ikisini de yansıtır.

Turcsanyi'e göre (1992), kloroplast sayısı ve hacmindeki değişimlerle diğer hücresel etkiler ağır metal tuzları nedeniyledir.

Kirletici elementlerin emisyon kaynaklarından yayıldıktan sonra, toprakların üst katmanlarında (01,02,A1 ve A2) ve bitkilerin yaprak ve ağaç kabuk yüzeylerinde biriktikleri saptanmıştır. Bu nedenle analizlerden önce bitkisel materyalin yıkanması önerilmektedir. Yapılan araştırmalarda, yıkanmamış örneklerde daha fazla kirletici element tespit edilmiştir (Kuik ve Wolterbeek, 1994).

Herdem yeşil (evergreen) ve yaprak döken ağaçlar (deciduous), havadaki ağır metal kirliliği teşhisinde kullanılırlar. Geniş yapraklı ağaç türleri metal kontaminasyonuna daha duyarlıdır. Örneğin *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata*, *Malus domestica*, *Salix alba*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Populus nigra* subsp. *italica* ve *Ailanthus glauca* biyomonitör olarak tavsiye edilen ve sık kullanılan bitkilerdir (Kovács, 1992).

Kontamine olmuş toprakta yetişen ağır metal bitkileri, üç temel gruba ayrılırlar;

1. Metal tutucular: Toprakta yüksek oranda ağır metal bulunmasına karşın metaller köklerde kalır, üst organlara iletilmez.
2. Metal indikatörleri: Bu bitkilerde topraktaki metaller, toprak üstü dokularda birikirler. Dokulardaki akümülayon topraktaki metal konsantrasyonunu yansıtır.
3. Hiperakümülatörler: Bu bitki türleri topraktaki metallerden veya metal akümüle etmeyen bitkilerden çok daha yüksek seviyede metal bulundurlar. Yapraklarında kuru ağırlık olarak %0.1 Ni, Co, Cu, Cr, Pb veya % 1 Zn'den fazla metal içeren bitkiler hiperakümülatör olarak tanımlanır (Baker, 1995).

Ağır metal kirliliği, bitkilerde biyokimyasal ve fizyolojik etkilere neden olur. Toksik ağır metaller, çimlenmeyi, gövde ve kök büyümesini, yaprak oluşumunu,

çiçeklenme ve meyvelenmeyi, bitki büyüme hızını ve biyokütleyi, fotosentezi, terlemeyi, minerel beslenme vb.'yi olumsuz etkileyebilir (Breckle ve Kahle, 2005). Bu göstergeler, ağır metal kirliliğinde biyoindikatör olarak kullanılabilir. Bu da çok pahalı ve zaman gerektiren analizlerden kurtulmayı sağlayabilir.

Ağır metallerin bitkilere alınması ve akümüasyonu kök veya yaprak yüzeyinden olabilir. Topraktan bitkiye ağır metal geçişi; ağır metallerin topraktaki çözünürlüğüne, toprak pH'ına bitki türüne, gübre ve toprak çeşidine bağlıdır (Lubben ve Sauerberck, 1991).

Ağır metaller arasında yer alan Mn, Cu, Zn, Mo ve Ni gibi elementler, yüksek bitkiler için gerekli ve faydalı mikrobeyinlerdir. Zn^{+2} ve Cu^{+2} gibi ağır metaller, bitkilerin büyüme ve gelişmesinde önemli rol oynayan protein ve enzimlerin yapısı için gerekli kofaktör olarak görev alırlar. Ağır metaller, bitki dokularında aşırı biriktiği zaman, canlılıkla ilgili çeşitli büyüme proseslerinin değişmesine sebep olurlar. Bunlara örnek olarak mineral beslenme, transpirasyon, fotosentez, enzim aktivitesi, nükleik asit yapısı, klorofil biyosentezi ve çimlenme gibi bitkinin canlılık olaylarının değişmesine sebep olur. Bunlara ek olarak, membranlarda hasar, hormon dengesinin bozulması, su ilişkisinin değişmesi gibi fizyolojik olaylar da eklenebilir (Zengin ve Munzuroğlu, 2004).

Normal olarak, Pb ve Cd bitkilerde bulunmazlar. Bitkilerde bu ağır metallerin eser miktarlarda bulunmaları bile bir kirlenme işaretidir (Foy ve ark., 1978). Bazı ağır metaller, esasen yol kenarlarındaki ve refüjlerdeki bitkileri etkilemekte ve bu bitkilerin üzerinde ve dokularının içinde birirmektedir (Kovacs ve ark., 1982; Richard ve Van Scoyoc, 1984; Türkan, 1986). Bu metallerin etkilerinin, yoldan uzaklıkla azaldığı görülmektedir. Trafik yoğunluğu ve rüzgâr yönüne bağlı olarak birikme düzeyi de artıp azalabilmektedir (Haktanır ve ark., 1995).

Bitkilerin metallerin etkisini ortadan kaldıran veya yüksek oranda tolere eden molekülleri metal şelatörler; fitoşelatinler, metalothioneinler, organik asitler ve aminoasitlerdir (Ducic ve Polle, 2005).

Fitoşelatinler (PCs), bitkilerin en önemli metal bağlayıcı ve ağır metallerin etkisini ortadan kaldıran peptidlerdir. Cd, Pb, Hg, Cu, Sn, Fe, Cr, Mo, As, Sb, ve Bi bulunan hücre kültürlerinde fitoşelatin üretimi olmuştur. Cd^{+2} , fitoşelatin sentazın en iyi metal aktivatörü olarak belirtilmektedir (Grill, 1985).

Metalothioneinler (MT), düşük moleküler ağırlıkta, yüksek oranda sistein içeren ve aromatik aminoasit taşımayan bileşiklerdir ve ağır metal bağlayıcıdır (Briat ve Lebrun, 1999).

Aminoasitlerdeki karboksil ve amino grupları da, metal iyonlarının ligantlarıdır. Sitrat, malat ve oksalat gibi organik asitler de çeşitli metallerin tolere edilmesi tepkimelerine katılırlar (Ducic ve Polle, 2005).

II.3. BİTKİLERDE AĞIR METALLERİN ÖNEMİ VE TOKSİK ETKİLERİ

II.3.1. Bitkilerde Kurşunun Önemi ve Toksik Etkileri

Tabiatta kurşunu biriktiren birçok bitki vardır. Bu bitkilerde, topraktaki ve bitkideki Pb konsantrasyonları arasında bir korelasyon bulunur. Bundan dolayı, bu bitkiler ekosistem sağlığı için bir indikatör olarak kullanılabilirler (Aksoy ve Öztürk, 1997).

Kurşun madeni işletmeleri ve akümülatör fabrikaları çevresinde yetişen bitkilerin, 3200 ppm'e kadar kurşun tutabildikleri saptanmıştır. Otoyolların kenarındaki şeritler boyunca yetişen bitki çeşitlerinde ise, 500 ppm dolayında kurşun varlığına rastlanmıştır (Blumenthoi, 1994).

Motorlu araç egzozlarından çıkan gazlar, yol çevresindeki topraklarda kurşun kirlenmesine yol açtıklarından, yola 2 km ve daha yakın bitkilerin, bu elementten zarar gördükleri ortaya çıkmıştır. Yine yoğun trafik akışının olduğu bir yol kenarında yoldan 50–100 m uzakta bulunan toprak üstü kısımlarında kurşun biriktiği belirlenmiştir (Gündüz, 1994; Çepel, 1997).

Ewais (1997), otsu bitkilerde kadmiyum, nikel ve kurşunun büyüme üzerindeki etkisini ile protein ve klorofil içerikleri üzerinde bir araştırma yapmıştır. Araştırma göstermiştir ki her üç ağır metal de bitki ağırlığı, sürgün hacmi, kök uzunluğu ve hacminde dozlar arttıkça bitkiler olumsuz yönde etkilenmişlerdir.

Kurşunun bitkiler üzerindeki etkileri konusunda, çok sayıda çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalar sırasında, kurşunun; tohum çimlenmesi ile kök ve gövde uzamasını azalttığı, klorofil biyosentezini engellediği, klorozise sebep olduğu, fotosentezi inhibe ettiği, bir çok enzimde indüksiyon veya inhibisyona yol açtığı ve hücre yapısında bozulma ile kromozom lezyonları meydana getirdiği görülmüştür. Bütün bu veriler kurşunun bitkilerin büyüme ve gelişme periyotlarını bozduğunu ve onları,

genetik potansiyellerinden alıkoyarak önemli miktarda ürün kaybına yol açtığını göstermektedir (Kıran ve Munzuroğlu, 2004).

Kurşunun çeşitli bitkilerde gelişmeye, biyokimyasal olaylara ve fotosenteze etkileri konusunda çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Bir çalışmada, *Azadirachha indica*, *Guaiacum officinale* ve *Eucalyptus sp.*'de motorlu araç kirliliğinin tohum ağırlığı ve dal uzunluğu üzerine olumsuz etki yaptığı belirlenmiştir. Bir başka çalışmada ise, tahıl bitkilerinin yüksek konsantrasyonda kurşun ile muamele edildiğinde, kök gelişimlerinin olumsuz etkilendiği gösterilmiştir. Kurşunun, ayrıca bitkilerde daha başka yapısal hasarlara da yol açtığı belirlenmiştir. Bu hasarlara; yapraktaki epidermis, epistomal odalar ve kutikula tabakasının bozulması, stoma sayısının artması ve stomaların yaprağın daha derinlerine yerleşmesi örnek olarak verilebilir (Hock ve Elstner, 1988; Özmert, 2003).

Kurşun yoğunluğu, kaynağın kurşun yayma potansiyeli ile orantılıdır. Kaynaktan uzaklaştıkça azalmakta, yaklaştıkça ise artmaktadır. Örneğin, atmosferdeki kurşun konsantrasyonu yoldan uzaklaştıkça hızla azalmaktadır. Bu durum, bitkilerin kurşun içeriğine de yansır (Albert ve Badilla, 1991). Bitki kökleri ve stomalar aracılığıyla alınan kurşun, bitkinin değişik kısımlarında birikir ve besin zincirine girerek, dolaylı olarak ya da solunum yoluyla doğrudan insan sağlığını etkileyebilir (Wheeler ve Rolfe, 1979; Treshow ve Anderson, 1989).

II.3.2. Bitkilerde Kadmiyumun Önemi ve Toksik Etkileri

Kadmiyum iyonları, bitkiler tarafından taşıyıcı proteinlere bağlanarak alınmaktadır. Kadmiyum iyonları, Zn, Cu veya Fe'e spesifik proteinler vasıtasıyla da taşınabilmektedir. Dış konsantrasyon yüksek olduğunda ise, Ca^{+2} ve Mg^{+2} kanalları ile geçiş yapmaktadır (Punshon ve ark., 2004).

Kadmiyum, topraktaki organik maddelere kuvvetlice adsorbe olur. Kadmiyumun toprağa bağlanması, özellikle de asidik topraklarda bitkilerin kadmiyumu hızlıca almasına neden olabilir. Bu da bu bitkilerle beslenen insanlar ve hayvanlar için ciddi tehlikeler oluşturur. Örneğin, inekler böbreklerinde büyük miktarda kadmiyum biriktiriler.

Kadmiyum etkisiyle, bitkilerde fotosentez, klorozis, büyümenin yavaşlaması, kök uçlarının kahverengileşmesi gibi belirtiler görülebilmektedir (Kahle, 1993).

50 ppm Cd konsantrasyonu içeren kum kültüründe, *Ailanthus altissima* fideleri, yedi hafta süre ile takip edilmiştir. Sonuçta hafif klorozis, yaprakların kuru ağırlıklarında % 40 azalma gözlemlenmiştir (Bayçu ve Önal, 1993).

Bitkilerde farklı mobilitelerde metal iyonları olmasına karşın, metal içeriği, köklerde toprak üstü dokulardan daha fazladır. Bir çok çevresel koşullarda, kadmiyum önce kökten girer ve bitkiye ilk zararını burada verir (Sanità di Toppi ve Gabrielli, 1999). Kadmiyum, daha sonra kolaylıkla kortikal dokulara geçerek üst organlara doğru taşınır. Kadmiyum, köke girer girmez apoplastik ve/veya symplastik yollar ile ksileme ulaşır. Apoplastik geçişte, kökün dış yüzeyinden hücre duvarından iyon iletimi yapılırken, symplastik geçişte ise, plazmodezmal boyunca hücreden hücreye iyon iletimleri yapılır. Kök korteksinde yer alan Kaspari Şeridi (Casparyan Strip), iyonların kontrollü olarak bitkiye geçiş noktasıdır (Salisbury ve Ross, 1992). Normalde, kadmiyum iyonları kökte tutunur, çok az miktarı gövdeye geçer. Genellikle, bitkide kadmiyum içeriği kök>gövde>yaprak>meyve>tohum şeklindedir. Örneğin kadmiyumun, diğer üst kısımlara geçmesine rağmen meyvede görülmediği belirlenmiştir (Benavides, 2005).

Bitkiler, kadmiyuma karşı sistein-zengini, “fitoşelatin” denilen polipeptidlerin sentezi ile savunma yaparlar (Schat ve ark., 2002). Bu polipeptidler, sitozolde metallerle şelatlar oluşturarak onları detoksifiye ederler (Grill ve ark., 1987). Sitoplazmada kadmiyum algılandığında, “fitoşelatin sentaz” sentezlenir. Oluşan ligandlar kadmiyumu vakuollere taşıyarak detoksifiye ederler (Punshon ve ark., 2004).

II.3.3. Bitkilerde Bakırın Önemi ve Toksik Etkileri

Bakırın toksik seviyede bulunması, bitkide demir eksikliğine ve klorozise neden olur. Sağlıklı bitkide, Cu oranı 5-20 mg/kg arasında değişebilir. Yapraklardaki kritik toksik seviyesi ise 20-30 mg/kg olarak tespit edilmiştir. Bakırın, bitkinin kök dokularında birikme eğilimi fazla olup, gövdeye iletimi çok daha azdır. Bu nedenle, gövde dokularında Cu oranı 20-30 mg/kg arasında iken, kök dokularında, bu oran 390 mg/kg olarak bulunmaktadır (Güler ve Çobanoğlu, 1997, Anonim 2005c).

En genel toksisite belirtileri; büyümenin yavaşlaması, az ve eksik gelişmiş kök sistemi ve yaprak klorozisidir. Köklerde enzim fonksiyonlarını, fotosentez ve yağ asidi sentezini olumsuz etkiler.

Örneğin 200 ppm bakır, fasulye yaprak ağırlığında % 26 azalmaya neden olmuştur. Yapılan deneyde 0.64 ppm bakır içeren çözeltiliye maruz bırakılan filiz uzunluğu ve kök kütlesi sırasıyla, % 23 ve % 42 oranında azalmıştır.

Bakır bir geçiş elementidir ve hücrel redoks tepkimelerine katılır. Bakır konsantrasyonunun azlığı, bitkide stres, fazlalığı ise klorozis, nekrozis, büyüme inhibisyonu gibi bazı olumsuz etkilere neden olur. Sınır eşik değerleri, 1-5 µg/g, kuru ağırlık ve toksik etki için eşik düzeyi 20-30 µg/g dw'dir (Marschner, 1995) .

Bakır, bitki için mutlak gerekli bir elementtir, ancak normalden fazla alımında, bitkide oksifatif zararlara neden olmaktadır (Briat ve Lebrun, 1999). Aktif oksijen türleri, proteinler, lipidler, DNA gibi makromolekülleri tahrip ederek, nekrozis veya aptozis (programlı hücre ölümü)'e neden olmaktadır (Dat ve ark., 2000).

Bakır, normalde yalnızca proteinlerle bağlanarak hücrelerde bulunmaktadır. Serbest olarak, bakır iyonları proteinlerin tiol bağlarını oksitleyip, sekonder yapılarında kopmalar meydana getirmektedir.

Şelatlaşma ile, sitozoldeki bakır konsantrasyonu indirgenir. Hücreler arası metal iyonlarını değiş-tokuş eden bir protein olan şaperonlar ise, metal iyonlarını organellere ve metale gereksinim duyan proteinlere götürerek detoksifikasyonu sağlarlar (Clemens, 2001).

Cu toksisitesine karşı, bitkiler kendilerini antioksidan enzimleri aktive ederek, fitoşelatinleri, glutatyondan sentezlenen tiol zengini peptidleri oluştururlar ve bunlar da bakır ile şelatlaşabilirler (Cobbett ve Goldsbrough, 2002).

Kurşun ve kadmiyumun aksine bakır, canlıların sağlığı için genel olarak bir tehdit unsuru olarak kabul edilmemektedir (Marschner, 1995). Bakır, doğada pek çok sebze ve meyvede bulunur. Örneğin elmada ortalama 0,1-2,3 mg/kg bakır mevcutken, kuru erikte bu değer 3,7-5,0 mg/kg'a çıkar. Ay çekirdeğinde ise 14,3-19 mg/kg bakır bulunur. Toksik seviyelerde; köklerde büyümenin baskılanması, yan kök oluşumunda azalma, koyu renkli beneklerin oluşması ve kök kütikulasında kalınlaşmalar görülür. Ayrıca, bakır bitkinin kök dokularında daha fazla birikme eğiliminde olup, gövdeye iletimi çok daha azdır. Bu nedenle, kök bölgesinde bakır oranı 20-30 mg/kg arasında iken, kök dokularında, 390 mg/kg oranındadır (Kartal ve ark., 2004).

II.3.4. Bitkilerde Çinkonun Önemi ve Toksik Etkileri

Ceratophyllum demersum L.(*Ceratophyllaceae*) bitkisinde yapılan deneylerde çinkonun, kadmiyum toksisitesine karşı antagonist rol oynadığı tespit edilmiştir. Artan oranlarda verilen kadmiyum tatbik edilmiş bitkilerde, kadmiyum akümülyasyonunun %26 azaldığı görülmüştür. Örneğin çinko eklenen bitkilerde kadmiyuma tabi tutulduğunda klorofil düzeyi korunmakta ve hatta artış göstermektedir (Aravind ve Prasad 2005).

Kadmiyumun birikimi ile ortaya çıkan serbest radikallerin -Süperoksit(O_2^-) Hidroksil(OH^-) ve Hidrojenperoksit(H_2O_2)- neden olduğu oksidatif stres çinko ile önlenmektedir (Çakmak, 2000). Çinkonun antioksidan özelliği uzun zamandan beri bilinmektedir. Çinko, özellikle zar proteinlerinin -SH gruplarına bağlanmakta ve fosfolipidlerle proteinleri tiol oksidasyonundan ve disülfid formasyonu oluşmasından korumaktadır. Böylece, kadmiyumun oluşturduğu sülfidril oksidasyonu ve yapısal hasara karşı koruma sağlanmaktadır (Powell, 2000).

Ayrıca, Cd'un klorofil ve karotenoid düzeylerini düşürmesine karşı Zn tatbik edildiğinde bu düşüş engellenmektedir (Aravind, 2005).

Topraktan bitkiye geçiş oranı çok yüksek olan ve toprakta oldukça hareketli olan kadmiyumun çok düşük konsantrasyonlarda bile, özellikle çinko noksanlığında, bitkiler tarafından kolaylıkla alınması ve bitkinin yenen kısımlarında birikmesi, bu metalin çevre sağlığı açısından büyük bir tehlike potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir (Köleli ve Kantar, 2006).

Çinko toksisitesinde, kök uç hücrelerinin çekirdeklerinde önemli değişiklikler gözlenmiştir. 7.5 mM çinko varlığında kromatin iplik iyice yoğunlaşmış ve korteks hücrelerinin çekirdek zarlarında parçalanma ve gevşeme görülmüştür. sitoplazma yapısında bozulma, organeller arasında bağlantısızlık, kofulların gelişmesi gözlenmiştir (Rout ve Das, 2002)

II.4. *CELTIS AUSTRALIS* L. (*ULMACEAE*)

Aşağıda öncelikle çalışmamızın konusu olan *Celtis australis* L. bitkisinin familyası olan *Ulmaceae*, sonra da *Celtis australis* L. ile ilgili bilgiler verilmiştir.

II.4.1. *Ulmaceae* Familyasının Genel Özellikleri

Ağaçlar ya da çalılar. Sürgünler imbrikat. Yapraklar dökülücü ve alternat dizilişli, 2 sıralı, basit, serratdan dentata kadar değişiyor, nadiren düz kenarlı, sıklıkla oblik (asimetrik) tabanlı. Stipüller dökülücü. Çiçekler tek cinsiyetli ve monoik ya da hermafrodit, küçük, demetler halinde ya da tek ve aksillar. Periant otsu. Tepaller 4-8, imbrikat, genellikle konnat. Stamenlerin sayısı genellikle tepal sayısı kadar, dik, serbest ya da alt taraftan periant tübüne bitişik. Ovaryum superior, 2 birleşik karpelden meydana gelmiş, genellikle tek bölmeli ve tek ovüllü. Meyve yanlardan basılmış bir samara, nutlet ya da drupa. Tohumlar endospermasız.

Familiya bazen iki alt familyaya ayrılır:

- 1- *Ulmaceae*; anterleri ekstrors, embryo düz.
- 2- *Celtidaceae*; anterleri intrors, embryo ise kıvrık.

II.4.2. *Celtis australis* L. (Adi Çitlenbik)'in Genel Özellikleri

20 (-25) m'ye kadar boyda ağaçlar. Genç sürgünler kadifemsi tüylü. Yapraklar 4-14 (-15) x (2-) 3-4 (-5) cm boyutlarında, ovat-lanseolattan, lanseolata kadar değişiyor, kaide oblik, genellikle uzun akuminat, kenarları keskin serrat, üst tarafı skabrid tüylü, alt tarafı ise kadifemsi ve kahverengimsi-yeşil ya da grimsi-yeşil renkte. Petiol, 1,5 (-2) cm. Drupa, 9-12 mm çapında, kahverengimsiden siyahımsı renge değişiyor. Pedisel, 3,5 cm boya kadar olabiliyor, bir sonraki internoddan daha uzun. Endokarp retikulat-pütürlü. Çiçek açma zamanı, Mart, Nisan (bazen de Mayıs). Genellikle kayalık bayırlarda ve sık çalılık ve ağaçlık bölgelerde, nadiren ormanlarda, genellikle tek olarak bazen de dikili olarak bulunuyor, 50-700 (-1000) m rakıma kadar bulunabiliyor (Şekil II.3).

Güney Avrupa ve Kuzey Afrika'dan tanımlanmıştır. Ülkemizde, Kuzeybatı Anadolu, Güney Anadolu ve Adalar'da dağılım gösterir. Dünya'da ise, Kuzeybatı Afrika, Güney Avrupa, Transkafkaslar'ın batısı, başlıca dağılım gösterdikleri yerlerdir. Akdeniz elementi. Suriye'nin batısı ve Kıbrıs'ta muhtemelen sadece dikili veya bazı yerlerde yarı spontan, yarı dikili (Davis, 1998).



Şekil II.3. *Celtis australis*

Celtis australis' in sistematik durumu ise aşağıda görülmektedir.

Tablo II.5 *Celtis australis*'in Sınıflandırılması (Gliman, 1993)

Divisio.....	Spermatophyta (Tohumlu Bitkiler)
Subdivisio	Angiosperma (Çiçekli Bitkiler)
Klassis	Magnoliopsida (Dikotiledonlar)
Subklassis.....	Hamamelidae
Ordo	Urticales
Familiya.....	<i>Ulmaceae</i> (Karaağaçgiller)
Cinss.....	<i>Celtis</i> L.
Tür.....	<i>Celtis australis</i> L.(Çitlenbik)

Bu bitki, kent ortamlarında; yol kenarlarında, parklarda, mezarlıklarda, refüjlerde vb. yetişmektedir (Şekil II.4). Çeşitli toprak türlerine, kuraklığa, yüksek sıcaklığa, erken donlara (-18 °C'a kadar), rüzgara, dumana ve toza toleranslıdır. Zararlılara ve hastalıklara dirençlidir. Budamaya yatkındır (Gliman, 1993; Anonim, 2005a).



Şekil II.4. *Celtis australis*

Halk arasında “bebik”, “çatlaguç” ve “sakızlak” olarak da bilinen bu ağacın kuru ve tatlı bir tada sahip meyvesi, bir çok hayvan ve insan tarafından çiğ olarak yenilmektedir. Tıbbi yönden ise, sara krizine yardımcı, ayak terlemelerini kesici, yaraları iyileştirici özelliklere sahiptir. Ayrıca böbrek kumlarına karşı tohumları, mide ağrılarına karşı yaprakları kullanılır (Anonim 2006b).

Yaprakları (kan durdurucu, yatıştırıcı, hazım kolaylaştırıcı) olarak kullanılmaktadır. Yaprakları ve meyveleri bir tür menstruasyon eksikliğinin (amenorrhoea), ishalin, dizanterinin ve peptik ülserin tedavisinde kullanılır (Şekil II.5.). Ancak uzun süreli çitlenbik meyvesi yenmesinin baş dönmesi, kusma, şuur bulanıklığı gibi sorunlara yol açtığı görülmüştür (Eldeş ve ark., 2005).



Şekil II.5. *Celtis australis*

Celtis australis, %14.9 protein, % 45.8 azotsuz organikler, % 4.1 eter özü, % 20.2 ham lif, % 14.25 kalsiyum ve fosfor içermektedir (Samant, 1997).

Kabuğundan sarı boya, tohumundan yağ elde edilir. Odunu sert, orta elastikiyete ve orta dirence sahiptir. Bu nedenle mobilyacılıkta sık kullanılan bir ağaçtır (Anonim, 2006a; 2007b)(Şekil II. 6)



Şekil II.6. *Celtis australis* Kabuğu

II.4.3. *Celtis australis*'in Biyomonitör Bitki Olarak Seçilmesinin Nedenleri

Partikül kirliliğinin izlenmesi için seçilen bitki türlerinin; geniş coğrafi yayılım göstermeleri, çalışma alanında çok sayıda temsil edilmeleri, hızlı gelişme göstermeleri, büyük yüzey alanına sahip olmaları, kolayca tanınmaları ve örnek alınmaya imkan vermeleri, ekonomik olmaları, endüstriyel kirleticilerden uzak kenarlarında bulunmalarının yanı sıra, kontrol amaçlı olarak kirleticilerden uzak bölgelerde de bulunmaları (İstanbul'da Adalar ve Yıldız Parkı) gibi avantajlı özelliklerinin bulunması, hava kirleticilerinin düzeylerini ve biyolojik reseptörlere etkilerini göstermeleri için gerekli koşullardır (Markert, 1993; Wolterbeek, 2002). Bu özellikler çalışma bitkisi olarak kullandığımız *Celtis australis*'de bulunmaktadır. Ancak yaprakları sadece yaz mevsiminde oluştuğu için mevsimsel değil yıllık kirlilik düzeyleri için biyomonitör olarak kullanılmaları, daha uygundur.

Burada, çalışmamızda kullandığımız cihazın bazı teknik özelliklerinden ve çalışma prensiplerinden de söz etmek yerinde olacaktır.

II.5. KONUS İLE İLGİLİ ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Son yıllarda, yüksek bitkilerin karasal çevrede ağır metal kirliliği için biyomonitör olarak kullanılması yaygınlaşmaya başlamıştır (Aksoy ve Öztürk, 1997).

Öncelikle, ülkemizde konu ile ilgili yapılan bazı çalışmalar aşağıda kronolojik olarak özetlenmiştir.

Türkan (1986), İzmir ve çevre yolları kenarlarında yetişen bitkilerdeki kurşun konsantrasyonunu ölçmüştür.

Doğu Karadeniz Bölgesinde yetiştirilen çayın yeşil yaprağından, siyah çay üretimine kadar bütün safhalarında, tasniflerinde, paket çaylarda ve demlerinde bazı toksik eser metallerin (kurşun, kadmiyum ve civa) analizleri AAS yöntemi ile yapılmıştır (Tüfekçi, 1989).

İstanbul E-5 Otoyolu kenarlarındaki on farklı yerde yetişen *Ailanthus altissima* bitkisinin yaprakları ile aynı bölgedeki toprak örneklerinde Cd ve Pb miktarları belirlenmiştir (Bayçu ve Önal, 1993).

Porsuk çayının (Eskişehir) on örnek noktasından toprak ve *Phragmites australis* ve *Sparganium erectum*, yaprakları toplanmış, Cu, Pb, Zn ve Cd konsantrasyonları ölçülmüştür (Yücel, 1995).

Antalya’da 53 farklı lokaliteden kent merkezi, anayol kenarları, kenar semtler ve kırsal bölgelerden *Nerium oleander* yapraklarından ve yetiştikleri topraklardan örnekler alınarak ağır metal içerikleri test edilmiştir (Aksoy ve Öztürk, 1996).

Yine Antalya’da (Aksoy ve Öztürk, 1996), kent merkezi, kent merkezi anayolları, kenar semtler ve kırsal bölgelerden olmak üzere 36 farklı lokaliteden *Phoenix dactylifera* yıkanmış ve yıkanmamış yaprakları ile yetiştikleri toprakların ağır metal içeriklerini AAS ile analiz etmiştir.

1992-1994 yılları arasında, Sivas kentinin antropojenik ağır metal kirliliği, kentin karakteristik özelliklerine sahip yedi istasyonunda yerel ve zamansal olarak izlenmiştir. *Pinus sylvestris* L. (*Pinaceae*) ve *Robinia pseudoacacia* L. (*Fabaceae*) filizlerinin üzerinde biriken ağır metaller (Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Fe ve Al) ölçülmüştür (Elik ve Akçay, 1997).

Karademir ve Toker (1998), Ankara’nın bazı kavşaklarında yetiştirilen çim bitkilerinde, egzoz gazlarından gelen kurşun birikimini altı ay süresince incelemişlerdir. Bu bitkilerden alınan yaprak ve kök numuneleri ekstrakte edilmiş ve AAS ile kurşun miktarları ölçülmüştür.

Kayseri’de *Elaeagnus angustifolia* L.ve *Robinia pseudoacacia* L bitkilerinin yaprakları, ağır metal kirlenmesinin olası biyolojik monitörü olarak incelenmiştir. Yıkanmış ve yıkanmamış bitki ve toprak örneklerindeki Pb, Cd, Cu ve Zn konsantrasyonları belirlenmiştir. Yıkanmış ve yıkanmamış bitki örnekleri arasında metal kirlenme düzeyleri ile, yıkanmış bitki yapraklarında ve yüzey topraklarındaki ağır metal konsantrasyonları arasındaki farklar istatistiksel yönden değerlendirilmiştir (Aksoy, 1998; Aksoy, 2000).

Kırıkkale-Ankara karayolu üzerindeki *Elaeagnus angustifolia* ağaçlarının yapraklarındaki kurşun kirliliği araştırılmıştır (Çavuşoğlu ve ark., 2002).

Ege bölgesinde üretilen çekirdeksiz kuru ve yaş üzümlerde, pestisit ve kurşun kalıntı düzeyleri ve yıkama prosedürünün kurşun miktarı üzerindeki etkisi analiz edilmiştir. (Özmert, 2003).

İstanbul’da yol kenarlarındaki *Picea abies* bitkisindeki Cd ve Pb kirliliği ve etkileri incelenmiştir (Bayçu ve ark., 2003).

Muğla–Marmaris karayolu kenarındaki *Pinus brutia* Ten. ve *Olea europaea* L. ağaçlarının, trafik kaynaklı kirleticilerinden etkilenmeleri incelenmiştir. Bu amaçla, bu güzergahtan çam ve zeytin ağaçlarının yaprak, kabuk ve yetiştikleri toprakları örnek olarak toplanmış ve Cu, Zn ,Ni, Pb, Cd , Fe ve Mn metallerinin miktarları

AAS metodu ile ölçülerek kirlilik düzeyi belirlenmeye çalışılmıştır (Tuna ve Yağmur, 2004).

Çeşitli dozlarda bakır çözeltilerine maruz bırakılan iki yıllık bitki fidelerinin (*Pinus resinosa*, *Lonicera tatarica*, *Lolium perenne*) kök, gövde, yaprak yapısında, büyümesinde ve gelişmesinde etkileri incelenmiştir (Zengin ve Munzuroğlu, 2004).

Phaseolus vulgaris L. fidelerine klor tuzları şeklinde uygulanan kurşun ve bakır gibi ağır metal katyonlarının ($PbCl_2$ ve $CuCl_2$); kök, gövde ve yaprak büyümesi üzerine olan etkileri belirlenmeye çalışılmıştır. Bu parametrelerin, metalin çeşidine, konsantrasyonuna ve ayrıca metale maruz kalma zamanına göre nasıl değiştiği belirlenmiştir (Zengin ve Munzuroğlu, 2004).

Demirezen ve Aksoy (2005), Kayseri’de kırsal alan ve kent merkezinde yetişen çeşitli sebzelerde ve yetiştikleri topraklarda, güvenli sınırlardaki Cu, Zn ,Ni, Pb ve Cd konsantrasyonları ölçülmüştür.

İstanbul’da kent içinden ve kontrol bölgelerinden ilkbahar ve sonbaharda yedi yaprak döken(deciduous) bitki türünün yapraklarında, Cd, Pb, Zn ve Ni konsantrasyonlarını ölçmüştür (Bayçu ve ark., 2006).

Çavuşoğlu (2005), Isparta İli Şehir Merkezi Girişi ile Süleyman Demirel Üniversitesi arasındaki 10 km’lik yol boyunca sıralanan, *Cupressus sempervirens* ve *Cedrus libani* ağaçlarının yapraklarında taşıtların sebep olduğu kurşun kirliliğini araştırmıştır.

Yeşil çay yaprakları ile piyasaya sunulan paketli çaylarda ortalama kurşun, kadmiyum ve civa düzeyleri karşılaştırılarak üretim sırasında ortaya çıkabilecek kirlilik, ölçülmeye çalışılmıştır (Özmert, 2005).

Denizli ilinde Çelik ve arkadaşları (2005) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, şehirdeki ağır metal kirliliğinin araştırılması amacıyla, *Robinia pseudo-acacia* türünün yaprakları kullanılmış, sonuçta, trafiğin yoğun olduğu bölgelerden toplanan örneklerde kurşun ve bakırın; endüstriyel bölgelerden toplanan örneklerde ise, demir, çinko, mangan ve kadmiyumun yoğun olarak biriktiği tespit edilmiştir.

Bursa’da yol kenarları, şehir merkezi, kayak merkezi ve kırsal alanları gibi farklı derecede kirlenmeye maruz kalmış *Verbascum olympicum* Boiss bitkilerinin çeşitli organlarında (kök, gövde, yaprak ve çiçeklerde) ve yetiştigi toprakta Pb, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn elementleri AAS ile analiz edilmiştir (Güleryüz ve diğ, 2006).

İstanbul’da *Alcea pallida* Walst.et.Kit. ile *Hibiscus syriacus* L.’un (*Malvaceae*) yaprak, dal, kök, çiçek ve yetiştikleri topraklardaki ağır metal içerikleri AAS ile

analiz edilmiş ve biyomonitör olarak kullanılıp kullanılmayacakları incelenmiştir (Yener, 2007).

Ülkemiz dışında da bu konuda yapılmış pek çok çalışma bulunmakta olup, bunlardan bazıları da yine kronolojik olarak aşağıda özetlenmiştir.

Davis ve arkadaşları (1977), arpada 20 farklı elementin (Cu, Pb, Zn ve Cd dahil) veriminin düşmesine neden olacak üst kritik düzeylerini araştırmışlardır.

Davis ve Beckett (1978), genç arpa, buğday, kolza, marul ve çavdardaki bakırın kritik düzeyleri ile nikel ve çinkonun genç arpa ve çavdardaki düzeylerini incelemişlerdir.

Robinia pseudacacia, *Acer platanoides* ve *Tilia tomentosa* bitkilerinde Ca, Mg, K, Na, P, Fe, Sr, Mn, Pb, Zn, Cu metallerinin içerikleri, endüstri kenti Budapeşte ve kırsal şehir olan Vacratot (Macaristan)'ta analiz edilerek kirlilik düzeyleri ve hangi türün hangi element için biyolojik indikatör olduğu araştırılmıştır (Kovacs ve ark., 1981).

Festuca rubra bitkileri kontrol bölgesi, otoyol kenarı ve maden bölgelerinden alınarak analiz edilmiş ve sonuçta Pb toleransları kontrol bölgesi<otoyol kenarı<maden bölgeleri olarak bulunmuştur (Atkins, 1982).

Danimarka'da, Pilegaard ve Johnsen (1984), *Achillea millefolium*'u geniş yüzey alanı dolayısıyla indikatör olarak kullanmışlardır. Cd, Cu, Ni ve Pb metallerinin *Achillea millefolium* ve *Hordeum vulgare* tarafından, havadan ve topraktan alınması incelenmiş, sonuçta Cu ve Pb'un bitkideki konsantrasyonun, havadaki konsantrasyonla ilişkili, toprak ile ilişkili olmadığı anlaşılmıştır. Aynı çalışmada buna karşılık, bitkide Ni ve Cd içeriğinin topraktaki konsantrasyon ile ilişkili olduğu belirlenmiştir.

Belçika'da, bitkilerde bulunan Cu, Zn ve Pb konsantrasyonlarının, bitkilerin otoyollara olan uzaklıklarıyla ters orantılı olduğu belirlenmiştir. Pb konsantrasyonları, kırsal kesimdeki kontrol bitkideki Pb konsantrasyonları ile karşılaştırılmıştır (Albasel ve Cottenie, 1985).

Madrid'de dört farklı ortamdaki metal kirliliği, *Nerium oleander* yapraklarındaki Pb ve Cd düzeyleri ölçülerek karakterize edilmiştir. Yıkama işleminden geçirilmiş ve geçirilmemiş *Nerium oleander* yapraklarında Pb analizleri yapılmış, yıkama prosedürünün, ağır metal içeriğine etkisi incelenmiştir. (Hernandez ve ark., 1987).

Hindistan’da ağır metallerle yapılan çalışmalarda, çinko fırınlarının hava, toprak ve bitki ağır metal içerikleri ile korelasyonu incelenmiştir. Dört farklı bitki türünün (*Mangifera* sp., *Acacia* sp., *Triticum* sp. ve *Brassica* sp.) yaprak örnekleri analiz edilmiş, ağır metal konsantrasyonlarında görülen büyük farklılıkların; bitki türlerine, metal çeşidine ve örneklenen alanın lokal topografi ve iklimine bağlı olduğu belirlenmiştir (Agrawal ve ark., 1988).

Ağır metallerin *Taraxacum officinale*’nin yaprak ve köklerine hava yolu ile bulaşması ölçülerek, bu bitkinin biyoindikatör olarak kullanılabileceği belirlenmiştir (Kabata-Pendias ve Dudka, 1991).

Breckle ve Kahle (2005), Cd ve Pb oranlarının artması ile, kayın ağacı fide-lerinde görülen bitki büyüme hızı, mineral alımı ve terleme oranı arasındaki ilişkile-ri incelemiştir.

Kahire yakınlarındaki Shoubra Elkheima’da, endüstriyel alanlarda, toprak ve vejetasyon arasındaki ağır metal bulaşması incelenmiştir. *Trifolium pratense* ve *Malva parviflora* tohumları, endüstriyel kaynaklardan farklı uzaklıklarda dokuz alanda potlara dikilmiş ve kontrol istasyonları ile karşılaştırmalar yapılmıştır (Ali, 1993).

Ylaranta (1995), Finlandiya’da buğday, çavdar ve salatalıkta Pb konsantrasyonları üzerinde yaptığı çalışmada, yoldan 200 m. uzakta olan kirliliğin 22 m uzakta olanlara göre 1.5 ile 3 kat fazla çıktığını göstermiştir.

Norveç’te 1982’den 1992’ye kadarki on yılda Zn, Cu, Pb ve Cd konsantrasyonlarının bölgesel ve geçici değişimleri t-test analizleriyle incelenmiştir (Berthelsen, 1995).

Polanya’nın başkenti Varşova’da ülke farklı zonlara ayrılmış ve sarı çam yapraklarında Zn, Cd, Pb ve Cu konsantrasyonları analiz edilmiştir (Dmuchowski ve Bytnerowicz, 1995).

Yunanistan’da Selanik şehrinde 12 farklı bölgeden alınmış farklı türlere ait örneklerde ağır metal kirliliği incelenmiştir (Sawidis, 1995).

Suudi Arabistan’ın başkenti Riyad’da Pb, Zn, Cu, Ni, Cr ve Li metallerinin hava yolu ile dağılımını incelemek için, Bağdat hurması yaprakçıkları biyomonitör olarak kullanılmıştır. Yine yıkanmış ve yıkanmamış yaprak örnekleri analiz edilerek çalışma bölgesinde havadan bulaşan metal kirliliği gösterilmiştir (Al-Shayeb ve ark., 1995).

Huhn ve arkadaşları (1995), Almanya'nın merkezinde bulunan 60 yıllık sarı çam kabukları ile ormanlık bölgelerdeki sarı çam kabukları arasındaki ağır metal akümülayonunu karşılaştırmıştır.

İtalya'nın Napoli şehrinde *Quercus ilex*'in ağır metal kirliliğine maruz kalan yaprak yüzeyleri ve dokularında Cu, Pb ve Fe kirlilik eğilimleri incelenmiştir (Alfani ve ark., 1996).

Hollanda'da ağır metal kirliliği için biyomonitör olarak çeşitli ağaçlara ait kabukları kullanılmıştır (Poikolainen, 1997).

Poikolainen (1997), Finlandiya 'da sarı çam kabuklarını yedi şerit boyunca toplayarak ağır metal kirliliğini izah etmeye çalışmıştır.

Caselles (1998)'de, yıkanmış ve yıkanmamış *Citrus limon* L. yapraklarının Pb, Cu, Mn and Zn birikimlerini araştırmıştır. Bunun için, yoğun trafiğin yaşandığı yola 1-500 m mesafelerden örnekler toplayarak AAS ile analiz etmiştir. Bu çalışmada ayrıca, yıkanan ve yıkanmayan örneklerdeki ağır metal miktarları karşılaştırılmıştır.

İngiltere'de Bradford şehrinde, *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. bitkisi ağır metal kirliliğinde muhtemel biyomonitör bitki olarak test edilmiş ve kirlilik oranları, daha önce aynı ekolojik bölgede çalışılmış *Poa annua* biyomonitör bitkisi ile karşılaştırılmıştır (Aksoy ve ark., 1998).

Diğer bir çalışmada ise, Pakistan'ın Karaçi şehrinde yol kenarlarında yetişen çeşitli bitkilerdeki kurşun kirliliği ölçülmüştür (Shams ve Beg, 2000).

Trondheim (Norveç)'da yapılan çalışmada, 1990-1994 yılları arasında 314 bölgeden (bahçe, park ve endüstriyel alandan alınan) şehir topraklarında 31 farklı elementin miktarları ve kaynakları tespit edilerek insan sağlığına etkileri incelenmiştir (Ottesen ve Langedal, 2001).

İsveç'in kuzeydoğusunda *Picea abies* (L.) H. Karst., *Pinus sylvestris* L., *Pinus contorta* Dougl., *Larix sibirica* Ledeb., ve *Betula pendula* Roth. türlerinde Cd, Cu, Pb ve Zn konsantrasyonları ve etkileri incelenmiştir. Ayrıca bu türler arasında metal akümülayon kabiliyetleri karşılaştırmıştır (Alriksson ve Eriksson, 2001).

Finlandiya'da, besinlerde bulunan iz ve ağır elementler (Cd, Pb)'in içerikleri analiz edilmiş ve bu elementlerin son 30 yıldaki değişimleri karşılaştırılmıştır (Ekholm ve ark., 2001).

Rout (2002), bitkilerin çinkoya karşı toleranslarını inceleyerek çinko toksisitesinin ekolojik önemi üzerinde çalışmıştır. Otör, bu çalışma ile, çinkonun bitki tarafından alınımını, taşınımını, fitotoksitesini ve toleransını, bitkilerin fizyolojik

ve biyokimyasal olaylarını inceleyerek açıklamaya çalışmıştır. Ayrıca, kök uç hücrelerinin çekirdeklerinde meydana gelen değişiklikleri gözlemlemiştir.

Ürdün'ün başkenti Amman'da 2001 yılının yaz sezonu sonunda insan etkisiyle kirlenmiş üç farklı bölgede, 36 servi ağacının kabuk örnekleri, hava kirliliği için biyomonitör olarak incelenmiştir. Servi ağacının kabuklarının özellikle kurak bölgelerde Pb, Zn, Mn, Cr, Ni, Cd, ve Cu kirliliği için iyi bir indikatör olduğu belirlenmiştir (El-Hasan, 2002).

Addis Ababa'da kontamine olmuş bölgelerde, çeşitli sebzelerde insan sağlığına zararlı metallerin konsantrasyonları incelenmiştir. Normalin üstünde ağır metal kirliliğinin ise bitkilerin üzerinde sebep olduğu çeşitli anomaliler saptanmıştır. (Fisseha, 2002).

Polonya'da, 1998 Mayıs ve Haziranında *Taraxacum officinale* Web'in toprak üstü bölümleri ve toprak örnekleri alınarak Zn, Cu, Pb, Cd ve Ni gibi ağır metallerin varlıkları ve mobiliteleri incelenmiştir. Örnekler doğu-batı ve kuzey-güney doğrultularında şehri kesen iki yol boyunca toplanmıştır. Böylece, bu bitkinin, metallerin dağılımlarını ve kontaminasyon düzeylerini ölçmek için uygun potansiyel biyoindikatör olduğu gösterilmiştir (Krolak, 2003).

Dört yıl boyunca farklı oranlarda Cu ortamlarında yetiştirilen buğday, arpa, yulaf, çavdar, bezelye ve fasulye bitkilerinin yaprak, kök, gövdeleri ile yetiştikleri toprakların Cu akümüasyonu için biyomonitör olarak kullanılıp kullanılmayacakları araştırılmıştır (Korzeniowska ve ark., 2003).

Rusya'da iki şehirde (Nizhny Novgorod ve Dzerzhinsk) bahçe bitkilerinde ağır metal kirliliği analiz edilmiş, metal değerlerinin diğer Avrupa şehirlerinden (Berlin, Hamburg, Moskova veya Londra) düşük çıktığı belirlenmiştir (Savoskul ve Drechsel, 2003).

Taraxacum officinale ve *Plantago lanceolata*'dan 50 farklı bölgede örnekler alınmış ve AAS yöntemi ile Cd, Zn ve Pb konsantrasyonları ölçülmüştür. Her iki türde de Pb, Cd ve Zn konsantrasyonları karşılaştırılmıştır (Zupan ve ark., 2003).

Sevilla (İspanya) ve Palermo (İtalya) da yetişen *Citrus aurantium* meyve-sinde, on farklı metalin (Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V, Zn) analizi yapılmış ve yıkamanın metal içeriklerine etkisi araştırılmıştır (Oliva ve Valdes, 2003) .

Naidu (2003), bitkilerde ağır metal içeriğinin toprak tipine, kontaminasyon süresine ve bitki türüne bağlı olabileceğini belirlemiştir.

Barcelona’da yapılan bir çalışmada bitkilerde önemli iz elementlerinin düzeyleri ve dağılımları ile, bunların kaynakları araştırılmıştır (Bech, 2003).

Ağaç kabuklarının, aşırı kirlilik görülen alanlarda biyomonitör olarak kullanılmasının uygun olduğu belirlenmiştir (Poikolainen, 2004).

Sırbistan’ın Belgrad şehrinde, kent merkezindeki parklarında yetişen *Aesculus hippocastanum* ve *Tilia amurensis* ağaçlarında Cu, Pb ve Cd konsantras-yonları ölçülmüş ve at kestanesi ağaçlarının biyomonitör olarak uygunluğu tespit edilmiştir (Tomasevic ve ark., 2004).

As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn iz elementlerinin toprak ve atmosferdeki içeriklerini tespit etmek için, İspanya’daki Guadiamar Nehri kenarındaki ormanlardan, maden yatağı yakınlarından kontamine olmuş 25 *Populus alba* ile kontamine olmamış on ağacın yaprak ve gövdeleri biyomonitor olarak kullanılmıştır (Madejón, 2004).

Oliva ve Valdes (2004), dört süs bitkisinde (*Nerium oleander* L., *Ficus microcarpa* L., *Ligustrum lucidum* Ait. ve *Duranta repens* L.) distile su ile yıkanmış ve yıkanmamış yaprakların içerdiği Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mg, Ni, Pb, Zn ve V metalleri ölçmüşlerdir. Birçok yıkanmış ve yıkanmamış yaprak arasında önemli metal içeriği farkı tespit edilmiştir

Bengladeş’te ağır metallerle farklı derecelerde kontamine olmuş üç bölgeden alınan toplam on pirinç (*Oriza sativa* L.) ve üç buğday (*Triticum aestivum*) bitkisinde, kadmiyum ve diğer ağır metaller analiz edilmiştir (Chamon, 2005).

Avustralya’da endüstri, tarım ve maden alanlarından Cd, Cu, Zn, As ve Pb kontaminasyonuna uğramış alanlar incelenerek toprak ve bitki tipleri arasındaki metal konsantrasyonlarının ilişkileri araştırılmıştır (Langley, 2005).

Yang ve arkadaşları (2005), Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) ve iki leguminosae türü (*Sesbania rostrata* ve *Sesbania Sesban*)’nün metal akümülyasyonuna karşı büyüme performanslarını karşılaştırmışlardır.

Williams ve arkadaşları (2005), hurma ağacının çeşitli organları ve yetiştiği toprakta Ag, Al, Ba, Be, Ga, La, Mo, Se, Si, Tl ve V konsantrasyonları incelenmiştir

İspanya’nın Sevilla şehir merkezi ve kontrol bölgelerinde solunan atmosferik partiküller ile *Nerium oleander* L. ve *Lantana camara* L. yaprakları arasındaki iz elementlerin (Ba, Cu, Fe, Mn, Pb, Ti ve V) düzeylerinin içeriği ve aralarındaki ilişkiler analiz edilmiştir (Espinosa ve Oliva, 2005).

Çin’de Guangzhou kentinde, yol kenarları, şehir parkları ve üniversite kampüsündeki, ağaçlarda ve yetiştikleri topraklarda Cu, Ni, Zn, Pb ve Cr düzeyleri ölçülmüştür (Guan ve Peart, 2006).

Brezilya’nın Sao Paulo metropolitan bölgesinde on farklı istasyonda, atmosferik metal kirliliğini tespit etmek için bir liken türü olan *Tillandsia usneoides* L. bitkisi ile yetiştikleri topraklar analiz edilmiştir (Figueiredo ve ark., 2006).

Ürdün’ün Akabe şehrinde *Phoenix dactylifera* L.’da ağır metal pollusyonu için biyomonitör olarak kullanılabilirliği değerlendirilmiştir. Bu bitkinin içerdiği Fe, Pb, Zn, Cu, Ni ve Cr konsantrasyonları FAAS yöntemi kullanılarak ölçülmüştür. Şehir içi, şehir kenarı, otoyol kenarları ve kırsal alanlardan toplanan yapraklar test edilmiş ve ağır metal kirlilik miktarları karşılaştırılmıştır (Al-Khlaifat ve Al-Khashman, 2007).

Yine Ürdün’de, petrol rafinerileri ve termal güç istasyonlarının bulunduğu endüstri alanlarında çam kabukları biyomonitör olarak kullanılarak Cu, Pb, Cd, Mn, Co, Ni, Zn, Fe ve Cr konsantrasyonları analiz edilmiş ve sonuçta, çam kabuklarının kurak ortamlarda biyoindikatör olarak kullanılmasının uygunluğu araştırılmıştır (Al-Alawi ve ark., 2007).

Çin’in kuzeybatısındaki birçok yerleşim bölgesinde trafik aktivitelerinin büyük oranda artması, kent çevre kalitesini ve insan sağlığını tehlikeye sokmaktadır. Bu nedenle bölgede doğal yetişen *Sophora japonica* L. bitkisi yaprakları ve yetiştikleri topraklarda Zn, Cd, Hg, Pb, Cu ve Cr konsantrasyonları analiz edilmiştir. Trafik yoğun yaşandığı yol kenarları ile parklardaki ağır metal miktarları karşılaştırılmış ve trafiğin neden olduğu kirlilik boyutları ortaya çıkarılmıştır (Li ve ark., 2007).

Nijerya’nın Kanuda metropolitan şehrinde, *Sida acuta-burm* F. ve yetiştiği topraklarda, 24 otoyol kenarından 30 farklı lokaliteden örnekler toplanmış ve Pb, Cd, Zn, Cu ve Mn içerikleri FAAS ile analiz edilerek ve Avrupa Birliği limit değerlerini aşmış aşılmadığı belirlenmiştir (Okunola ve ark., 2007).

Etiyopya’da Wushwush bölgesinde, *Camellia assamica* yapraklarında K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Na, Cd ve Pb içerikleri FAAS ile analiz edilmiştir. (Yemane ve ark., 2008).

II.6. ARAŞTIRMA BÖLGESİNİN TANITIMI

32 ilçeden oluşan İstanbul, 41° N, 29° E koordinatlarında, Türkiye'nin kuzey-batısında kurulmuştur. İstanbul'un yazları sıcak ve nemli; kışları soğuk, yağışlı ve bazen karlıdır. Yıllık yağış miktarı 870 mm/m²'dir. Nem yüzünden, hava, olduğundan daha sıcak; ya da olduğundan daha soğuk hissedilebilir. Kış aylarındaki ortalama ısı 7 °C ile 9 °C civarındadır ve kar yağışı genelde görülür. Kış aylarında bir iki hafta kar yağabilir. Haziran'dan Eylül'e kadar ortalama sıcaklık 28 °C dir. Şehir biraz rüzgarlıdır, ortalama rüzgar hızı saatte 17 km/h'dir (Anonim, 2006h).

İstanbul, Türkiye'nin ve Avrupa'nın en kalabalık kentidir. Adrese dayalı nüfus kayıt sistemine'göre; 2008 yılında İstanbul'un nüfusu 12 milyon 573 bin 836'dır. İstanbul'da 1 kilometre kareye düşen kişi sayısı 2 bin 420'dir. Nüfus artış hızı (binde 35) Türkiye ortalamasının (binde 16) yaklaşık 2 katıdır. Son 25 yılda nüfusu 4 kat artmıştır (Anonim, 2008b).

Türkiye de sanayileşme İstanbul yöresinde başlamıştır. Ulaşımın kilit noktasında bulunması ve özel coğrafi konumu sebebiyle hızlı, plansız ve dağınık bir yerleşim ve endüstriyel yayılma görülen bu yöremizde, doğal kaynaklar büyük ölçüde yok edilmektedir. Uygun alanlar bulunduğu halde, yeterince inceleme ve planlamaya dayandırılmadan yapılan yer seçimi sonucunda, değerli tarım toprakları üstünde her gün artan bir hızla fabrikalar, depolar ve benzeri yapılar kurulmaktadır. Marmara bölgesi, özellikle İzmit-İstanbul arasında endüstrileşmenin çok yoğun olduğu bir bölgedir. Bu nedenle, bölgede hava kirliliği önemli boyutlara erişmiştir.

İstanbul'da ağır metal kirliliğinin önemli nedenlerinin başında yer alan motorlu kara taşıt sayısı İstanbul Emniyet Genel Müdürlüğü verilerine göre 2007 Ocak ayı itibarıyla 2 milyon 441 bin'e ulaşmıştır. Her gün ortalama 300-400 araç trafiğe katılmaktadır. İstanbul'da Boğaziçi ve Fatih köprülerinden dakikada ortalama 300 araç geçmektedir. Yine Sahilyolları, E-5, Bağdat Caddesi, Vatan Caddesi, Minibüs Yolu gibi işlek yollarda dakikada 100'den fazla araç geçmektedir (Anonim, 2007a).

İstanbul'da sadece İstanbul Sanayi Odası'na kayıtlı 13.000'den fazla sanayi kuruluşu bulunmaktadır (Anonim, 2008a). İstanbul'da özellikle Fatih, Eminönü, Kağıthane ve Haliç çevresine yayılan ve çıkardıkları atık, duman, gürültü v.b. ile insan sağlığına zararlı unsurlarla çevreyi kirlüten, bu suretle kent ve kent insanına zarar veren, ayrıca şehircilik açısından olumsuz bir durum ortaya çıkaran küçük ve

orta boy sanayi işletmelerini, meskun alanlar dışında şehircilik ilkelerine uygun ve her türlü altyapısı hazırlanmış alanlarda toplayarak, çevreye zarar vermeden faaliyetlerini sürdürmelerini sağlamak amacıyla İkitelli'de organize sanayi bölgesi kurulmuştur (Anonim, 2008a).

Son yıllarda yeşil alanların arttırılması, kurşunsuz benzin kullanımının zorunlu hale getirilmesi gibi olumlu gelişmelere karşın, hala yukarıda belirtilen veriler nedeniyle İstanbul'da insan sağlığını tehdit edecek boyutlara ulaşan ağır metal kirliliği ile ilgili araştırmaların çok önemli olduğu düşüncesindeyiz.

BÖLÜM III

ÇALIŞMALAR

III.1. ARAŞTIRMA YÖNTEMİ

2005–2007 yılları arasında ağır metal kirliliği kaynaklarına maruz kalmış bölgelerle ve kontrol bölgelerinden olmak üzere 40 farklı lokaliteden *Celtis australis* bitkisinin yaprak, dal ve kabukları ile yetiştikleri topraklardan örnekler alınmıştır. Bu çalışmada, şehir içinden 15, yoğun trafiğin yaşandığı anayol kenarlarından 14, kenar semtlerden 6 ve kontrol bölgelerinden 5 örnek alınmıştır. Bitki ve toprak örneklerinin 21'i İstanbul'un Anadolu Yakasından, 17'si Avrupa Yakasından ve 2'si de Adalar'dan alınmıştır.

Laboratuvarlarda ön işlemlerden geçirildikten sonra, toplanan örneklerin içerdikleri Pb, Cd, Cu ve Zn konsantrasyonları Seaward ve Mashhour Atomik Absorbsiyon Spektrofotometre Metodu (1951) ile analiz edilmiştir. Elde edilen tüm data, SPSS istatistik paketi kullanılmak suretiyle analiz edilmiştir. Farklı değerler arasında anlam ya da önemin ölçülmesi ve istatistiksel değerlendirmesi ise, t-test ve korelasyon analizlerine göre yapılmıştır. Konu ile ilgili detaylı bilgi ileriki sayfalarda bulunmaktadır.

III.2. ARAŞTIRMA MATERYALLERİ

Arazi çalışmalarında çelik bahçe küreği, çakı, ağaç testeresi, küçük bahçe kazması, çelik bitki budama makası, naylon poşetler, Konika Minolta marka fotoğraf makinesi, etiketler kullanılmıştır.

Toplanan bitkilerin kurutulup muhafaza edilmesi için ise, kurutma kağıtları ve presler kullanılmıştır.

Laboratuvar çalışmalarında ise Elektro-mag marka, M420 P modeli etüv, CAS marka ME-410 modeli hassas terazi, Moulinex marka blender, 100 ml'lik

erlenmayerler, huniler, 125 cc'lik cam şişeler, kapaklı deney tüpleri, 25 ml'lik kapaklı cam ölçme silindirleri, Schleicher& Schuell (589/2) marka filtre kağıtları, XB220A Precisa 2005 model hassas terazi, Antonpar marka multiwave 3000 (2006) mikrodalga yakma fırını, mikrodalga numune kapları, 25m'lik balon jojeler, Perkin Elmer AAAnalyst800 Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi ve AAS için numune kapları kullanılmıştır.

Kimyasal madde olarak ise, derişik HNO₃ (% 65 Merck), HClO₄ (%70, Merck), %96'lık etil alkol ve bidistile su kullanılmıştır.

III.3. ARAZİ ÇALIŞMALARI

Bitki örnekleri, 2005 ve 2007 Temmuz–Eylül tarihleri arasında, İstanbul'un Anadolu Yakasında 23 ve Avrupa Yakasında 27 farklı istasyondan toplanmıştır. Toprak numuneleri, yüzeyden itibaren 10 cm.'lik bölgeden, çelik burgu kullanılarak ve kontaminasyonlardan korunarak yaklaşık 1 kg. olarak alınmıştır. Yaprak ve dal numunelerinin meyveli aşamada toplanmasına dikkat edilmiştir. Yaprakların, çok sayıda ve farklı dallardan 1-2 tane alınmasına dikkat edilmiştir. Yine dalların da çok sayıda ve ağacın farklı bölgelerinden toplanmasına dikkat edilmiştir. Kabuk örneği için ise, ağacın yola bakan yüzünden gövde üzerinde toprak seviyesinden 1,5 m. yükseklikten paslanmaz çelik kesici bir aletle 10x2 cm. boyutlarda dilimler alınmıştır. Materyaller alınırken, bulundukları istasyonun lokalitesi, trafik yoğunlukları (taşıt sayısı/dak.), varsa sanayi tesisleri, günün tarihi de not edilerek ayrı ayrı poşetlere konmuştur. Ayrıca kontrol grubu için de kırsal alanlardan örnekler de toplanmıştır. Toplanan bitki örnekleri gazete kağıtları arasında preslenerek kurutulmuştur. *Celtis australis* örnekleri Flora of Turkey (Cilt 7) 'den teşhis edilmiş ve MÜFE herbaryumundaki örneklerle karşılaştırılarak teyit edilmiştir.

Toprak örnekleri ise, toprak yüzeyindeki döküntü (ing. litter) temizlendikten sonra 15 cm.'ye derinliğe kadar olan bölgeden alınmıştır. Daha sonra yere serilip havalandırılarak iyice kurutulmuştur.

III.4. BİTKİ ÖRNEKLERİNİN TOPLANDIĞI LOKALİTELER

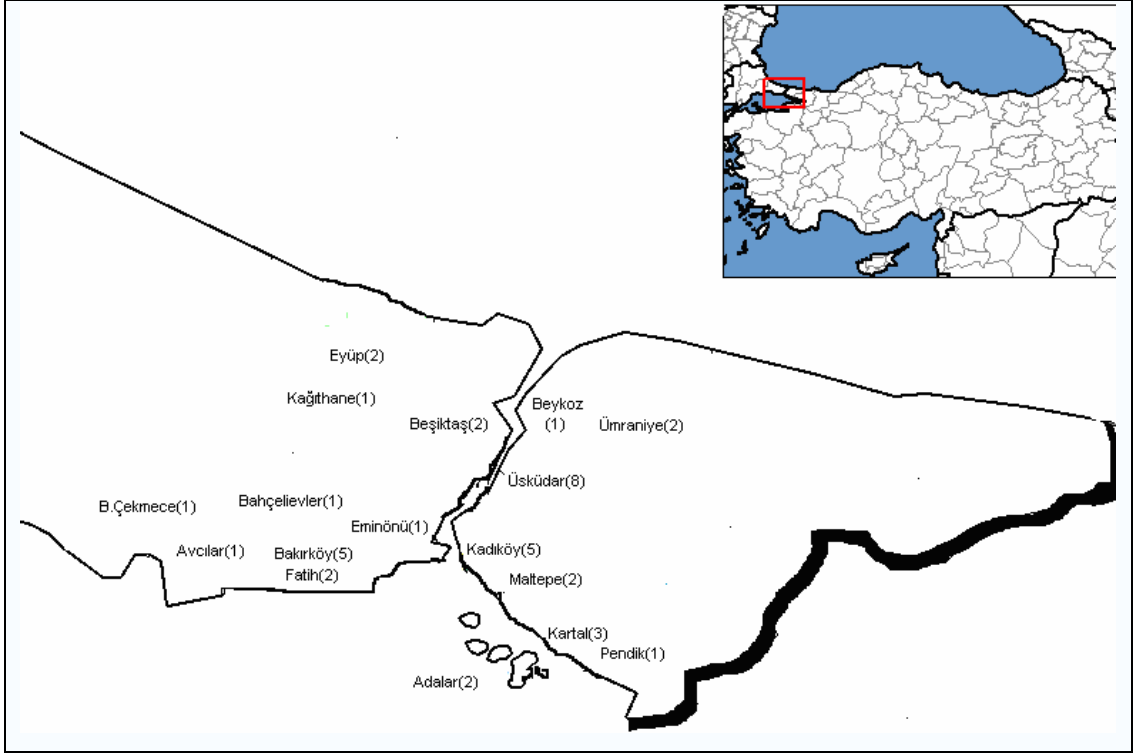
Çeşitli toprak tiplerine adapte olabildiğinden, geniş bir ekolojik faktörler spektrumu içinde gelişme gösterebildiğinden, zararlılara ve hastalıklara karşı dayanıklı olmalarından dolayı, *Celtis australis* İstanbul Büyükşehir Belediyesi tarafından başta yol kenarları, parklar, mezarlıklar ve refüjler olmak üzere İstanbul'un kuzey bölgeleri hariç hemen her tarafına dikilmiştir. Ayrıca bu bitki plantasyonun yanında kendi kendine üreyerek de yayılma alanını genişletmiştir. Ayrıca Yıldız Parkı ve Adalar gibi, motorlu taşıt trafiğinden uzak yerlerde de bulunması kontrol grubu örnekler toplamamız için avantaj oluşturmuştur.

Aşağıda İstanbul'un *Celtis australis*'in bitki ve toprak örneklerini topladığımız çeşitli lokaliteler ve bunların harita üzerindeki yerleri sunulmaktadır (Tablo III.1 ve Şekil III.1).

Tablo III.1 *Celtis australis* Bitkisinin ve Yetiştği Toprakların Toplandığı Lokaliteler ve Özellikleri

Lokalite No	Lokalite Adı	Lokalitelerin Ekolojik Özellikleri	Toplanma Tarihleri
1	Beylerbeyi, Üsküdar.	Kenar semt. Yamaçta. Oldukça rüzgarlı. 5-10 araç/dk.	19.08.2005
2	Beylerbeyi, Üsküdar.	1 ile aynı özellikler	25.08.2006
3	Koşuyolu Öğretmenevi, Üsk.	Şehir içi. Yola 20m. Çift Yönlü 100 araç/dk.	24.08.2006
4	Ambarlı Mah, Avcılar.	Şehir içi. Bina Arası. >100 Araç/dk.	27.08.2006
5	Altıntepe Minibüs Yolu, Maltepe	Yol Kenarı. Ağaç çok kalın. >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	25.08.2006
6	Altunizade Araba Pazarı, Üs.	Yol Kenarı. 10 Araç/dk.	25.08.2006
7	Göztepe M. Ü. Karşısı .	Şehir içi. Binalar Arası. 25-30 Araç/dk.	22.08.2005
8	Fenerbahçe Yoğurtçu Parkı Yanı. Kadıköy.	Yol kenarı. Trafik ışığı yanı. 3 yol arası. >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	25.08.2006
9	Göztepe M. Ü. Karşısı .	7 ile aynı özellikler.	22.08.2006
10	Kartal mezarlığı.	Yol kenarı. Minibüs yolu, >100 Araç/dk.	23.08.2007
11	Maltepe Belediyesi Karşısı. iki yol	Yol kenarı. Minibüs yolu, >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	23.08.2006
12	Eyüp Sahil Yolu.	Yol kenarı. Çift yönlü yol, >100 Araç/dk.	27.08.2006
13	Fethipaşa korusu, Üsküdar.	Kontrol bölgesi. Yola uzak. 400m. Rüzgarlı.	26.08.2006
14	Beşiktaş Yıldız Üniv. Yanı.	Yol kenarı. Anayola 20m. >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	27.08.2006

15	Sütlüce–Eyüp Yolu.	Yol kenarı, Çift yönlü yol, >100 Araç/dk.	27.08.2006
16	Otosan, Kadıköy E-5 kenarı.	Yol kenarı, >100 Araç/dk.	25.08.2006
17	Alibeyköy,Kağıthane.	Yol kenarı, >100 Araç/dk. Çok sık trafik lambası var, yokuş yol. Trafik yoğun.	27.08.2006
18	Fethipaşa korusu, Üsküdar.	Kontrol bölgesi. Yola uzak.500m.	25.08.2006
19	Ünalan Mah, Üsküdar. bahçe	Kenar semt. Peyzaj bahçesi yanı. 20 araç/dk.	25.08.2006
20	Libadiye Işıklar, Ümraniye.	Yol kenarı, >100 Araç/dk. Çok sık trafik lambası var, yokuş yol. Trafik sıkışık.	29.06.2006
21	Altunizade, Üsküdar.	Yol kenarı, Boğaziçi köprüsüne giriş,>500 Araç/dk. Trafik sıkışık.	25.08.2006
22	Sultanahmet Parkı, Eminönü.	Şehir içi . Trafiğe kapalı.	29.08.2006
23	Yıldız Parkı, Beşiktaş.	Kontrol bölgesi. Trafik yok.	27.08.2006
25	Esentepe, Kartal	Organize Otosanayi. E5 kenarı.	30.09.2006
26	Dragos, Kartal.	Yol kenarı, >100 Araç/dk. Rüzgarlı	25.08.2006
27	Fatih Camii Bahçe Çıkışı.	Yol kenarı, >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	03.09.2006
28	Unkapanı, Fatih.	Şehir içi, >100 Araç/dk. Yoğun Trafik.	03.09.2006
29	Büyük Çekmece Sahil Yolu.	Yol kenarı, >100 Araç/dk. Rüzgarlı.	27.08.2006
30	Kızılay Durağı, Bahçelievler.	Şehir içi, >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	27.08.2006
31	Yeşilköy Sahil Yolu. B.köy.	Şehir içi, >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	27.08.2006
32	Heybeliada, Adalar.	Kontrol bölgesi. Trafik yok. Rüzgarlı.	02.09.2005
33	Ataköy 7-8. kısım. Bakırköy.	Şehir içi, >100 Araç/dk.	27.08.2006
34	Basınköy, Florya, Bakırköy.	Kenar semt, Park kenarında. 5-10 araç/dk.	27.08.2006
35	Florya Tren İst. B.köy	Benzinci karşı, üç yol arası, >100 Araç/dk.	27.08.2006
36	Yakacık Tepesi, Kartal.	Kenar semt, 30-40 araç/dk.,rüzgarlı.	02.09.2006
37	Beykoz Stadyum Yanı.	Kenar semt, 10-20 araç/dk.	25.08.2006
38	Büyükada, Adalar.	Kontrol bölgesi. Trafik yok. Rüzgarlı.	29.08.2006
39	Ümraniye Son Durak.	Şehir içi, >100 Araç/dk. Trafik sıkışık.	01.09.2006
40	Bostancı Gösteri Merkezi Yan	Şehir içi, >100 Araç/dk.	04.09.2006



Şekil III.1 Toplanan Örneklerin Lokaliteleri ve Sayıları

III.5. ÇALIŞMA YÖNTEMİ

Yaptığımız laboratuvar çalışmalarını açıklamadan önce bu çalışmanın temel cihazı olan Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi aşağıda kısaca da olsa anlatılmıştır.

III.5.1. Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi (AAS)

Partiküler madde içeriği, eser elementlerin tayininde kullanılan bir yöntemdir. Genel olarak AAS'nin alev ve grafit fırın olmak üzere iki alternatifi vardır. Bu yöntem, esas olarak tek metal tayini için uygun olmasına rağmen, aynı anda bir element analizi yapılırken 4-5 element için birlikte kullanılır. AAS teknikleri geniş çapta kullanılmakta olup, hava kaynaklı partiküler maddelerin analizi için hızlı bir yöntemdir. Atomik Absorbsiyon Spektroskopisi, gaz halindeki ve temel enerji düzeyinde bulunan atomların, UV ve görünür bölgedeki ışığı absorblaması ilkesine dayanır. Işıma şiddetindeki azalma, ortamda absorbsiyon yapan elementin derişimi ile doğru orantılıdır.

Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresinin elemanları;

- a- Analiz edilecek elementin absorplayacağı ışığı yayan ışık kaynağı,

- b- Örnek çözeltisinin atomik buhar haline getirildiği atomlaştırıcı,
- c- Çalışılan dalga boyunu diğer dalga boylarından ayırıştırılmasına yarayan monokromatör,
- d- Işık şiddetinin ölçüldüğü dedektördür.

Bu çalışmada kullanılan temel cihaz olan AAS ise aşağıdaki şekil de görülmektedir (Şekil III.2).



Şekil III.2. Bu Çalışmada Kullanılan AAS Cihazı

AAS’de kullanılan ışık kaynaklarından biri olan ve en fazla tercih edilen oyuk katot lambası (hallow cathode lamp), düşük basınçta neon veya argon gibi asal bir gazla doldurulmuştur. Lamba, silindir şeklindedir ve içerisinde anot ve katot bulunmaktadır. Katot analizi yapılacak olan elementten yapılmıştır. Anot ise tungsten veya nikelden yapılmıştır. Anot ile katot arasına bir gerilim uygulanır ve lamba içerisindeki asal gazın iyonlaşması sağlanır. Ortamdaki iyon ve elektronlar, katoda çarparak yüzeyden metal atomlarını kopararak uyarırlar. Uyarılmış enerji düzeyinde bulunan atom kararsızdır ve temel enerji düzeyine dönmek isteyecektir. Bu atom temel enerji düzeyine dönerken, katot elementine özgü dalga boyunda ışıma yapacaktır. Yani hangi elementin analizi yapılacak ise o elemente ait oyuk katot lambası kullanılmalıdır. AAS’nin temel çalışma prensibi ise, gaz halindeki atomların

ışığı absorplamasıdır. Çözeltileri gaz halindeki atomlarına dönüştürecek bir atomlaştırıcı vardır. AAS’de alevli ve elektrotermal olmak üzere iki çeşit atomlaştırıcı kullanılmaktadır. Alevli atomlaştırıcıda kullanılan alev, yanıcı ve yakıcı gazların belirli hacimlerde kullanılması ile elde edilir. Yanıcı ve yakıcı gazlar, analizi yapılacak elementin atomlaşma sıcaklığına göre seçilmelidir. Diğer bir atomlaştırıcı elektrotermal atomlaştırıcı ise grafit fırındır. Fırın, elektriksel dirençle 3000 °C’ye kadar istenirse kademeli olarak ısıtılabilir. Alevli sistemlere göre daha pahalı fakat daha avantajlıdır. Özellikle ağır metal elementlerinin analizinde ppb düzeyine kadar inebildikleri için, daha fazla tercih edilmektedir.

AAS, eser miktardaki metallerin (ppm, ppb düzeyinde) nicel analiz için kullanılmaktadır. Öncelikle analizi yapılacak örneğin çözeltisi hazırlanır. Hangi metalin analizi yapılacak ise, cihaza o metalin oyuk katot lambası takılır. Standartlar hazırlanarak metalin absorpsiyon yaptığı dalgaboyunda okuma yapılarak standart eğrisi hazırlanır (Tablo II.6).

Tablo II.6 AAS ile Tayin Edilen Elementlerin Absorpsiyon Yaptıkları Dalga Boyları

Element	Cu	Zn	Cd	Pb
Dalgaboyu (λ)nm	324.8	213.9	228.8	217.0 / 283.3

Arsenik, antimon, kalay, selenyum, bizmut ve kurşun gibi uçucu elementlerin analizi için, cihaza “hidrür sistemi” denilen özel bir sistem yerleştirilir. Bu sistemde elementler gaz halindeki hidrürlerine dönüştürülürler. Hidrür oluşturabilmek için, çinko metali ile hidroklorik asit tepkimesi sonucunda elde edilen hidrojen, analizi yapılacak element ile tepkimeye sokulur.

Atomlar bir dış enerji kaynağından enerji absorbe ederek yüksek enerji (E2) durumuna çok kısa bir zaman için geçebilirler. Daha sonra, bu atomdaki elektronlar, enerjilerini geri verip yüksek enerjili bir yörüngeden düşük (temel) (E1) enerji düzeyine geçerse (elektron rezonansı), dalga boyu λ (lamda) olan bir ışın yayımlar.

İki enerji düzeyi arasındaki fark ise; $c = \lambda \cdot v$ formülü ile belirlenir.

$$c \text{ (ışık hızı)} = 3.10^{10} \text{ cm/s,}$$

$$v = \text{frekans}$$

Ayrıca enerji farkı ile frekans arasında da ,

$$\Delta E = v \cdot h \quad \text{bağıntısı da vardır.}$$

$$\Delta E = \text{Enerji farkı,}$$

$h = \text{Planck sabiti } (6,6256 \cdot 10^{10} \text{ erg.s}) \text{ 'dir.}$

Sonuçta $\lambda = hc / \Delta E$ bağıntısı ile enerji ve dalga boyu arasındaki ilişki bulunabilmektedir.

Işık kaynağı analiz edilecek metale göre, yüksek enerji düzeyinde (e^2) ışınlar yayar. Analiz edilecek metal sadece bu dalga boyundaki ışını absorbe eder. AAS'de analiz edilecek atomun elektronları, tekrar temel enerji düzeyine indiğinde, sayısal olarak ölçülebilen bir değer, foto alıcılar yardımıyla elektrik sinyalleri dijital, analog veya bir yazıcıdan absorbans olarak verilir. Gerektiğinde bilgisayar bağlantısı ile doğrudan konsantrasyon olarak da okunabilir.

III.5.2. Laboratuvar Çalışmaları

Toprak örnekleri 2 mm.'lik elekten geçirilmiştir. Kontaminasyona engel olmak için her defasında elek saf su ve %96'lık etil alkolle yıkanmıştır. Elde edilen toprak örnekleri numaralandırılmış naylon poşetlerde muhafaza edilmiştir.

Dal örnekleri yapraklardan ayrılmıştır. Aynı ağacın bir çok dalından en az ikişer, üçer yaprak alınmasına dikkat edilmiştir.

Yaprakların yarısı bidistile suda yıkanmış, diğer yarısı ise yıkanmamıştır.

Kabuk örnekleri, üzerindeki kontaminasyonlardan temizlenmiştir.

Tüm örnekler (toprak hariç) numaralandırılmış büyük kağıt zarflar içine konulup etüvde 80 °C'de 24 saat kurutulmuştur.

Etüvden sonra, bidistile su ile yıkanmış ve yıkanmamış yapraklar ayrı ayrı blender ile iyice öğütülmüş ve toz haline gelen yaprak örnekleri 1,5 mm. lik elekten geçirilmiştir. Her öğütme sonunda, blender etil alkol ve bidistile su ile temizlenmiştir. Elekten geçirilen örnekler yine numaralandırılarak plastik kaplarda korunmuşlardır.

Dal ve kabuk örnekleri de aynı işlemlerden geçirilerek yine numaralandırılmış ve küçük plastik kaplarda muhafaza edilmişlerdir.

Her bir örnekten hassas terazide 0,5 gram numune tartılarak 100 ml'lik erlenmayerlere konulmuştur (Şekil III.3).

Numunenin organik veya inorganik olmasına göre AAS'da okunacak hale gelme işlemleri farklılık göstermektedir.

Bitki örneklerindeki ağır metal analiz metodu, Al-Shayeb ve arkadaşlarının (1995) metodundan adapte edilerek uygulanmıştır.



Şekil III.3. Numunelerin Hassas Terazide Tartılması

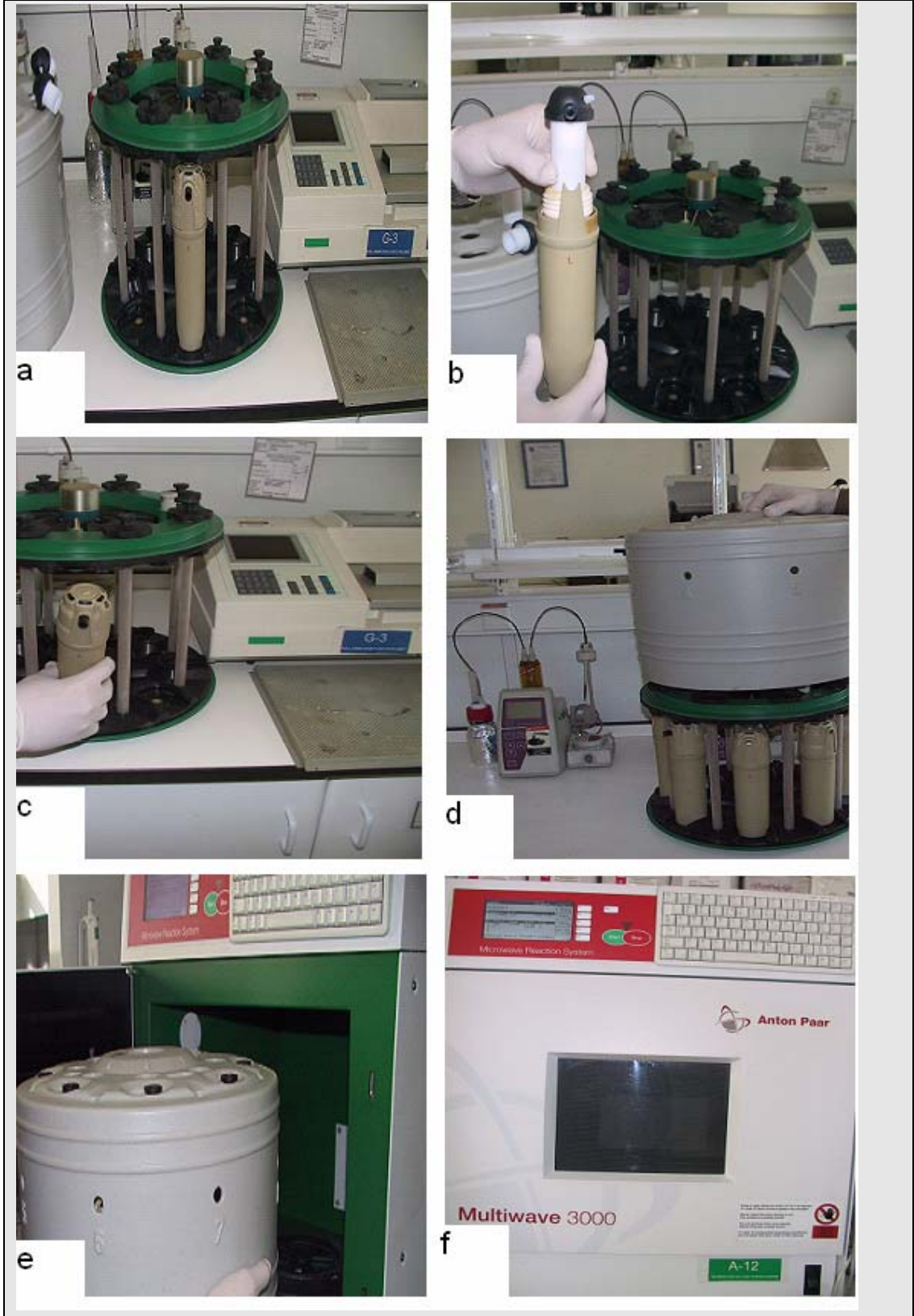
Numunenin organik veya inorganik olmasına göre AAS’da okunacak hale gelme işlemleri farklılık göstermektedir.

Toprak örnekleri hariç, hassas terazide tartılan tüm bitki örnekleri mikrodalga fırında yakılmak üzere (kuru yakma yöntemi) mikrodalga fırını numune kabına konulmuştur. Üzerine 5 ml. nitrik asit (HNO_3 , %65 Merck) ve 1 ml. perklorik asit (HClO_4 , %70 Merck karışımı) konulmuştur. (Şekil III.4).



Şekil III.4. Örneklerin Mikrodalga Fırını Numune Kabına Konulması

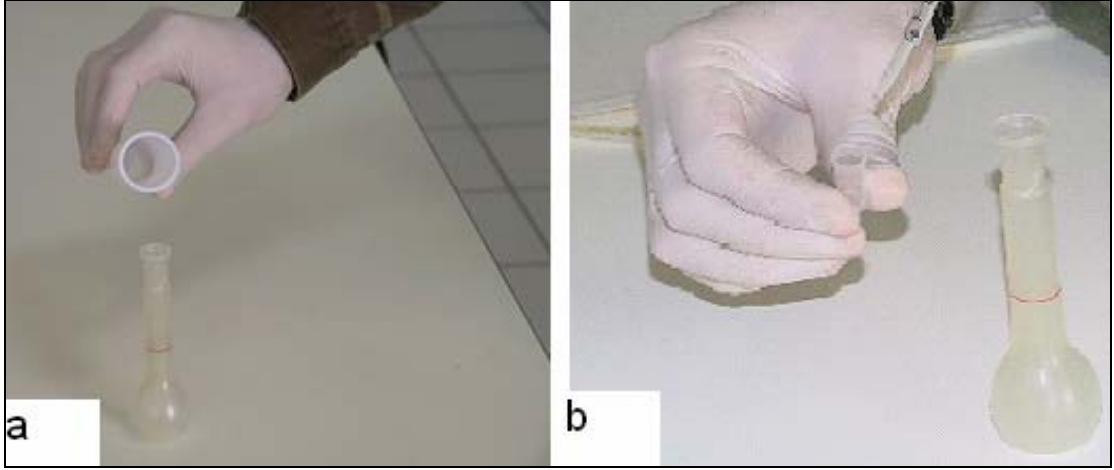
Mikrodalga fırını numune kabının mikrodalga fırınına yerleştirilmesi işlemleri aşağıda aşama aşama gösterilmiştir (Şekil III.5).



Şekil III.5. Mikrodalga Fırını Numune Kabının Mikrodalga Fırınına Yerleştirilmesi İşlemleri (a,b,c,d ve e) ve Kullanılan Mikrodalga Fırını (f)

Numuneler, mikrodalga fırınında (240 °C’de (0.4 Barda) 15 dakika yakılmıştır. Fırın 240 °C’ye 15 dakikada ulaşmıştır. Bu sıcaklıkta 15 dakika bekledikten sonra 15 dakika da soğutulması için bekletilmiştir (Toplam 45 dakika). Numuneler yakma işlemi sona erdikten sonra mikrodalga fırınından çıkarılmıştır.

Yakılan örnekler 25 ml.’lik metalleri tutmayan poliprobren balon jojelere konulmuştur (Şekil III.6a). Üzerlerine 25 ml.’ye tamamlanincaya kadar ultrasaf su ilave edilmiştir (Şekil III 6b).



Şekil III.6. Örneklerin AAS’da Okunacak Hale Getirilmesi

Karışım iyice homojen hale gelene kadar karıştırılmış ve her bir karışımdan birer ml. alınarak grafit numune örnek kabına konularak AAS’da okunacak hale getirilmiştir (Şekil III.7).



Şekil III.7. Grafit Numune Kabının Hazırlanması ve AAS Cihazına Yerleştirilmesi

Kurşun, kadmiyum ve çinko, grafit yöntemi ile okutulurken, bakır flame (alev) yöntemi ile okutulmuştur (Grafit yöntemi ppb, flame yöntemi ppm düzeyinde sonuç vermektedir).

AAS cihazı açıldıktan sonra Cd, Pb ve Zn lambalarının 60 °C'ye kadar ısınması beklenmiştir. Bu süre yaklaşık 30 saniyedir. Önce sıcaklık 110 °C'ye 10 sn'de çıktıktan sonra 15 sn. beklenir, sonra 450 °C'ye 15 sn.'de çıkar ve 20 sn. daha beklenir. Daha sonra 850 °C'ye 3 saniyede ulaşır (Bu dereceler bilgisayarda izlenmektedir). Son olarak da okuma yapılmıştır.

Okuma yapıldıktan sonra AAS 2450 °C'ye kadar ısıtılıp 5 sn. beklenir, böylece hazneler ağır metal yönünden sterilize edilmektedir.

Cu ise flame yöntemi (FAAS) ile okutulmuştur. Bu yöntemde yanan gaz, asetilen gazı ve havadır. İlgili elementin lambası takılarak 3 – 4 saniye içerisinde 60 °C'ye ulaşmıştır (Şekil III.8).



Şekil III.8. FAAS'da Bakır Elementinin Lambasının Cihaza Yerleştirilmesi

Yakılan numune balon jojelere konulmuştur. Bakır numunelerinin konulduğu balon jojelerin içine numune çekme aparatı daldırılmıştır (Şekil III.9). Daha sonra AAS'da okutma yaptırılmıştır Tüm elementler için bilgisayarda mevcut standartlarla kalibrasyon eğrisi hazırlanmıştır.



Şekil III.9. Numune Çekme Aparatının Balon Jojelerden Numune Çekmesi

Okumadan sonra aynı sistemle % 0.1 nitrik asitli ultrasaf su çektilerilerek bir sonraki numuneye geçiş yapılmıştır.

Toprak örneklerindeki ağır metal analiz metodları, Berrow ve Ure (1981) ve Paveley ve Davies (1988) metodlarından adapte edilerek uygulanmıştır. Hassas terazide tartılan 5 gramlık **toprak örnekleri** porselen krozeler içinde kül fırınında 24 saat 460 °C’de yakma işlemi uygulanarak kül haline getirilmiştir. Daha sonra bu küllerden 0.5 gram tartılarak mikrodalga fırının numune yakma kabına konulmuştur (Şekil III.3). Üzerlerine 5 ml. nitrik asit (HNO_3 , %65 Merck) ve 1 ml. Hidroflorik asit ilave edilmiştir. Mikrodalga fırında 240 °C’de 20 dakika yakılmıştır (Şekil III.3). Yine 15’er dakika 240 °C’ye ulaşması ve soğuması için olmak üzere toplam 50 dakika beklenmiştir. Yanan numuneler, balon jojelere aktarılmıştır. Mikrodalga numune kabına 3-5 ml. ultrasaf su ekleyip, çalkalanıp balon jojeye aktarılmıştır. Bu işlem birkaç defa tekrarlanarak balon jojelerdeki solüsyon 25 ml.’ye tamamlanmıştır (Şekil III.5). Son olarak da balon jojelere numune çekme aparatı daldırarak okuma yaptırılmıştır (Şekil III.9).

Her bir metal analizi için ikişer örnek hazırlanmış ve böylece standart sapma değerleri hesaplanmıştır. 40 farklı lokaliteden toplanan *Celtis australis* bitkisinin yıkanmış ve yıkanmamış yaprak, dal, kabuk ve yetiştikleri toprak olmak üzere 5 parametrede ve 2 referans örneğinde 4 ağır metal (Pb, Cd, Cu ve Zn) analize tabi tutulmuştur.

Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresinde; toplam

$((40+2) \times 5 \times 4) \times 2 = 1680$ adet ağır metal analizi yapılmıştır.

Yukarıda açıklanan analizler, Kara Kuvvetleri Komutanlığı 1.Ordu A Tipi Gıda Kontrol Müfreze Komutanlığı (Selimiye, İstanbul) 'nda AAS metodu ile yapılmıştır. Ölçüm değerleri mg/kg (ppm) olarak verilmiştir.

III.6. İSTATİSTİKSEL ANALİZLER

Çalışmamız sonucu elde edilen datalar kullanılarak çeşitli istatistiksel analizler yapılmıştır. Aşağıda bu analizlerin amaçları ve değerlendirme kriterleri verilmiştir.

i-Karşılaştırma için çeşitli kirlenme ortamlarındaki ortalama değerlerin **standart sapma değerleri**, (Genel olarak, standart sapmanın küçük olması; ortalamadan sapmaların ve riskin az olduğunun, büyük olması ise; ortalamadan sapmaların, riskin çok olduğunun ve oynaklığın göstergesidir)

ii-Yıkanmış ve yıkanmamış yapraklardaki pollusyon farkının anlamlılığını ve farklı iki lokalite arasında anlam farklılığını belirlemek için **t- test analizleri** (t testi ile iki grubun ortalamaları karşılaştırılarak, aradaki farkın rastlantısal mı, yoksa istatistiksel olarak anlamlı mı olduğuna karar verilir) ve iki veya daha fazla örnekleme sapmalarının farklı olup olmadığını belirlemek için **f-testi analizleri**,

iii- Her bir metal için toprak-çeşitli bitki organları, yıkanmış-yıkanmamış yapraklar arasındaki ilişkilerin hangi yönde olduğunu ve azalıp, arttığını belirlemek için korelasyon analizleri, (İki bağımsız değişken arasındaki doğrusal ilişkinin yönünün ve kuvvetini belirtir. Korelasyon katsayısı, bağımsız değişkenler arasındaki ilişkinin yönü ve büyüklüğünü belirten katsayıdır. Değişkenlerin birbiri arasındaki etkileşim var mı, varsa etkileşimin çok fazla mı yani kuvvetli mi olduğu ve gözlem gruplarından birinin gözlem değerleri artarken diğerinin azalıyor mu yoksa aynı yönde mi değerleri değişiyor olduğu gözlenebilir. Korelasyon katsayısı -1 ile +1 arasında değişen değerler alır. Katsayı, etkileşimin olmadığı durumda 0, tam ve kuvvetli bir etkileşim varsa 1, ters yönlü ve tam bir etkileşim varsa -1 değerini alır. Genellikle, 0-0.49 arasında ise korelasyon zayıf, 0.5-0.74 arasında ise orta derecede, 0.75-1 arasında ise kuvvetli ilişki vardır denilmektedir).

iv- Yapraklardaki ağır metal kontaminasyonlarının toprak yolu ve hava yolu ile bulaşma oranlarını belirlemek için yıkama sonucu yapraktan uzaklaşan metal yüzdeleri hesaplanmıştır.

BÖLÜM IV

SONUÇLAR VE TARTIŞMA

IV.1. SONUÇLAR

Bu çalışma dört farklı kirlenme ortamı kabul edilerek yapılmıştır;

- a- Konumuz olan ağır metallerin emisyonunun yoğun görüldüğü ana yol kenarlarından,
- b- Yoğun trafiğin yaşandığı ve hava sirkülasyonunun az olduğu şehir içinden,
- c- Nispeten daha az kirlilik kaynaklarına sahip kenar semtlerden ve
- d- Kirlilik düzeyinin karşılaştırılması amacıyla kontrol bölgesi ortamlarından örnekler alınmıştır.

Bu ortamlarda otosanayii gibi endüstri kaynakları varsa ayrıca belirtilmiştir.

Çalışmamızda analiz ettiğimiz tüm organ ve topraklarda ortalama ağır metal kirliliği konsantrasyonları incelendiğinde, $Zn > Cu > Pb > Cd$ olarak bulunmuştur. Yine kentleşmenin azalmasıyla bu dört metal kirliliğinin de azaldığı belirlenmiştir. Toprak ve bitki organları (yıkanmış ve yıkanmamış yaprak, dal ve kabuk) arasında kuvvetli veya zayıf aynı yönde korelasyonlar bulunmuştur. Böylece metallerin hangi yolla bitki bünyesine kontamine olduğu da belirlenmeye çalışılmıştır.

Yıkanan ve yıkanmayan yaprak örneklerinde de bu metallerin farklılık gösterdiği tespit edilmiş, yıkama sonucunda metallerin miktarlarında önemli ölçüde azalma olduğu belirlenmiştir .

Elementlerin toksisitelerine ve mobilitelerine göre sırasıyla kurşun, kadmiyum, bakır ve çinko sonuçları aşağıda belirtilmiştir.

IV.1.1. Kurşun Değerleri

40 farklı lokaliteden toplanan ve analiz edilen *Celtis australis* yıkanmış ve yıkanmamış yaprak, dal, kabuk örnekleri ile bu bitkilerin yetiştiği toprakların içerdikleri Pb konsantrasyonları aşağıdaki tabloda gösterilmiştir (Tablo IV.1).

Tablo IV.1. *Celtis australis* 'in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Pb Miktarları (mg/kg dw)

Lokale No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
1	4,05	4,03	1,35	1,65	25,43
2	5,65	6,22	1,68	1,34	30,83
3	7,22	5,96	0,88	2,34	22,34
4	8,08	6,48	2,32	6,57	26,95
5	15,19	13,26	3,25	2,55	56,04
6	14,17	6,43	3,05	4,56	53,89
7	15,88	14,02	2,06	3,65	45,46
8	15,12	10,72	2,38	5,48	58,04
9	10,36	11,06	1,77	4,91	47,28
10	19,52	11,94	2,90	1,56	49,33
11	17,23	10,11	1,04	6,78	50,93
12	17,39	12,35	2,27	0,78	37,68
13*	2,86	2,22	1,11	3,87	42,34
14	15,25	10,34	4,42	5,76	53,83
15	12,12	15,14	3,38	11,67	57,76
16	17,07	11,05	3,55	20,56	68,81
17	18,38	13,26	2,16	21,19	50,68
18*	3,83	4,05	1,85	4,89	22,8
19	10,67	6,80	4,21	8,60	32,73
20	11,55	7,14	3,26	10,67	43,86
21	8,90	9,33	3,14	13,23	43,13
22	3,54	3,55	2,56	3,74	17,9
23*	3,37	4,59	0,70	5,97	35,96
24	6,55	5,42	2,40	2,18	41,37
25	9,86	5,97	0,91	10,98	62,98
26	16,75	13,12	3,08	2,78	42,07
27	16,33	9,79	5,02	8,76	52,07
28	13,06	11,56	2,35	11,67	42,38
29	12,21	8,05	1,87	4,97	76,04
30	14,53	12,22	3,48	6,36	20,97
31	12,02	8,92	1,66	1,96	33,62
32*	2,47	2,41	1,05	3,91	18,06
33	12,69	6,23	2,02	15,1	45,3

Tablo IV.1. Devam

Lokalite No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
34	5,71	5,21	1,25	9,16	31,4
35	11,20	8,02	2,14	5,86	71,46
36	6,52	6,48	2,09	6,56	21,25
37	5,23	4,10	3,10	10,96	50,49
38*	2,95	1,97	1,24	5,15	17,84
39	12,13	7,93	3,76	16,56	66,09
40	13,84	10,16	3,46	5,39	55,07

***Kontrol Grubu Örnekler**

Çalışmamızda *Celtis australis* bitkisinin çeşitli organlarında yetiştikleri topraklara göre çok daha az kurşuna rastlanmıştır. Toprakta ölçülen minimum ve maksimum Pb oranları 17,84-76,04 mg/kg dw arasındadır. Oysa ki, bu değerler yıkanmamış yapraklarda 2,47-19,52 mg/kg dw, yıkanmış yapraklarda 1,97-12,34 mg/kg dw, dallarda 0,70-5,02 mg/kg dw ve kabuklarda 0,79-21,19 mg/kg dw olarak bulunmuştur.

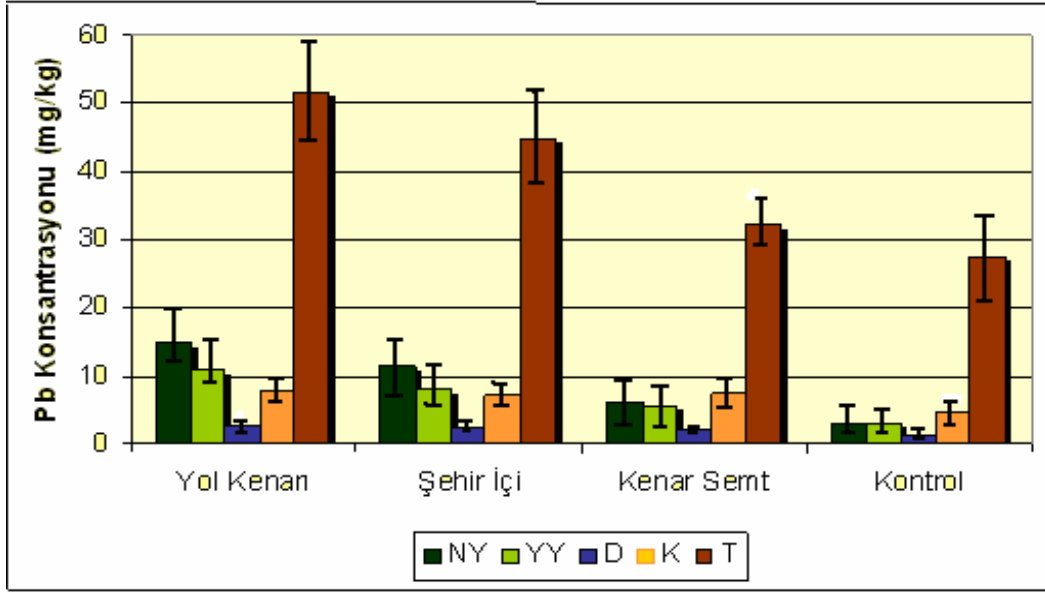
Tablo IV.2.'de dört farklı kirlenme ortamında *Celtis australis*'in çeşitli organları ve yetiştirdiği topraklardaki ortalama kurşun kirlilik düzeyleri görülmektedir;

Tablo IV.2. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yetişen *Celtis australis*'in Çeşitli Organlarında ve Yetiştirdiği Topraklardaki Ortalama Kurşun Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri (mg/kg dw)

Kirlenme Ortamı	NY	YY	D	K	T
Yol Kenarı	14,90 ± 2,96	9,95 ± 2,50	3,13± 1,21	7,85± 1,82	51,55± 4,74
Şehir İçi	11,29 ± 1,18	8,10± 1,01	2,54± 0,17	7,24± 0,65	44,76± 3,29
Kenar Semt	6,38 ± 0,84	5,47± 0,71	2,28± 0,15	6,38 ± 0,55	32,02± 1,51
Kontrol	3,10± 0,76	3,01± 0,56	1,19± 0,12	4,76±0,37	27,4± 2,41

NY: Yıkanmamış Yaprak, YY: Yıkanmış Yaprak, D:Dal, K: Kabuk, T: Toprak.

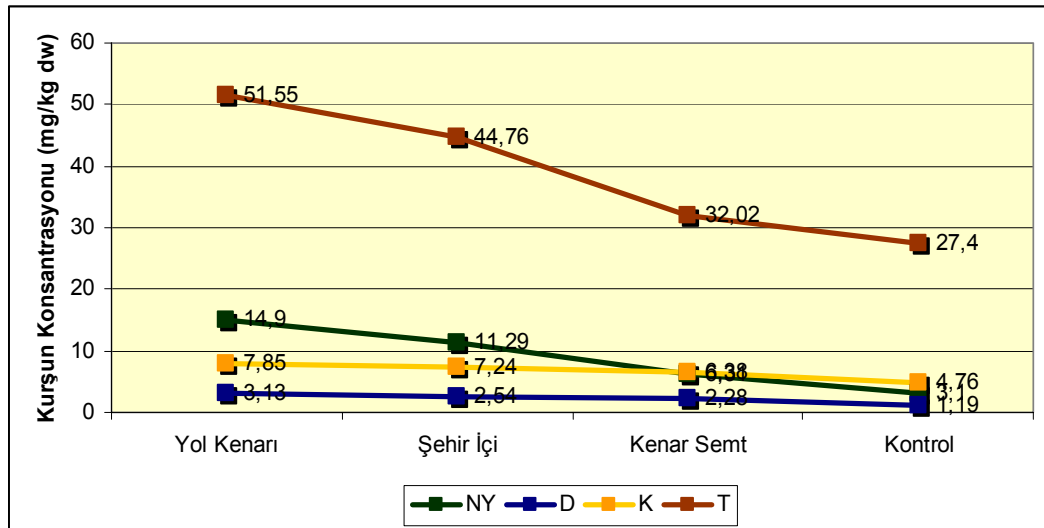
Şekil IV.1'de dört farklı kirlenme ortamında *Celtis australis*'in çeşitli organları ve yetiştirdiği topraklardaki ortalama kurşun kirlilik düzeyleri, dağılım histogramı şeklinde görülmektedir;



Şekil IV.1. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında *Celtis australis*'in Çeşitli Organ ve Yetiştği Topraklardaki Kurşun Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Yapılan analizler sonucu, pollusyonun özellikle yoğun taşıt trafiğinin yaşandığı yol kenarlarında ve oto sanayiine yakın bölgelerde arttığı anlaşılmıştır. Kirlilik miktarının ise sırasıyla yol kenarı > şehiriçi > kenar semtler > kontrol bölgeleri şeklinde olduğu belirlenmiştir.

Şekil IV.2.'de yıkanmış yaprak, dal, kabuk ve toprak kurşun değerlerinin karşılaştırılması sunulmaktadır:

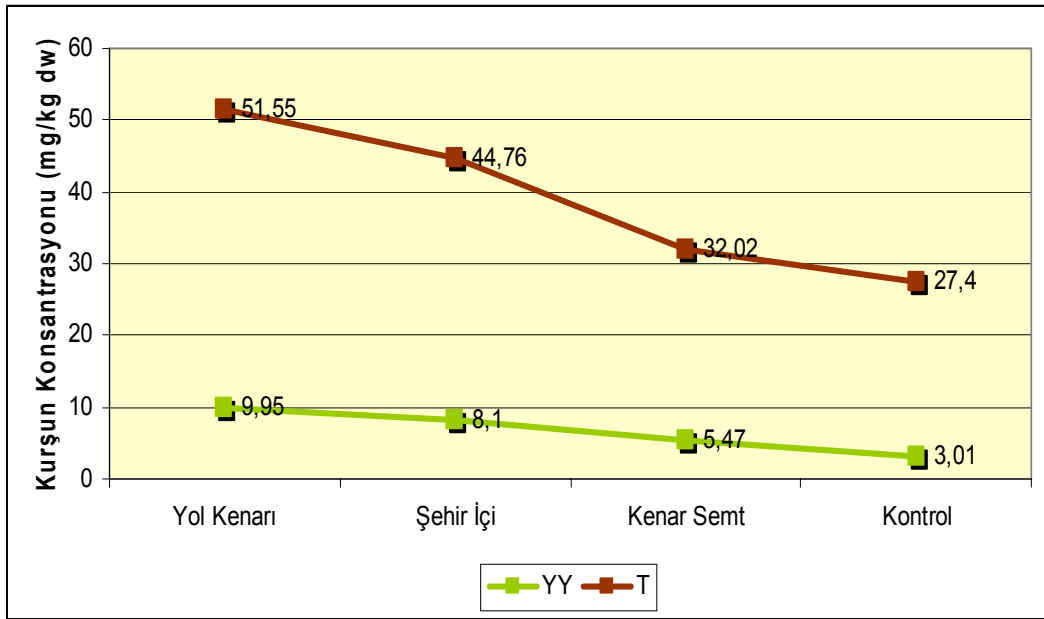


Şekil IV.2. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmamış Yaprak, Dal, Kabuk ve Toprak Kurşun Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Yukarıdaki grafikten de açıkça anlaşıldığı üzere, özellikle kirlilik kaynaklarından uzaklaştıkça, toprak ve bitki organlarının kurşun değerleri orantılı olarak bir azalma göstermektedir.

Kontrol bölgesinden alınan örneklerde, Pb birikiminin kabukta yapraktan fazla, diğer tüm bölgelerde birikimin büyükten küçüğe sırasıyla, toprak, kabuk, yaprak ve dal şeklinde olduğu belirlenmiştir.

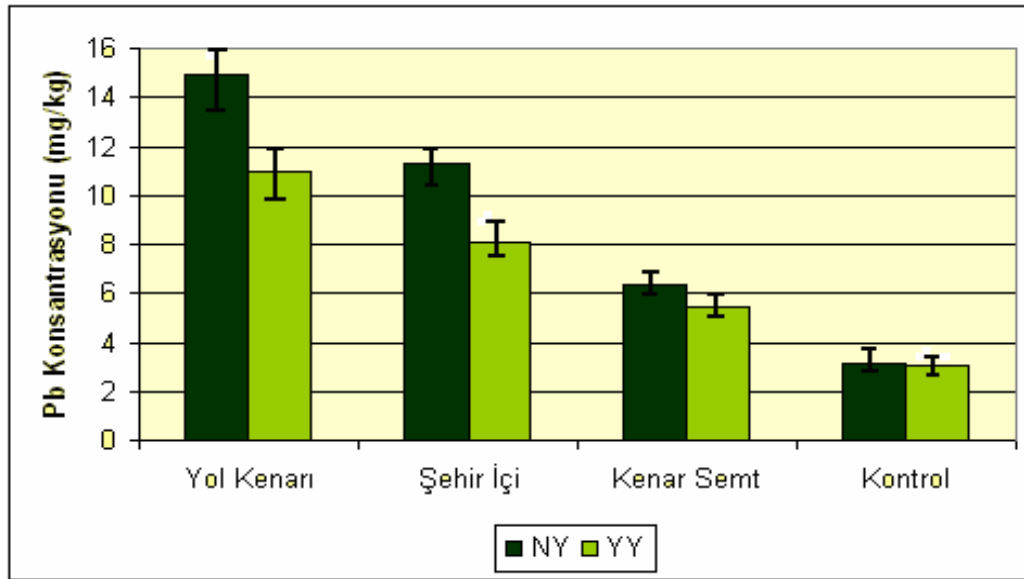
Topraktaki kurşun konsantrasyonu ile yıkanmamış yapraktaki kurşun konsantrasyonu arasında da açık bir korelasyon vardır. Bu korelasyon Şekil IV.3.'de açıkça görülmektedir.



Şekil IV.3. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış Yaprak ve Toprak Kurşun Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Yıkama işlemi ile, yaprak yüzeyine havadan bulaşan ve akümüle olan kurşun uzaklaştırılmış, sadece yaprağın bünyesinde bulunan kurşunun hangi yolla yaprağa nüfuz ettiği belirlenmeye çalışılmıştır. Böylece ağır metalin bitkiye girişinin hava yolu ve/veya toprak yolu ile olduğu belirlenmek hedeflenmiştir.

Yıkama işlemleri sonucu yapraklarda kurşun konsantrasyonunun azaldığı belirlenmiştir. Aşağıdaki şekilde bu durum açıkça görülmektedir (Şekil IV.4).



Şekil IV.4. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış ve Yıkanmamış Yapraklarda Kurşun Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Yıkama prosedürü sonrası bitkinin yapraklarından önemli derecede Pb eksilmektedir. Bu miktarlar hemen hemen 1/3 oranına kadar çıkabilmektedir (Tablo IV.3.).

Tablo IV.3. Yıkama Prosedürü ile *C. australis* Yapraklarından Uzaklaşan Kurşun Oranları (%)

Yol Kenarı	Şehir İçi	Kenar semtler	Kontrol
33,88	28,22	13,17	2,91

Kurşun sonuçlarına göre yapılan t-test analizlerinde;

a- Yol kenarı-kontrol bölgeleri arasında yaprak, dal ve kabuk örnekleri ile yapılan t-testi analizleri $p < 0.001$ (anlamlı),

b- Toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak Pb miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),

c-Yine yıkanmamış ve yıkanmış yapraklardaki Pb miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü eşli t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı) olarak hesaplanmıştır.

Kurşun sonuçlarına göre yapılan **korelasyon analizlerinde** ise;

a-Korelasyon değeri, toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak arasında sırasıyla 0,35, 0,39 (aynı yönde zayıf bir ilişki) ve 0,51 (aynı yönde kuvvetli bir ilişki),

b-Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklarda $r = 0,86$ (aynı yönde, çok kuvvetli bir ilişki) olarak bulunmuştur.

IV.2. Kadmiyum Değerleri

40 farklı lokaliteden toplanan ve analiz edilen *Celtis australis* organlarının ve bu bitkilerin yetiştiği toprakların içerdikleri Cd konsantrasyonları aşağıda Tablo IV.4’ de gösterilmiştir.

Tablo IV.4. *Celtis australis*’in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Kadmiyum Miktarları (mg/kg dw)

Lokale No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
1	0,31	0,27	0,11	0,26	0,42
2	0,33	0,31	0,21	0,31	0,35
3	0,37	0,35	0,19	0,32	0,55
4	0,38	0,42	0,41	0,33	0,69
5	0,31	0,26	0,32	0,36	0,70
6	0,26	0,24	0,29	0,66	1,14
7	0,25	0,20	0,3	0,43	0,51
8	0,51	0,45	0,26	0,44	0,77
9	0,45	0,29	0,34	0,45	0,91
10	0,38	0,35	0,27	0,47	0,59
11	0,34	0,24	0,33	0,87	1,05
12	0,49	0,37	0,54	0,59	1,10
13*	0,54	0,38	0,31	0,37	0,53
14	0,48	0,31	0,55	0,56	1,20
15	0,39	0,37	0,35	0,52	0,63
16	0,42	0,27	0,44	0,55	0,79
17	0,54	0,41	0,52	0,55	0,8
18*	0,39	0,15	0,44	0,36	0,49
19	0,44	0,23	0,47	0,40	0,54
20	0,49	0,28	0,4	0,57	0,75
21	0,74	0,46	0,73	0,58	1,31
22	0,59	0,43	0,43	0,58	1,11
23*	0,55	0,26	0,44	0,60	0,75
24	0,80	0,58	0,46	0,60	1,14
25	0,57	0,49	0,45	0,63	0,82
26	0,63	0,48	0,52	0,65	1,03
27	0,75	0,48	0,6	0,68	1,31
28	0,58	0,44	0,57	0,69	1,04
29	0,79	0,49	0,66	0,77	1,34
30	0,61	0,55	0,43	0,73	1,22
31	0,52	0,44	0,31	0,70	0,90
32*	0,59	0,34	0,38	0,38	0,55

Tablo IV.4. Devam

Lokalite No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
33	0,79	0,50	0,57	0,93	1,40
34	0,70	0,48	0,51	0,59	0,91
35	0,82	0,51	0,65	1,09	1,37
36	0,55	0,39	0,65	0,71	1,22
37	0,78	0,7	0,5	0,68	1,17
38*	0,6	0,68	0,51	0,42	0,63
39	0,69	0,53	0,68	0,73	1,38
40	0,66	0,44	0,67	0,71	1,11

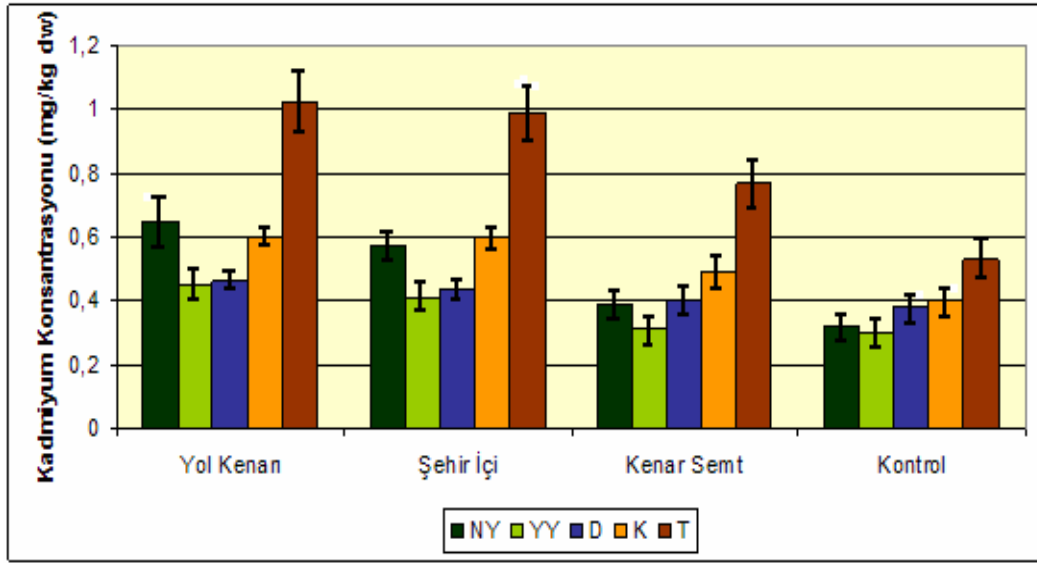
Tablodan da görüldüğü üzere toprakta, örnek bitkimizin çeşitli organlarına göre daha fazla kadmiyuma rastlanmıştır. Toprakta ölçülen minimum ve maksimum kadmiyum oranları 0,35–1,41 mg/kg dw arasında ölçülmüştür. Oysa ki, bu değerler yıkanmamış yapraklarda 0,25–0,87 yıkanmış yapraklarda 0,15–0,70 mg/kg dw, mg/kg dw, dallarda 0,11–0,91 mg/kg dw ve kabuklarda 0,26–1,26 mg/kg dw olarak bulunmuştur.

Celtis australis organları ve yetiştiği topraklarda farklı kirlenme şekil ve şiddetine maruz kalmış çeşitli ortamlarda içerdiği ortalama kadmiyum konsantrasyonları ve standart sapma değerleri Tablo IV.5.'de görülmektedir.

Tablo IV.5. Çeşitli Kirlenme Ortamları İçin *Celtis australis*'in Çeşitli Organlarında ve Yetiştigi Topraklardaki Ortalama Kadmiyum Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri (mg/kg dw)

Kirlenme Ortamları	NY	YY	D	K	T
Yol Kenarı	0,65 ±0,13	0,45±0,15	0,46 ±0,07	0,60±0,08	1,02±0,04
Şehir İçi	0,57±0,09	0,41±0,10	0,44 ±0,07	0,60 ±0,06	0,99±0,02
Kenar Semt	0,39±0,09	0,31±0,10	0,40±0,07	0,49 ±0,06	0,77±0,02
Kontrol	0,32±0,06	0,30 ±0,06	0,38±0,02	0,40 ±0,01	0,53±0,01

Yukarıdaki değerler, Şekil IV.5' te de dağılış histogramı halinde sunulmaktadır:

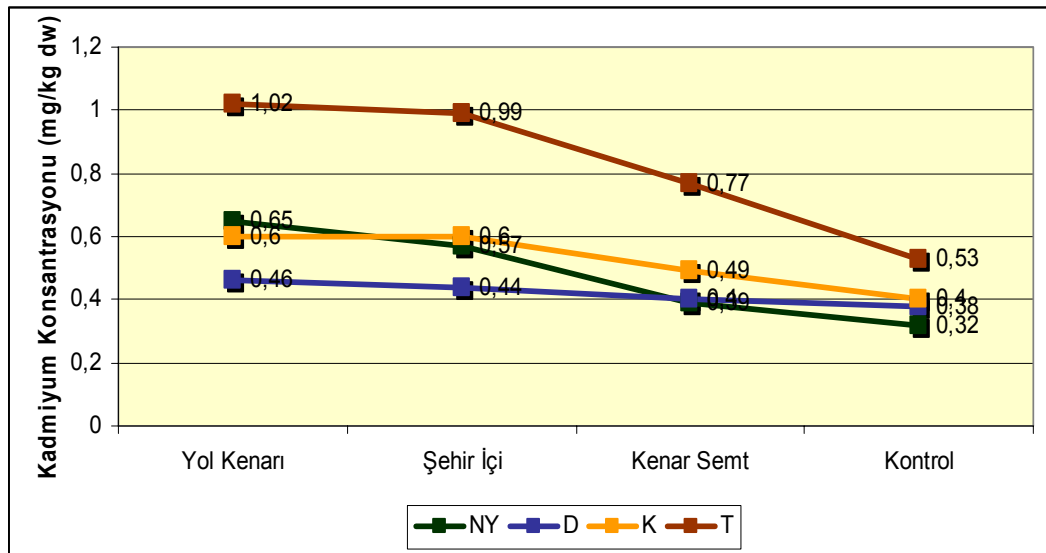


Şekil IV.5 Çeşitli Kirlenme Ortamlarında *Celtis australis*'in Çeşitli Organ ve Yetiştigi Topraklardaki Kadmiyum Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Kadmiyum birikiminin yol kenarından kontrol bölgelerine doğru gidildikçe azaldığı Şekil IV.5'de açıkça görülmektedir.

Yine *Celtis australis* yapraklarında kirlilik miktarı, yol kenarlarında kontrol bölgelerine göre iki kat fazla Cd birikimi görülmüştür.

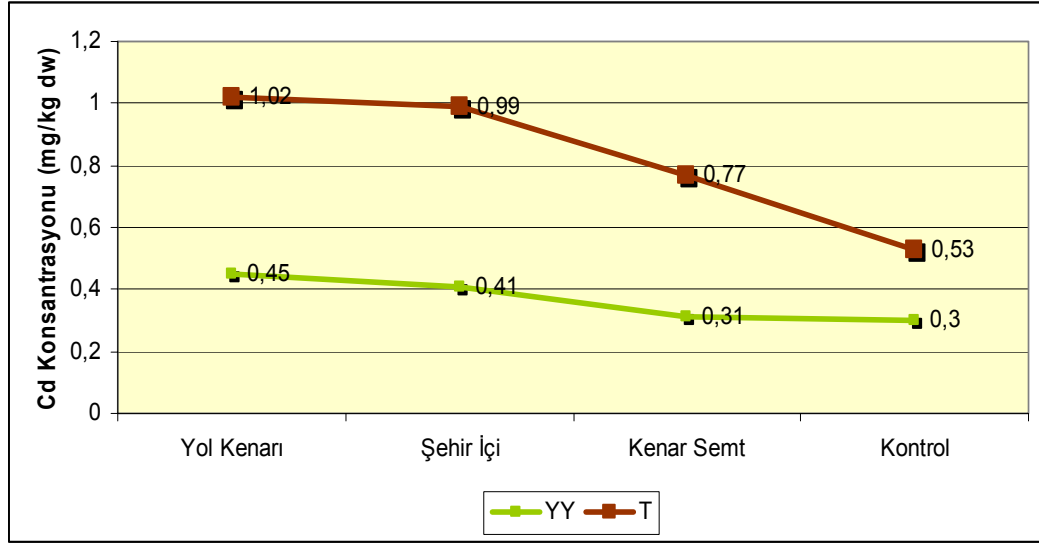
Çeşitli kirlilik ortamları ile çeşitli bitki organları ve topraktaki kadmiyum konsantrasyonları arasındaki korelasyon aşağıda Şekil IV.16.' da sunulmaktadır:



Şekil IV.6. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmamış Yaprak, Dal, Kabuk ve Toprak Kadmiyum Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

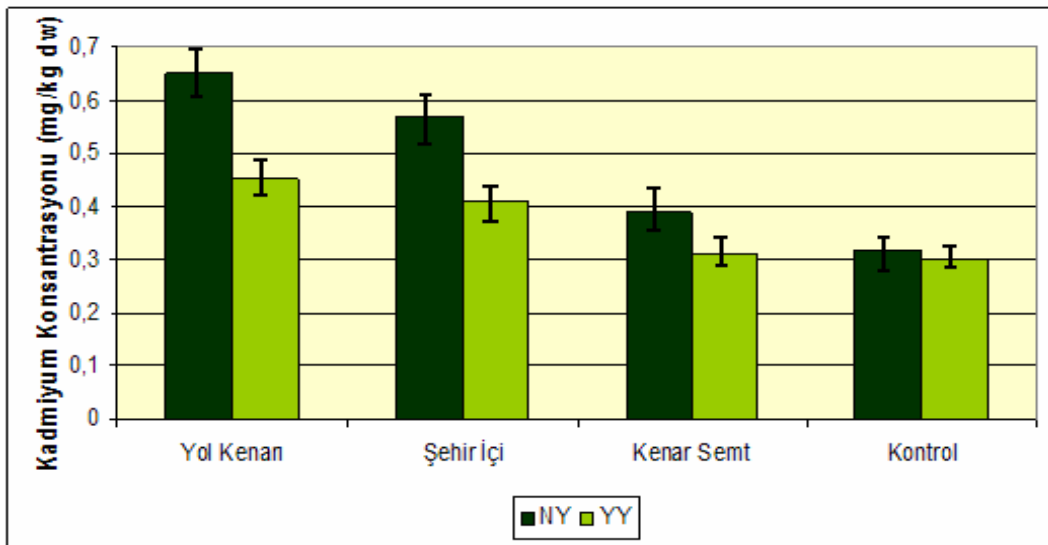
Görüldüğü gibi, toprak örneklerinde ölçülen değerler, bitki organlarına göre daha yüksektir. Toprak ile dal ve kabuk konsantrasyon değerleri arasında kurşundan daha net bir korelasyon görülmüştür.

Celtis australis' in kadmiyumun ne kadarının topraktan ne kadarının hava yolu ile aldığını göstermesi bakımından da kadmiyumun yıkanmış yaprakta ve topraktaki konsantrasyonları Şekil IV.7.' de sunulmaktadır.



Şekil IV.7. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış Yaprak ve Toprak Kadmiyum Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Yıkama işlemleri sonucunda, yapraklardan uzaklaşan kadmiyum miktarı kirlilik kaynaklarından uzaklaştıkça azalmaktadır. Böylece Cd'un bitkiye hangi yolla nüfuz ettiği belirlenmeye çalışılmıştır (Şekil IV.8).



Şekil IV.8. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış ve Yıkanmamış Yapraklarda Kadmiyum Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Bidistile su ile yıkanmış yapraklarda, yaprak yüzeyine kontamine olmuş kadmiyumun uzaklaşma oranları Tablo IV.6.'da gösterilmiştir.

Tablo IV.6. Yıkama Prosedürü ile *C. australis* Yapraklarından Uzaklaşan Kadmiyum Oranı (%)

Yol Kenarı	Şehir İçi	Kenar semtler	Kontrol Bölgesi
30,76	28,07	16,04	9,37

Kadmiyum sonuçlarına göre yapılan **t-test analizlerinde**;

- a- Yol kenarı-kontrol bölgeleri arasında yaprak için $p < 0.001$ (anlamlı),
, dal için ns. ve kabuk örnekleri için ise yapılan t-testi analizleri $p < 0.01$ (anlamlı),
- b- Toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak Cd miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),
- c- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklardaki Cd miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü eşli t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),

Kadmiyum sonuçlarına göre yapılan **korelasyon analizlerinde** ise;

- a- Korelasyon değerleri, toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak arasında sırasıyla 0,76, 0,81 ve 0,57 (aynı yönde kuvvetli bir ilişki),
- b- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklarda kenar semtlerde $r = 0,78$ (aynı yönde kuvvetli bir ilişki) olarak bulunmuştur.

IV.3. Bakır Değerleri

Farklı derecelerde kirlenmiş 40 farklı lokaliteden toplanan ve analiz edilen *Celtis australis* organları ile bu bitkinin yetiştiği toprakların içerdikleri Cu konsantrasyonları aşağıdaki tabloda gösterilmiştir (Tablo IV.7.).

Tablo IV.7. *Celtis australis*'in Çeşitli Organları ile Yetiştği Topraktaki Bakır Miktarları (mg/kg dw)

Lokalite No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
1	7,62	6,33	7,62	9,61	44,67
2	6,55	6,53	5,994	4,75	41,27
3	16,11	11,39	15,79	13,64	71,78
4	15,45	13,14	15,61	17,23	62,82
5	24,33	15,11	19,03	24,58	111,47
6	10,45	7,096	8,18	11,76	41,85
7	19,63	13,94	13,19	16,56	68,84
8	23,01	12,11	14,81	23,39	75,47
9	17,24	10,57	16,58	19,92	62,27
10	19,44	14,58	18,78	19,69	64,88
11	20,23	15,56	18,21	23,21	85,14
12	18,69	9,57	12,36	17,70	79,44
13*	6,30	5,95	6,73	11,26	35,16
14	18,77	11,39	11,46	17,53	66,04
15	15,36	10,46	15,20	13,56	62,57
16	19,27	11,22	18,65	20,61	62,9
17	21,15	15,49	15,34	12,15	75,31
18*	5,91	5,66	9,82	5,88	23,27
19	7,09	8,59	6,61	10,15	33,45
20	19,97	12,1	19,7	15,57	54,1
21	23,01	19,88	16,55	19,66	67,08
22	19,96	11,25	13,01	18,66	51,36
23*	7,93	7,95	7,29	8,36	25,05
24	12,79	11,72	13,96	11,22	38,3
25	16,56	13,55	11,01	23,6	57,62
26	21,03	16,7	19,79	17,43	85,59
27	26,51	21,73	9,32	23,61	45,06
28	16,87	10,98	11,2	19,1	53,19
29	17,29	10,38	11,53	13,92	66,33
30	20,1	14,46	6,34	12,52	66,19
31	11,37	10,36	15,76	18,18	46,23
32*	7,308	6,39	10,68	6,585	21,76
33	15,73	11,37	14,38	24,74	58,48

Tablo IV.7. Devam

Lokale No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
34	11,89	7,24	9,97	15,25	58,67
35	23,97	14,3	13,2	21,22	109,47
36	6,98	5,99	7,14	13,63	39,01
37	8,96	8,05	10,38	17,12	49,05
38*	3,53	4,02	8,82	12,84	21,05
39	23,36	13,15	13,36	14,33	69,39
40	21,91	13,47	22,47	21,55	62,27

Analizler sonucu ortalama Cu konsantrasyon değerleri yıkanmamış yapraklarda 3,53-26,51 mg/kg dw, yıkanmış yapraklarda 4,02-21,73 mg/kg dw, dallarda 5,99-22,47 mg/kg dw ve kabuklarda ise 4,75-24,74 mg/kg dw olarak bulunmuştur.

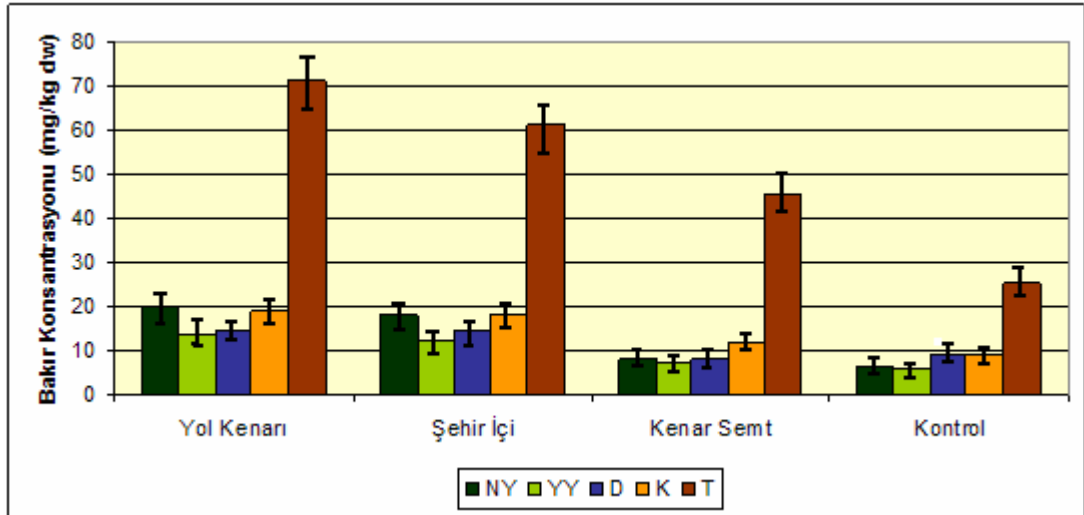
Toprakta, bitki organlarına göre daha fazla bakıra rastlanmıştır. Toprakta minimum ve maksimum bakır oranları 21,05-111,47 mg/kg dw arasında ölçülmüştür.

Celtis australis' in ve yetiştiği toprakların farklı kirlenme şekline ve şiddetine maruz kalmış çeşitli ortamlar için ortalama bakır konsantrasyonları ve standart sapma değerleri Tablo IV.8'de görülmektedir:

Tablo IV.8. Çeşitli Kirlenme Ortamları İçin *Celtis australis*' in Çeşitli Organlarında ve Yetiştigi Topraklardaki Ortalama Bakır Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri (mg/kg dw)

Kirlenme Ortamı	NY	YY	D	K	T
Yol Kenarı	19,94±1,17	13,55±1,47	14,50±1,77	18,96±0,78	71,03±3,55
Şehir İçi	17,97±0,86	12,16±0,71	14,34±1,48	17,86±0,76	61,16±2,93
Kenar Semt	8,18±0,36	7,12±0,24	7,95±0,79	11,75±0,42	45,35±1,36
Kontrol	6,39±0,21	5,99±0,21	8,66±0,94	8,99±0,47	25,26±1,01

Yukarıdaki değerler, dağılış histogramı şeklinde de Şekil IV.9.' da görülmektedir.

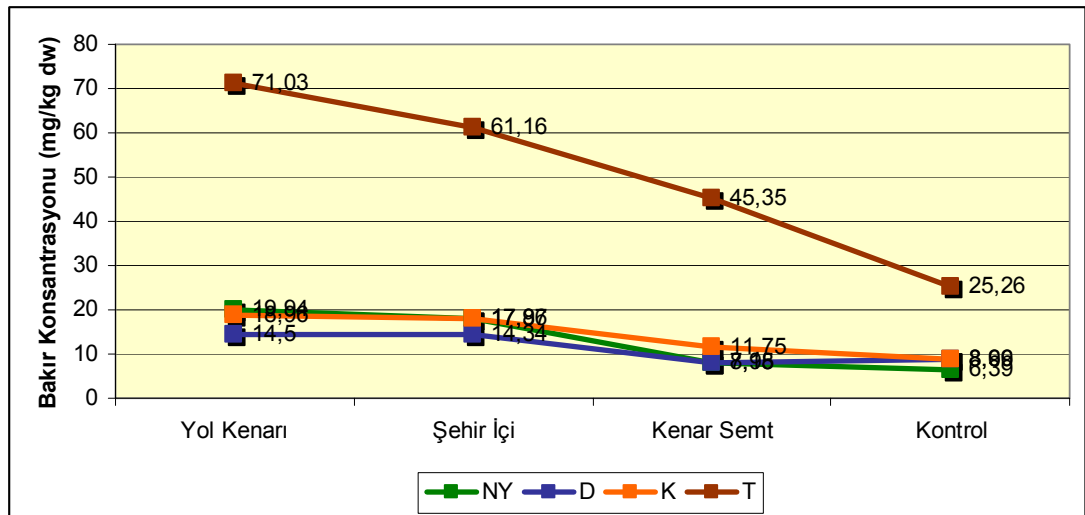


Şekil IV.9. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında *Celtis australis*'in Çeşitli Organ ve Yetiştği Topraklardaki Bakır Konsantrasyonlarının Dağılımı Histogramı Şeklinde Gösterilmesi

Yukarıdaki şekilde kontaminasyon miktarlarının genelde kabuk>yıkanmamış yaprak >yıkanmış yaprak >dal şeklinde olduğu görülmektedir.

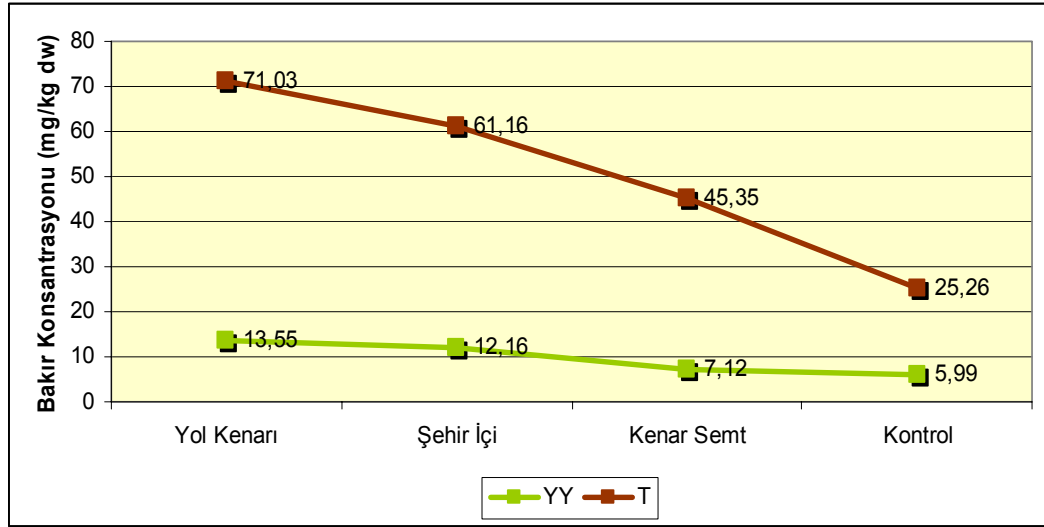
Bitkide en fazla kirlilik yıkanmamış yaprakta 26,51 olarak görülmesine karşın, kurşun ve kadmiyumdan farklı olarak yıkanmış yapraklarda, dal ve kabuk değerlerinden nispeten daha az kirlilik saptanmıştır.

Çeşitli kirlilik ortamları ile çeşitli bitki organları ve topraktaki bakır konsantrasyonları arasındaki korelasyon aşağıda şekil IV.10.' da sunulmaktadır:



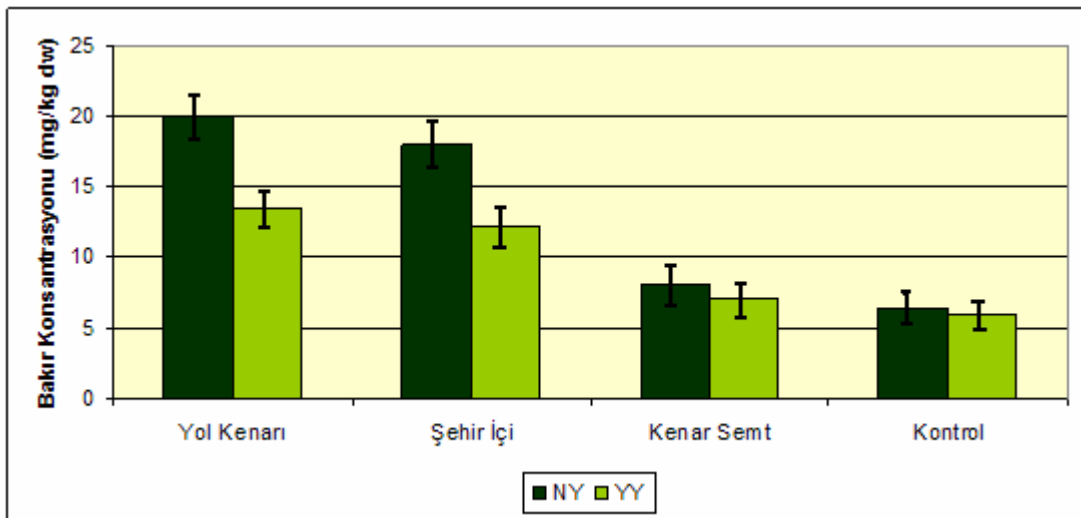
Şekil IV.10. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmamış Yaprak, Dal, Kabuk ve Toprak Bakır Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Bitki organlarında ve toprakta Cu akümülyasyonunun kontrol bölgelerinden kirlilik kaynaklarının yoğun olduğu ortamlara gidildikçe arttığı saptanmıştır (Şekil IV.11.).



Şekil IV.11. Çeşitli Kirlenme Ortamlarında Yıkanmış Yaprak ve Toprak Bakır Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Yıkama prosedürü sonrası yapraklardaki bakır konsantrasyonunda kurşun ve kadmiyumda olduğu gibi bir azalma görölmektedir. Yıkama işlemi ile, yaprak yüzeyine havadan bulaşan ve akümüle olan kurşun uzaklaştırılmış, sadece yaprağın bünyesinde bulunan kurşunun hangi yolla yaprağa nüfuz ettiği belirlenmeye çalışılmıştır (Şekil IV.12).



Şekil IV.12 Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış ve Yıkanmamış Yaprak Bakır Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Yıkama prosedürü ile yol kenarı, şehir içi, kenar semtler ve kontrol bölgelerinde *C. australis* yapraklarından uzaklaşan bakır yüzdeleri Şekil IV.9'da sunulmaktadır:

Tablo IV.9. Yıkama Prosedürü İle *C. australis* Yapraklarından Uzaklaşan Bakırın Oranı (%)

Yol Kenarı	Şehir İçi	Kenar semtler	Kontrol
32,04	31,64	12,95	6,41

Bakır sonuçlarına göre yapılan **t-test analizlerinde**;

a- Yol kenarı-kontrol bölgeleri arasında yaprak, dal ve kabuk örnekleri ile yapılan t-testi analizleri $p < 0.001$ (anlamlı),

b- Toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak Cu miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),

c- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklardaki Cu miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü eşli t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),

Kadmiyum sonuçlarına göre yapılan **korelasyon analizlerinde** ise;

a- Korelasyon değeri, toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak arasında sırasıyla 0,59, 0,63 ve 0,63 (aynı yönde kuvvetli bir ilişki),

b- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklarda kenar semtlerde $r = 0,88$ (aynı yönde çok kuvvetli) olarak bulunmuştur.

IV.4. Çinko Değerleri

Farklı derecelerde kirlenmeye maruz kalmış 40 farklı lokaliteden toplanan ve analiz edilen *Celtis australis* organları ile bu bitkilerin yetiştiği toprak örneklerinin içerdikleri Zn konsantrasyonları Tablo IV.10' da gösterilmiştir.

Tablo IV.10. *Celtis australis*'in Çeşitli Organları ile Yetiştigi Topraktaki Çinko Miktarları (mg/kg)

Lokale No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
1	30,63	26,22	23,45	34,08	52,93
2	32,26	25,28	22,53	35,39	51,24
3	27,79	16,02	16,16	33,09	57,56
4	23,45	9,72	13,11	20,85	46,91
5	53,78	45,16	22,49	42,48	107,6
6	55,92	40,35	30,03	38,41	110,23
7	41,89	30,62	14,71	34,32	91,74
8	53,66	47,49	34,79	53,34	121,56
9	40,33	31,75	36,28	39,62	78,37
10	41,92	23,05	22,49	27,92	67,14
11	43,71	28,62	17,42	40,82	73,75
12	25,04	11,59	17,48	32,04	59,97
13*	23,05	18,28	16,62	19,94	55,68
14	12,92	26,66	19,53	34,44	83,28
15	39,36	32,55	22,65	36,28	101,26
16	47,14	38,25	21,01	46,47	105,44
17	37,01	12,71	15,95	33,57	39,63
18*	16,36	12,68	12,96	19,92	39,65
19	29,05	21,19	23,1	21,97	57,76
20	43,74	22,92	23,45	29,57	43,55
21	30,77	19,43	27,64	32,69	60,67
22	25,05	17,54	9,18	23,96	58,94
23*	22,24	21,13	18,15	23,86	44,73
24	30,23	22,11	12,37	12,41	51,27
25	46,31	30,85	32,02	39,12	68,83
26	32,97	22,04	28,8	25,44	61,42
27	49,26	31,98	23,93	48,86	115,25
28	35,96	25,72	30,59	42,75	66,36
29	56,18	34,22	28,25	33,35	63,36
30	44,35	35,92	22,32	46,74	82,2
31	49,87	34,55	16,67	48,51	105,5
32*	26,63	13,39	14,27	17,01	55,42
33	39,17	31,81	25,24	38,72	70,7

Tablo IV.10. Devam

Lokale No	Yıkanmamış Yaprak	Yıkanmış Yaprak	Dal	Kabuk	Toprak
34	11,89	7,24	9,97	15,25	58,67
35	23,97	14,3	13,2	21,22	109,47
36	6,98	5,99	7,14	13,63	39,01
37	8,96	8,05	10,38	17,12	49,05
38*	3,53	4,02	8,82	12,84	21,05
39	23,36	13,15	13,36	14,33	69,39
40	21,91	13,47	22,47	21,55	62,27

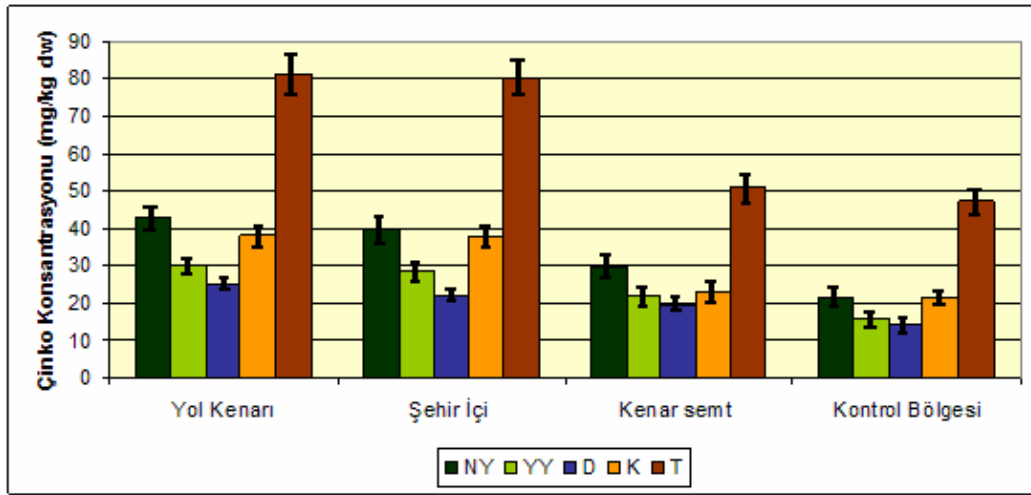
Tabloda görüldüğü gibi, toprakta ölçülen minimum ve maksimum çinko oranları 39,63 ve 122,64 mg/kg dw arasındadır. Oysa ki, bu değerler yıkanmamış yapraklarda 12,92-57,72 mg/kg dw, yıkanmış yapraklarda 9,72-47,49 mg/kg dw, dallarda 9,18-36,28 mg/kg dw ve kabuklarda ise 11,25-53,34 mg/kg dw olarak bulunmuştur. Öyle ki, bitkide maksimum birikim düzeyi 57,72 mg/kg dw ile yaprakta görülürken, toprakta bu oranın iki katından fazladır.

Tablo IV.11.'de dört farklı kirlenme ortamında *Celtis australis* organlarında ve yetiştiği topraklardaki ortalama Zn birikim düzeyleri görülmektedir:

Tablo IV.11. Çeşitli Kirlenme Ortamları için *Celtis australis*'in Çeşitli Organlarında ve Yetiştigi Topraklardaki Ortalama Çinko Konsantrasyonları ve Standart Sapma Değerleri (mg/kg dw)

Kirlenme Ortamı	NY	YY	D	K	T
Yol Kenarı	42,53±3,08	30,16±1,14	24,65±0,56	38,04±2,73	81,61±5,20
Şehir İçi	39,53±2,69	28,9±1,09	22,23±0,41	37,72±1,91	79,93±3,38
Kenar semt	29,52±1,45	21,92±0,85	19,20±0,55	22,98±2,06	51,37±2,53
Kontrol Bölgesi	21,48±0,96	15,92±0,83	14,34±0,71	21,59±0,76	47,46±2,28

Yukarıdaki değerler, dağılış histogramı şeklinde Şekil IV.13.'te de görülmektedir.

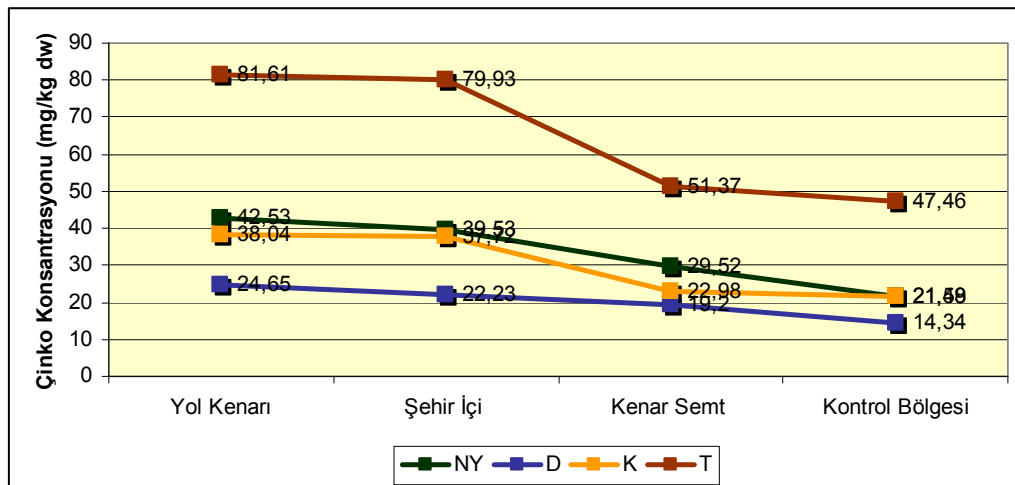


Şekil IV.13 Çeşitli Kirlenme Ortamlarında *Celtis australis*'in Çeşitli Organ Ve Yetiştği Topraklardaki Çinko Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Yapılan analizler sonucu, kirliliğin özellikle yoğun taşıt trafiğinin yaşandığı yol kenarlarında, oto sanayiine yakın bölgelerde ve şehir içinde yüksek (kontrol örneklerine göre iki kat) olduğu anlaşılmıştır. Kenar semtler ve kontrol bölgelerinde ise kirlilik düzeyi belirgin bir şekilde düşük bulunmuştur.

Yine *Celtis australis*'te birikim miktarının yıkanmamış yaprak>kabuk> yıkanmış yaprak>dal şeklinde olduğu anlaşılmıştır.

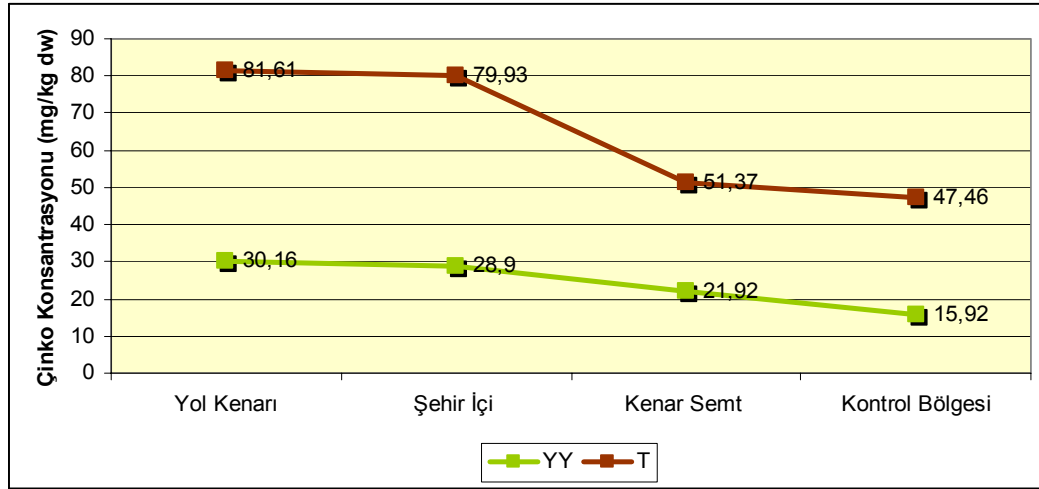
Şekil IV.14.'de yaprak, dal ve kabukta biriken çinko konsantrasyonları karşılaştırılmıştır:



Şekil IV.14. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yaprak, Dal ve Kabuk Çinko Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Celtis australis ' in çinkonun hangi yollarla aldığıının gösterilmesi bakımından

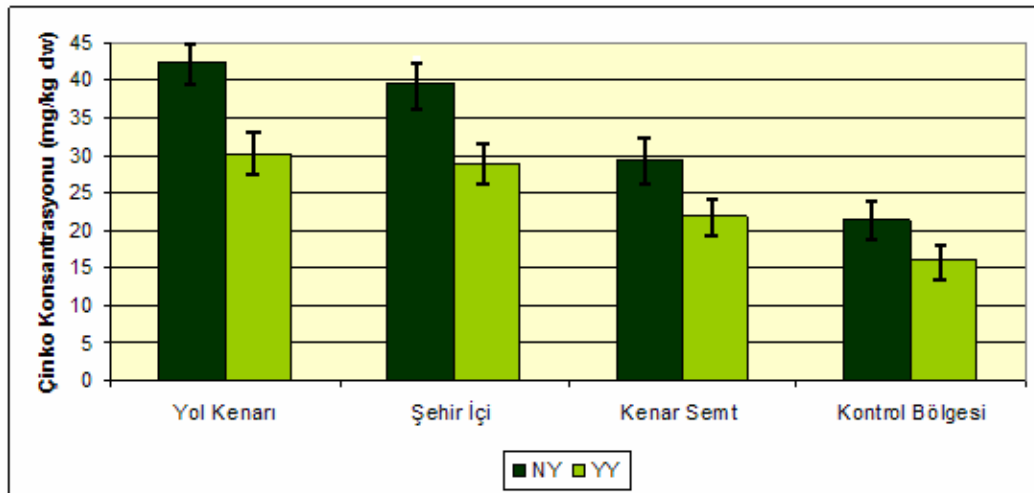
da çinkonun yıkanmış yaprakta ve topraktaki konsantrasyonları Şekil IV.15.' te sunulmaktadır:



Şekil IV.15. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış Yaprak ve Toprak Çinko Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon

Toprak ve yıkanmış yaprak Zn değerlerine bakıldığında, tüm ortamlarda iki ila üç kat arasında bir fazlalığın yanında, aralarında doğru orantılı bir ilişki de görülmektedir.

Yıkama işlemleri sonucunda, yaprak yüzeyinde biriken çinko kontaminasyonu uzaklaştırılmış ve yaprak içine hava yolu ile nüfuz etmiş olan Zn miktarı ölçülmüştür. Sonuçta yıkanmış yapraklarda, kurşun konsantrasyonunun belirgin olarak azaldığı belirlenmiştir (Şekil IV.16).



Şekil IV.16. Çeşitli Kirlenme Ortamları ile Yıkanmış ve Yıkanmamış Yapraklarda Çinko Konsantrasyonlarının Histogram Şeklinde Gösterilmesi

Tablo IV.12’de yıkama işlemleri sonucu yaprak yüzeyinden uzaklaşan Zn yüzdeleri gösterilmiştir;

Tablo IV.12. Yıkama Prosedürü İle *C. australis* Yapraklarından Uzaklaşan Çinko Oranı (%)

Yol Kenarı	Şehir İçi	Kenar semtler	Kontrol
29,08	26,83	12,45	6,15

Çinko sonuçlarına göre yapılan **t-test analizlerinde**;

a- Yol kenarı-kontrol bölgeleri arasında yaprak, dal ve kabuk örnekleri ile yapılan t-testi analizleri $p < 0.001$ (anlamlı),

b- Toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak Zn miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),

c- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklardaki Zn miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü eşli t testi sonucu $p < 0,001$ (anlamlı),

Çinko sonuçlarına göre yapılan **korelasyon analizlerinde** ise;

a- Korelasyon değeri (r); toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak arasında sırasıyla 0,52, 0,80 ve 0,87 (aynı yönde kuvvetli bir ilişki),

b- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklarda kenar semtlerde $r = 0,83$ (aynı yönde ve kuvvetli bir ilişki) olarak bulunmuştur.

Ayrıca 2005 ve 2006 yıllarının Ağustos ayında aynı ağaçlardan alınan numuneler arasında (1-2 ve 7- 9 no’lu) Pb, Cd, Cu ve Zn miktarları ölçülmüş ancak aralarında zamana bağlı belirgin bir konsantrasyon farkına rastlanmamıştır.

IV. 2. TARTIŞMA

Bu çalışma ile İstanbul'un farklı derecelerde ve şiddetlerde ağır metal kirliliğine maruz kalmış lokalitelerinden toplanan *Celtis australis* bitkisinin biyomonitör olarak kullanılabilirliği araştırılmış ve özellikle 1900'lü yılların son çeyreğinden sonra büyük ölçüde antropojenik etmenlerle ortaya çıkan en yaygın ve zararlı dört ağır metalin kirlilik düzeyleri ve kaynakları ortaya konmuştur. *Celtis australis* bitkisinin çeşitli organ ve yetiştikleri toprakların analizleri sonucu elde edilen değerler, benzer çalışmalarda olduğu gibi, kirliliğin endüstri kaynaklarına yakınlık ve motorlu araç trafiği hacmi ile orantılı olduğunu göstermektedir. Ayrıca bu bitkinin ağır metal kirliliğini tebit etmek üzere biyomonitör olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

Tablo IV.13.'de çalışmamızda elde ettiğimiz konsantrasyonlar ile literatürde toksik veya kontamine olarak kabul edilen konsantrasyonların (mg/kg dw) karşılaştırılması gösterilmiştir:

Tablo IV.13. Bu çalışmada Elde Edilen Değerlerle, Literatürde (Ross, 1994) Ağır Metallerin Toprakta Toksik, Bitkilerde Kontamine Olma Konsantrasyon Aralıkları (mg/kg)

Element	Toprakta Toksik Kabul Edilen Konsantrasyon Aralığı (Ross,94)	Kontamine Olmuş Bitkilerde Kabul Edilen Konsantrasyon Aralığı (Ross,94)	Çalışmamızda Toprakta Elde Edilen Konsantrasyon Aralığı	Çalışmamızda <i>C. australis</i> 'te Elde Edilen Konsantrasyon Aralığı
Pb	100 -400	30 - 100	17,88 -76,04	0,70 - 21,19
Cd	3 - 8	0,03 – 3,8	0,29 – 1,41	0,11 - 1,26
Cu	70 - 400	100 – 400	21,05 - 111,47	3,53 – 24,64
Zn	60 - 125	20 - 100	39,63 – 122,64	9,18 – 57,72

Yukarıdaki tabloda da görüldüğü gibi değerler, kurşun ve kadmiyum için toprakta ve *Celtis australis*'te toksik sınırların altında görülmektedir. Bakır için bazı lokalitelerde toprakta toksik alt değerin üstünde sonuçlar bulunmuştur. Çinko da ise, bir çok bölgede toprak ve *Celtis australis*'te alt sınır değerler aşılmıştır. Tüm kontrol

grubu örneklerde kirlilik düzeyleri oldukça azdır, bu da bize pollusyonun özellikle endüstri, trafik gibi antropojenik faktörlerden kaynaklandığını göstermektedir. Nitekim kirlenmenin şehir merkezinde ve anayollara yakın lokalitelerde ve özellikle kavşaklarda (trafik kaynaklı) ve oto sanayii gibi endüstriyel bölgelerde daha fazla olduğu anlaşılmıştır. Şehir kenar semtlerinden alınan örneklerde kirlilik kısmen daha az görülmüştür. Bu araştırma ile, daha önce ülkemizde ve yabancı ülkelerde farklı otörlerin (Hölwarth,1982; Marschner,1983; Albasel ve Cottenie, 1985; Türkan, 1986; Tam, 1987; Türkan ve Öztürk, 1989; Bereket ve Yücel, 1990; Ylaranta, 1995; Aksoy ve Öztürk, 1996; Xie ve ark.,1997; Aksoy ve Öztürk, 1997; Aksoy ve ark., 1999; Shams 2000; Aksoy ve ark., 2000; Çavuşoğlu, 2002) toprak ve bitkilerin ağır metal içeriklerinin bulundukları bölgedeki trafik hacimleriyle orantılı olduğu sonucu ile uyum göstermiştir.

Yıkama prosedürü ile *Celtis australis* yapraklarından uzaklaşan Pb, Cd, Cu ve Zn miktarları karşılaştırılarak hangi kirlenme bölgesinde hava yolu ile ne kadar birikimin meydana geldiği izah edilmeye çalışılmıştır. Bu oranlar Tablo IV.14.'de sunulmuştur:

Tablo IV.14. Yıkama Prosedürü ile *Celtis australis* Yapraklarından Uzaklaşan Pb, Cd, Cu ve Zn Oranları (%) ve F-testi İlişkisi

Kirlenme Ortamı	Pb	Cd	Cu	Zn
Yol kenarı	34	31	32	29
Şehir İçi	28	28	31	27
Kenar Semtler	13	16	13	12
Kontrol Bölgesi	4	9	6	6
F-test	***	***	***	***

Ayrıca *Celtis australis* yıkanmış yaprak ve toprak ağır metal konsantrasyonları ile yıkanmış ve yıkanmamış yaprak konsantrasyonları arasında hesapladığımız korelasyon katsayıları (r) ve t-testi (p) sonuçları aşağıda Tablo IV.15.'de sunulmuştur:

Tablo IV.15. *Celtis australis* Yıkanmış Yaprak ve Toprak Ağır Metal Konsantrasyonları ile Yıkanmış ve Yıkanmamış Yaprak Konsantrasyonları Arasındaki Korelasyon Katsayıları (r) ve t-Testi Sonuçları (***, $p < 0,001$ anlamlı)

Element	Toprak-Yıkanmış Yaprak	Yıkanmamış-Yıkanmış Yaprak
Pb	0,51***	0,86***
Cd	0,70***	0,78***
Cu	0,63***	0,88***
Zn	0,87***	0,83***

Aşağıda İstanbul’da sırasıyla Pb, Cd, Cu ve Zn metallerinin çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçları ile daha önce İstanbul’da, Türkiye’de diğer şehirlerde ve yurtdışında yapılan diğer çalışmaların karşılaştırılması ile *Celtis australis* L. bitkisinin ağır metal kirliliğinde biyomonitör olarak kullanılabilirliğinin uygunluğu irdelenmiş, kontaminasyon kaynakları ve bitkilere bu metallerin bulaşma şekilleri, insan sağlığı için tehdit oluşturma riski ve alınması gereken tedbirler açıklanmaya çalışılmıştır:

IV.2.1.Kurşun

Topraktaki Pb konsantrasyonu belirli sınırları aştığında bitkiler üzerinde negatif etkilere neden olur. Yine bitki dokularında, özellikle yaprak ve kökte de Pb akümülyasyonu sınır değerlerin üstünde olursa, tüm bitkide bir takım zararlar görülebilmektedir. Çeşitli otörler, kurşun toksisite ve kontamine olma sınır değerlerini farklı miktarlarda belirlemişlerdir. Aşağıda Tablo IV.16.'de çeşitli otörlere göre, Pb'un toprakta bulunan normal ve toksik sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerler sunulmaktadır:

Tablo IV.16. Çeşitli Otörlere Göre Pb'un Toprakta Toksik Sınırları ile (İlk Değer Toksik Değerin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınırdır), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Allaway (1968)	Kabata-Pendias ve Piatowska (1984)	Kabata-Pendias (1989 ve 1996)	Balsberg - Pahlsson (1989)	Dosskey & Adriano (1992)	Ross (1994)
17,88-76,04	2-100	<10 normal	20-100	50-200	50-200	20-100

Yukarıda Tablo V.16.'da verilen toprak toksisite aralıklarında, ilk değerler otörler tarafından yüksek, ikinci değerler ise öldürücü (noxious) kabul edilen değerler olarak sunulmuştur.

Görüldüğü gibi, tarafımızdan toprakta tespit edilen Pb değerleri, Allaway (1968) hariç diğer otörler tarafından ileri sürülmüş bulunan üst toksik sınır (noxious) değerlerinin altında bulunmakla beraber, kirliliğin oluştuğunu gösteren alt sınır değerleri özellikle yol kenarı ve şehir içi örneklerinde aşılmıştır.

Çeşitli otörlere göre, Pb'un bitki bünyesinde bulunan normal ve kontamine olma sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerler Tablo IV.17.'de sunulmaktadır:

Tablo IV.17. Çeşitli Otörlere Göre Pb'un Bitki Bünyesinde Kontaminasyon Sınırları ile (İlk Değer Kontaminasyon Değerinin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınırdır), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Allaway (1968)	Kabata- Pendias (1989)	Balsberg- Påhlsson (1989)	Dosskey & Adriano (1992)	Ross (1994)	Shaw (2004)
0,70-21,19	0,1-10	30-100	20-35	20-35	30-100	<13(normal)

Tablo IV.17.'de verilen bitki kontaminasyon aralıklarında, ilk değerler otörler tarafından yüksek, ikinci değerler ise öldürücü (noxious) kabul edilen değerler olarak sunulmuştur.

Yukarıda Tablo IV.17. incelendiğinde tarafımızdan tespit edilmiş bulunan bitki bünyesi Pb değerlerinin genelde diğer otörler tarafından öngörülen kontamisayon sınırlar arasında kaldığı, ancak üst sınırların Allaway (1968)'in kabul ettiği üst sınır değerlerini bazı örneklerde aştığı görülmektedir. Bunu da normal kabul etmek gerekir. Çünkü otörün bu değerleri verdiği tarih (1968), zamanımızdan 40 yıl öncesidir ve doğal olarak o yıllarda sanayileşme ve motorizasyon bu kadar fazla olmadığı için, otör de üst sınırı 0,1 mg/kg dw gibi düşük bir değeri kabul etmiştir.

Çalışmamızda Pb değerleri, bitki organlarında 0,70–21,19 mg/kg dw arasında bulunmuştur. Toksik seviyede oranlara rastlanmazken, Allaway (1968)'in kabul ettiği normal sınır değerleri yukarıda belirttiğimiz nedenler dolayısıyla tarafımızdan yapılan çalışma ile karşılaştırılmamıştır.

İstanbul'da daha önce bazı araştırmacılar çeşitli bitkileri kurşun kirliliğini tespit etmek için biyomonitör olarak kullanmışlardır. Bazı otörler toprak değerlerini de tespit etmişlerdir. İstanbul'da yapılan bazı çalışmalarla, çalışmamızdaki Pb değerleri Tablo IV.18.' de karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.18. İstanbul’da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kurşun Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	2,86 - 17,39 (Ort, 10,79)	41,06
<i>Ailanthus altissima</i> (Bayçu ve ark., 93)	16,06 - 66,69	73 - 445 arası
<i>Picea abies</i> (Bayçu ve ark., 2003)	36,04 – 109	137 – 282 arası
<i>Acer sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	10,32	----
<i>Aesculus sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	14,32	----
<i>Ailanthus sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	8,26	----
<i>Fraxinus sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	10,13	----
<i>Platanus sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	7,93	----
<i>Populus sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	8,48	----
<i>Robinia sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	15,91	----
<i>Alcea pallida</i> (Yener, 2007)	5,21	35,21
<i>Hibiscus syriacus</i> (Yener, 2007)	3,06	28,15

Çalışmamızdan elde ettiğimiz değerler, son birkaç yılda yapılan çalışmalar ile birbirine genelde uygunluk gösterirken, daha önceki tarihlerde yapılan çalışmalardan düşük çıkmıştır. Bunun nedeninin, motorlu taşıtlarda kullanılan özellikle 2002’de normal benzinin, 2006’da ise kurşunlu benzinin kullanımının tamamen yasaklanması, kimyasal maddelerdeki kurşun oranının ve yayılımının düşürülmesi ve İstanbul’da belediyelerin yeşil alan miktarını arttırması gibi tedbirler alması, kurşunun atmosfere dolayısıyla bitkiler ve diğer canlılara bulaşmasını azaltmış olabilir kanaatindeyiz. Bunların dışında, temel kirletici kaynaklardan olan fabrika ve imalathanelerin şehir dışına kaydırılması da kurşun akümüülasyonunun azalmasına sebep olmuştur. Ancak atmosfere verilen kurşun emisyonunun azalmasına karşın, İstanbul’da motorlu araç sayısının son on yılda büyük oranda artması (bugün kü sayısı 2 milyon 420 bin adet) nedeniyle bu azalmanın miktarını düşük kalmıştır.

Türkiye’de de bazı araştırmacılar daha önce çeşitli bitkileri Pb kirliliği için biyomonitör olarak kullanmışlardır. Bu çalışmalarda biyomonitör olarak kullanılan

bitkilerden elde edilen sonuçlar ile, çalışmamızda elde edilen değerlerin karşılaştırılması Tablo V.19.'da verilmiştir:

Tablo IV.19. Ülkemizde Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kurşun Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Kabuk Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	2,86–17,39 (Ort.10,79)	0,785 – 21,19	17,88 -76,04 (Ort.41,06)
<i>Populus nigra</i> subsp. <i>nigra</i> L. Eskişehir (Bereket ve Yücel, 90)	(Ort.26,83)	----	----
<i>Pinus nigra</i> İzmir (Türkan ve ark., 95)	----	14,4 – 55,6	----
<i>Phoenix dactylifera</i> , Antalya (Aksoy ve Öztürk 96)	2,18- 24,37	----	32,50- 155,07
<i>Nerium oleander</i> , Antalya (Aksoy ve Öztürk 97)	2,65 - 28	----	34 - 193
<i>Elaeagnus angustifolia</i> , Kayseri (Aksoy ve Şahin, 98)	16,81 – 180,21	----	40,21 – 485,26
<i>Robinia pseudoacacia</i> , Kayseri (Aksoy ve ark., 2000)	15,98 – 176,88	----	39 - 368
<i>Pinus brutia</i> Ten. Marmaris (Tuna ve Yağmur, 04)	0,12-21,16	1,75 -20,84	10,4 - 26,6
<i>Olea europaea</i> L. Marmaris (Tuna ve Yağmur, 04)	0,4-5,15	2,4 - 22,67	10,4 - 26,6

Çalışmamızda elde edilen yıkanmamış yapraklardaki Pb değerleri; Aksoy ve Öztürk (1996 ve 1997)'ün Antalya'da *Phoenix dactylifera*, *Nerium oleander* ve Tuna ve Yağmur (2004)' un Marmaris'te *Pinus brutia* Ten. bitkileri ile yaptığı çalışma sonuçlarına yakın çıkmakla beraber, bu bitkilerde görülen maksimum akümülyasyon değerlerinden düşük bulunmuştur. Bunun nedeninin, son yıllarda başta kurşunlu benzin kullanımının yasaklanması olmak üzere birçok tedbirin alınması olduğunu düşünmekteyiz.

İstanbul'da kurşun kontaminasyonu, Aksoy ve Öztürk (1998 ve 2000)'ün Kayseri'de sırasıyla *Elaeagnus angustifolia* ve *Robinia pseudoacacia* bitkilerinden elde edilen değerlerinden oldukça düşük miktardadır. Bunun nedeninin Kayseri'de atmosferde bir çok ağır metal kirliliğine yol açan Çinkur fabrikasının bulunması olduğu kanaatindeyiz.

Güteryüz ve arkadaşları (2006), *Verbascum olympicum* Boiss. yapraklarında Pb konsantrasyonunu oldukça yüksek (288 ppm'e kadar) bulmuştur. Bunun nedeni de maden yataklarına yakın örnekleme alanları olsa gerektir.

Toprak Pb değerlerine baktığımızda, yukarıda belirtilen yaklaşık on yıl önceki çalışmadaki değerlerden oldukça düşük çıkmıştır. Ancak Marmaris'teki analiz sonuçlarından yüksektir. Bu da, antropojenik kaynakları karşılaştırdığımız zaman normal kabul edilebilir bir durum olduğu fikrindeyiz.

Ayrıca Türkiye dışında bazı ülkelerde, yüksek bitkilerin ağır metal kirliliği için biyomonitör olarak kullanıldığı bir çok araştırma yapılmıştır. Tablo IV.20.'de yurt dışında yapılan belli başlı araştırmalar ile, çalışmamızdaki değerler karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.20 Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kurşun Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomonitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	2,864 – 17,39 (Ort.10,79)	17,88 -76,04 (Ort.43,06)
<i>Lactuca sp.</i> Baltimore, A.B.D (Chaney ve ark., 84)	6,63	----
<i>Nerium oleander</i> , Madrid, İspanya (Hernandez ve ark., 1987)	13.63 -74.25	----
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medic. İngiltere (Aksoy ve ark., 1999)	8,18-37,74	75-460
<i>Taraxacum Officinale</i> Varşova, Polonya (Czarnowska ve Milewska, 99)	1,2-11 (ort.7,6)	----
<i>Pinus sylvestris</i> , Buszewski, Polonya (Torun, 2000)	5,80 - 11,51 (Ort.8,73)	16,43
<i>Taraxacum officinale</i> Web. Polonya (Królak, 2003)	0,45- 7.2 (ort.2,6)	3,3- 175,3 (ort 23,9)
<i>Taraxacum officinale</i> Polonya (Alina Kabata-Pendias ve Dudka, 05)	4,4	----
<i>Aesculus hippocastanum</i> Belgrad, Sırbistan (Tomasevic, 2004)	20,3 (max)	----

Çalışmamızda elde edilen değerler, *Nerium oleander* yaprakları ile İspanya'da yapılan analizlerden elde edilen değerlerin çok altında sonuçlar ortaya çıkmıştır. 1980'li yıllarda kurşunlu yakıt kullanımının yaygın olduğu ve örneklerin yoğun trafik bulunan lokalitelerden alındığı bilinmektedir (Hernandez ve ark., 1987). Yurt

dışında yapılan diğer çalışmalar ile sonuçlarımız büyük oranda uygunluk göstermektedir.

Kurşunun farklı derece ve şiddette kirlenmeye maruz kalmış yerlerde yetişen *C. australis* örneklerinin analizinde, kurşun miktarının büyükten küçüğe doğru; yol kenarı-şehir içi-kenar semt bölgeleri şeklinde sıralanması ($p < 0,001$) normal kabul edilmesi gereken bir durumdur. Çünkü bu sıralama aynı zamanda kirliliğe maruz kalma şiddetinin de sıralanmasına paraleldir. Açıkça görüldüğü gibi, en fazla pollusyon, kirletici kaynakların yoğun olarak bulunduğu şehir içinde gözlenmektedir. Şehir dışına doğru ve özellikle kırsal alanlarda antropojenik kaynaklardan uzaklaştıkça hava yolu ile oluşan kontaminasyon oldukça azalmaktadır.

Kurşunun, gerek *C. australis* gerekse diğer biyomonitör bitkilerin kullanılması sonucunda ne kadarının hava yolu ile ne kadarının topraktan kökler vasıtasıyla alındığı ise ayrı bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır. Toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak t-test ve korelasyon sonuçları ile yıkanmış yapraklardan uzaklaştırılan Pb yüzdelerinin oranı büyük önem kazanmaktadır.

Bu konuda çeşitli otörler farklı sonuçlara ulaşmıştır. Örneğin Bini (1973), kurşunun, çalışma yaptığı domates ve patatese bitkilerinin kökleri tarafından hızla alındığını, biriktirildiğini, buna karşılık köklerle alınan bu kurşunun üst organlara naklinin ve doğrudan yapraklardan kurşun alınımının daha az olduğunu tespit etmiştir. Oysa biyomassı büyük olan *C. australis* ve diğer bazı odunsu bitkilerde yapılan çalışmalar aksi yönde sonuçlar vermektedir.

Bini (1973)'nin yaptığı çalışmalar , Bayçu (1993), Danies (1970), Aksoy (1996 ve 1997) ve tarafımızdan tespit edilen sonuçlar ile uyumsuzdur, bunun nedeninin ise, Bini' nin kullandığı domates ve patates bitkilerinin biyokütlelerinin tarafımızdan ve diğer araştırmacılar tarafından kullanılan büyük boylu odunsu bitkilere nazaran çok küçük olmasından kaynaklandığı kanaatindeyiz. Şöyle ki, bilindiği gibi kurşun mobilitesi düşük bir ağır metaldir. Patates ve domatesin biyokütlesinin ve boyunun küçük olmasından dolayı kurşun yapraklar ve gövdeye yine de ulaşabilmektedir. Fakat örneğin 20 m. boyundaki *Picea abies*' e kök yolu ile geçen kurşunun yaprağa ulaşması çok düşük oranda olsa gerektir. Dolayısıyla çalışmamızda kullanılan bitki ile diğer çalışmalarda kullanılan *Picea*, *Phoenix* gibi büyük boylu bitkilerin yapraklarında bulunan kurşunun büyük bölümünün hava yolu ile alınmış olduğunu düşünmekteyiz. Nitekim yaprakların yıkanma prosedürü sonucunda *C. australis*'te 1/3 oranına varan Pb'un uzaklaşmış olması da bu görüşü desteklese gerektir.

Toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak tek yönlü t-testi ($p < 0,001$) ve korelasyon değerleri (0,51) sonucunda, “kurşun miktarının, toprakta bitki organlarından daha fazla ve toprak-bitki organları arasında doğru orantılı olduğu” sonuçlar bölümünde açıklanmıştır. Bu değerler bize, toprak ve bitki organlarındaki Pb konsantrasyonlarının aynı yönde artan kuvvetli bir ilişkiye sahip olduklarını göstermektedir.

Bayçu (1993)’de yıkama prosedürü ile İstanbul’da *Picea abies*’ten % 18 -50 Pb uzaklaştığı belirtilmiştir. Danies (1970), yaptığı çalışmada kurşunun bitkinin üzerinde partiküler halde de bulunduğunu ve yıkama ile bitkideki kurşun miktarının % 30-60 azaldığını göstermiştir. Bu oranlar (Tablo V.2) % 4–34, *Phoenix dactylifera* L.’da % 9-32 (Aksoy, 1996) ile hemen hemen uyum gösterirken, *Nerium oleander* L. değerlerinden %10-56 (Aksoy, 97) ve *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. değerlerinden 11-56 (Aksoy ve ark., 1999)’dan düşüktür.

Yıkama prosedürü ile yapraklardan uzaklaşan kurşun, yol kenarı ve şehir içi gibi bölgelerde kontrol bölgelerine göre 11 , kenar semtlere göre 2.5 kata varacak şekilde fazladır. Yıkama ile yapraklardan uzaklaşan kurşunun özellikle yol kenarı ve şehir içi örneklerinde yüksek miktarda olması kurşunun bu bitkiye daha çok hava yolu ile nüfuz ettiğini göstermektedir (Tam ve ark., 1999).

Yoğun trafiğin yaşandığı yol kenarlarında Pb akümüasyonu, bitki organlarında kontrol bölgelerine göre 2 - 4 kat, toprakta ise hemen hemen 2 kat fazla saptanmıştır. Bunun nedeni, Tablo III.1’de belirtilen bazı yol kenarı lokalitelerinde, saatte 5-6 bin’e varan motorlu araç Pb emisyonudur. Toprakta daha az bir Pb akümüasyonu görülmesi de yaprakların havadan direkt Pb absorpsiyonu yaptığını gösterir düşüncesindeyiz.

Öte yandan yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda korelasyon değeri (r) 0,81 olarak bulunmuştur. Toprak ve yıkanmış yaprak arasındaki korelasyon (r) ise 0,51 gibi daha düşük bir değer olarak bulunmuştur (Tablo IV.15.). Bir başka deyişle bu değerler, yıkama prosedüründen geçmemiş ve geçmiş yapraklardaki Pb konsantrasyonlarının aynı yönde çok kuvvetli bir ilişkiye sahip olduklarını gösterirken toprakla yıkanmış yaprak arasında daha az kuvvetli bir ilişki görülmektedir. Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklardaki Pb miktarları karşılaştırıldığında yapılan tek yönlü eşli t testi sonucu $p < 0,001$ hesaplanmıştır, yani yıkanmamış yapraklardaki ortalama Pb miktarının, yıkanmış yapraklardaki ortalama Pb miktarından açıkça fazla olduğu görülmüştür.

Kurşunun bitkiye nasıl nüfuz ettiğini belirlemek için aşağıdaki sonuçlar değerlendirilmiştir;

1-Yıkanmış yaprakların yıkanmamış yapraklarla korelasyon sonucunun (r) 0,81, toprakla daha düşük 0,51 çıkması,

2-Yıkama ile yapraktan uzaklaşan Pb miktarının yüksek olması (1/3 oranına varan Pb'un uzaklaşmış olması) ve trafik, otosanayii gibi kirlilik kaynaklarının var olduğu bölgelerde yıkama ile uzaklaşan Pb oranının fazla olması

3-Kurşunun mobilitesinin düşük olmasından (Koeppe, 1981),

4-Yıkanmış ve yıkanmamış yapraklar arasındaki t-testi analizi sonucunun $p < 0,001$ için anlamlı bulunmasından dolayı kurşunun daha çok atmosferden direkt yapraklara nüfuz ettiği sonucuna ulaşılmıştır.

C. australis bitki örneğini aldığımız bazı lokaliteler (8, 10, 11, 20, 26, 29, 35, 39, 40 no' lu lokaliteler) ana arterler üzerinde trafik ışıklarının bulunduğu kavşaklarda ya da trafik sıkışıklığından dolayı taşıtların sık sık durmak zorunda kaldıkları yerlerde bulunmaktadır. Bu lokalitelerden alınan bitki örneklerinde, kurşun miktarı diğer lokalitelere göre, gözle görülür derecede bir artma söz konusudur. Bu da söz konusu lokalitede taşıtların ya çok yavaş seyretmesi ya da motor çalışır vaziyette uzun süre beklemelerinden kaynaklanmaktadır. Bu sonuç, Tam ve arkadaşlarının (1987) trafik yoğunluğu ve yoldan uzaklıkla Pb akümülyasyonunun doğru orantılı olduğu görüşü ile uyum göstermektedir.

Bilindiği gibi ağaç kabuğu, hava kirliliğinin uzun dönem ölçümünde kullanılır. Yaprak ve ağaç kabukları, hem atmosferden doğrudan birikim hem de gövdeden sıvı akışı nedeniyle daha fazla ağır metal birikimi göstermiştir (Poikolainen, 1997). Toprak, rüzgarla pürüzlü kabuk yüzeyine pasif olarak taşınmaktadır (Trüby, 1988). Elde ettiğimiz kabuk sonuçlarında, kabuk canlı bir organ olmadığı için aktif bir şekilde Pb taşınması söz konusu olmaz. Nitekim kabukta bulunan oyuk, çatlak gibi yerlerin ise, hava yolu ile gelen Pb'u biriktirmesi ve rüzgarın uzaklaştırıcı etkisinden fazla etkilenmemeleri nedeniyle gözle görünür bir Pb birikimi söz konusudur.

Sonuçlar bölümünde Şekil IV.2' de çeşitli kirlenme ortamları ile yaprak, dal, kabuk ve toprak Pb konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar sunulmuştu. Bu grafikte bitkinin en az Pb birikimi olan organlarının dallar olduğu görülmektedir (Söz konusu grafikte mavi eğri). Bu da normal kabul edilmesi gereken bir durumdur. Şöyle ki dallar, hem gövde kabuğu gibi çok yaşlı olmayan, bunun yanında yapraklar

gibi yayvan ve geniş yüzeye sahip olmayan strüktürler olmasından dolayı, dallarda Pb birikiminin minimum düzeyde olması normal kabul edilmektedir.

Sonuç olarak, çalışma alanımız İstanbul'da, Türkiye'de ve yabancı ülkelerde yapılan çalışmalar ile konumuz olan *Celtis australis* bitkisi yaprak, dal ve kabuk örneklerindeki kurşun konsantrasyonları, kaynakları ve bulaşma yolları genelde benzerlik göstermektedir. Oluşan farklılıkların ise; endüstri tesislerine yakınlık, trafik yoğunluğu, mikroklimatik faktörler (rüzgar yönü ve şiddeti vb.) topoğrafik yapı, yaprak yüzeyinin, kabuk yapısının farklılığı gibi faktörlerden kaynaklanmış olabileceği düşüncesindeyiz.

Nihayet, bu konuda son söz olarak, alınan tedbirlere rağmen İstanbul'da kurşun pollusyonunun çevre sağlığı için hayati bir tehlike oluşturmasa da birçok bölgede risk sınırında olduğunu söyleyebiliriz.

V.2. Kadmiyum

Bilindiği gibi kadmiyum canlılar için esansiyel bir element değildir. Kök ve yapraklarda Cd birikimi sınır değerlerini aştığında tüm bitkide çeşitli hasarlar görülebilmektedir (Balsberg ve Pahlson, 1989). Çeşitli otörler, kadmiyum toksisite ve kontamine olma sınır değerlerini belirlemişlerdir. Bu otörlere göre, Cd'un topraktaki toksik sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerler Tablo V.9.'de sunulmaktadır.

Tablo IV.21. Çeşitli Otörlere Göre Cd'un Toprakta Toksik Sınırları ile (İlk Değer Toksik Değerin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınırdır), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Allaway (1968)	Kabata- Pendias (1989)	Ross (1994)
0,29-1,41	0,01-7	3-8	3-8

Yukarıda Tablo IV.21.'de tarafımızdan bulunan maksimum toprak Cd değerlerinin, Allaway (1968)'in önerdiği toksik değer alt sınırının üzerinde olduğu, Kabata- Pendias (1989) ve Ross (1994)'un kabul ettiği alt sınırın dahi altında olduğu görülmektedir. Kanaatimizce Allaway (1968)'in önerdiği değerler oldukça eski tarihli olduğundan, daha sonraki yıllarda Cd içeren ve çevreye yayılan maddelerin (s.16) artması ve kullanımlarının yaygınlaşması, en çok da hareket halindeki otomobil lastiklerinden kopan mikropartiküllerin çevreye yayılması, Cd'un toprakta bulunan miktarlarını arttırmıştır.

Çeşitli otörlere göre, Cd'un bitki bünyesinde bulunan kontamine olma sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerler Tablo IV.22.'de sunulmaktadır.

Tablo IV.22. Çeşitli Otörlere Göre Cd'un Bitki Bünyesinde Kontamine Olma Sınırları ile (İlk Değer Kontamine Değerin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınırdır), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Allaway (1968)	Kabata- Pendias (1989)	Ross (1994)
0,11-1,26	0,2-0,8	0,03-3,87	0,03-3,87

Yukarıda Tablo IV.22. incelendiğinde tarafımızdan tespit edilmiş bulunan bitki bünyesi Cd değerlerinin genelde diğer otörler tarafından öngörülen kontamine sınırlar arasında kaldığı ancak üst sınırların Allaway (1968)'in kabul ettiği üst sınır değerlerini bir kaç örnekte aştığı görülmektedir.

Çalışmamızda kadmiyum değerleri, bitki organlarında 0,11–1,26 mg/kg dw arasında bulunmuştur. Toksik seviyede oranlara rastlanmazken, Allaway (1968)'in kabul ettiği kontamine sınır değerlerini sadece üç örnek aşmıştır. Bu örneklerin alındığı lokaliteler, 11., 35. ve 37. no'lu lokalitelerdir. Bu lokaliteler sırasıyla; çok yoğun trafik sıklığına maruz kaldığı minibüs yolundaki Maltepe Belediyesi karşısı, Bakırköy ve Florya'da üç yolun kesiştiği benzin istasyonu karşısıdır. Bu da muhtemelen, yukarıda da belirtildiği gibi araç lastiklerinde iz miktarda bulunan kadmiyumun sürtünme ile çevreye emisyonundan kaynaklanmaktadır.

İstanbul'da daha önce bazı araştırmacılar, çeşitli bitkileri kadmiyum kirliliğini tespit etmek için biyomonitör olarak kullanmışlardır. Bazı otörler toprak değerlerini de tespit etmişlerdir. İstanbul'da yapılan bazı çalışmalarla, çalışmamızdaki Cd değerleri Tablo IV.23.' de karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.23. İstanbul’da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kadmiyum Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	0,25 – 0,87 (Ort.0,45)	0,35 - 1,41 (Ort.0,68)
<i>Ailanthus altissima</i> (Baycu ve Önal,93)	0,50 – 1,20	0,16 – 0,62
<i>Picea abies</i> (Baycu ve diğ, 2003)	0,12 – 0,25	0,31 – 0,59
<i>Acer sp.</i> (Baycu ve ark., 2006)	0,36	----
<i>Aesculus sp.</i> “	0,28	----
<i>Ailanthus sp.</i> “	0,20	----
<i>Fraxinus sp.</i> “	0,20	----
<i>Platanus sp.</i> “	0,26	----
<i>Populus sp.</i> “	0,81	----
<i>Robinia sp.</i> “	0,27	----
<i>Alcea pallida</i> (Yener,2007)	0,47	0,67
<i>Hibiscus syriacus</i> (Yener,2007)	0,47	0,36

Tabloda da görüldüğü gibi, yıkanmamış yaprak ve toprak Cd değerlerimiz ile İstanbul’da yapılan önceki çalışmalarda elde elden değerler genel olarak uygunluk göstermektedir. *Celtis australis*’in *Populus sp.*(Baycu, 2006) ’dan daha az Cd içerdiği görülmektedir. *Ailanthus altissima* (Baycu ve Önal, 1993)’dan alınan sonuçlara göre Cd akümülyasyon oranlarının kırsal bölgelerde 0,5 ppm’den aşağı düşmemesinin o yıllarda kurşunlu benzinin kullanımının devam etmesi ve alınan diğer tedbirlerin çok daha yetersiz olmasından kaynaklandığı düşünülebilir. Diğer bitkilerle aşırı olmayan farkların ise *C. australis*’in genetik yapısı ve yaşı, toplanma yeri ve zamanının yanında, iklimatik ve özellikle antropojenik etkiler nedeniyle söz konusu olduğu kanaatindeyiz.

İstanbul’dan başka Türkiye’de çeşitli illerinde otörler bu konu ile ilgili birçok çalışmalar yapmışlardır. Yaptığımız çalışmanın değerlendirilmesine yardımcı olması

amacı ile Tablo IV.24’de bu çalışmalarla, bizim çalışmamızdan elde edilen değerler karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.24. Ülkemizde Yapılan Çalışmalardan Elde Edilen Kadmiyum Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Kabuk Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	0,25 – 0,87 (Ort.0,45)	0,60	0,35 - 1,41 (Ort.0,70)
<i>Populus nigra</i> subsp . <i>nigra</i> L. Eskişehir (Bereket ve Yücel, 90)	1,15	----	----
<i>Pinus nigra</i> İzmir (Türkan, 1995)	----	0,3-1,33	----
<i>Phoenix dactylifera</i> , Antalya (Aksoy ve Öztürk, 1996)	0,23 – 0,69	----	1,02-3,29
<i>Nerium oleander</i> , Antalya (Aksoy ve Öztürk 1997)	0,02 – 0,72	----	1,01 – 3,38
<i>Elaeagnus angustifolia</i> , Kayseri (Aksoy ve Şahin, 1998)	0,50 – 3,45	----	0,69 – 10,21
<i>Robinina pseudoacacia</i> , Kayseri (Aksoy ve ark., 2000)	0,47 – 3,39	----	0,64 – 9,88
<i>Olea europaea</i> L Marmari (Tuna ve Yağmur, 04)	0,26-5,13	0,2-4,84	0,46-5,46
<i>Pinus brutia</i> Ten. Marmaris (Tuna ve Yağmur, 04)	0,35-5,25	0,2-5,16	0,46-5,46

Kayseri’de *Elaeagnus angustifolia* ve *Robinina pseudoacacia* ile Muğla-Marmaris yolunda *Pinus brutia* Ten. ve *Olea europaea* L. yaprak ve kabuklarından elde edilen değerler çalışmamız sonuçlarından daha yüksektir. Bunun nedenlerinin ise Kayseri’de (Aksoy ve Öztürk,1999) Çinkur Sanayi tesislerinin Çinko ile birlikte atmosfere kadmiyum vermesinden, Muğla-Marmaris yolunda (Tuna ve Yağmur, 2004) ise, bölgede özellikle yazın turizm sebebiyle meydana gelen yoğun trafik akışından olduğu bilinmektedir. Yine Eskişehir’de (Bereket ve Yücel, 1990) *Populus nigra* subsp. *nigra* L. yapraklarından elde edilen kadmiyum ortalaması da endüstriyel kaynakların yoğun olması nedeniyle yüksek çıkmıştır.

Antalya’da *Phoenix dactylifera* ve *Nerium oleander* yapraklarında, çalışmamıza göre Cd kirliliği daha az miktarda iken, toprakta daha fazladır. Bunun nedeninin C.

australis'in genetik yapısı ve yaşı, toplanma yeri ve zamanının yanında, iklimatik ve özellikle antropojenik etkiler nedeniyle olabilir düşüncesindeyiz.

Çalışmamızda elde etmiş olduğumuz Cd sonuçları, *Pinus brutia* Ten. ve *Olea europaea* L.'nin kontrol örnekleri ile uygunluk göstermekte iken, Marmaris otoyolu kenarındaki değerlerde uygunluk gözlenememiştir. Toprak ve kabuk örnek analiz sonuçları da yaprak değerlerine paralellik göstermiştir.

Kabuk değerleri, Türkan (1995)'ın İzmir'de *Pinus nigra* değerleri ile uygunluk göstermiştir. Yaz mevsiminde Marmaris otoyolu kenarından alınan örneklerde Cd oranları bölgedeki yoğun trafikten dolayı çok yüksek çıkmış, diğer bölgelerde çalışmamızdaki değerlere yakın değerler görülmüştür.

Ülkemiz dışında da çeşitli bitkiler biyomonitör olarak kullanılmış ve Tablo IV.25.'de elde edilen değerler gösterilmiştir:

Tablo IV.25. Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Kadmiyum Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	0,25 – 0,87 (Ort.0,45)	0,35 - 1,41 (Ort.0,70)
<i>Lactuca sp.</i> Baltimore (A.B.D) (Chaney ve ark., 1984)	0,80	2,50
<i>Taraxacum Officinale</i> Varşova,Polonya (Czarnowska ve Milewska, 1999)	0,39-1,55 (ort.0,97)	-----
<i>Salix spp.</i> Kuzey Avrupa (Reimann, 2001)	0,34	----
<i>Betula pubescens</i> Kuzey Avrupa (Reimann, 2001)	0,13	----
<i>Taraxacum officinale</i> Web. Polonya (Królak, 2003)	0,02 - 0,71 (Ort. 0,21)	0,04 -0,27 (Ort.0,15)
<i>Salix spp.</i> Kuzey Avrupa (Reimann, 2001)	0,34	----

Yurt dışında yapılan çalışmaların ortalaması ile çalışmamızdaki yaprak örnekleri birkaç istisna dışında ortalama değerler arasında bir uygunluk görülmektedir. Chaney ve arkadaşlarının (1984) *Lactuca sp.* ile yaptığı çalışmada Cd değerlerinin yüksek çıkmasının nedeninin daha önce açıkladığımız gibi o yıllarda bu konunun öneminin tam olarak anlaşılmaması nedeniyle gerekli ve yeterli tedbirlerin alınmaması ve *Lactuca sp.*'nin Cd'u absorbe yeteneğine bağlı olduğunu düşünüyoruz.

Kadmiyum bakımından farklı derece ve şiddette kirlenmeye maruz kalmış yerlerde yetişen *C. australis* örneklerinin analizinde, kadmiyum miktarının büyükten küçüğe doğru; yol kenarı-şehir içi-kenar semt bölgeleri şeklinde sıralanması ($p < 0,001$) normal kabul edilmesi gereken bir durumdur. Çünkü bu sıralama aynı zamanda kirliliğe maruz kalma şiddetinin de sıralanmasına paraleldir (Oliva ve Valdes, 2003).

Kadmiyumun *C. australis*'e nüfuzunun ne kadarının hava yolu ile ne kadarının topraktan kökler vasıtasıyla alındığını belirlemek için, toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak t-test ve korelasyon sonuçları ile yıkanmış yapraklardan uzaklaştırılan Cd yüzdelерinin oranı büyük önem kazanmaktadır. Buna göre;

Çalışmamızda yıkama prosedürü ile yapraklardan uzaklaşan Cd yüzdeleri % 31 - 9 arasında bulunmuştur. Bu sonuçlar, *Phoenix dactylifera* L. (% 31- 8) (Aksoy ve Öztürk, 1996) ve *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. (% 31-10)(Aksoy ve ark., 1999) ile çok yakın değerlerdedir. Tarafımızdan elde edilen sonuçlar, *Nerium oleander* L. (% 46-16) (Aksoy ve Öztürk, 1996)'den ise düşüktür.

Yoğun trafiğin yaşandığı yol kenarlarında Pb akümüлasyonu, bitki organlarında kontrol bölgelerine göre ve toprakta hemen hemen 2 kat fazla saptanmıştır. Bu da daha çok topraktan bitkiye kök yolu ile bulaşmanın olduğunu gösteren bir kanıt olsa gerektir. Özellikle Tablo III.1'de belirtilen bazı yol kenarı lokalitelerinde, saatte 5-6 bin'e varan motorlu araç Cd emisyonu nedeniyle daha fazla Cd birikimi gözlenmiştir.

Görüldüğü gibi hangi tip lokalite olursa olsun, her lokalitede yani her kirlilik ortamında, toprak ve bitki organlarındaki kadmiyum miktarları arasında doğru orantılı bir ilişki vardır. Öyle ki, normal yaprak / toprak ortalama Cd oranı, yol kenarlarında 0,65 / 1,02, şehir içinde 0,57 / 0,99, kenar semtlerde 0,39 / 0,77, kontrol bölgelerinde 0,32 / 0,53 olmak üzere hemen hemen 0,6 katsayısına yakın bir değer ortaya çıkmaktadır.

Öte yandan yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda Cd korelasyon değeri (r) 0,78 olarak bulunmuştur. Toprak ve yıkanmış yaprak arasındaki Cd korelasyon (r) ise 0,70 gibi daha düşük bir değer bulunmasına rağmen yine de kurşuna oranla kuvvetli bir korelasyon görülmektedir. (Tablo IV.15.).

Kadmiyumun bitkiye nasıl nüfuz ettiğini belirlemek için aşağıdaki sonuçlar değerlendirilmiştir;

1-Yıkanmış yaprakların yıkanmamış yapraklarla korelasyon sonucunun (r) 0,78, toprakla 0,70 gibi kuvvetli çıkması,

2-Yıkama ile yapraktan uzaklaşan Cd miktarının yüksek olması (1/3 oranına varan Cd'un uzaklaşmış olması),

3-Kurşunun mobilitesinin yüksek olması (Koepe, 1981),

4-Yıkama prosedürü ile yapraklardan uzaklaşan kurşun, yol kenarı ve şehir içi gibi bölgelerde kontrol bölgelerine göre yaklaşık üç , kenar semtlere göre iki kata varacak şekilde fazladır. Bu oran kurşunda onbir kata varacak şekilde iken kadmiyumda en fazla üç kata kadardır, bu da bize bulaşmanın daha çok kökten olduğu fikrini vermektedir.

5-Yıkanmış ve yıkanmamış yapraklar arasındaki t-testi analizi sonucunun $p < 0,001$ için anlamlı bulunmasından dolayı, kadmiyumun daha çok kök yolu ile topraktan bitkiye bulaştığı sonucuna ulaşılmıştır.

Örnek aldığımız bazı lokalitelerde (8, 10, 11, 20, 26, 29, 35, 39, 40 no' lu lokaliteler) kadmiyum miktarı diğer lokalitelere göre gözle görülür derecede fazladır. Bu lokaliteler ana arterler üzerinde trafik ışıklarının bulunduğu kavşaklar ya da trafik sıkışıklığından dolayı taşıtların sık sık durmak zorunda kaldıkları yerlerdir. Bu da söz konusu lokalitede taşıtların ya çok yavaş seyretmesi ya da motor çalışır vaziyette uzun süre beklemelerinden kaynaklanan Cd emisyonu nedeniyledir.

Kurşundan farklı olarak kabuk örneklerinde, Cd konsantrasyonu daha fazla bulunmuştur. Kabuk Cd değerleri de kentleşme (urbanizasyon) oranı ile doğru orantılı bir ilişki göstermektedir. Ağaç kabukları, hem topraktan rüzgarla pürüzlü kabuk yüzeyine pasif olarak taşınmakta hem de atmosferden doğrudan birikim nedeniyle ağır metal birikimi göstermiştir (Trüby, 1988). Kabuk canlı bir organ olmadığı için aktif bir şekilde Cd taşınması söz konusu olamaz. Kabukta bulunan oyuk, çatlak gibi yerlerin ise hava yolu ile gelen Cd'u biriktirmesi ve rüzgarın uzaklaştırıcı etkisinden fazla etkilenmemeleri nedeniyle gözle görülür bir Cd birikimi söz konusudur.

Sonuçlar bölümünde Şekil IV.6.' da çeşitli kirlenme ortamları ile yaprak, dal, kabuk ve toprak Cd konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar sunulmuştur. Kurşunda olduğu gibi, en az Cd birikimi olan organlarının dallar olduğu görülmektedir (Söz konusu grafikte mavi eğri). Dallar, hem gövde kabuğu gibi çok yaşlı olmayan, bunun yapında yapraklar gibi yayvan ve geniş yüzeye sahip olmayan

yapılar olmasından dolayı, dallarda Cd birikiminin minimum düzeyde olması normal kabul edilmektedir.

Sonuç olarak çalışma alanımız İstanbul'da, Türkiye'de ve yabancı ülkelerde yapılan çalışmalar ile konumuz olan *Celtis australis* bitkisi yaprak, dal ve kabuk örneklerindeki kadmiyum konsantrasyonları, kaynakları ve bulaşma yolları genelde benzerlik göstermektedir. Ancak bu çalışmadaki bitki bünyesi ve topraktaki kadmiyum konsantrasyonları; E-5 kenarı ve yoğun sıkışıklığın yaşandığı ve hava sirkülasyonunun az olduğu spesifik noktalarda sınır değerlerini aşmıştır.

Oluşan farklılıklar endüstri tesislerine yakınlık, trafik yoğunluğu, mikroklimatik faktörler (özellikle rüzgar yönü ve şiddeti vb.) topoğrafik yapı, yaprak yüzeyinin, kabuk yapısının farklılığı gibi faktörler nedeniyledir.

Nihayet, bu konuda son söz olarak, alınan tedbirlere rağmen İstanbul'da kadmiyum pollusyonunun çevre sağlığı için hayati bir tehlike oluşturmaya da birçok bölgede risk sınırında olduğunu söyleyebiliriz. Oysa ki, kadmiyum daha önce bahsettiğimiz bir çok problemin yanı sıra WHO tarafından 1.derece kanserojen madde olarak kabul edilmiştir. Ağır metaller içinde mobilitesi en yüksek elementlerden olan bu metalin doğaya mümkün olduğunca az miktarda yayılması insan sağlığı için oldukça önemlidir.

V.3. Bakır

Bakır, kurşun ve kadmiyumdan farklı olarak canlılar için mutlak gerekli bir elementdir. Ancak Cu konsantrasyonu belirli sınırları aştığında bitkiler üzerinde negatif etkilere neden olmaktadır. Aşağıda çeşitli otörlere göre, Cu'nın toprakta bulunan toksik sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerleri Tablo IV.26.'da sunulmaktadır:

Tablo IV.26. Ross (1994)'a Göre Cu'nın Toprakta Toksik Sınırları ile (İlk Değer Toksik Değerin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınıridir), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	McLaren(1983)	Ross (1994)
21,05-111,47	<40 normal	60-125

Toprak örnekleri değerlendirildiğinde, yukarıda öngörülen sınırlara göre bir çok yol kenarı ve şehir içi lokalitelerinde kirlilik görülmüş fakat bu değerler bitkiler için öldürücü (noxious) düzeyde bulunmamıştır.

Tablo IV.27.'de çeşitli otörler tarafından bitki bünyesinde bulunan bakır kontaminasyon değerleri için öngördükleri alt ve üst limitleri sunulmaktadır:

Tablo IV.27. Çeşitli Otörlere Göre Cu'nın Bitki Bünyesinde Kontaminasyon Değerleri ile, Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw) (İlk Değer Kontaminasyon Değerinin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınıridir)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Jones ve Belling (1967)	Allaway (1968)	Kabata-Pendias ve Piatowska (1984)	Bohn (1985)	Balsberg-Påhlsson (1989)	Ross (1994)	Shaw (2004)
3,55-24,81	5-20 normal >20toksik	4-15	2-20 normal >30 toxic	20-100	15-20 üstü toksik	20-100	4-15

Buna göre birkaç örnek Jones ve Belling (1967), Balsberg-Pahlson (1989) ve Shaw (2004)'a göre 20 mg/kg dw olan üst kontamine sınır değerlerini az da olsa aşmıştır. Bu örneklerin toplandığı lokaliteler 5,8,11,16,21,27,35 ve 40 no'lu lokalitede olup trafiğin yoğun seyrettiği ve sıkışıklığın yaşandığı lokalitelerdir. Ayrıca örnekler de, çok büyük ve yaşlı örneklerdir. Yaşlı bitkilerde daha fazla ağır

metal akümülayonu olması normal kabul edilebilir bir durumdur. Bu lokalitelerden toplanan bitki organlarındaki Cu konsantrasyon değerleri ise Bohn (1985) ve Ross (1994)'a göre kontamine olma sınırındadır.

İstanbul'da daha önce Cu kirliliği için bitkileri biyomonitör olarak kullanan sadece bir çalışmaya rastlanmıştır (Yener, 2007). Bu çalışmada otörün elde ettiği yaprak, dal ve toprak Cu değerleri ile, çalışmamızdaki Cu değerleri Tablo IV.28.' da karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.28. İstanbul'da Yapılan Önceki Bir Çalışmada Elde Edilen Bakır Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Dal Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	3,53-26,51 (ort.11,82)	5,99-22,47 (ort.14,72)	21,05-111,47 (Ort.48,78)
<i>Alcea pallida</i> (Yener, 2007)	19,37	6,39	77,92
<i>Hibiscus syriacus</i> (Yener, 2007)	15,97	21,16	33,66

Yukarıda V.16.'daki bu üç bitkinin yetiştiği topraktaki ortalama Cu değerleri ile yıkanmamış yapraktaki ortalama Cu değerleri karşılaştırıldığında ise, *Celtis australis* ile *Alcea pallida* bünyesindeki Cu değerlerinin topraktaki değerin yaklaşık dörtte biri, *Hibiscus syriacus* 'ta ise yaklaşık yarısı olduğu dikkat çekmektedir. Fakat bu karşılaştırma yıkanmamış yaprakla yapıldığı için bitkinin ihtiva ettiği Cu'nın ne kadarının toprak yolu ile, ne kadarının da hava yolu ile olduğunun ortaya konması mümkün olmamaktadır. Fakat deney bitkilerinin yetiştiği lokalitelerde bakır polutantlarının yaygın olması her iki yolla da birikimin yoğun olarak gerçekleştiği kanısını uyandırmaktadır.

Yaprak değerleri karşılaştırıldığında, *Celtis australis*'in Cu tutma kapasitesinin daha çok *Hibiscus syriacus* 'a yakınlık gösterdiğini söyleyebiliriz. Bunun nedeni her iki bitkinin de, odunsu(ligniden) oluşları olsa gerektir. Oysa bilindiği gibi *Alcea pallida* uzun boylu da olsa otsu bir bitkidir.

Yine *Hibiscus syriacus* gibi *Celtis australis* dal ortalama değerleri de yaprak örneklerinden yüksek bulunmuştur. Her iki bitki de odunsudur ve *Alcea pallida*'dan

boyca büyüktür, bu da mobilitesi yüksek olan bakırın topraktan kök yolu ile dallara yapraklardan daha önce ulaştığını ve burada biriktiğini göstermektedir.

Ülkemizde bu konu ile ilgili kurşun ve kadmiyum kadar olmasa bile birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalarda ortaya çıkan sonuçlar Tablo IV.29.'da gösterilmiştir:

Tablo IV.29. Ülkemizde Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Bakır Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Kabuk Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	3,53-26,51 (ort.11,82)	5,99-22,47 (ort.14,72)	21,05-111,47 (Ort.48,78)
<i>Pinus nigra</i> İzmir (Türkan, 1995)	----	2,54 – 19,21	----
<i>Phoenix dactylifera</i> Antalya (Aksoy ve Öztürk, 1996)	3,04 - 5,07	----	16,31 - 58,33
<i>Nerium oleander</i> , Antalya (Aksoy ve Öztürk, 1997)	3 - 6	----	17 - 60
<i>Robinia pseudoacacia</i> , Kayseri (Aksoy ve ark., 2000)	8 - 29	----	11 - 79

Kabuk değerleri, İzmir’de Türkan (1995) tarafından *Pinus nigra* ile yapılan analiz sonuçlarına oldukça yakın bulunmuştur.

C. australis’le yaptığımız çalışma ile elde ettiğimiz değerler, Aksoy ve arkadaşlarının 1996 ve 1997 yıllarında Antalya’da *Phoenix dactylifera* ve *Nerium oleander* ile yaptığı çalışma değerlerine göre daha yüksek çıkmıştır. Bu sonuç İstanbul’un başta motorlu araç olmak üzere kirletici kaynaklarının sayısı düşünlüğünde oldukça normal gözükmektedir.

Çalışmamız sonuçları ile Aksoy (2000)’un Kayseri’de *Robinia pseudoacacia* ile yaptığı çalışma sonuçları, yapraklarda benzerlik göstermiştir. Toprakta ise sadece 5, 11, 35. lokalitelerde yani Maltepe’de minibüs yolunda ve Bakırköy Florya tren istasyonunda trafik ışıklı, sıklıkla yaşandığı, kavşak içeren üç yol arasından alınan örneklerimizde değerler normalin çok üstünde bulunmuş, diğer örneklerle uygunluk gözlenmiştir.

Ayrıca Güleriyüz ve arkadaşları (2006), *Verbascum olympicum* Boiss. bitkisinde Cu konsantrasyonunu oldukça yüksek (594 ppm’e kadar) bulmuşlardır. Bunun nedeni örnekleme alanlarının maden yataklarına yakın olmasıdır.

Ülkemiz dışında da bazı yüksek bitki türleri kullanılarak Cu kirliliği analiz edilmiştir. Tablo IV.30.'da bu analiz sonuçları ile çalışmamızdan elde edilen değerler karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.30. Yurtdışında Yapılan Diğer Çalışmalardan Elde Edilen Bakır Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	3,53-26,51 (Ort.11,82)	21,05-111,47 (Ort.43,78)
<i>Lactuca sp.</i> Baltimore, A.B.D (Chaney ve ark., 1984)	7,2	78
<i>Populus sp</i> Selanik, Yunanistan. (Sawidis ve ark., 1995)	5 – 10	----
<i>Capsella bursa-pastoris</i> L. Medic. İngiltere (Aksoy ve ark., 1999)	9,28-20,79	35-120
<i>Taraxacum Officinale</i> Varşova, Polonya (Czarnowska ve Milewska, 1999)	8,5-21,8 (ort.13)	----
<i>Pinus sylvestris</i> Buszewski, Polonya (Torun, 2000)	7,00 - 7,68 (Ort.7,33)	9,69
<i>Taraxacum officinale</i> Web. Polonya (Królak, 2003)	5,7 - 15,7 (ort.8,6)	1,5 – 9,7 (ort.3,7)
<i>Taraxacum officinale</i> Polonya (Kabata-Pendias ve Dudka, 2005)	11,2	----

Tablodaki değerlerden de açıkça görüldüğü gibi, yıkanmamış yaprak örnekleri değerleri ile çalışmamızdaki değerler uygunluk göstermektedir.

Ortalama toprak değerlerine bakıldığında; Cu miktarı Amerika, İngiltere gibi sanayileşmiş ülkelerde fazla, Polonya örneklerinde düşüktür. Ancak yukarıdaki tablodan da açıkça görüldüğü gibi toprak Cu miktarı on kata varan oranlarda değişmesine rağmen farklı türdeki bitkilerin Cu oranları hemen hemen aynı değerlerde görülmektedir. Bu, bitkilerin belirli sınırlar dahilinde bakır akümüle etme özelliklerinin olduğunu göstermektedir.

C. australis örneklerinin analizinde, bakır birikimi daha önce anlattığımız kurşun ve kadmiyumda olduğu gibi büyükten küçüğe doğru; kirliliğe maruz kalma şiddetinin de sıralanmasına paralel olarak yol kenarı-şehir içi-kenar semt bölgeleri şeklinde ($p < 0,001$) sıralanmıştır.

Toprak-dal ve toprak-kabuk Cu miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü t testi sonucu $p < 0,001$ için anlamlı bulunmuştur. Korelasyon katsayısı yıkanmış yapraklar ile toprak arasında Cu değerleri ile arasında $r = 0,63$ olarak

bulunmuştur. Yıkanmış yapraklar ile yıkanmamış yapraklar arasında ise bu katsayı $r = 0,88$ olarak, yani daha kuvvetli bir pozitif ilişki bulunmuştur. Bu da bakırın, kök yolunun yanı sıra özellikle hava yolu ile bitkiye nüfuz ettiğini göstermektedir kanaatindeyiz. Zn ve Cd kadar yüksek olmasa da mobilitesinin yüksek bir element olması dolayısıyla, bitki bünyesine hızlı giriş yaptığını ve bitki bünyesinde her yöne doğru hızla yayıldığını ve biriktiğini gösteren bir kanıt olsa gerektir.

Yol Kenarı, Şehir İçi ve Kontrol bölgelerinde sırasıyla *C. australis* yapraklarından uzaklaşan bakır miktarları % 32,31,13 ve 16 olarak hesaplanmıştır. Bu oranlar *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. (sırasıyla % 16, 15, 11 ve 7) (Aksoy ve ark., 1999)'dan ve Aksoy ve arkadaşlarının (1996) *Phoenix dactylifera* 'da elde ettiği % 20,24,14 ve 6 değerlerinden yüksek iken, Aksoy ve arkadaşlarının (1997) *Nerium oleander* (% 38,34,21,7) değerleri ile oldukça uygunluk göstermektedir.

Yıkama prosedürü ile yapraklardan uzaklaşan bakırın, yol kenarı ve şehir içi gibi bölgelerde kontrol bölgelerine göre beş , kenar semtlere göre iki kata varacak şekilde fazladır. Yıkama ile yapraklardan uzaklaşan bakırın özellikle yol kenarı ve şehir içi örneklerinde yüksek miktarda olması bakırın bu bitkiye daha çok hava yolu ile nüfuz ettiğini göstermektedir (Tam ve ark., 1999).

Bakırın bitkiye nasıl nüfuz ettiğini belirlemek için aşağıdaki sonuçlar değerlendirilmiştir;

1-Yıkanmış yaprakların yıkanmamış yapraklarla korelasyon sonucunun (r) 0,88, toprakla daha düşük 0,63 çıkması,

2-Yıkama ile yapraktan uzaklaşan Cu miktarının yüksek olması (1/3 oranına varan Cu'nun uzaklaşmış olması) ve trafik, otosanayii gibi kirlilik kaynaklarının var olduğu bölgelerde yıkama ile uzaklaşan Cu oranının fazla olması,

3-Bakırın mobilitesinin çok yüksek olmaması (Koeppe, 1981),

4-Yıkanmış ve yıkanmamış yapraklar arasındaki t-testi analizi sonucunun $p < 0,001$ için anlamlı bulunmasından dolayı bakırın daha çok atmosferden direkt yapraklara nüfuz ettiği sonucuna ulaşılmıştır.

Özellikle *C. australis* bitki örneğini aldığımız bazı lokaliteler (5,8,11, 16,21,27,35 ve 40 no'lu lokaliteler)'de bakır miktarı diğer lokalitelere göre, gözle görülür derecede bir artmıştır. bulunmaktadır. Bu da ana arterler üzerinde trafik ışıklarının bulunduğu kavşaklarda ya da trafik sıkışıklığından dolayı taşıtların sık sık durmak zorunda kaldıkları yerlerde taşıtların ya çok yavaş seyretmesi ya da motor çalışır vaziyette uzun süre beklemlerinden kaynaklanmaktadır.

Ağaç kabukları, ağır metallerin uzun dönem ölçümünde kullanılır. Çünkü ağır metaller pasif olarak oyuk, çatlak gibi yerlere girip uzun süre burada birikirler. Çalışmamızda kabukta diğer bitki organlarından daha fazla Cu birikiminin olması da bu nedenle normal kabul edilebilir bir durumdur.

Sonuçlar bölümünde Şekil IV.10' da çeşitli kirlenme ortamları ile yaprak, dal, kabuk ve toprak Cu konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar sunulmuştu (Söz konusu grafikte mavi eğri). Bu grafikte Pb'dan farklı olarak bitkinin en az Cu birikimi olan organlarının dallar olmadığı görülmektedir. Ortalama Cu birikim düzeyleri, bitki organlarında birbirine çok yakın değerlerde tespit edilmiştir.

Cu; Pb ve Cd kadar insan sağlığı için tehdit oluşturacak bir metal olmasa da, dünyada en çok kullanılan metallerden biridir ve daha önce bahsettiğimiz gibi insan vücudunda kolayca akümüle olabilen, bir çok rahatsızlığa yol açabilen bir metaldir. Çalışmamızda elde ettiğimiz değerler bize, yoğun trafiğin yaşandığı, hava sirkülasyonunun az olduğu yol kenarları, kavşaklar ve otosanayii gibi emisyonun çok olduğu yerlerde sınır değerlerinin aşıldığını göstermiştir. Ayrıca yaşlı büyük ağaçların dal ve kabuklarında da Cu akümüasyonu daha fazla saptanmıştır. Bu da bize, uzun dönemli analizler için dal ve kabukların uygun olduğunu göstermenin yanı sıra, bu metalin canlı vücudunda akümüle olma özelliğinin de olduğunu göstermiştir.

Sonuç olarak çalışma alanımız İstanbul'da; Türkiye'de ve yabancı ülkelerde yapılan çalışmalar, konumuz olan *Celtis australis* bitkisi yaprak, dal ve kabuk örneklerinin bakır konsantrasyonları, kaynakları ve bulaşma yollarının genelde benzerlik gösterdiğini ortaya koymuştur. Oluşan farklılıkların ise, endüstri tesislerine yakınlık, trafik yoğunluğu, mikroklimatik faktörler (rüzgar yönü ve şiddeti vb.) topoğrafik yapı, yaprak yüzeyinin, kabuk yapısının farklılığı gibi faktörler etkili olmuş olabilir düşüncesindeyiz.

İstanbul'da bakır pollusyonunun çevre sağlığı için risk sınırında olduğu anlaşılmıştır. WHO'ya göre bakır, kanserojen, tehlikeli (1.derece) veya tehlikeli olabilir (2.derece) sınıfında yer almamasına rağmen, belirli sınırlar aşıldığında giriş bölümünde detaylandırılan bir çok rahatsızlıklara neden olabilmektedir. Bu sebeple belirli bölgelerde görülen bakır kirliliği üzerinde tedbirler alınmalıdır.

IV.4. Çinko

Çinko ve birçok bileşiği, konumuz olan diğer ağır metallerle karşılaştırıldığında, düşük zehirlilik etkisi gösterirler. Çinkonun, kadmiyum toksisitesine karşı antagonist rol oynadığı tespit edilmiştir (Aravind ve Prasad 2005). Çinko, kurşun ve kadmiyumdan farklı olarak canlılar için esansiyel bir element olmasına karşın, topraktaki Zn konsantrasyonu belirli sınırları aştığında bitkiler üzerinde negatif etkilere neden olur. Yine bitki dokularında, özellikle yaprak ve kökte, Zn akümüasyonu sınır değerlerin üstünde olursa, tüm bitkide bir takım zararlar görülebilmektedir. Tablo IV.31.'de çeşitli otörlere göre, Zn'nun toprakta bulunan toksik sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerler sunulmaktadır:

Tablo IV.31. Çeşitli Otörlere Göre Zn'nun Toprakta Toksik Sınırları ile (İlk Değer Toksik Değerin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınırdır), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Allaway (1968)	Ross (1994)
39,63-121,56	4-15	60-125

Görüldüğü gibi, tarafımızdan toprakta tespit edilen tüm Zn miktarları, Allaway (1968)'in ileri sürdüğü toksik değerlerin üst sınırından dahi oldukça yüksektir. Bunu da normal kabul etmek gerekir, çünkü otörün bu değerleri verdiği tarih (1968), zamanımızdan 40 yıl öncesidir ve doğal olarak o yıllarda sanayileşme ve motorizasyon bu kadar fazla olmadığı için doğal olarak otör de alt toksisite sınırını 4 mg/kg dw gibi düşük bir değeri kabul etmiştir.

Ross (1994)'a göre ise, tarafımızdan elde edilen değerler toksik sınırlar arasındadır.

Çeşitli otörlere göre, Zn'nun bitki bünyesinde bulunan kontamine olma sınırları ile, tarafımızdan tespit edilmiş olan değerler Tablo IV.32.'de sunulmaktadır:

Tablo IV.32. Çeşitli Otörlere Göre Zn'nun Bitki Bünyesinde Kontamine Olma Sınırları ile (İlk Değer Kontaminasyon Değerinin Alt Sınırı, İkinci Değer ise Üst Sınıridir), Tarafımızdan Tespit Edilmiş Olan Değerler (mg/kg dw)

Tarafımızdan Bulunan Değerler	Allaway (1968)	Allen (1989)	Balsberg-Påhlsson (1989)	Ross (1994)	Kabata-Pendias ve Pendias (1992)	Dmuchowski ve Bytnerowics (1995)
9,18-57,72	8-400	10-100 normal	200-300	100-400	17-25 normal	4-15normal >100 toksik

Tarafımızdan bulunan Zn değerlerinin, Allaway (1968) ve Allen (1989)'ın belirttiği kontaminasyon değerinin alt sınırını aştığı ancak toksik üst sınırına ulaşmadığı görülmektedir. Şehir içi ve yol kenarı örneklerinin çoğu ise, Kabata-Pendias ve Pendias (1992) ve Dmuchowski ve Bytnerowics (1995) kriterlerini aşmıştır. Çalışmamızdaki değerler, Balsberg-Pahlsson (1989) ve Ross (1994) Zn kontaminasyon sınır değerlerinden oldukça düşük çıkmıştır.

Ayrıca Hemphill (1972) ve Jones (1972), Zn içeriği 400 mg/kg'ı geçerse toksik kabul etmiştir, ancak bu otörler bir çok bitkide Zn miktarının 100 mg/kg' ı geçmesi halinde de bozukluklar gözlemlendiğini belirtmişlerdir. Tarafımızdan elde edilen değerler, bu otörlerin bitkiler için minimum toksisite değeri olarak belirttiği 100 mg/kg'dan dahi çok altındadır.

Çinko polusyonunu incelemek amacıyla İstanbul'da çeşitli otörler araştırmalar yapmış, elde edilen sonuçlar ise tarafımızdan yapılan çalışmadan elde edilen sonuçlarla Tablo IV.33.'de mukayese edilmiştir:

Tablo IV.33. İstanbul’da Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Çinko Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	11,34 - 57,7 (Ort.34,84)	39,63 – 122,64 (Ort.73,38)
<i>Acer sp.</i> (Bayçu ve ark., 2006)	26,81	----
<i>Aesculus sp.</i> “	37,09	----
<i>Ailanthus sp.</i> “	20,51	----
<i>Fraxinus sp.</i> “	34,07	----
<i>Platanus sp.</i> “	26,42	----
<i>Populus sp.</i> “	146,46	----
<i>Robinia sp.</i> “	25,39	----
<i>Alcea pallida</i> (Yener,2007)	36,59	79,9
<i>Hibiscus syriacus</i> (Yener,2007)	22,47	62,53

İstanbul’da daha önce çeşitli bitkilerle yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlarla çalışmamız sonuçları büyük oranda benzerlik göstermektedir. Bayçu ve arkadaşlarının (2006) *Acer sp.*, *Aesculus sp.*, *Fraxinus sp.*, *Platanus sp.* ve *Robinia sp.* Zn değerleri ile uygunluk göstermiştir.

Ayrıca Yener (2007)’in *Alcea pallida* bitkisinden elde ettiği sonuçlar ile de oldukça yakın çinko değerleri bulunmuştur.

Yukarıdaki tabloda da görüldüğü gibi, hemen hemen tüm bitki türlerinde yakın Zn değerleri tespit edilmişken, *Populus sp.*’de beş kata varan bir birikim gözlenmiştir.

İstanbul’da yapılan bu çalışmalarda, Bayçu ve arkadaşları (2006), tüm bitki örneklerini aynı lokalitedelerden aldıkları için, *örneğin Populus sp.*’de görülen yüksek Zn birikimi, bu bitkinin Zn alma kapasitesinin yüksek olmasından gerektir.

Çalışmamızda tespit ettiğimiz toprak değerleri, Yener (2007) tarafından yapılan ölçüm değerleri ile çok yakın değerdendirler. Yakın tarihlerde ve lokalitelerde yapılan

her iki çalışmada, benzer toprak değerlerinin görülmesi, normal karşılanması gereken bir durumdur.

Türkiye genelinde ise, Kayseri, Antalya, İzmir ve Muğla illerinde de bazı otörler çeşitli tür bitkilerle çalışmış ve elde edilen çinko değerlerinin çalışmamızda ortaya çıkan değerlerle karşılaştırılması Tablo IV.34.'de verilmiştir:

Tablo IV.34. Ülkemizde İstanbul Dışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Çinko Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomomitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Kabuk Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	11,34 - 57,7 (Ort.34,84)	29,12	39,6 – 122,6 (Ort 73,3)
<i>Pinus nigra</i> İzmir (Türkan, 1995)	----	14,4 - 65	----
<i>Phoenix dactylifera</i> Antalya (Aksoy ve Öztürk, 1996)	7,42 - 19,53	----	35,55 - 217
<i>Nerium oleander</i> Antalya (Aksoy ve Öztürk,1997)	8 - 21	----	37 - 221
<i>Elaeagnus angustifolia</i> Kayseri (Aksoy ve Şahin, 1998)	22 - 231	----	66 - 1215
<i>Robinina pseudoacacia</i> Kayseri (Aksoy ve ark., 2000)	21 - 242	----	63 - 1189

Biyomonitör olarak kullandığımız bitkimizdeki Zn değerleri, Aksoy ve arkadaşlarının (1998 ve 2000) Kayseri’de önemli derecede kirlenmeye neden olan Çinkur Fabrikası ve yan ürünlerini işleyen tesislere yakın bölgelerden alınan *Robinina pseudoacacia* ve *Elaeagnus angustifolia* yapraklarında % 15’ i kadar ve yetiştikleri toprakta ise% 10’ u kadar bulunmuştur.

Çalışmamızdaki değerler, Antalya’da yine Aksoy ve arkadaşlarının yaklaşık on yıl önce *Phoenix dactylifera* ve *Nerium oleander* ve yetiştikleri topraklar üzerinde yaptığı Zn analizleri ile karşılaştırıldığında ise, toprak değerleri genelde uygunluk gösterirken, bitki organları değerleri ise yüksek çıkmıştır.

Güleryüz ve arkadaşları (2006), Bursa’da Zn konsantrasyonlarını 578 ppm’e kadar yüksek değerlerde tespit etmişlerdir. Bunun nedeni, bu bölgeye yakın madencilik çalışmalarıdır.

Ülkemiz dışında da çeşitli bitkiler Zn kirliliği için biyomonitör olarak kullanılmış ve Tablo IV.35.'de elde edilen değerler ile çalışmamızdaki değerler karşılaştırılmıştır:

Tablo IV.35. Yurtdışında Yapılan Önceki Çalışmalardan Elde Edilen Çinko Değerlerinin Çalışmamızdaki Değerlerle Karşılaştırılması (mg/kg dw)

Biyomonitör Olarak Kullanılan Bitkiler	Yıkanmamış Yaprak Ortalama Değerleri	Toprak Ortalama Değerleri
<i>Celtis australis</i>	11,34 - 57,7 (Ort.34,84)	39,6– 122,6 (Ort.73,38)
<i>Populus sp.</i> Selanik, Yunanistan (Sawidis ve ark., 1995)	19 - 85	----
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medic. İngiltere (Aksoy ve ark. 1999)	50-150	----
<i>Taraxacum Officinale</i> Varşova,Polonya (Czarnowska ve Milewska, 1999)	29-209 (ort.67)	-----
<i>Salix</i> Trondheim, Norveç (Reimann ve ark., 2001)	23,50	----
<i>Betula</i> Kuzeydoğu Avrupa (Reimann ve ark., 2001)	88,9	----
<i>Taraxacum officinale</i> Web. Polonya (Królak, 2003)	40,2 -119,7 (Ort. 64,6)	7,9 – 103,6 (Ort.30,1)
<i>Taraxacum officinale</i>) Polonya (Kabata-Pendias ve Dudka, 2005)	41,3 - 49,6	----

Yunanistan'da Sawidis ve arkadaşlarının (1995), *Populus sp.* yaprak analizlerinden elde edilen sonuçlar ile karşılaştırıldığında, çalışmamızdaki sonuçlar alt ve üst değerlerden daha düşük çıkmıştır. *Populus sp.*'den alınan değerlerin İstanbul'da Bayçu (2006)'nın bu bitki ile yaptığı analiz sonuçları gibi yüksek değerlerde çıkması, bu bitkinin Zn tutma kapasitesinin fazla olduğunu gösterse gerektir.

Kuzeydoğu Avrupa'da 2001-2005 arasında tabloda belirtilen otörlerin çeşitli bitki türlerinde yaptığı yaprak Zn değerleri birbirinden farklı sonuçlar vermiştir. Çalışmamızdaki değerler bazı lokalitelerde yakın sonuçlar vermektedir. Zn akümülyasyon farklılıklarının, bitki türünün genetik yapısı ve yaşı, toplanma yeri ve zamanının yanında, iklimik ve özellikle antropojenik etkiler nedeniyle söz konusu olduğu kanaatindeyiz.

Aksoy ve arkadaşlarının (1999) İngiltere’de *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. yaprak sonuç değerlerinin çalışmamızdaki değerlerden yüksek bulunması, bu ülkenin sanayileşme durumu, iklimik özellikleri ve çalışılan bitkinin genetik yapısından kaynaklanıyor gereği olsa gerektir.

C. australis örneklerinin analizinde, Zn birikimi Pb, Cd ve Cu’da olduğu gibi büyükten küçüğe doğru; kirliliğe maruz kalma şiddetinin de sıralanmasına paralel olarak yol kenarı-şehir içi-kenar semt bölgeleri şeklinde ($p < 0,001$) sıralanmıştır.

Çinko sonuçlarına göre yapılan **korelasyon analizlerinde** ise;

a- Korelasyon değeri (r); toprak-dal, toprak-kabuk ve toprak-yıkanmış yaprak arasında sırasıyla 0,52, 0,80 ve 0,87 (aynı yönde kuvvetli bir ilişki),

b- Yıkanmamış ve yıkanmış yapraklarda kenar semtlerde $r = 0,83$ (aynı yönde ve kuvvetli bir ilişki) olarak bulunmuştur.

Toprak-dal ve toprak-kabuk Zn miktarları karşılaştırıldığında, yapılan tek yönlü t testi sonucu $p < 0,001$ için anlamlı bulunmuştur. Korelasyon katsayısı yıkanmış yapraklar ile toprak arasında $r = 0,87$ ve yıkanmış yapraklar ile yıkanmamış yapraklar arasında ise bu katsayı $r = 0,83$ bulunmuştur. Bu da bakırın, hava yolunun yanı sıra özellikle kök yolu ile bitkiye nüfuz ettiğini göstermektedir kanaatindeyiz. Bu durumda çinkonun mobilitesinin olması dolayısıyla, bitki bünyesine topraktan kökle hızlı giriş yaptığını ve bitki bünyesinde her yöne doğru hızla yayıldığını ve biriktiğini gösteren bir kanıt olsa gerektir.

Yıkama prosedürü ile yapraklardan uzaklaşan Zn yüzdeleri; yapraklarda % 29 - 6 olduğu sonuçlar bölümünde gösterilmişti. Bu sonuçlar, *Phoenix dactylifera* L. % 27 - 5 (Aksoy ve Öztürk, 1997), *Nerium oleander* L. % 37 - 5 (Aksoy ve Öztürk, 1996) ve *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. değerleri (% 33 - 4) (Aksoy ve ark., 1999) ile uygunluk göstermektedir.

Yıkama prosedürü ile yapraklardan uzaklaşan çinkonun, yol kenarı ve şehir içi gibi bölgelerde kontrol bölgelerine göre beş , kenar semtlere göre 2,5 kata varacak şekilde fazladır. Yıkama ile yapraklardan uzaklaşan çinkonun özellikle yol kenarı ve şehir içi örneklerinde yüksek miktarda olması çinkonun bu bitkiye daha çok hava yolu ile nüfuz ettiğini göstermektedir (Tam ve ark., 1999).

Çinkonun bitkiye nasıl nüfuz ettiğini belirlemek için aşağıdaki sonuçlar değerlendirilmiştir;

1-Yıkanmış yaprakların yıkanmamış yapraklarla korelasyon sonucunun (r) 0,88, toprakla daha düşük 0,83 çıkması,

2-Yıkama ile yaprakdan uzaklaşan Zn miktarının yüksek olması (1/3 oranına varan Zn'nun uzaklaşmış olması) ve trafik, otosanayii gibi kirlilik kaynaklarının var olduğu bölgelerde yıkama ile uzaklaşan Zn oranının fazla olması,

3-Çinkonun mobilitesinin çok yüksek olması (Koepe, 1981),

4-Yıkanmış ve yıkanmamış yapraklar arasındaki t-testi analizi sonucunun $p < 0,001$ için anlamlı bulunması çinko miktarının, toprakta bitki organlarına göre, daha fazla biriktiğini ve toprak-bitki organları arasında doğru orantılı bir birikim ilişkisi olduğunu göstermektedir. Bu sonuç Readhecmer (2001) ile uyum göstermektedir.

C. australis bitki örneklerinin alındığı 5,6, 8, 15, 16, 31, 35, 39, 40 no' lu lokalitelerde konumuz olan diğer metallerde olduğu gibi daha fazla birikim bulunmaktadır. Bu da söz konusu lokalitede taşıtların ya çok yavaş seyretmesi ya da motor çalışır vaziyette uzun süre beklemelerinden kaynaklanmaktadır. Öyle ki, bu lokalitelerde dakikada 100' den fazla motorlu aracın seyrettiği gözlenmiştir.

Şekil V.14.'de görüldüğü gibi (turuncu eğri) ağaç kabuklarında da yüksek derecede Zn birikimine rastlanmıştır. Bu da daha önce bahsettiğimiz nedenlerden dolayı normal bir durum olarak köabul edilmektedir.

Yine sonuçlar bölümünde Şekil IV.14.' de çeşitli kirlenme ortamları ile yaprak, dal, kabuk ve toprak Cu konsantrasyonları arasındaki korelasyonlar sunulmuştu (Söz konusu grafikte mavi eğri). Bu grafikte, Pb'da olduğu gibi bitkinin en az Cu birikimi olan organlarının dallar olduğu görülmektedir. Ortalama Cu birikim düzeyleri, bitki organlarında birbirine çok yakın değerlerde tespit edilmiştir. Bu da, *C. australis* bünyesinde çeşitli organlarda bulunan Zn'nun yapraklar yoluyla havadan alınmasından ziyade, bitki bünyesine topraktan kökler vasıtasıyla alındığını gösteren diğer bir delildir.

Zn; Pb ve Cd kadar insan sağlığı için tehdit oluşturacak bir metal olmasa da, dünyada en çok kullanılan metallerden biridir ve daha önce bahsettiğimiz gibi insan vücudunda kolayca akümüle olabilen, bir çok rahatsızlığa yol açabilen bir metaldir. Çalışmamızda elde ettiğimiz değerler bize, yoğun trafiğin yaşandığı, hava sirkülasyonunun az olduğu yol kenarları, kavşaklar ve otosanayii gibi emisyonun çok olduğu yerlerde sınır değerlerinin aşıldığını göstermiştir. Ayrıca yaşlı büyük ağaçların dal ve kabuklarında da Zn akümüasyonu daha fazla saptanmıştır. Bu da bize, uzun dönemli analizler için dal ve kabukların uygun olduğunu göstermenin yanı sıra, bu metalin canlı vücudunda akümüle olma özelliğinin de olduğunu göstermiştir.

Sonuç olarak tarafımızdan yapılan çalışma sonuçları ile daha önce detaylandırdığımız çalışma sonuçları genelde benzerlik göstermektedir. Oluşan farklılıkların ise, endüstri tesislerine yakınlık, trafik yoğunluğu, mikroklimatik faktörler (rüzgar yönü ve şiddeti vb.) topoğrafik yapı, yaprak yüzeyinin, kabuk yapısının farklılığı gibi faktörler nedeniyle olabileceği fikrindeyiz.

İstanbul'da çinko pollusyonunun çevre sağlığı için risk sınırında olduğu anlaşılmıştır. Ancak çinko EPA'ya göre 2.sınıf yani tehlikeli olabilir metaller arasında yer almaktadır, bu sebeple belirli bölgelerde görülen çinko kirliliği üzerinde tedbirler alınmalıdır.

BÖLÜM V

SON DEĞERLENDİRMELER VE ÖNERİLER

V.1. SON DEĞERLENDİRMELER

Buraya kadar yapılan tüm açıklamalar, sunulan bulgular ve bunların yapılan benzer çalışmaların sonuçları ile karşılaştırılması ve irdelenmesi sonucunda bazı çok dikkate değer noktalar göze çarpmaktadır. Şöyle ki;

1-Bitkilerde metallerin akümülayonu çeşitli faktörlere bağlıdır. Bitkilerde ağır metal birikimi, bu metallerin yapısal (genetik) özelliklerinin yanı sıra kirlilik kaynaklarının emisyon miktarı, uzaklıkları ile rüzgar yönü, yağışlar gibi meteorolojik etkenlere ve toprak özelliklerine, topraktan alıma, aerosol birikime ve sezonluk değişimlerine de bağlıdır.

Toprak ve bitki örneklerinin kirlenici elementlerle kirlenmelerinde genel olarak emisyon kaynaklarına olan yakınlıklarının önemli bir oynadığı belirlenmiştir. Bunun yanında bazı değerlerin beklenenin dışında bulunmasının, rüzgar yönü ve hızı ile yağışların ağır metalleri kırsal alanlara taşıması nedeniyle olduğu düşüncesindeyiz.

2- Toprakta kurşun birikimi Tablo IV.16.' da gösterildiği gibi bir çok otöre göre üst toksik sınırın altındadır. Ancak çevre sağlığı için I.derece tehlikeli sayılan bu metalin özellikle yoğun trafik sıkışıklığının görüldüğü, ayrıca yüksek binalar yolu ile hava sirkülasyonunun azaldığı, yolun daraldığı, rampaların arttığı alanlarda alt toksisite değerinin üstünde değerlere rastlanmıştır.

Toprakta Cd birikiminin tehlike düzeyinde olmadığı anlaşılmıştır.

Kurşun ve kadmiyum kadar toksik olmayan bakır ve çinko elementlerinin birikimi de kurşunda olduğu gibidir.

3- Çalışmamızda incelenen ağır metallere Pb ve Cd canlılar için yüksek derecede toksik, Cu ve Zn ise mutlak gerekli metallerdir.

İstanbul genelinden alınan *Celtis australis* bitkisinin biyomonitör olarak kullanılması sonucu elde edilen değerlere göre;

Çalışma bitkimiz olan *C.australis*'te Pb, Cd ve Zn kontaminasyonu görülmesine karşın öldürücü (noxious) düzeyde kirlilik düzeylerine rastlanmamıştır. Ancak 2.madde de belirttiğimiz bölgelerde bazı değerlerin normal sınırların üzerinde olduğu görülmüştür.

Cu pollusyonu ise diğer üç metale göre, özellikle trafik kirliliğinin yoğun görüldüğü lokalitelerde çeşitli otörlerin belirttiği kontaminasyon değerlerini aşmıştır, bir başka deyişle çevre sağlığı için daha ciddi bir risk oluşturmaktadır.

İstanbul'da yeşil alanların artması, endüstri tesislerinin şehir dışına taşınmaları, kurşunlu benzin kullanımının azalması hatta son yıllarda yasaklanması, yeni modern motorlu araçların artması, doğal gaz kullanımının artması, LPG'li araçların artması gibi antropojenik tedbirlerin yanında, İstanbul'un topografik yapısı ve iklimatik özellikleri ile insanlarda çevre bilincinin artması gibi olumlu gelişmeler nedeniyle ağır metal kirliliği düzeyinin henüz insan ve çevre sağlığını ciddi olarak tehdit edecek boyutlarda olmadığını söyleyebiliriz.

Bitkiler tolere etseler bile, bu miktar insan ve hayvanlar için toksik değerdedir. Türk Gıda Kodeksi Yönetmeliği (1997)' e göre, bakır, çinko, kurşun ve kadmiyumun kabul edilebilir maksimum miktarlar sırasıyla 20 mg/kg, 50 mg/kg, 1 mg/kg ve 0,1 mg/kg olarak belirtilmiştir. Tarafımızdan elde edilen bitki organlarının ağır metal içerikleri bu değerlerin üstündedir. Bu da bize, bu metallerin insan sağlığı için risk oluşturduğunu göstermektedir.

4- *Celtis australis*'in biyomonitör olarak kullanılması ile tespit edilmiş bulunan tüm ağır metaller için kirlilik düzeyleri sırasıyla; anayol kenarları > şehir içi > kenar semtler > kontrol bölgeleri olarak ortaya çıkmıştır.

5- Korelasyon katsayısı, t-test, f-test ve yıkama sonucu yapraklardan elde edilen yüzde sonuçlarına bakıldığında, Pb ve Cu'nun daha çok kök yolu ile topraktan, Cd ve Zn'nun ise daha çok hava yolu ile direkt yapraklara kontamine olduğu dikkat çekmektedir. Pb ve Cd'un, Cu ve özellikle Zn'a göre mobilitelerinin yüksek olması bu durumu kanıtlar niteliktedir.

6-Bitki organlarında ve yetiştikleri topraklarda ağır metal konsantrasyonları sırasıyla Zn>Cu>Pb>Cd olarak bulunmuştur. Bu sonuç tablolarda gösterilen hemen hemen tüm çalışmalar ile uygundur. Ancak bu sıranın tersine insan sağlığı için en tehlikeli olan metaller Pb ve Cd'dur. Çünkü bu metallerin biyolojik yarılanma

süreleri oldukça uzun olup, mobiliteleri yüksektir ve düşük maruziyetlerde bile vücutta birikerek insan sağlığı için tehlike oluşturalar. Bu nedenle özellikle bu iki metal kirliliği için tedbirler alınmalıdır.

7-Ağaç kabuğu analizlerinden elde ettiğimiz sonuçlar son zamanlarda yapılan çalışmaları desteklemiştir. Ağaç kabuklarının, motorlu taşıtlarlardan kaynaklanan başta kurşun olmak üzere bazı kirletici elementler açısından özellikle uzun dönemli ölçümler için bir biyoindikatör olarak kullanılabileceğini ortaya koymuştur.

8- Dallar, gövde kabuğu gibi çok yaşlı olmayan, bunun yanında yapraklar gibi yayvan ve geniş yüzeye sahip olmayan strüktürlerdir. Bu nedenle dallarda ağır metallerin birikimini minimum düzeydedir.

9- Kirletici elementlerin emisyon kaynaklarından yayıldıktan sonra bitkilerin yaprak yüzeylerinde biriktikleri tespit edilmiştir. *Celtis australis* L.'nin yaprak şekli ve tüylü olması da metal tutulmasında önemli bir rolü olduğu düşüncesindeyiz (Milberg, 1980).

10- Çalışma alanında çok sayıda görülmeleri, kolayca örnek alınması ve teşhis edilebilmeleri, bulundukları çevreden daha fazla ağır metal konsantrasyonuna sahip olmaları, çalışmamızda görüldüğü gibi hava ve toprakla bitkiye nüfuz eden ağır metalleri göstermeleri, hava kirleticilerinin düzeylerini ve biyolojik reseptörlere etkilerini göstermeleri ile düşük maliyetleri, geniş coğrafi yayımlı olmaları (Markert, 1993) *Celtis australis* L. bitkisinin biyomonitör olarak kullanılmasının uygunluğunu göstermiştir. Ancak yaprakları sadece ilkbahar ve yaz mevsiminde bulunduğundan mevsimsel değil yıllık kirlilik değişimi ölçümleri için biyomonitör özelliklerine daha uygundurlar.

Dayanıklı olması *C. australis*'in otoyol kenarlarında ve endüstriyel bölgelerde filtre görevi yapabileceğininide göstermiştir. Nitekim bu ağaç, peyzaj özelliği de gösterdiği için belediyelerce özellikle yol kenarlarına dikilmektedir.

V.1. ÖNERİLER

Özellikle ülkemiz gibi gelişmekte olan ülkelerde endüstrileşmenin hızlı ve plansız bir şekilde artması ile çevre sağlığını tehdit eden ağır metallerin zararlı etkilerinden korunulması için antropojenik kaynaklara karşı alınabilecek öneriler şöyle sıralanabilir:

1-Ağır metal akümülyasyonlarının kaynaklardan uzaklaştıkça giderek azaldığı düşünöldüğünde, endüstri tesislerinin yerleşim merkezleri dışında kurulması, gerekirse taşınması zaruridir.

2-Ayrıca bu tesislere emisyonu azaltacak konvertörler kurulmalı, buralarda çalışanların sağlıkları için gerekli tedbirler alınmalıdır.

3-Motorlu taşıt kökenli ağır metal kontaminasyonuna karşı alınabilecek önlemlerin en önemlisi kurşunsuz benzin kullanımına geçilmesi, egzoz emisyonlarının istenen değere çekilebilmesi için katalitik konverter kullanımının teşvik edilmesi, dizel partiköl tutucuların uygulamaya konulması, LPG gibi alternatif yakıt ve elektrik enerjisinin taşıtlarda kullanımının yaygınlaştırılması, toplu taşımacılığın geliştirilmesi, eski teknoloji araçların bakıma tabi tutulması, diagnostik cihazlarla karbüratör ve ateşleme yarı yapımının mecburi hale getirilmesi gerekmektedir.

Ülkemizde yeni tip kurşunsuz benzinle çalışan araçlarda katalitik konverter uygulanabileceği gerçeği ve hemen uygulamaya konulması yarının geleceğini kurtarabilir.

4-Özellikle ağır taşıtların ve şehirlerarası yolların şehir dışından geçmesi, yine yük ve yolcu taşımacılığında deniz ve demiryolunun tercih edilmesi önemli tedbirler arasında sayılabilir.

5-Ancak diğer taraftan da taşıtların bakım, fenni muayene, denetim kuralları ve şekilleri gözden geçirilmeli önemle taşıt yaşı ortalamasının düşürölmesi ve toplu taşıma için teşvik programları geliştirilmelidir. Kent planlarında trafik sıkışmasının önlenmesi, yeni trafiğe kapalı alanların kurulması gibi insan ve çevre sağlığını koruyacak planların yapılması gerekmektedir. Ayrıca yeni araçların motor yatakları aşınmaya karşı dayanıklı olduğundan, kurşunsuz benzin kullanılmasına uygundur. Bu nedenle eski araçların trafikte kullanılmaması gerekmektedir. Motorlu araçlarda sürücü hatalarından olan; gereksiz rölantide beklenmemeli, ani-sık kalkışlar, aşırı yükleme yapılmamalıdır (Dölgeroğlu, 2006).

6-Yol kenarlarına *Agrostis tenuis*, *Deschamsia flexuosa*, *Festuca ovina* gibi ağır metal kirliliğine dayanıklı ve ağır metal tutucu bitkilerin dikilmesi, şehrin hava yollarını kesecek yüksek yapılara izin verilmemesi, şehir içinde yüksek binaların hava sirkülasyonuna imkan verecek hava koridorları oluşturacak şekilde dizayn edilmesi önemli tedbirler arasında sayılabilir.

7-Ağır metal içeren kimyasal maddelerin kullanımının yasaklanması veya sınırlandırılması, kanalizasyon sistemlerinin geliştirilmesi, tarımsal kimyasalların kullanılmaması gibi önlemler de alınabilir.

8-Yumurta, tahıllar, fasulye ve baklagiller, soğan, sarımsak ve lifli besinlerden oluşan bir beslenme alışkanlığı besinlerle kurşun alımını azaltmak açısından yararlıdır. EDTA ile şelat oluşturması nedeniyle, şelat oluşturucuların alımı kurşunun vücuttan atılmasına katkı sağlayabilir (Dündar ve Aslan, 2005).

Alkol ve sigara gibi zararlı alışkanlıklardan arınmalı, sirke, meyve suyu gibi asidik gıdalar uzun süre bekletilmemeli, sebze ve meyveler iyice yıkanmalı ve konservele lehimli olmamalıdır (Dündar ve ark, 2005).

9- Kurşun bazlı boyalı giysiler, eskimiş boyalı malzemeler, saç boyaları (kurşun asetat içerirler) ve de özellikle çocukların kullandığı boyalı kalemler ile oyuncakların üretimi kontrol altına alınmalıdır.

10-Su taşıma ve depolama sistemleri çağdaş hale getirilmeli, içilmesi gerekiyorsa muslukları açtıktan sonra 1-2 dakika beklenip su içilmelidir.

Bu gibi çalışmaların belirli periyodlarla tekrarlanarak kirliliğin boyutlarının takip edilmesi, bu konuda başka referans çalışmalarının yapılmasında büyük önem arz etmektedir.

KAYNAKLAR

- Addemir, O.; Açma, E.; Arslan, C.: “Çinko”, ISBN: 975-7397-41-5, Sistem Yayıncılık, İstanbul (1995) 22-26.
- Adriano, D. C.; Bolan, N. S.; Vangronsveld, J.; Wenzel; W. W. : “Heavy Metals”, *In Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Academic Press (2005) 175-182.
- Agrawal, K.M.; Sharma, H.C.; Aggarwal A.L.:” Heavy Metal Pollution of Air, Soil and Plants Around A Zinc Smelter”, *Indian Journal of Environmental Health*, 30, 3, (1988) 234-241.
- Aksoy, A.; Ozturk, M.: “ *Phoenix dactylifera* L. as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution in Turkey”, *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 14 (3), (1996) 605-614.
- Aksoy, A.; Ozturk M.A.:”*Nerium oleander* L. as a Biomonitor of Lead and Other Heavy Metal Pollution in Mediterranean Environments”, *The Science of The Total Environment*, Volume 205, Number 2, Elsevier pp., (1997) 145-150.
- Aksoy A.; Sahin. U.:”*Elaeagnus angustifolia* L. as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution “University of Erciyes, *Turk Journal of Botany* 23, (1999) 83–87.
- Aksoy, A.; Hale, W. H. G.; Dixon, J. M.:”*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. as a Biomonitor of Heavy Metals”, *The Science of The Total Environment*, Volume 226, Issues 2-3, (1999) 177-186
- Aksoy A.; Sahin. U.; Duman F.:”*Robinia pseudo-acacia* L. as a Possible Biomonitor of Heavy Metal Pollution in Kayseri”, *Turk Journal Botany* 24, (2000) 279-284.
- Albert, L.A.; Badilla, F.:“Environmental Lead in Mexica”, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, (1991) 117.
- Albasel, N.; Cottenie, A.: “Heavy Metal Contamination Near Major Highways, Industrial and Urban Areas in Belgian Grassland”, *Water, Air And Soil Pollution*, 24, 1, (1985) 103-110.
- Alfani, A.; Batroli, G.; Rutigliano, F.A.; Maisto, G.; Virzo De Santo, A.:” Trace Metal Biomonitoring in The Soil and The Leaves of *Quercus Ilex* in The

- Urban Area of Naples”, *Biological Trace Element Research*, 51, 1, **(1996)** 117-131.
- Ali, E.A.:” Damage to Plants Due to Industrial-Pollution and Their Use As Bioindicators in Egypt”, *Environmental Pollution*, 81, 3, **(1993)** 251-255.
- Allaway, W.H.:”Agronomic Controls Over The Environmental Cycling of Trace Elements”, *Advances in Agronomy*, 20, **(1968)** 235-274.
- Allen, S.E.:” Chemical Analysis of Ecological Materials”, 2nd ed. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, **(1989)**.
- Alriksson, A.; Eriksson, H.M.:” Distribution of Cd, Cu, Pb and Zn in Soil and Vegetation Compartments in Stands of Five Boreal Tree Species in N.E. Sweden”, *Water, Air and Soil Pollution, Focus 1*, **(2001)** 461-475.
- Al-Alawi, M.M.; Batarseh, M. I.; Carreras, H.; Alawi, M.; Jiries, A; Charlesworth, S. M.:” Aleppo Pine Bark as a Biomonitor of Atmospheric Pollution in The Arid Environment of Jordan”, *Wiley Interscience, Clean-Soil, Air, Water. Volume 35, Issue 5*, **(2007)** 438-443.
- Al-Khlaifat, L A.; Al-Khashman, O. A.:”Atmospheric Heavy Metal Pollution in Aqaba City, Jordan, Using *Phoenix dactylifera* L. Leaves”, *Atmospheric Environment Volume 41, Issue 39*, **(December 2007)** 8891-8897.
- Al-Shayeb, S.M.; Al-Rajhi, M. A.; Seaward, M.R.D.:”The Date Palm (*Phoenix dactylifera* L.) As a Biomonitor of Lead and Other Elements in Arid Environments”, *Sci. Total Environ.*, 168, **(1995)** 1-10.
- Anonim; EPA (U.S. Environmental Protection Agency), “*Air Quality Criteria for Lead*”, **(1986)**.
- Anonim; WHO (World Health Organization), “Cadmium-Environmental Aspects”, *Environmental Health Criteria No. 134-135*, Geneva **(1992a)**.
- Anonim; WHO (World Health Organization), International Programme on Chemical Safety (IPCS), “Inorganic Lead”, *Environmental Health Criteria 165*, Geneva **(1995)**.
- Anonim; *Türk Gıda Kodeksi, Dünya Yayıncılık, İstanbul*, **(1997)** 214s.
- Anonim; IPSC (International Programme On Chemical Safety Environmental Health Criteria), “Copper”, *200 Inchem Home*, **(1998)**.
- Anonim; WHO (World Health Organization), “Cadmium”, *Regional Office for Europe, Copenhagen*, **(2000a)**.

- Anonim; WHO, “Regional Office For Europe Copenhagen Air Quality Guidelines”, *2nd Edition European Series No :91*, (2000b) 136-139, 149 – 154.
- Anonim; <http://ekutup.dpt.gov.tr/madencil/metalmad/oik638.pdf>, *Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Raporu, Metal Madenler Alt Komisyon Bakır-Pirit Çalışma Grubu Raporu*, Ankara, (2001a).
- Anonim; <http://www.epa.gov/superfund/sites>, *Environmental Protection Emergency Response*, (2001b).
- Anonim; “Hava Kirliliğine Genel Bakış”, RSHM (Refik Saydam Hıfzıssıhha Merkezi Başkanlığı) Çevre Sağlığı Araştırma Müdürlüğü (2001c).
- Anonim; WHO (World Health Organization), “Zinc”, *Environmental Health Criteria 221*, Geneva, (2001d).
- Anonim; *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)*, (2003a), <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>.
- Anonim; European Environment and Health Committee (EEHC), *UN Protocol on Heavy Metals* (2003b).
- Anonim; *Resmi Gazete, 188 Benzin ve Motorin Kalitesi Yönetmeliği 2003/17/EC ile değişik 98/70/EC :11*, (2004).
- Anonim; <http://emyo.sdu.edu.tr/link/plant/> 2005, (Erişim Tarihi: Mayıs, 2005a).
- Anonim; <http://en.wikipedia.org/wiki/Lead>, (Erişim Tarihi: Mayıs, 2005b).
- Anonim; <http://en.wikipedia.org/wiki/Copper>, (Erişim Tarihi: Mayıs, 2005c).
- Anonim; <http://www.botanical-online.com/florceltisaustralisc>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006a).
- Anonim; <http://bitkiterapi.tripod.com/> (Erişim tarihi: Ocak, 2006b).
- Anonim; <http://www.leadpoison.net/general/history.htm>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006c).
- Anonim; <http://www.lenntech.com/Periodic-chart-elements/Pb-en.htm>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006d)
- Anonim; <http://www.lenntech.com/Periodic-chart-elements/cd-en.htm>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006e)
- Anonim; <http://www.lenntech.com/Periodic-chart-elements/cu-en.htm>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006f)
- Anonim; <http://www.lenntech.com/Periodic-chart-elements/zn-en.htm>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006g)
- Anonim; <http://tr.wikipedia.org/wiki/%C4%istanbul>, (Erişim tarihi: Ocak, 2006h)

- Anonim; <http://www.ibb.gov.tr/tr-TR/BilgiHizmetleri/Istatistikler/demografi.htm>, (Erişim tarihi: Ocak, **2007a**)
- Anonim; <http://www.dekaroturk.com>, (Erişim tarihi: Ocak, **2007b**).
- Anonim; <http://www.food-info.net/tr/index.htm>, *The Netherlands Wageningen Üniversitesi Gıda Teknolojisi ve Gıda Güvenliği*. (Erişim tarihi: şubat, **2007c**).
- Anonim; [http://tr.wikipedia.org/wiki/İkitelli Organize Sanayi Bölgesi](http://tr.wikipedia.org/wiki/İkitelli_Organize_Sanayi_Bölgesi)(Erişim tarihi: Ocak, **2008a**).
- Anonim; <http://www.tuik.gov.tr>, (Erişim tarihi: řubat, **2008b**).
- Aravind, P. ; Prasad, M.N.V.:” Cadmium-Zinc Interactions in A Hydroponic System Using *Ceratophyllum demersum* L.”, *Brazil Journal of Plant Physiology* Vol.17,1, (**2005**).
- Atkins, D. P.; Trueman, I. C.; Clarke, C. B.; Bradshaw, A. D.:” The Evolution of Lead Tolerance by *Festuca Rubra* on A Motorway Verge”, *Environmental Pollution, A* 27(3), (**1982**) 233-241.
- Asri, F. Ö.; Sönmez, S.:” Ağır Metal Toksisitesinin Bitki Metabolizması Üzerine Etkileri”, Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bölümü, Antalya <http://www.batem.gov.tr/ana/ozetler.doc>, (17.09.2007) 36-45.
- Bache, C.A.; Gutenmann, W.H.; Rutzke, M., Chu, G.; Elfving, D.C.; Lisk, D.J.: ” Concentrations of Metals in Grasses in The Vicinity of A Municipal Refuse Incinerator”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20, 4, (**1991**) 538-542.
- Baker, A.J.M, Brooks, R.R.:” Terrestrial Higher Plants Which Accumulate Metallic Elements - A Review of Their Distribution”, *Ecology and Phytochemistry*” 1, (**1989**) 81-126.
- Baker, A.J.M.:” Metal Hyperaccumulation by Plants: Our Present Knowledge of The Ecophysiological Phenomenon. Will Plants Have a Role in Bioremediation? 14th Annual Symposium on Current Topics in Plant Biochemistry, Physiology and Molecular Biology”, Columbia, M.O. (**1995**) 7-8.

- Barnes, D.; Hamadah, M.A.; Ottaway, J.M.: “ The Lead, Copper and Zinc Content of Tree Rings and Bark”, A Measurement Of Local Metallic Pollution. *The Science Total Environ.* 5(1), **(1976)** 63-77.
- Bayçu, G; Önal, M.:”An Investigation of The Levels of Cadmium and Lead in The Soils and in The Leaves of Selected Specimens of *Ailanthus altissima* Found Growing Beside A Freeway in İstanbul”, *İstanbul .Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Dergisi*, 56, **(1993)** 21-34.
- Bayçu, G., "Picea abies 'te Kadmiyum Toksisitesi ve Köklerde Kadmiyum Birikimi" XIII. Ulusal Biyoloji Kongresi 17-20 Eylül 1996, İstanbul. Kongre Kitapçığı, Cilt:III, **(1997)** 433-442.
- Bayçu, G., H. Caner, B. Gönençgil and E. Erüz, “Roadside Pollution of Cadmium and Lead in Istanbul City (Turkey) and Their Effects on *Picea abies*”, *Journal of Biologia, Bratislava*, 58 (1) **(2003)** 109-114 .
- Bayçu, G.; Tolunay, D.; Özden, H.; Günebakan, S.: “Ecophysiological and Seasonal Variations in Cd, Pb, Zn, and Ni Concentrations in the Leaves of Urban Deciduous Trees in Istanbul”, *Environmental Pollution*, 143 (3), **(2006)** 545-554.
- Baysu, N.; Ersoy, E.: “Biyokimya”, *Anadolu Üniversitesi Veteriner Fakültesi Yayınları Ders Kitabı*, Ankara, **(1986)**.
- Bech, J.; Lansac, A.; López-Pancorbo, A.; Fernández-Sánchez, R.: “ Trace Elements in Soils of Barcelona Province Catalonia, Spain’’, *Bioavailability and Bioaccumulation Proc. 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*; Uppsala **(2003)**.
- Beckett, K. P.; Freer-Smith, P. H.; Taylor, G.:” Urban Woodlands: Their Role in Reducing The Effects of Particulate Pollution”, *Environmental Pollution* 99, **(1998)** 347-360.
- Bellisa, D. J.; Satakea, K.; Inagakia, M.; Zengb, J. ; Oizumic T.: “ Seasonal and Long-Term Change in Lead Deposition in Central Japan: Evidence For Atmospheric Transport From Continental Asia”, *Science of The Total Environment.*, **(2004)** 149-158.
- Benavides, M. P.; Gallego, S. M. ;Tomaro, M. L.: “ Toxic Metals in Plants’’. *Brazil Journal Plant Physiology Vol.17 No.1 Londrina*, **(2005)** 21-34.
- Bereket, G.; Yücel, E.: "Eskişehir'de Trafik Orijinli Ağır Metal Kirliliği", *Doğa Türk Kimya Dergisi*, 14, 4 , **(1990)** 266-271.

- Berrow, M.L.; Ure, A.M.:” The Determination of Metals and Metalloids in Soil”,
Environ. Tech. Letters 2, 485-502 (1981).
- Berthelsen, B.O.; Steinnes, E.; Solberg, W.; Jingsen, L.:” Heavy-Metal Concentra-
 tions in Plants in Relation to Atmospheric Heavy-Metal Deposition”,
Journal Of Environmental Quality, 24, 5, **(1995)**1018-1026.
- Beyazıt, N.; Peker, İ.: “ Atıksularda Ağır Metal Kirliliği ve Giderim Yöntemleri”,
 Atlı, V., Belenli İ. (Eds), *Kayseri I. Atıksu Sempozyumu Bildirileri*, Kayseri,
 22-24 Haziran **(1998)** 209-215.
- Biggins, P.D.E.; Harrison, R.M.: “ Chemical Speciation of Leaf Compounds in
 Street Dusts”, *Environment Science Technology*, 14, **(1980)** 336.
- Bini, H., “Lead Uptake From Solution and It's Transport From Roots to Shoots”,
Journal of Plant and Soil, 38, **(1973)** 403-414.
- Blumenthoï, S.; “Inhibition of Na-F-Glucose Co-Transport in Kidney Cortical Cells
 By Cadmium and Copper”, *Protection by Zinc Toxicity and Applied
 Pharmacology*. 129,**(1994)**177-187.
- Breckle, S.W. ; Kahle, H.:” Effects of Toxic Heavy Metals Cadmium and Lead on
 Growth and Mineral Nutrition of Beech, *Fagus Sylvatica* L. *Vegetatio*”,
Journal of Plant Physiology Volume 162, Issue 10-14**(2005)** 1133-1140.
- Briat, J.F.; Lebrun, M.:” Plant Responses To Metal Toxicity”, *C. R. Academic
 Science*, 322, Paris **(1999)** 43-54.
- Burtis, C.A.; Ashwood R. E.: “ Fundamentals Of Clinical Chemistry”, *EPHC
 (Environment Protection & Heritage Council)*, 5th Edition, **(2002)** 652-659.
- Buszewski, B.; Jastrzębska, A.; Kowalkowski, T.; Górna-Binkul, A.:” Monitoring of
 Selected Heavy Metals Uptake by Plants and Soils in the Area of Toruń,
 Poland”, *Polish Journal of Environmental Studies Vol. 9, No. 6*, **(2000)** 511-
 515.
- Caselles, J.: “ Levels of Lead and Other Metals in *Citrus* Alongside a Motor Road”
Water, Air, and Soil Pollution, Volume 105, Number 3-4, **(1998)** 593-602.
- Chamon, A. S.; Gerzabek, M. H.; Mondol, M. N.; Ulah, S. M.; Rahman, M.;
 Blum, W. E. H.: ”Influence of Cereal Varieties and Site Conditions on
 Heavy Metal Accumulations in Cereal Crops on Polluted Soils of
 Bangladesh”, *Communications in Soil Science and Plant Analysis, Volume
 36, Issue 7* (**2005**) 889 – 906.

- Chaney, R.L.; Sterrett, S.B.; Mielke, H.W.:” The. Potential for Heavy Metal Exposure from Urban Garden. and Soils”, *In: J.R. Preer (Ed) Proc. of Symp. Heavy Metals in Urban Gardens*, University Columbia Extension Service, Washington, D.C. **(1984)**.
- Clemens, S.:” Molecular Mechanisms of Plant Metal Tolerance and Homeostasis”, *Planta* 212 **(2001)** 475–486.
- Cobbett, C.S.; Goldsborough, P.B.:” Phytochelatins and Metallothioneins: Roles in Heavy Metal Detoxification and Homeostasis”, *Annu. Rev. Plant Biol.* **(2002)** 159-182.
- Czarnowska, K.; Milewska, A.:” The Content of Heavy Metals in an Indicator Plant (*Taraxacum Officinale*) in Warsaw”, *Polish Journal of Environmental Studies Vol. 9, No. 2*, Department of Soil Science, Warsaw Agricultural University, 26/30 Rakowiecka, 02-528, Poland, **(2000)** 125-128.
- Çakmak, I.:” Possible Roles of Zinc in Protecting Plant Cells From Damage by Reactive Oxygen Species”, *New Phytology*;146 , **(2000)** 185–205.
- Çavuşoğlu, K.: “İğde (*Elaeagnus angustifolia* L.) Yapraklarında Kurşun (Pb) Yoğunluğunun Araştırılması”, *B.A.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 6-3, **(2002)** 191-196.
- Çavuşoğlu, K.; Çavuşoğlu, K.: “*Cupressus Sempervirens* L. ve *Cedrus libani* A. Rich. Yapraklarında Taşıtların Sebep Olduğu Kurşun (Pb) Kirliliğinin Araştırılması”, *BAÜ Fen Bil. Enst. Dergisi* , **(2005)** 1-3.
- Çelik, A.; Kartal, A.A.; Akdoğan, A.; Kaks, Y.: “ Determining The Heavy Metal Pollution in Denizli (Turkey) By Using *Robinio pseudo-acacia* L.” *Environment International*, 31 (1), **(2005)**105-112.
- Çepel, N.: “Toprak Kirliliği Erozyon ve Çevreye Verdiği Zararlar”, *TEMA Vakfı Yayınları No:14, 1.Basım*, İstanbul, **(1997)** 234.
- Danies, Y, A.:” Heavy Metals Concentrations on Vegetables”, *Sci.*, 120, **(1970)** 321-324.
- Das, P.; Samantaray, S. Rout, G.R.:” Studies on Cadmium Toxicity in Plants”, *Envir. Pollution* 98 , **(1997)** 29-36.
- Davis, R. D.; Beckett P. H. T.:” Upper Critical Levels of Toxic Elements in Plants. II. Critical Levels of Copper in Young Barley, Wheat, Rape, Lettuce and Ryegrass, and of Nickel and Zinc in Young Barley ve Ryegrass”, *New Phytologist*, Vol. 80, No. 1, **(1978)** 23-32.

- Davis, R. D.; Beckett P. H. T.: "Upper Critical Levels of Toxic Elements in Plants", *New Phytol. Department of Agricultural Science*, Parks, Road, Oxford University, (1977) 79, 95-106.
- Davis, P. H. Ed.: "Flora of Turkey and The East Aegean Islands", *Volume: 7, Edinburgh University Press*, (1965–1988).
- Davis R. D., Beckett, P. H. T.; Wollan, E : " Critical Levels of Twenty Potentially Toxic Elements in Young Spring Barley", Department of Agricultural Science, University of Oxford, Parks Road, Oxford, *Plant and Soil Journal Volume 49, Number 2*, (2005) 395-408.
- Demirezen, D.; Aksoy,A.: " Heavy Metal Levels in Vegetables in Turkey Is Within Safe Limits for Cu, Zn, Ni and Exceeded For Cd and Pb", *Journal of Food Quality*, Erciyes Üniversitesi Fen-Edebiyatı Fakültesi Biyoloji Bölümü Kayseri, Türkiye (2006) 1-4.
- Denizli, A.; Yavuz, H. : "Ağır Metal Toksikolojisi", *Standart Dergisi*, (2001) 76-82.
- Dirican, R.,: " *Toplum Hekimliği Dersleri*", Hatiboğlu Yayınevi, Ankara (1990).
- Djingova, R.; Kuleff, I.: "Monitoring of Heavy Metal Pollution by *Taraxacum officinale*", in B. Markert (ed.), VCH Publisher, Weinheim, (1993) 435- 460.
- Dmuchowski, W.; Bytnerowicz, A.: " Monitoring Environmental-Pollution in Poland by Chemical-Analysis of Scots Pine (*Pinus-Sylvestris L.*) Needles", *Environmental Pollution*, 87, 1, (1995) 87-104.
- Dosskey, M.G.; Adriano, D.C.: "Trace Metal Impact on Plants: Mediation By Soil and Mycorrhizae", In: Verry, E.S. & Vermette, S.J.: *The Deposition and Fate of Trace Metals in Our Environment*, U.S. Department of Energy, General Technical Report NC-150, Philadelphia, (1992) 105-115.
- Dučić, T.; Polle, A.: "Manganese and Copper Toxicity and Detoxification in Plants", *Brazilian Journal of Plant Physiology* 172, (2005) 115–122.
- Dülgeroğlu, A.: "Trafik ve Çevre Etkisi", Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri A.B.D. http://www.obitet.gazi.edu.tr/obitet/gurultu/trafik_cevre_etkisi.Htm.(Erişim tarihi 2006).
- Dündar, Y.; Aslan, R.: " Yaşamı Kuşatan Ağır Metal Kurşunun Etkileri" Afyon Kocatepe Üniversitesi Veteriner Fakültesi, *Kocatepe Tıp Dergisi* 6, (Mayıs 2005) 1-5.
- Ekholm, P.; Reinivuo, H.; Mattila, P.; Ovaskainen, M.L.; Pakkala, H.: " Distribution of Cd, Cu, Pb and Zn in Soil and Vegetation Compartments in Stands of Five

- Boreal Tree Species in N.E. Sweden'', *Journal Water, Air, & Soil Pollution, Netherlands, Issue Volume 1, No:3-4,(2001)*461-475
- Eldeş, N.; Üstündağ, G.; Önk, G.; Numanoğlu, V.; Tomaç, N.:'' Nadir Görülen Bir Bitki Zehirlenmesi: *Celtis australis*'', 4.Uludağ Pediatři Kış Kongresi, Poster: 105, Cilt:3 Sayı, (1 Mart 2005).
- Elik, A., ; Akçay, M. :'' Sivas Kenti'nde Ağır Metal Kirliliğinin Yerel ve Zamansal Değişimi'', *Tr Journal Engineering Environment Science* 24, (2000) 15 -24.
- Erdin, E.:'' Kemalpaşa Ekosistemi ve Çevre Teknolojisi Uygulamaları''.*Dokuz Eylül Üniversitesi, Çevre Müh., (1992)*
- El-Hasan, T.; Al-Omari, H.; Jiries, A.; Al-Nasir, F.:'' Cypress Tree (*Cupressus semervirens* L.) Bark As an Indicator for Heavy Metal Pollution in The Atmosphere of Amman City, Jordan'', *Environment International Volume 28, Issue 6, (December 2002)* 513-519.
- Espinosa, A.J. F.; Oliva, S. R.:'' The Composition And Relationships Between Trace Element Levels in Inhalable Atmospheric Particles (PM₁₀) and in Leaves of *Nerium oleander* L. and *Lantana camara* L.'', *Elsevier Chemosphere* 62, (2006) 1665-1672.
- Ewais, E.A.:'' Effects of Cadmium, Nikel and Lead on Growth, Chlorophyll Content and Proteins of Weeds'', *Biologia Plantarum* 39(3), (1997) 403-410.
- Figueiredo, A.M.G.; Nogueira, C.A.; Saiki, M.; Milian, F.M.; Domingos, M.:'' Assessment of Atmospheric Metallic Pollution in The Metropolitan Region of São Paulo, Brazil, Employing *Tillandsia usneoides* L. As Biomonitor'', *Environmental Pollution Volume 145, Issue 1, (January 2007)* 279-292.
- Fisseha, I.; ''Metals in Leafy Vegetables Grown in Addis Ababa and Toxicological Implications'', *Ethiopian Journal Of Health Development* 16(3), (2002) 295-302.
- Friber, L.; Nondberg, G.F.; Vouk, V.: '' Handbook on The Toxicology of Metals'', New York. *Elsevier*, Amstredam (1986).
- Foy, C.D.; Chaney, R.L.; White, M.C.: '' Physiology of Metal Toxicity in Plants'', *Annual Review Plant Physiology* 29, (1978) 511.
- Gliman, E. F. ; Watson D. G.: ''Pollution and Natural Backgrounds Strasburg, France.'', *Institue Of Food And Agriculture Sciences*, University Of Florida (1993).

- Gliman, E. F. ; Watson D. G.: “*Celtis australis (Mediterranean Hackberry)*”, US Forest Service Department of Agriculture (1993) 1-3.
- Goyer, R.A.:” Lead Toxicity: Current Concerns”, *Environ Health Perspect.*,100 , (1993) 177-87.
- Grill, E.; Winnacker, E.; Zenk, M. H.:” Phytochelatins: The Principal Heavy-Metal Complexing Peptides of Higher Plants”, *Science* 230, (1985) 674-676.
- Groppa, M.D.; Tomaro, M.L.; Benavides, M.P.:” Polyamines As Protectors Against Cadmium or Copper-Induced Oxidative Damage in Sunflower Leaf Discs”, *Plant Sci.* 161, (2001) 481-488.
- Guan, DS; Peart MR. “ Heavy Metal Concentrations in Plants And Soils at Roadside Locations and Parks of Urban Guangzhou”, *J Environ Sci (China)*, Dept. Of Env. Sci., Sun Yatsen University, Guangzhou (2006) 495-502.
- Güler, Ç.; Çobanoğlu Z.:“ Dış Ortam Hava Kirlenmesi”, *Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No:8 Birinci Baskı*, Ankara (1994)11-21.
- Güler, Ç. ; Çobanoğlu Z.:“ Çevre Kirliliğine Vücut Cevabı ve Beslenme”, *Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No:5 Birinci Baskı*, (1994) 11-18.
- Güler, Ç. ; Çobanoğlu Z.: “ Çevre Kirliliği ve İnsan Vücudu”, *Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No:3, Birinci Baskı*, Ankara, (1994)11-21.
- Güler, Ç. ; Çobanoğlu Z.: “ Kimyasallar ve Çevre”, *Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No: 50*, Ankara, (1997) 9-24.
- Güleryüz, G.; Arslan, H.; Belgin İzgi,B; Güçer, Ş.:” Element Content (Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn) of the Ruderal Plant *Verbascum olympicum* Boiss. from East Mediterranean”, *Uludağ University, Science and Arts Faculty, Biology Dept.*, Bursa (2006) 357- 362.
- Gündüz, T.:” *Çevre Sorunları*”, A.Ü.Fen Fakültesi Kimya Bölümü Bilge Yayıncılık (1994) 130-148
- Güney, O.:” Marmara Denizi Tekirdağ ili Açıklarında ve İzmit Körfezindeki İstavrit Balıklarında Ağır Metal Birikimi ve Pişirmenin Bu Birikimi Etkileme Durumu Üzerine Bir Araştırma”, *Ev Ekonomisi Anabilim Dalı Doktora Tezi*, Ankara, (1996) 69.
- Haktanır, K.; Arcak, S.; Erpul, G.; Tan, A.:”Yol Kenarındaki Topraklarda Trafikten Kaynaklanan Ağır Metallerin Birikimi", *Turk. Journal of Engineering and Environmental Science* 19, (1995) 423.

- Harmanlı, Z.; Göktaş, S.:” *Sanayileşmeye Bağlı Olarak Çevrede Meydana Gelen Kirlilik*”, DEÜ. Buca Eğt. Fak.Eğitim Bilimleri Böl.(2000).
- Harrison, R.M.; Chirgawi, M.B.:” The Assessment of Air And Soil As Contributors of Some Trace Metals to Vegetable Plants. I. Use Of A Filtered Air Growth Cabinet”, *Science of the Total Environment*, 83, 1-2, (1989) 13-34.
- Hemphill, D.:” Availability of Trace Elements to Plants with Respect to Soil – Plant Interaction” , *Ann. N.Y.Acad. Sci.* 199, 46, (1972) 29.
- Hernandez, L.M.; Rico, C.; Gonzalez, J.; Hernan, A.:” Environmental Contamination by Lead and Cadmium in Plants From An Urban Area of Madrid, Spain”, *Bulletin Of Environmentl Contamination and Toxicology*, 38, 2,(1987) 203-208.
- Hock, H.V.B.; Elstner, E.J.:“ Schhandwürfungen Auf pflanzen Der pflanzen-toxikologie”, Zurich. Mannheim, Wien. (1988) 103.
- Hodges, L.:“ Environmental Pollution”, *Holt-Rinehart and Winston, 2nd Ed.*, New York (1977) 496.
- Howard, Hu.:“Human Health and Heavy Metals”, *In Life Support: The Environment and Human Michael McCally (ed)*, MIT pres., (2002) 1-4, 8-11.
- Howard, J.L.; Sledzinski, G.: “Geochemical Behavior of Lead in An Alfisol and An Ultisol at High Levels of Contamination”, *Journal Soil Contamination*. 5,(1996) 61-81. Höllwarth, M.: “Überwachung städtischer Schwermetallimmissionen mit Hilfe eines Bioindikators”, *StaubReinhaltung der Luft*, 42, 10, (1982) 373-377.
- Huhn, G.; Schulz, H.; Staerk, H.J., Toelle, R.; Scheuermann, G.: “Evaluation of Regional Heavy Metal Deposition by Multivariate Analysis of Element Contents in Pine Tree Barks”, *Water, Air And Soil Pollution*, 84, 3-4, (1995) 367-383.
- Hunter, B. A.; Johnson, M. S.; Thompson, D. J.:”Ecotoxicology of Copper and Cadmium in A Contaminated Grassland Ecosystem”, *I. Soil And Vegetation Contamination, Journal Applied Ecology*, 24, (1987) 573-586.
- İlhan, A.İ; Dündar, C; Öz N.- Kılınç, H.: “ Hava Kirliliği ve Asit Yağmurlarının Çevre ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri”, *Meteroloji Genel Müdürlüğü Yayınları*, (2006) 5-8.
- John, H. D.; Howard, G. J.: “Fundemental Toxicology for Chemists”, Cambridge, UK, 9 (1996).

- Jones, J.B.Jr: "Plant Tissue Analysis For Micronutrients", *Micronutrients in Agriculture. Ed. J.J. Mortvedt P.M.Giordano, W.L. Lindsay, Soil Science Society of America*, Madison, 319, **1972..**
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H.: "Trace Elements in the Soil and Plants", Florida: *CRC Pres.*, **(1989)**.
- Kabata-Pendias A. ; Dudka, S. :” Trace Metal Contents of *Taraxacum officinale* (dandelion) As a Convenient Environmental Indicator”, *Environmental Geochemistry and Health Springer Netherlands, Volume 13, Number 2*, **(1991)** 108-113.
- Kabata–Pendias, A.; H. Pendias: "Trace Elements in Soils and Plants", *2nd Ed.CRC Pres.Boca Raton, FLA*, **(1992)**.
- Kabata-Pendias, A., Piotrowska M., Motowicka- Terelak T.,Maliszewska- Kordybach, B., Filipiak K, Krakowiak A., Pietruch C.:” Podstawy Oceny Chemicznego Zanieczyszczenia Gleb. Metale Ciężkie, Siarka I Wwa. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, **(1995)**.
- Kabata-Pendias, A., "Biogeochemia miedzi i molibdenu", *Miedź i molibden w Środowisku. Problemy ekologicznei metodyczne*, Zeszyty Naukowe Nr 14. PAN. Komitet Naukowy Człowiek i środowisko, pp. 11-19, **(1996)**.
- Kacar, B.:” Bitki ve Toprağın Kimyasal Analizleri”, *II. Bitki Analizleri, Ankara Üni. Ziraat Fakültesi Yayın No: 453*, Ankara **(1972)**.
- Kahvecioğlu, Ö.; Kartal, G.; Güven, A.; Timur, S.: "Metallerin Çevresel Etkileri-I" İTÜ, Metalürji ve Malzeme Müh. Bölümü, *Metalurji Dergisi.136*, İstanbul **(2001)**
- Karademir, M.; Toker, C.:“ Ankara’nın Bazı Kavşaklarında Yetişen Çim ve Bitkilerde Egzoslarından Gelen Kurşun Birikimi”, *II. Ulusal Ekoloji Ve Çevre Kongresi Bildirileri*, 11-13 Eylül, Ankara **(1995)**.
- Kargı, F.: “ Çevre Mühendisliğinde Biyoprosesler”, Dokuz Eylül Üniversitesi, Müh.Fak. Basım Ünitesi, 2. Baskı, İzmir **(1995)**.
- Kartal, G. ; Güven, A. ; Kahvecioğlu, Ö.; Timur, S.: “ Metallerin Çevresel Etkileri – II”, *İTÜ Metalurji ve Malzeme Müh. Böl.*, *Metalurji Dergisi.137*, İstanbul **(2004)**
- Kaynak, A.G.; Tasdemir, Y.:” Anaerobik Stabilizasyon Havuzlarında Ağır Metal Giderimi”, *Bursa Örneği. Çevre Koruma, Cilt:12 Sayı:46*, **(2003)** 1-7.

- Kesler, S.E.: “*Mineral Resources, Economics and the Environment*”; New York, Macmillan College Publishing Company, Inc., USA(**1994**) 223.
- Kıran, Y. ; Munzuroğlu, Ö.: “ Mercimek (*Lens Culinaris* Medik.) Tohumlarının Çimlenmesi ve Fide Büyümesi Üzerine Kurşunun Etkileri”, *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 16 (1), (**2004**) 1-9.
- Kırel, B; Akşit, M.A.; Bulut, H.:“Blood Lead Levels of Maternal-Cord Pairs, Children and Adults Who Live in A Central Urban Area in Turkey”, *Turk Journal Pediatr* 47, (**2005**) 125-131.
- Kitman J. L.: “ The Secret History of Lead’’, *The Nation* , (**2000**).
- Kobayashi, J.:” Pollution by Cadmium and The İtai-İtai Disease in Japan”, *Toxicity of Heavy Metals in The Environment, In F. W.. Oehme (Ed)*, (**1978**) 199-260.
- Koeppel, D.E.: “Lead: Understanding The Minimal Toxicity of Lead in Plants”, in Lapp, N.W. (Eds), *Effects of Trace Metals on Plant Function Applied Science Publishers*, (**1981**) 55-76.
- Korzeniowska, J.; Stanislawska-Glublak, E.:”*Copper Concentration in The Top Plant Tissue As An Indicator of Cu Toxicity*”, (**2003**) 6-80.
- Kovacs, M; Podani, J; Klincsek, P; Dinka, M; Toeroek, K.:” Element Composition of The Leaves of Some Deciduous Trees and The Biological Indication of Heavy Metals in An Urban-Industrial Environment”, *Acta Botany-Academic. Science Hungary Vol. 27 2, No. 1-2*, (**1981**) 42-43.
- Kovacs, M.; Opanszky, I.; Klincsek, P.; Podani, J.: “Leaves of City Trees As Accumulation Indicators", *Tasks Vegetation Science* 7 , (**1982**) 149.
- Koizumi, N.:“ Relationship of Cadmium Accumulation to Zinc or Copper Concentration in Horse Liver and Kidney”, *Envir. Res.* 49, (**1989**) 104-114.
- Köleli, N.; Kantar, Ç.:” Fosforlu Gübrede Ağır Metal Tehlikesi”, *Ekoloji Magazin Dergisi*, 9. Sayı, (Ocak - Mart **2006**).
- Królak E.:”Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by Dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in Environments with Various Degrees of Metallic Contamination”, Department of Ecology and Environment Protection, University of Podlasie, *Polish Journal of Environment Studies Volume 12, No. 6*, (**2003**) 713-721.
- Kuik, P.; Wolterbeek, H.T.H.:” Factor-Analysis of Trace-Element Data from Tree-Bark Samples in The Netherlands”, *Environmental Monitoring and Assessment*, 32, 3, (**1994**) 207-226.

- Lagerwerff, J.V.; Speeth, A.W.: “ Contamination of Roadside Soil and Vegetation with Cd, Ni, Pb and Zn”, *Environment Science Technology* 4, **(1970)** 583.
- Li, F.; Kang, L.; Gao, X.; Hua, W.; Yang, F.; Hei, W.:” Traffic-Related Heavy Metal Accumulation in Soils and Plants in Northwest China”, *Soil and Sediment Contamination, Volume 16, Issue 5* , **(2007)** 473 – 484.
- Little, P.; Martin M. H.: “A Survey of Zn, Pb and Cd in Soil and Natural Vegetation Around A Smelting Complex”, *Environmental Pollution*, 3, **(1972)** 241-254.
- Lubben, S.; Sauerberck, D.:“ The Uptake and Distribution of Heavy Metals by Spring Wheat”, *Water Air Soil Pollution*, 57/58, **(1991)** 239–247.
- Madejón, P.; Marañón, T.; Murillo, J. M. ;Robinson, B.:“ White poplar (*Populus alba*) As a Biomonitor of Trace Elements in Contaminated Riparian Forests March 2004 ” (**June 2004**).
- Markert B. (Ed.):“ *Plants As Biomonitors: Indicators For Heavy Metals in The Terrestrial Environment*”, Vch, Weinheim, Frgermany, **(1993)** 515-523.
- Marschner, H.:” General Introduction to The Mineral Nutrition of Plants”, Inorganic Plant Nutrition”, *Encyclopedia of Plant Physiology (New Series), Inorganic Plant Nutrition, New Series Vol. 15, Springer Verlag, Berlin* **(1983)** 37-49.
- Marschner, H.:”*Mineral Nutrition of Higher Plants*”, Academic Press, London **(1995)**.
- Mc Kenna, I. M.; Chaney, R. L.; Williams, F. M.:” The Effect of Cadmium and Zinc Interaction and Tissue Distribution of Zinc and Cadmium in Lettuce and Spinach”, *Environmental Pollution*, 79 (2), **(1993)**113-119.
- Mc Laren, R.G.; Williams, J.G.; Swift, R.S.:”Some Observations on the Desorption Behaviour of Copper with Soil Components”, *Journal of Soil Science*, 34, **(1983)** 325-331.
- Memon, A. R.; Aktopraklıgöl, D.; Demür, A.; Vertı, A.:“ Heavy Metal Accumulation and Detoxification Mechanisms in Plants”, TÜBİTAK, Marmara Research Center, Institute for Genetic Engineering and Biotechnology, *Turk Journal Botany*, 25, **(2001)** 111-121.
- Memon, A.R.; Ito, S.; Yatazawa, M.: “ Absorption and Accumulation of Iron, Manganese, and Copper in Plants in The Temperate Forest of Central Japan”, *Soil Science Plant Nutrition*, 25, **(1979)** 611-620.

- Mertens, J.; Vervaeke, P. De Schrijver, A.; Luyssaert, S.: "Metal Uptake by Young Trees from Dredged Brackish Sediment: Limitations and Possibilities for Phytoextraction and Phytostabilisation", *Science of The Total Environment Volume 326, Issues 1-3*, **(29 June 2004)** 209-215
- Mertens, J.; Luyssaert, S.; Verheyen, K.: "Use and Abuse Of Trace Metal Concentrations in Plant Tissue for Biomonitoring and Phytoextraction", *Environmental Pollution, Vol. 138. No.1*, **(2005)** 1-4.
- Milberg, R.P.; Lagerwerff, J.V.; Brower, D.L.; Blersdorf, G.T.: "Soil Lead Accumulation Alongside A Newly Constructed Roadway", *Journal Environment Quality*, **4**, **(1980)** 231-237.
- Mutluay, H.; Demirak, A.: "Su Kimyası", Beta Basım Yayın Dağıtım AŞ., İstanbul **(1996)** 83- 84.
- Naidu, R. ; Oliver, D. ; McConnell, S.: "Heavy Metal Phytotoxicity in Soils", CSIRO Land and Water and EPA Victoria, *Proceedings of the Fifth National Workshop on the Assessment of Site Contamination*, **(2003)**.
- Ndiokwere, C.L., "A Study of Heavy Metal Pollution from Motor Vehicle Emissions and Its Effect on Roadside Soil, Vegetation and Crops in Nigeria", *Environmental Pollution*, **7**, **(1984)** 35.
- Needleman, H.L.; Gunnoe, C.; Leviton, A.: "Deficits in Psychological and Classroom Performance of Children with Elevated Dentine Lead Levels", *N Engl J Med*, **300** , **(1979)** 689-695.
- Nriagu, J. O.: "Global Metal Pollution", *Poisoning the Biosphere, Environment*. **32(7)**, **(1979)** 7-33.
- Okunola, O. J.; Uzairu, A.; Ndukwe, G.: "Levels of Trace Metals in Soil And Vegetation Along Major and Minor Roads in Metropolitan City of Kaduna, Nigeria", *African Journal of Biotechnology*, *Vol. 6, No. 14*, **(2007)** 1703-1709.
- Oliva, S.R.; Valdes, B.: "Metal Concentrations in Sevilla Orange (*Citrus Aurantium*) Fruits from Seville (Spain) and Palermo (Italy)", *Ann.Bot.Fennici*. **40** Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, European Environment and Health Committee, *UN Protocol on Heavy Metals*, **(2003)** 339-344.
- Oliva, S. R.; Valdés, B.: "Influence of Washing on Metal Concentrations in Leaf Tissue", Dept. of Plant Biology and Ecology, Facultad de Biología,

- Universidad de Sevilla, *Sevilla, Spain Communications in Soil Science and Plant Analysis, Volume 35, Issue 11 & 12*, (January **2004**)1543 – 1552.
- Ottesen, R.T.; Langedal, M.:“ Urban Geochemistry in Trondheim, Norway”, *Norges Geologiske Undersøkelse Bulletin 438*, (**2001**) 63-69.
- Özdemir, H. İ.:“ *Genel Anorganik ve Teknik Kimya*”, Matbaa Teknisyenleri Basımevi, İstanbul (**1981**).
- Özmert, E.N; Yurdakök, K.; Laleli, Y.: “Ankara’da İlkokul Çocuklarında Kan Kurşun Düzeyi”, *Çocuk Sağlığı ve Hastalıkları Dergisi*, 46, (**2003**) 20-23.
- Özmert, E.N.:“ Erken Çocukluk Gelişiminin Desteklenmesi- II: çevre”, *Çocuk Sağlığı ve Hastalıkları Dergisi* 48, (**2005**) 337-354.
- Öztürk, M. :”*Kurşunlu Benzin Tüketimi ve Kurşunun Etkileri*”, Çevre ve Orman Bakanlığı (**2004**).
- Paveley, C.F., Davies, B.E.:” Comparison of Results Obtained by X-Ray Fluorescence of The Total Soil and Atomic Absorption Spectrometry Assay of an Acid Digest in The Routine Determination of Lead and Zinc in Soil”, *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.*, 19, (1988) 107-116.
- Piczak, K; Leśniewicz, A; Żyrnicki, W: “Metal Concentrations in Deciduous Tree Leaves from Urban Areas in Poland”, *Environmental Monitoring and Assessment*, (**2003**).
- Pilegaard, K.; Johnsen, I.:” Heavy Metal Uptake from Air and Soil by Transplanted Plants of *Achillea Millefolium* and *Hordeum Vulgare*”, *Ramussen, L. (Ed.), Ecological Bulletins (Ecotoxicology: 3rd Oikos Conference)*, **1984**) 97-102.
- Poikolainen, J.:” Sulphur and Heavy Metal Concentrations in Scots Pine Bark in Northern Finland and The Kola Peninsula”, *Water, Air and Soil Pollution*, 93, (**1997**) 395-408.
- Poikolainen, J.: “ Mosses, Epiphytic Lichens And Tree Bark As Biomonitors For Air Pollutants”, *University of Oulu, for Public Discussion in Kuusamonsali* (Auditorium YB210), Linnanmaa, on November 12th (**2004**).
- Powell, S.R.:” The Antioxidant Properties of Zinc”, *Journal of Nutrition*, 130, (**2000**) 1447–1454.
- Prasad, A.S. "Zinc :An Overview", *Nutrition, Vol. 11*, (**1995**) 93-96.
- Punshon, T.; Neal, A. L.; Jackson, B. P. : “Cadmium”, *In Trace and Ultratrace Elements in Plants and Soil*, Edited by I. Shtangeeva, I.Ed., Witt Pres, Southampton, Boston, (**2004**)171-208.

- Rademacher, P.:“ Atmospheric Heavy Metals and Forest Ecosystems”, *Federal Research Centre for Forestry and Forest Products*, Geneva and Brussels, United Nations Economic Commission for Europe, **(2001)**.
- Reimann, C.; Koller, F.;Kashulina , G.; Niskavaara, H.;Englmaier, P.: “ Influence of Extreme Pollution on The Inorganic Chemical Composition of Some Plants”, *Environmental Pollution* 115 , **(2001)** 239- 252.
- Richard, W.H.; Van Scoyoc, S.: “ Trace Element Uptake by Sagebrush Leaves in Washington”, *Environmental Experiment Botany* 24, **(1984)**101 .
- Ross, S.M.:” Sources and Forms of Potentially Toxic Metals in Soil—Plant Systems”, *In: S.M. Ross, Editor, Toxic Metals in Soil—Plant Systems*, Chicester: John Wiley **(1994)** 3-25.
- Rout, G.R.:“ I. Zinc”, *Effect of Metal Toxicity on Plant Growth and Metabolism* , Plant Biotechnology Division, Regional Plant Resource Centre, Nayapalli, Bhubaneswar, India,Agronomie23, EDP Sciences **(2003)** 3-11.
- Salisbury, F.B.; Ross, C.W.: “ *Plant Physiology*”, Fourth Edition, Wadsworth Publishing Company , California,USA,**(1992)**682.
- Samant, S. S.:”Diversity, Distribution and Conservation of Fodder Resources of West Himalaya, India”, *G.B. Plant Institute of Himalayan Environment & Development*, Kosi-Katarmal, Almora (U. P.), India **(1997)** 263-643.
- Savoskul, O. S.; Drechsel, P.:“*Heavy Metal Concentrations in Urban and Peri-Urban Gardens of Dzerzhinsk and Nizhny Novgorod, Russia*”, **(2003)**.
- Sawidis, T.; Marnasidis, A.; Zachariadis, G.; Stratis, J.:” A Study of Air-Pollution with Heavy-Metals in Thessaloniki City (Greece) Using Trees As Biological Indicators”, *Archives Of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 1, **(1995)** 118-124.
- Schat, H.; Llugany, M.; Vooijs, R.; Hartley-Whitaker.J.; Bleeker, P.M.:” The Role of Phytochelatins in Constitutive and Adaptive Heavy Metal Tolerances in Hyperaccumulator and Non- Hyperaccumulator Metallophytes”, *Journal Experimental Botany*,53, (**2002**) 2381-2392.
- Shams, Z.I.; Beg, M.A.A.: “Lead in Particulate Deposits and in Leaves of Roadside Plants”, *The Environmentalist* 20, **(2000)** 63-67.
- Shaw, B.P.; Sahu, S.K.; Mishra, R.K.:” Heavy Metal Induced Oxidative Damage in Terrestrial Plants”, *In: Heavy Metal Stress in Plants - From Biomolecules to Ecosystems*.Berlin **(2004)** 84-126.

- Shy, C.M.: "Lead in Petrol The Mistake of The XX.th"; *World Health Stat Q*, 43, (1990) 168-176.
- Soisungwan, S.; M. R. Moore:" Adverse Health Effects of Chronic Exposure to Low-Level Cadmium in Foodstuffs and Cigarette Smoke", *Environmental Health Perspectives.*, 112(10), (2004)1099-1103.
- Stoepper, M.. "Hazardous Metals in the Environment", *In Metalle in der Umwelt, II (E. Merian, ed.) Elsevier*, (1984).
- Şengül, F.: " Çevre Kimyası", Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, İzmir, (1993).
- Tam, N.F.Y.;Liu,W.K.;Wong,M.H.; Wong,Y.S.:" Heavy Metal Pollution in Roadside Urban Parks and Gardens in Hong Kong", *Science of The Total Environment*, 59, (1987) 325-328.
- Temmerman, L. D. ; Nigel, J.; Bell, B. ; Garrec, J. P.; Klumpp, A. ; Krause, G.H.M; Tong, T.Y.S.:"Roadside Dusts and Soil Contamination in Cincinatti, Ohio, U.S.A", *Environmental Management 14.1*, (1990) 107.
- Temmerman, L. D. ; Nigel, J.; Bell, B. ; Garrec, J. P.; Klumpp, A. ; Krause, G.H.M; Tonneijck, A. E.G.: "Biomonitoring of Air Pollutants with Plants", *International Society of Environment Botany Vol. 11 No. 2*, (April 2005).
- Tomasevic, M.; Rajsic, S.; Dordevic, D.; Tasic, Krstic M. J.; Novakovic, V.: "Heavy Metals Accumulation in Tree Leaves from Urban Areas", *Environmental Chemistry Letters*, Volume 2, No:3, (2004), 152-154.
- Treshow, M.; Anderson, F.K.: " *Plant Stress from Air Pollution*", John Wiley and Sons NY, Chichester, 58, (1989).
- Truby, P.:" Distribution Patterns of Heavy Metals in Forest Trees on Contaminated Sites in Germany", *Angewandte Botanik*, 69, 3-4, (1995) 135-139.
- Tuna, A.; Yağmur, B.: " Muğla–Marmaris Otoyolu Kenarlarında Trafik Kaynaklı Kirlenmenin Araştırılması", *Süleyman Demirel Üniversitesi,Fen Bilimleri Enstitüsü. Dergisi*, 8-1, (2004) 114- 120.
- Turcsanyi, G.:" Plant Cells and Tissues As Indicators of Environmental Pollution", *In: Biological Indicators in Environmental Protection*, Kovács, M. (Ed.), Ellis Horwood, New York (1992).
- Tüfekçi, M.: " Türk Çaylarında Bazı Toksik Metallerin (Kurşun, Kadmiyum, Civa) Araştırılması", *Doktora Tezi Kimya A.B.D.*,(Mart, 1989).

- Türkan, I.: “ İzmir İl Merkezi ve Çevre Yolları Kenarında Yetişen Bitkilerde Kurşun, Çinko ve Kadmiyum Kirlenmesinin Araştırılması”, *Doğa, Turk Biyoloji Dergisi*, 10, (1986) 116 .
- Türkan, İ.; Öztürk, M.:” Lead Contamination in The Plants Growing Near Motor Roads”, *Journal of Faculty of Science*,11(2),(1989)17-24.
- Türkan, İ ; Henden, E.; Çelik, Ü. ; Kivilcim S.: “ Comparison of Moss and Bark Samples As Biomonitors of Heavy Metals in A Highly Industrialised Area in Izmir, Turkey”, *The Science of The Total Environment*.166, (1995) 61 - 67.
- Van Assche, F.; Clijsters, H. :” Effect of Metals on Enzyme Activity in Plants”, *Plant Cell and Environment*, 13, (1990)195-206.
- Waalkes, M.P.:” Cadmium Carcinogenesis”, *Mutat. Res.* 533, (2003) 107-120.
- Walkenhorst, A.; Hagemeyer, J.; Beckle, S. H.: “ Passive Monitoring of Airborne Pollutants, Particularly Trace Metals, with Tree Bark”, *Markert, B, editor, Plants as Biomonitors, VCH.*, (1993) 523-538.
- Wheeler, G.L.; Rolfe, G.L.: “ The Relationship Beetween Daily Traffic Volume and The Distribution of Lead in Roadside Soil and Vegetation”, *Environmental Pollution*, 18, (1979) 265.
- Van Assche, F.; Clijsters, H.:”Effects of Metals on Enzyme Activity in Plants”, *Plant Cell Environment*,13(3), (1990) 195–206.
- Wigle, DT.: “ *Child Health and The Environment*”, Oxford University Press, London (2003).
- Williams, J. R.; Pillay, A. E.; El-Mardi, M. O.; Al-Lawati, S. M. H.; Al-Hamdi, A.:” Levels of Selected Metals in The Fard Cultivar (Date Palm)”, *Journal of Arid Environments*, Vol. 60, No. 2, (2005) 211-225.
- Wittig, R.:” General Aspects Of Biomonitoring Heavy Metals By Plants”, *In: Markert, B. (Ed.), Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*, VCH Publisher, Weinheim, (1993) 3-27.
- Wolterbeek, B.:“ Biomonitoring of Trace Element Air Pollution: Principles, Possibilities and Perspectives”, *Environmental Pollution*, 120, (2002) 11-21.
- Xie, K.;Waguespack, Y. Y.; Mcpherson, G.: “ *The Comparison of Lead Content of Soil and Plants in Urban and Rural Area*”, Department of Chemistry, Tulane University, New Orleans (1997) 1-2.
- Yang, B., ;Shu W.; Ye, Z.; Lan, C.; M,Wong .: “ Growth and Metal Accumulation in Vetiver and Two Sesbania Species on Lead/Zinc Mine Tailings”, *School of*

- Life Science*, Sun Yatsen (Zhongshan) University, Guangzhou, China (2003).
- Yarcı, C.: “*Ders notları*”, M.Ü.Biyoloji Böl. (2005).
- Yemane, M.; Chandravanshi, B.S.; Wondimu, T.: “Levels of Essential and Non-Essential Metals in Leaves of The Tea Plant (*Camellia sinensis* L.) and Soil of Wushwush Farms, Ethiopia”, *Food Chemistry Volume 107, Issue 3, 1 April* (2008) 1236-1243.
- Yener, H.: “*Alcea pallida walst.et.kit. ile Hibiscus Syriacus L.’nin* (Malvaceae) Biomonitör Özellikleri”, *Doktora Tezi*, (2007).
- Yeşilyurt, C.; Akcan, N.: “Hava Kalitesi İzleme Metodolojileri ve Örneklem Kriterleri”, *Sağlık Bak. Refik Saydam Hıfzıssıhha Merkezi Başkanlığı (RSHM)*, Çevre Sağlığı Araştırma Merkezi, (2001) 4-5.
- Ylaranta, T.: “Effect of Road Traffic on Heavy Metal Concentrations of Plants”, *Agricultural Science in Finland*, 4, 1 (1995) 35-48.
- Yücel, E.; Doğan, F.; Öztürk M. : “Porsuk Çayında Ağır Metal Kirlilik Düzeyleri ve Halk Sağlığı İlişkisi”, *Ege Üniversitesi Çevre Merkezi, Ekoloji Çevre Dergisi*: 17, İzmir, (1995) 29-32.
- Zengin, F.K. ; Munzuroğlu, Ö. : “Effects of Lead (Pb^{+2}) and Copper (Cu^{+2}) on The Growth of Root, Shoot and Leaf of Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) Seedlings”, *Gazi University, Journal of Science* 17(3), (2004) 1-10
- Zupan, M.; T, Kralj; Grčman, H.; Hudnik, V.; Lobnik, F.: “The Accumulation of Cadmium, Zinc and Lead in *Taraxacum Officinale* and *Plantago Lanceolata* from Contaminated Soil”, *Univ. of Ljubljana, Agronomy Department, Centre of Soil and Environment Science, Slovenia. Proc. 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements; Uppsala*, (2003).

ÖZGEÇMİŞ

05.09.1971 yılında İstanbul Üsküdar'da doğdum. İlk ve Orta Okulu Besim Kadırgan İ.Ö.O'nda, liseyi ise Haydarpaşa Teknik Lisesinde okudum. 1994'te Marmara Üniversitesi Atatürk Eğitim Fakültesi Biyoloji Öğretmenliği (İngilizce) bölümünden mezun oldum. 1994-1997 yılları arasında Muş Anadolu Lisesinde öğretmenlik ve asker - öğretmenlik görevlerimi ifa ettim. 2000 yılında M.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsünde Yüksek Lisans diplomamı aldım. 1997–2005 arasında Üsküdar Çağrıbey Anadolu Lisesinde öğretmenlik ve yöneticilik görevlerinde bulundum. 2005 yılından beri İstanbul Kartal Köy Hizmetleri Anadolu Lisesindeki görevime Biyoloji öğretmeni olarak devam etmekteyim. Halen evli ve 1 çocuk babasıyım.