

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

**ATMOSFERDEKİ AĞIR METAL BİRİKİMİNİN YILLIK
HALKALAR YARDIMI İLE BELİRLENMESİ**

Hatice AKARSU

**Danışman
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi**

**Doç. Dr. Hakan ŞEVİK
Prof. Dr. Halil Barış ÖZEL
Doç. Dr. Mehmet ÇETİN**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
SÜRDÜRÜLEBİLİR TARIM VE TABİİ BİTKİ KAYNAKLARI
ANA BİLİM DALI**

KASTAMONU – 2019

TEZ ONAYI

Hatice AKARSU tarafından hazırlanan "**Atmosferdeki Ağır Metal Birikiminin Yıllık Halkalar Yardımı İle Belirlenmesi**" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri üyeleri önünde savunulmuş ve **oy birliği** ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Sürdürülebilir Tarım ve Tabii Bitki Kaynakları Ana Bilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman

Doç. Dr. Hakan ŞEVİK
Kastamonu Üniversitesi

.....

Jüri Üyesi

Prof. Dr. Halil Barış ÖZEL
Bartın Üniversitesi

.....

Jüri Üyesi

Doç. Dr. Mehmet ÇETİN
Kastamonu Üniversitesi

.....

24/01/2019

Enstitü Müdürü

Prof. Dr. Hasbi YAPRAK

.....

TAAHHÜTNAME

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildirir ve taahhüt ederim.

İmza
Hatice AKAR SU



ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ATMOSFERDEKİ AĞIR METAL BİRİKİMİNİN YILLIK HALKALAR YARDIMI İLE BELİRLENMESİ

Hatice AKARSU
Kastamonu Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Sürdürülebilir Tarım Ve Tabii Bitki Kaynakları
Ana Bilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Hakan ŞEVİK

Son zamanlarda gelişmekte olan ülkelerde hızlı kentleşmeye bağlı olarak artan sanayi faaliyetleri ve enerji tüketimleri insan sağlığını tehdit edecek boyutlardaki kirliliklere neden olmaktadır. Hava kirliliğine bağlı sebeplerden dolayı dünya genelinde her yıl milyonlarca insan hayatını kaybetmektedir. Hava kirliliği etmenleri arasındaki ağır metaller doğanın temel bileşenin de doğal olarak bulunurlar ve biyobozunur elementler değildir. Bu yüzden doğada uzun süre kalabilmekte ve canlı bünyesinde birikme eğilimi göstermektedirler. Bazı ağır metallerin düşük konsantrasyonları bile toksik etki oluşturması veya kanserojen olmaları nedeniyle özellikle insan sağlığı açısından tehlike oluşturan kirleticiler içerisinde ayrı bir öneme sahiptir. Bundan dolayı ağır metal kirliliğinin izlenmesi, riskli bölgelerin belirlenmesi ve atmosferdeki konsantrasyonunun süreç içerisindeki değişiminin belirlenmesi son derece önemlidir. Bunun için uzun yıllar boyunca ölçümler yapılmalıdır ancak bu çok mümkün olmamaktadır.

Özellikle geçmişten günümüze atmosferdeki ağır metal konsantrasyonlarının değişiminin belirlenmesinde en etkili yöntemlerden birisi ağaçların yıllık halkalarını biyomonitör olarak kullanmaktır. Ülkemizde yetişen çok yıllık bitkiler yıllık halka oluşturmaktadır ve bu halkalardaki ağır metal konsantrasyonlarının tespit edilmesi ile o bölgedeki ağır metal konsantrasyonunun süreç içerisinde değişimi konusunda bilgi edinilebilir. Bu çalışmada da Kastamonu ilinin Kışla parkı mevkiinden 2016 yılı sonunda kesilen Sedir (*Cedrus arizonica*) ağacından 2016 yılı aralık ayı içerisinde ana gövdeden alınan kütük üzerinde yıllık halkalar belirlenerek bu seksiyonlarda Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Ni, Pb ve Zn elementlerinin konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışma kapsamında ayrıca iç ve dış kabuktaki element konsantrasyonları da belirlenmiştir. Çalışma sonucunda genel olarak yola dönük kısımdan alınan organellerdeki ağır metal değerlerinin özellikle dış kabuktaki metal konsantrasyonlarının içe dönük kısımdaki metal konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Ağır metal, yıllık halka

2019, 72 sayfa
Bilim Kodu: 1214

ABSTRACT

MSc. Thesis

DETERMINATION OF HEAVY METAL ACCUMULATION IN ATMOSPHERE BY BEING AID OF ANNUAL RINGS

Hatice AKARSU

Kastamonu University

Department of Sustainable Agriculture and Natural Plant Resources

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Hakan SEVIK

In recent years, industrial activities and energy consumption, which have been increasing due to rapid urbanization in developing countries, cause pollution that is threatening human health. Millions of people die every year around the world due to air pollution. The heavy metals among air pollution factors are inherent in nature and are not biodegradable elements. For this reason, they can stay in nature for a long time and have a tendency to accumulate within the body. Even the low concentrations of some heavy metals have a particular importance in pollutants that are particularly dangerous for human health because of their toxic effects or carcinogens. Therefore, monitoring of heavy metal pollution, identifying risky regions and determining the change in the concentration of the atmosphere in the process is extremely important. For this, measurements should be made for many years but this is not possible.

One of the most effective methods to determine the change of heavy metal concentrations in the atmosphere is to use the annual rings of trees as biomonitors. Perennial plants that grow in our country constitute annual rings and it is possible to obtain information about the change of heavy metal concentration in the region by determining the heavy metal concentrations in these rings. In this study, the annual rings were determined from the main body of the Sedir (*Cedrus arizonica*) tree, which was cut from the Kışla park area of Kastamonu province at the end of 2016, in December 2016. , K, Li, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn was determined to change the concentration of elements per year. In the study, the element concentrations in the inner and outer crust were also determined. As a result of the study, it was determined that the heavy metal values in the organelles taken from the outward facing section, especially the metal concentrations in the outer shell were higher than the metal concentrations in the inward part.

Key Words: Heavy metal, annual ring,

2019/72 pages

Science Code: 1214

TEŞEKKÜR

Tüm eğitim hayatım boyunca hiğbir desteğini, bilgisini esirgemeyen ve ayrıca tez ęalıřmam da maddi manevi yÖnÜ ile her koşulda yanımda olan çok değerli danışman hocam Doç. Dr. Hakan Şevik'e sonsuz teőekkürlerimi sunarım.

Bugünlere gelmem de emeğinin karşılığı asla Ödenmeyecek olan aileme ve daima her koşulda yanımda olan desteğini ve bana inancını hiç kaybetmeyen sevgili nişanlım Hasan obanoğlu'na çok teşekkür ederim.

Yaptığım tez çalışmasının, bilim dÜnyasına ve insanların yaşamına katkı sağlamasını temenni ederim.

Hatice AKARSU
Kastamonu, Ocak, 2019

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
TEZ ONAYI.....	ii
TAAHHÜTNAME	iii
ÖZET	iv
ABSTRACT	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER.....	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	ix
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ.....	x
GRAFİKLER DİZİNİ.....	xi
TABLolar DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR.....	5
2.1. Ağır Metaller	5
2.1.1. Ağır Metallerin Ekosistemdeki Hareketleri	8
2.1.2. Bitkilerde Ağır Metal Alımını	9
2.1.3. Ağır Metallerin Bitkiler Üzerine Etkileri	10
2.1.4. Ağır Metal Toksisitesi.....	11
2.1.5. Ağır Metallerin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri	13
2.1.6. Ağır Metallerin Çıkarılması	14
2.1.7. Ağır Metal Kaynakları	15
2.2. Bitkilerin Biyo-monitör Olarak Kullanılması	17
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	21
4. BULGULAR	26
4.1. Ağır Metallerin Organel Bazında Değişimi	26
4.2. Ağır Metallerin Yıl Bazında Değişimi	39
4.3. K Elementinin Yıl Bazında Değişimi	50
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	58
5.1. Ağır Metallerin Organel Bazında Değişiminin Değerlendirilmesi	58
5.2. Ağır Metallerin Yıl Bazında Değişiminin Değerlendirilmesi	62
6. ÖNERİLER	63
KAYNAKLAR.....	66
ÖZGEÇMİŞ.....	71

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Al	Alüminyum
As	Arsenik
B	Bor
Ba	Baryum
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Co	Kobalt
Cr	Krom
Cu	Bakır
Fe	Demir
K	Potasyum
Li	Lityum
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
Ni	Nikel
Pb	Kurşun
Zn	Çinko
CO ²	Korbondioksit
O ²	Oksijen
°C	Santigrat Derece
F	F değeri
m	metre
cm	santimetre
mm	milimetre
mL	mililitre
g	gram
kg	kilogram
µm	milimikron
ppb	milyarda bir
ppm	milyonda bir
µgg ⁻¹	mikrogram / gram

FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

	Sayfa
Fotoğraf 3.1. Kastamonu ile ve Kışla Parkı'nın Konumu.....	21
Fotoğraf 3.2. Cam petri kaplarına alınan örnekler.....	22
Fotoğraf 3.3. Etüvde kurutulan örneklerin mikrodalga için hazırlanması	23
Fotoğraf 3.4. Mikrodalgadan çıkan örneklerin soğuması için bekletilmesi.....	23
Fotoğraf 3.5. Analiz için hazırlanan örnekler.....	24
Fotoğraf 3.6. Analizlerin yapıldığı ICP-OES cihazı.....	25



GRAFİKLER DİZİNİ

	Sayfa
Grafik 4.2.1. Ba Elementinin Yıl Bazında Değişimi	40
Grafik 4.2.2. Cd Elementinin Yıl Bazında Değişimi	41
Grafik 4.2.3. Co Elementinin Yıl Bazında Değişimi	43
Grafik 4.2.4. Cr Elementinin Yıl Bazında Değişimi	44
Grafik 4.2.5. Li Elementinin Yıl Bazında Değişimi	46
Grafik 4.2.6. Ni Elementinin Yıl Bazında Değişimi	47
Grafik 4.2.7. Pb Elementinin Yıl Bazında Değişimi	49
Grafik 4.2.8. Ca Elementinin Yıl Bazında Değişimi	50
Grafik 4.2.9. Al Elementinin Yıl Bazında Değişimi	52
Grafik 4.2.10. Fe Elementinin Yıl Bazında Değişimi	53
Grafik 4.2.11. Mg Elementinin Yıl Bazında Değişimi	54
Grafik 4.2.12. Mn Elementinin Yıl Bazında Değişimi	56
Grafik 4.2.13. Zn Elementinin Yıl Bazında Değişimi	57

TABLULAR DİZİNİ

	Sayfa
Tablo 4.1.1. B Elementinin Organel Bazında Değişimi	26
Tablo 4.1.2. Ba Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	27
Tablo 4.1.3. Cd Elementinin Organel Bazında Değişimi	28
Tablo 4.1.4. Co Elementinin Organel Bazında Değişimi	28
Tablo 4.1.5. Cr Elementinin Organel Bazında Değişimi	29
Tablo 4.1.6. Cu Elementinin Organel Bazında Değişimi	30
Tablo 4.1.7. Li Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	31
Tablo 4.1.8. Ni Elementinin Organel Bazında Değişimi	31
Tablo 4.1.9. Pb Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	32
Tablo 4.1.10. Ca Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	33
Tablo 4.1.11. K Elementinin Organel Bazında Değişimi	34
Tablo 4.1.12. Al Elementinin Organel Bazında Değişimi	34
Tablo 4.1.13. Fe Elementinin Organel Bazında Değişimi	35
Tablo 4.1.14. Mg Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	36
Tablo 4.1.15. Mn Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	37
Tablo 4.1.16. Zn Elementinin Organel Bazında Değişimi.....	38
Tablo 4.2.1. Ba Elementinin Yıl Bazında Değişimi	39
Tablo 4.2.2. Cd Elementinin Yıl Bazında Değişimi.....	40
Tablo 4.2.3. Co Elementinin Yıl Bazında Değişimi.....	42
Tablo 4.2.4. Cr Elementinin Yıl Bazında Değişimi.....	43
Tablo 4.2.5. Li Elementinin Yıl Bazında Değişimi	45
Tablo 4.2.6. Ni Elementinin Yıl Bazında Değişimi.....	46
Tablo 4.2.7. Pb Elementinin Yıl Bazında Değişimi	48
Tablo 4.2.8. Ca Elementinin Yıl Bazında Değişimi	49
Tablo 4.2.9. Al Elementinin Yıl Bazında Değişimi.....	51
Tablo 4.2.10. Fe Elementinin Yıl Bazında Değişimi.....	52
Tablo 4.2.11. Mg Elementinin Yıl Bazında Değişimi	53
Tablo 4.2.12. Mn Elementinin Yıl Bazında Değişimi	55
Tablo 4.2.13. Zn Elementinin Yıl Bazında Değişimi	56

1.GİRİŞ

Son yıllarda meydana gelen küresel gelişmeler çevre sorunlarını da beraberinde getirmektedir. Bu sürecin oluşturduğu sorunlardan birisi çevre kirliliğidir. Çevre kirliliği içerisinde hava kirliliği ve özellikle ağır metal kirliliği büyük önem taşımaktadır. Ağır metaller yeryüzünde doğal olarak bulunsa da antropojenik kaynakların etkisiyle havadaki ağır metal miktarı artmakta ve bu artış da kirliliği ortaya çıkarmaktadır. Yeryüzünde biriken ağır metaller bazı önemli biyolojik zehirli metalleri içerir (Ahmed, 2017; Mossi, 2018; Erdem, 2018).

Bu zehirli ağır metaller zaten doğal olarak çevrede bulunmaktadır ama insan aktiviteleri sonucu miktarı hızla artmakta olup insan sağlığını ciddi düzeyde tehdit etmektedir. Bu kirliliğin başlıca kaynaklarını, kömür, doğal gaz, kâğıt, tekstil, kozmetik sektörleri, gıda ambalajları, elektro kaplama ve metal arıtma endüstrileri, madencilik ve atık yakma tesisleri vb. 'dir. Ağır metaller uzun biyolojik yarı ömürlü olduklarından ve çevrede biyobozunur halde olmadıklarından dolayı, besin zinciri boyunca biriktirilmekte ve sonunda insanlar için tehlike oluşturabilmektedir (Özaktaş, 2015).

Ağır metaller, mikroorganizmalar için iyi bilinen inhibitörlerdir (Uzunhasanoğlu, 2017). Canlı organizmalar için mikrobeyinler, enzimlerin ve ko-enzimlerin yapısına katılmaktadır. Bununla birlikte, aşırı konsantrasyonlar gösteren ağır metaller mikroorganizmalar için inhibe edici veya zehirli olabilmektedir (Coşgun, 2018). Esansiyel ve nonesansiyel olan bütün metallerin belirli bir eşik değerinin üstüne çıktığında toksik etki gösterdikleri bilinmektedir (Üçüncü Tunca, 2014).

Yeryüzü ve mekanizmaları, doğal tamponlar olarak rollerinden dolayı önemli çevresel faktörlerdir; bu nedenle atmosfere, hidrosfere ve biyosfere besinlerin ve kirleticilerin taşınmasındaki sistemde önemli bir yeri bulunmaktadır. Bu etkileşimlerden dolayı çevre kirliliği gün geçtikçe doğal süreçler ya da insanların oluşturduğu etkilerden dolayı artmaktadır (Tunalı, 2015).

Avrupa Çevre Ajansının (AÇA), bu oluşan kirliliğin dramatik bir tahminine göre; Avrupa genelinde, 2,5 milyon alanı kaplayan kirlenmiş alanlar bulunmaktadır. Yapılan tahminlere göre bu alanların %14'ünün (340.000 alan) acil iyileştirme planlamasına ihtiyaç duyduğu belirlenmiştir. Sonuç olarak ekosistemdeki organizma faaliyetlerini destekleyebilmek için yeryüzündeki kirliliği azaltacak uygun bir planlamaya ihtiyaç vardır (Tunalı, 2015). Bunun yanında atmosferik kirliliğin dünya genelinde her yıl 6,5 milyondan fazla insanın ölümüne sebep olacak kadar ciddi boyutlara ulaştığı belirtilmektedir (Saleh, 2018; Erdem, 2018).

Endüstriyel gelişmeler ağır metallerin doğada birikimini tetiklemiştir. Böylelikle ağır metal kirliliği temel bir endişe kaynağı olarak ortaya çıkmaktadır. Ağır metallerin iki temel ana kaynağı olarak; doğal arka plan: ana kaya bu şekildeki ağır metal konsantrasyonu için ana kaynak olarak gösterilebilir. Bir diğer kaynak olarak; antropojenik faaliyetler (kentleşme, tarımsal-kimyasal faaliyetler, organik değişiklikler, kimyasal gübreler, kanalizasyon çukuru ve endüstriyel atıklar) gösterilebilir (Tunalı, 2015). Fakat asıl büyük kaynağın endüstriyel faaliyetler ve trafik olduğu belirtilmektedir (Mossi, 2018; Sevik vd., 2018).

Bölgesel ve küresel bazda ağır metallerin doğal girdisinin aşmasında insan faaliyetleri ve girdileri etkili olmuştur. Ekolojik yaşam ve insan sağlığı için yüksek dozdaki ağır metal miktarlarının toksik etkilerinin olduğu iyi bilinmektedir. Bu nedenle, kirlenmiş alanların yönetilebilmesi için, ağır metal kirliliğinin kontrol edilmesi ve uygun iyileştirme tekniklerinin uygulanabilmesi için makul politikaların geliştirilmesi gerekmektedir (Tunalı, 2015).

Hızla gelişmekte olan dünya nüfusunun neden olduğu kirlilikler arasında atmosferde biriken ağır metal miktarı da yer almaktadır. Atmosferde bulunan ağır metallerin neden olduğu hava kirliliği; atmosferde bir veya daha fazla kirleticinin, insan, bitki ve hayvan yaşamını, ticari veya kişisel mülkiyet ve çevrenin kalitesini zararlı şekilde etkileyecek zararlı maddelerin miktarları ve süre olarak tanımlanabilir. Her yıl hava kirliliğinden dolayı binlerce insan olumsuz yönde etkilenmektedir. Hava kirliliği bazı insanlarda sağlık sorunlarına yol açabiliyorken bazı insanların da hayatlarına son vermektedir. Sağlık sorunlarının artması kentleşmenin artması ile birlikte şehir

merkezlerinde daha çok görülmektedir. Bugün hava kirliliği modern toplumumuzun en büyük sorunlarından biri haline gelmiştir. Özellikle sağlık açısından risk gruplarında bulunan çocuklar, yaşlılar, hastalar ve hamileler için daha büyük bir sorun teşkil etmektedir (Saleh, 2018).

Hava kirliliği bileşenlerinde ağır metallerin önemli bir yeri bulunmaktadır. Ağır metaller doğada bozulma ve kaybolma özelliği göstermedikleri için biyolojik olarak birikme eğilimi göstermektedirler. Bu nedenle risk düzeylerinin ve alanlarının belirlenmesinde ağır metal konsantrasyonlarının tespit edilmesi büyük bir öneme sahiptir. Ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesinde bitkiler biyo-monitörler olarak sıklıkla tercih edilmektedir. Özellikle endüstriyel ve trafik kaynaklı kirliliklerin neden olduğu ağır metal birikimini belirlemek amacı ile çok fazla kullanılmaktadır (Mossi, 2018; Turkyılmaz vd., 2018a,b).

Ağır metaller canlı yaşamları için belki de en önemli kirlilik faktörlerinden birisidir. Aslında ağır metallerin birçoğu doğa da doğal olarak mevcuttur ve küresel ekosistemin bir parçasıdır. Küçük dozlardaki bazı ağır metaller bitkiler için mikro besin elementlerini oluşturmaktadır ve bitki sağlığı için gereklidir. Ancak ağır metallerin yüksek dozda birikmesi bitki yaşamını da tehdit etmektedir. Bitkilerin boy büyümelerinin durmasına neden olmakta ve metabolik rahatsızlıkları ortaya çıkarmaktadır. Bitkilerin ağır metalleri kullanmasından dolayı ağır metal konsantrasyonlarının incelenmesi gerektiğinde bitkiler biyo-monitör olarak tercih edilmektedir (Saleh, 2018; Sevik vd., 2018) .

Bitkilerin ekolojik, ekonomik ve sosyal yararlarına ek olarak, hava kalitesini iyileştirmeye ve hava kirliliğini azaltmaya yardımcı oldukları bilinmektedir. Fakat her bitki hava kirliliğine neden olan ağır metallerin belirlenmesinde aynı etkiye sahip değildir. Bugüne değin bu konu üzerinde yapılan çalışmalarda farklı bitki türlerinin farklı ağır metalleri biriktirmek için farklı potansiyelleri sahip olduğunu göstermiştir (Saleh, 2018). Bundan dolayı da havadaki ağır metal konsantrasyonunun değişiminin belirlenmesine ve riskli bölgelerin tespit edilmesine yönelik olarak yapılan çok sayıda çalışmada bitkiler biyomonitör olarak kullanılmıştır (Turkyılmaz vd., 2018c,d).

Ancak, yüksek yapılı bitkiler üzerinde yapılan çalışmalar genellikle yaprak dökken yani her dem yeşil olmayan bitkiler üzerinde yoğunlaşmaktadır. Çünkü bu bitkilerde yaprakların bir vejetasyon mevsimi boyunca o bölgedeki ekolojik şartlara maruz kaldığı bilinmektedir. Bu çalışmalar sadece bir yıllık sonuçları yansıtmaktadır. Oysa ülkemizde bir bölgede yetişen çok yıllık bitkiler yıllık halka oluşturmaktadır ve bu halkalardaki ağır metal konsantrasyonlarının tespit edilmesi ile o bölgedeki ağır metal konsantrasyonunun süreç içerisinde değişimi konusunda bilgi edinilebilir. Nitekim bu konuda yapılan çalışmalarda oldukça tatmin edici sonuçlar alınmıştır (Turkyılmaz vd., 2018c,e).

Bu çalışmada da Kastamonu'da yetişen bir sedir ağacının yıllık halkalarındaki bazı ağır metal konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışma kapsamında ayrıca kabuk ve iç kabuktaki ağır metal konsantrasyonu odunlardaki ağır metal konsantrasyonu ile de karşılaştırılmış ve ağacın yola dönük ve içe dönük kısımları da mukayese edilmiştir.



2. LİTERATÜR

2.1. Ağır Metaller

Ağır metaller, genel olarak 5 g / cm^3 'ten daha büyük bir özgül yoğunluğa sahip olarak tanımlanırlar (Tunalı, 2015). Eren, 2014'e göre atom numarası 20'den fazla olan elementler ağır metal olarak tanımlanmaktadır. Ağır metallerin tanımlanması için, yoğunluğu, toksisitesi ve atom ağırlığı veya IUPAC gibi yetki birimlerinin tanımı olarak kabul görülen herhangi bir kriter ortaya konulamamıştır (Jalilzadeh, 2014). Tüm geçiş elemanları, transuranyum elementler (atom numarası uranyumdan büyük olan elementler), vücut tarafından istenenler ve tüm p-elementleri dışındaki metalik özellik gösteren elementlere toksik metaller denir. Ancak bu grubun içinde, yarı metal elementlerden olan arsenik gibi metal olmayan maddeler de bulunmaktadır (Jalilzadeh, 2014). Ağır metal elementleri periyodik cetvelde 70'e yakın element bulunan ve geçiş elementleri olarak da adlandırılan grupta yer almaktadırlar. Bu grubun içinde bulunan en önemli 20 (Fe, Mn, Zn, Cu, V, Mo, Co, Ni, Cr, Pb, Be, Cd, Tl, Sb, Se, Sn, Ag, As, Hg, Al) element bizim dikkatimizi çekmektedir. Belirtilen bu 20 element içerisinde bir kısmı (Fe, Cu, Zn, Mn, Mo, Ni) bitki ve hayvanlar için mikro besin elementi olarak görev almaktadırlar (Eren, 2014).

Yer kabuğunda ağır metaller ve bileşikleri değişik konsantrasyonlarda bulunurlar. Yüksek konsantrasyonlu metallere oranla çevrenin kirlenmesinde etkili olan diğer metaller iz metallerdir ve diğer metallere göre daha tehlikelidirler. Normal olarak çözünmeyen tabii mineraller bileşikler halinde olup canlı organizmalar için zararsız konumdadırlar. Fakat bu metallerin çözünen çeşitleri canlı organizmalar için tehlike oluşturmaktadırlar ve zararlıdırlar (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Ağır metaller, metalik özellik sergileyen kötü tanımlanmış kimyasal elemanların bir alt kümesi olarak da tanımlanmıştır (Elmahdı, 2013). Bu besin elementleri bitki ve hayvanların bünyelerinde de izin verilebilir sınırları aşmadıkları sürece yarar sağlamaktadırlar. Fakat bu besin elementleri alınması gereken düzeyden daha fazla bünyeye alındığı takdirde toksik etki oluşturabilmektedirler. Toksik özelliklerini ele aldığımız zaman ciddi sorunlara neden olan ağır metaller olarak; Hg, Cd, Pb, As, Cu,

Zn, Sn ve Cr' u değerlendirebiliriz. Hg, Cd, Pb ve As elementleri canlılar için gerekli elementler değillerken, Fe, Mn, Cu ve Zn vb. elementler canlıların ihtiyaç duyduğu zorunlu ağır metal elementleridir (Eren, 2014).

İnsan faaliyetleri sonucunda ağır metaller toprakta birikmektedirler. Toprakta ağır metallerin birikmesinin en büyük kaynaklarından biriside insan faaliyetleridir (Eren, 2014). Ağır metaller çok farklı özelliklere sahip olduğundan makine imalatında, elektronikte, günlük yaşantımızın farklı alanlarında veya ileri teknoloji içeren işlerde kullanılmaktadır (Jalilzadeh, 2014). Bu faaliyetlerin ilk başında madencilik faaliyetleri yer almaktadır. Maden cevherlerinden elde edilen metallerin imalat esnasında kullanılması ile ortaya çıkan kalıntılar, rzgr ve çeşitli taşınma faaliyetleri sonucu toprağa nüfuz ederek toprakta birikmektedir. Cevherlerin ortaya çıkarılması için yapılan eritme işlemleri de ağır metaller kirliliğinin ortaya çıkmasında etkili olmaktadır (Eren, 2014).

Evsel atıkların neden olduğu ağır metaller ya da endüstriyel atık suların içerisinde bulunan ağır metal iyonları, canlı organizmaların ve ekolojik sistemlerin sağlığa olan zararlarından dolayı hayatımızda çok önemli bir yer tutmaktadır (Jalilzadeh, 2014). Ağır metaller, çevreyi kirletici etmenlerin ve insan sağlığını etkileyen problemlerin başında yer almaktadır. Sanayi devriminin gelişmesi ile birlikte hayat standartları da yükselmeye başlamıştır. Hayat standartlarının iyileşmesi ile azalan ölüm oranları kentlerde hızlı nüfus artışını da beraberinde getirmiştir (Eren, 2014).

Ağır metaller toksik (Hg, Cr, Pb, Zn, Cu, Cd, Ni vb.), değerli (Pd, Au, Ag, Pt, vb.) ve radyonüklitler (U, Th, Ra, vb.) olarak gruplandırılmaktadırlar. Biyobozunur olmayan bu ağır metal bileşenleri dünya üzerinde yaşayan canlı varlıklar için ciddi sağlık sorunları teşkil etmektedir (Jalilzadeh, 2014). Ağır metallerin endüstriyel üretimde kullanılması nedeniyle son 50 yılda insanların ağır metallere maruz kalma olasılığı ciddi oranda artmıştır (Eren, 2014). Ağır metallerden insan sağlığına yönelik başlıca tehditler; kurşun, kadmiyum, cıva ve arseniklere maruz (arsenik, bir metaloitir, ancak genellikle ağır metal olarak sınıflandırılmaktadır) kalmasıdır (Tunalı, 2015).

Civalı amalgam dolgular, boyalar ve musluk suyundaki kurşun, kozmetik ürünleri, şampuan, saç ürünleri ve diş macunlarındaki kimyasal kalıntılardan dolayı insanlar farkında olmadan her gün ağır metallere maruz kalmaktadır. Günümüzde bilinçsizce kullanılmakta olan tarım ilaçları ve gübreler de toprağı önemli ölçüde kirletmekte ve zehirli elementlerin birikmesine neden olmaktadır. Bu zehir etkisi oluşturabilecek elementler içerisinde önem düzeylerine göre: Cd (Kadmiyum), Pb (Kurşun), Ni (Nikel), As (Arsenik) ve Cu (Bakır), gelmektedir (Eren, 2014). Ağır metallerin dozları ve konsantrasyonu ile bunların fiziksel ve kimyasal formları, onları mobil veya biyolojik olarak kullanılabilir hale getirir (Tunalı, 2015).

Tespit edilen bu ağır metallerin toprağı daha çok fosforlu gübrelerin ham maddelerinden karıştığı bilinmektedir. Ülkemize bulunan fosforlu gübreler yurt dışından getirilen ham fosfat kayasından elde edilmektedir. Fosfat kayasının içerisinde de yapılan çalışmalar neticesinde yüksek miktarda ağır metale rastlanmıştır. Kullanılan diğer gübrelerden farklı olarak fosfat kayasının yüksek miktarda Cd ve As konsantrasyonuna sahip olduğu tespit edilmiştir (Eren, 2014). Çevreye ağır metallerin salınması, havaya yanma, özütleme ve işleme sırasında, yüzey sularına, akma, depolama ve nakil yoluyla gerçekleşmektedir (Tunalı, 2015).

Günümüzde kullanılan atık su arıtma tesislerinden çıkan çamurlarda içerdiği besin değerleri nedeni ile tarım topraklarında uygulanmakta ve bu çamur içerisinde besin değerlerinin dışında ağır metalde barındırmaktadır. Bu yüzden tarım arazilerinde ağır metal kirliliğinin oluşmasına neden olmaktadır. Bunlardan başka, metalürji, kimya ve çeşitli imalat sanayilerinin de kaynağı olduğu ağır metaller, hava ve su yolu ile ya da ortaya çıkan atık birikintilerinden sızan suların toprak ile buluşması sonucunda da toprakta ağır metal birikimleri meydana gelmektedir. Buna bağlı olarak iyi yönetilmeyen katı atık sanayileri de bir diğer kirleticiler olarak gösterilebilir (Eren, 2014).

Ağır metal birikimleri toprakta yüzeye çok yakın ya da yüzeye yakın derinliklerde oluşmaktadır. Ağır metallerin tamamına yakını topraktaki kil mineralleri üzerinde tutulmakta veya toprakta bulunan organik bileşiklerle bağlanarak organoz mineral bileşikler oluşturarak kararlı formlara dönüşmektedir. Ağır metal birikimleri toprağın

derinliğine bağılı olarak değişim göstermektedir ve derinlik arttıkça ağır metal miktarı da genellikle azalmaktadır (Eren, 2014). Alev atomik absorpsiyon spektrometresi (FAAS), spektroskopi (ICP-OES), indüktif eşleşmiş plazma kütle spektrometresi (ICPMS), lazer kaynaklı arıza spektroskopisi (LIBS) ve anodik soyma voltametri, grafit fırın atomik absorpsiyon spektrometresi (GFAAS), indüktif eşleşmiş plazma optik emisyonu kullanılarak atık su örneklerinde ağır metallerin eser miktarları belirlenebilir (Jalilzadeh, 2014).

2.1.1. Ağır Metallerin Ekosistemdeki Hareketleri

Son yıllarda endüstriyel ilerlemelerden dolayı, artan antropojenik faaliyetler endüstriyel atıkların, karmaşık malzeme ve bileşenlerin karışımının kapsamlı salınımlarını tetiklemiştir. Yüzlerce farklı maddenin karışımından oluşan bu muazzam derecedeki endüstriyel atıklar zaman içerisinde çevreye yayılmış ve bunların çoğu zehirli atıklardır. Bertaraf edildikten sonra tarımsal ekosistemlerde ciddi kirliliğe neden olmaktadır (Tunalı, 2015). Ağır metaller ekosistem üzerinde kayalarda, tortul tabakalar da ve mineraller üzerinde doğal olarak bulunur ve çeşitli insan faaliyetleri sonucunda da ekosistemdeki yerini almaktadır. İnsanların yaptığı madencilik faaliyetleri, tarımsal uygulamalar ve endüstriyeler çalışmalar sonucunda ağır metaller havaya, suya ve toprağa karışmaktadır (Eren, 2014).

Kentsel alanlarda taşıt kirliliğinin fazla olması havaya önemli derecede kalite sorunları sağlar. Hava kalitesi, genellikle havayı, insan, hayvan ve bitki türleri için sağlıklı bir kaynak yapan fiziksel ve kimyasal özelliklerin bir kombinasyonu olarak tanımlanmaktadır (Joshi ve Bora, 2011). Sanayi tarafından yetersiz uygulama ve atık yönetimleri ele alındığında ekosisteme organik ve inorganik atıkların sürekli olarak birikmesi ile sonuçlanmıştır. Kentsel ve ekilebilir arazilerin güvenli ve doğaya saygılı olması, ağır metallerle karşılaşılmasının yasaklanması ve mahalle atık sahalarından ve kirlenmiş su kaynaklarından zehirli metallerle ayrıştırılması ile mümkündür (Tunalı, 2015).

Özellikle kirlenmiş topraklarda yetişen bitkilerin bünyesinde bulunan topraktan aldığı ağır metaller, bu bitkileri tüketen canlılar üzerinde olumsuz etkiler

bırakmaktadır. Ağır metaller su kaynaklarına, endüstriyel çalışmalar sonucunda ortaya çıkan zehirli atıkların doğada çözünmesi ile ya da havaya karışan zehirli gazların asit yağmuru olarak toprağa karışması ve toprakta bulunan ağır metallerle etkileşim göstererek ağır metalleri çözmesi ile ağır metaller nehirlere, göllere, akarsulara ve yer altı sularına karışmaktadır (Eren, 2014).

Ağır metallerin en tehlikeli özellikleri bitkilerin yapısına girmeleri, serbest iyon haline dönüştüklerinde taban suyuna karışarak suyun yapısını değiştirmeleri, mikroorganizmalar üzerindeki oluşturdukları olumsuz etki ile dolaylı yollardan besin zincirine karışarak besin zincirindeki diğer tüm canlılar için de zararlı olmaları ile bilinmektedir (Eren, 2014).

2.1.2. Bitkilerde Ağır Metal Alınımı

Toprakta ağır metaller kolloidlere tutunmuş olarak, organik bileşiklere bağlı şekilde ve toprak çözeltisi içerisinde de iyon olarak bulunmaktadırlar. Bitkiler bu ağır metallerden sadece iyon halinde bulunan ağır metalleri bünyelerine alabilmektedir. Sıcaklık, pH, organik madde miktarı, diğer metallerin varlığı ve mikroorganizmalar vb. bağlı olarak değişen toprak koşulları toprak çözeltisindeki ağır metal konsantrasyonunu değiştirdiği için ağır metallerin bitkilerin bünyelerine alınımı etkilemektedir (Eren, 2014). Kaynaklarının doğası gereği ağır metal kirliliği, katı atık yöntemi ve endüstriyel atıklar arasındaki karakteristik farklılıklar sebebi ile daha karmaşık bir hale gelmektedir. Özellikle ağır metallerin tutulması bu açıdan zordur (Tunalı, 2015). Örneklendirmek gerekirse, pH'ın düşmesine bağlı olarak ortamdaki H⁺ iyonları artmaktadır, artan H⁺ katyonları ile rekabete giren ağır metal katyonları ağır metallerin kolloidlere tutunmasını önlemektedir. Bu şekilde toprak çözeltisinde yer alan ağır metallerin yoğunluğunun artmasına neden olmaktadır (Eren, 2014).

Bitkiler ağır metalleri köklere tutunan metal iyonları sayesinde almaktadır. Bitkiler Ağır metalleri köklere girdikten sonra difüzyon yardımı ve kütle akışı ile birlikte bitkinin üst organlarına taşınmaktadır. Bu olaya da yer değiştirme (translokasyon) denilmektedir (Eren, 2014).

2.1.3. Ağır Metallerin Bitkiler Üzerine Etkileri

Ağır metallerin flora ve faunadaki biyolojik birikimine toksik etkileri olduğu kanıtlanmıştır (Tunalı, 2015). Bitkiler yaşam alanlarında sabit oldukları için, egzoz kirliliğinden en çok etkilenen organizmalardır. Anacak yol kenarındaki bitkiler bunun aksine fotosentez ve solunumla ilgili fizyolojik yollarını değiştirerek hava kirliliğinin etkilerini kolaylıkla önleyebilmektedir (Joshi ve Bora, 2011).

Bitkilerin topraktaki ağır metalleri kök, gövde ve dalları olmak üzere tüm biokütlesini oluşturan kısımlarda biriktirdiği bilinmektedir. Bitkinin bünyesine aldığı metaller bitkilerin hayatını devam ettirmesi için her ne kadar gerekli olsa da, gerektiğinden fazla miktarda alınması ya da birikmesi bitkiler için birçok zarara yol açmaktadır. Tohumun çimlenmesinden başlayarak fidanların büyümesine, gelişimine ve bitkilerde büyüme geriliğine, biyomas oranının düşmesine, elde edilen verimin düşmesine ve ürünlerin kalitesinin bozulmasına, bitkilerin meyve ve çiçek tutmasında da gerilemeye neden olmaktadır (Eren, 2014).

Belirli bir lokasyondaki hava kirleticileri bitkileri doğrudan yapraklardan veya dolaylı olarak toprak asidifikasyonu yoluyla etkileyebilmektedir. Yaprak tarafından bitkiye ulaşan kirleticiler fotosentetik pigment konsantrasyonunun da bir azalmaya neden olmaktadır (Joshi ve Bora, 2011). Fotosentez olayını olumsuz etkilemesinden dolayı azot bağlanmasını ve azot döngüsünü bozmaktadır. Bunlardan farklı olarak hücre içi mekanizmalarda da klorofil miktarını azaltması, enzim sistemlerini değiştirmesi, transpirasyon olayını ve stoma hareketlerini etkilemesi, su absorpsiyonunu, bitki çimlenmesini, protein sentezini, hücre zarının stabilitesini, hormonların dengesini ve bitki bünyesinin ihtiyaç duyduğu diğer elementlerin alınmasını engellemesi hücre içi mekanizmalarda ve fizyolojik olaylarda büyük ölçüde zarara neden olmaktadır (Eren, 2014). Stomaların kapanması ya da tıkanması bu bitkilerin içerisine zehirli gazların girmesini önlemek konusunda yardımcı olur (Joshi ve Bora, 2011).

Sonuç olarak ağır metaller elektron aktarmada devreye girdiklerinde solunum ve fotosentez üzerinde olumsuz etkiler oluşturur. Bitkilerin devamlılığı için gerekli olan

enzimleri inhibe ederek çalışmalarını engelleyerek enerji üretimini ve ürün oluşturma kabiliyetlerinin azalmasına neden olmaktadır (Eren, 2014).

2.1.4. Ağır Metal Toksisitesi

Ağır metaller biyolojik döngülerin normal gelişleri için az miktarda olsa gereklidir. Biyolojik döngülerin normal gelişimi için çok az miktarda ağır metal gereklidir. Ancak yüksek konsantrasyonları toksik etki oluşturabilmektedir. Zn, Fe, Cu, Cr ve Co gibi eser elementler olarak adlandırılan bu metaller vücut için gereklidir, ancak fizyolojik konsantrasyondan daha fazla olan miktarın toksik yan etkileri olduğu bilinmektedir. Arsenik, kurşun, kadmiyum ve civa gibi ağır metaller, insanlarda ve diğer canlı varlıkları için son derece toksik olan iz elementlerde bile vardır. Ağır metaller genellikle zehirlidir, ancak ağır metallerin oksitleri zehirlidir. Nehirlerde ve göllerde ağır metal iyonlarının varlığı, hayvanlar, bitkiler ve insanlar için çeşitli sağlık sorunlarına neden olabilir. İnsan vücudu, çeşitli iç organlarda biriken ağır metalleri bertaraf edemez. Büyük tortular, olumsuz reaksiyonlara ve vücutta ciddi hasara neden olabilir. Ağır metallerin organizmalardaki aşırı toksisitesinin sebebi, iyonlar veya bileşikler halinde suda çözünür olmaları ve doğada yaşayan organizmalar tarafından kolayca emilebilmeleridir. Ağır metallerin genel olarak zehirli etkileri organik bileşiklerle kompleksleşmesi sonucu emildikten sonra bu metaller, vücut, proteinler gibi hayati önem taşıyan hücresel ünitelere bağlanır ve enzimleri, nükleik asitleri ve işlevlerini inhibe eder (Jalilzadeh, 2014).

Bu metaller - SH protein grupları ile reaksiyona girebilir, belki bu olay kimyasal olarak basit görünür, fakat bu metabolizmada önemlidir ve ölüme neden olabilir. Homeostatik mekanizmaları nedeniyle hayvan vücudunda, metallerin yoğunluğu tolerans limitini aşmazsa veya ağır metaller uzun süre metabolizmayı etkilemezse, metabolizma kendini koruyabilir. Metallerin toksisitesi en çok beyini etkiler. Arsenik gibi bazı metaller açıkça kansere neden olurlar (Jalilzadeh, 2014).

Fizyolojik düzeyde değişen ağır metal semptomlarının moleküler seviyede temel toksite mekanizmaları sınırlı olabilir. Ağır metal toksisitelerine aşağıdaki mekanizmalar neden olabilir:

1. Biyomoleküllerinde enzimler gibi temel fonksiyonel gruplarının bloke edilmesi: Serin-OH, sistein-SH ve histidin-N gibi spesifik amino asit kalıntıları sıklıkla enzimlerin aktif kısımlarını oluşturur. Örneğin Hg (II), bir enzimsel faaliyeti devre dışı bırakarak kuvvetli sistein-SH'lere bağlanır (Elmahdı, 2013).
2. Biyomoleküllerden esansiyel metal iyonlarını ayırma: Bağlanma bölgesine olan afinitesi, doğal bir metal iyonundan daha güçlü olan bir metal iyonu, doğal iyonu yer değiştirebilir. Genellikle yabancı olan bu metal iyonu ile bir molekül aktivitesini yitirir (Elmahdı, 2013).
3. Biyomoleküllerin, enzimlerin ve polinükleotitin aktif konformasyonunun değiştirilmesi: Bir proteinin konformasyonuna etki eden kation koordinasyonu, proteinin konformasyonunu değiştirerek, işlevini kaybetmesine neden olabilir (Elmahdı, 2013).
4. Biyomembranların bütünlüğünü bozmak: Metal kation, negatif yüklü fosfolipid baş (lar) ını ve membranın integral protein kalıntılarını bağlayabilir (Elmahdı, 2013).
5. Diğer biyolojik olarak aktif ajanların değiştirilmesi: Örneğin Cd (II) ve Pb (II) bakteriler tarafından üretilen endotoksinleri kuvvetlendirir. Bu, endotoksine dönüşen bazı enzimleri bloke etme etkisine bağlı olabilir (Elmahdı, 2013).
6. Biyoanyonlarla bağlanma, özellikle PO₄³⁻'ün azaltılması veya temel bir kationun biyominerallerden uzaklaştırılması ile sonuçlanır: Örneğin, Ca (II) 'ye benzer bir boyuta sahip olan Pb (II), Ca (II) 'yi bir kemik mineralinde değiştirir. Sonuç olarak, kemiğin mekanik gücü etkilenebilir. Boyut ve elektrik yükü bu etkilerde önemli bir faktör olacaktır. Pb (II) 'nin temel toksik etkilerinden biri, sitoplazmik seviyesini çok düşük hale getiren PO₄³⁻-bağlanması olarak kabul edilmektedir (Elmahdı, 2013).

2.1.5. Ağır Metallerin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri

Ağır metallerin çoğu (Fe, Zn, Cu, Mo, Co, Cr, V, Mn ve Ni) bitkiler, hayvanlar ve mikroorganizmalar için gerekli olan besinlerdir. Yüksek konsantrasyonlar da tüketimlerinde toksik hale gelirler. Bütün canlı organizmalarda, metalo-proteinler ya da kofaktörlerde kullanılmak mekanizmaları vardır. Bu mekanizmaları canlılarda metalleri depolamak, taşımak ve metal fazlalığının toksik etkilerine karşı kendilerini korumasına yardımcı olmaktadır. her Bir metalin normal konsantrasyon aralığı biyolojik bir sistemde dardır. Ağır metal eksikliği veya fazlalığı patolojik değişikliklere neden olmaktadır. Ağır metal iyonları biyolojik önem sırasına göre şu şekilde sıralanmıştır: demir> çinko> bakır> molibden> kobalt> krom> vanadyum> manganez> nikel. Kurşun, cıva, kadmiyum, arsenik, bakır, çinko ve krom insanlara zararlı olan ağır metaller arasında yer almaktadır. Modern toplumumuzun en önemli çevresel ve sağlık sorunlarından birisi ağır metal toksisitesi ve besin zincirindeki biyokomülasyon tehlikesidir. Zn eksikliği zayıflık bağışıklık sistemi, depresyon, görme bozukluğu, tat ve koku bozuklukları iktidarsızlığına neden olabilir. Bu elementlerin büyük miktarları da insan sağlığı için zarlıdır. Hücresel metabolizma bozukluklara neden olabilir (Elmahdı, 2013).

Yapılan birçok çalışmada ağır metal toksitesinin –Cu'nun topraklarda, solucanlarda, bitkilerde, mikro alglerde, sulu bitkilerde ve balık türlerinde, sulu bitkilerde ve balık türleri üzerinde mikrobik süreçler doğrultusunda toksik etkisinin uygulandığı gösterilmiştir. Bunu çevre sağlığımız ve insan sağlığı açısından değerlendirdiğimizde de Cu (Bakır) tehlikesinin insanlar da görülen çeşitli hastalıklar üzerine de etkisi görülmektedir. Ortaya çıkan hastalıklar; hepatoserebral ve nörodejeneratif hastalıklar; Alzheimer, Parkinson hastalığı, Wilson hastalığı, Menkes hastalığı, Skogholt hastalığı, ve karaciğer hastalıkları ortaya çıkan hastalıktan bazılarıdır. Bu sebepler doğrultusunda da ağır metallerle kirlenmiş alanlarda iyileştirme yöntemlerinin uygulanması daha fazla önem kazanmaktadır (Tunalı, 2015).

Kadmiyum, insan vücudunda yapıcı faaliyeti olmayan elementlerden biridir. Çoğu insanda kadmiyum sorunu, tütün dumanına maruz kalma, kanalizasyon çamuru ve atmosferik birikimden kaynaklanmaktadır. Kadmiyum alınımı düşük miktarlarda bile

toksik etki oluşturabilmekte ve organizmalarda ve ekosistemde biyoakümülyasyona neden olmaktadır. Zaraları, vücudun bağışıklık sistemini zayıflatması, karaciğerde hasar oluşturması ve böbreklerin işleri üzerine olumsuz etki oluşturmaktadır. Yüksek dozlarda maruz kalınması solunum sistemi üzerinde olumsuz etki oluşturur ve kemik hastalıkları ile de ilişkili olduğu bilinmektedir. Son zamanlarda, kadmiyumun insan karsinogenindeki muhtemel rolü de araştırılmıştır. İnsan vücudunda kadmiyum, proteinlerdeki sistein kalıntılarının-SH grubuna bağlanarak etki eder ve böylece -SH enzimlerini inhibe eder (Elmahdı, 2013).

Çinko böbrek hastalıklarını yerlerini değiştirerek çinko enzimlerinin etkilerini engelleyebilir. Kurşunda kadmiyum gibi vücutta biyolojik rolü olmayan elementlerden biridir. Kurşun, kanın hemoglobininde azalmaya neden olarak, hemin sentezinde kritik olan birkaç enzimi inhibe eder. Ayrıca hipertansiyon, üreme toksisitesi ve gelişimsel etkilere neden olabilir (Elmahdı, 2013).

2.1.6. Ağır Metallerin Çıkarılması

Çevre sularında ağır metallerin bulunması hem insan sağlığı hem de diğer canlılar için tehlikelidir. Organik kirleticiler zamanla zararsız malzemelere dönüşebilir bu biyobozunmadır. Fakat ağır metaller zararsız maddelere dönüşmemektir. Bu yüzden ağır metallerin uzaklaştırılması gereklidir. Ağır metallerin uzaklaştırılmasında çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Boyut (Filtreler, membranlar, parçacıklar, jeller), yoğunluk (yağış), şarj etmek (İyon değişim reçineleri, elektro kinetik sistemler) ve özel yakınlı (Parçacıklı ligandlar arasındaki etkileşimler veya makromoleküller)'dir (Jalilzadeh, 2014).

Ağır metal iyonlarının çoğu iyi bilinen toksik ve kanserojen maddelerden oluşmaktadır. Ağır metaller genellikle enzimlere bağlanarak enzimlerin aktivitesini düşürerek zehirlenmelere neden olan metabolik zehirlerdir (Elmahdı, 2013).

2.1.7. Ağır Metal Kaynakları

Günümüzde en yaygın kirleticiler olarak bilinen ağır metaller doğal ve antropojenik yollarla doğaya aktarılmaktadırlar. En önemli doğal kaynaklar olarak mineraller, erozyon ve volkanik aktiviteler değerlendirilirken, antropojenik kaynaklar olarak; madencilik faaliyetleri, metal arıtım faaliyetleri, elektro kaplama, tarımda kullanılan fosfatlı gübreler ve pestisitlerle biyosolidleri, endüstriyel deşaj (boşaltım), atmosferik depozitler, çamur atıkları vb. değerlendirilmektedir (Eren, 2014).

Ağır metaller, yer kabuğunun doğal bileşenlerinin temel kaynağını oluşturmaktadır (Elmahdı, 2013). Ağır metaller, volkanik ve tortul kayaçların yapısında doğal bileşen olarak yer almaktadır (Eren, 2014). Ağır metaller toprak ve tortul tabakalarda absorbe edilmektedir. Ağır metallerin absorbe edilme derecesi, elektronik yapılara, hidrasyon derecesine, pH'ına, konsantrasyonlara, adsorban yapısına, oksidasyona ve diğer metallerin konsantrasyonlarına bağlıdır (Jalilzadeh, 2014). Yer kabuğunun temel bileşenlerini oluşturmasından dolayı ağır metaller stabildirler ve bozulmazlar ya da ortaya çıkan bir ağır metal yok edilememektedir. Bu nedenle toprak katmanlarında ve tortul tabakalarda birikme eğilimi göstermektedirler (Elmahdı, 2013).

Biyosferde geniş yayılım gösteren ağır metallerin zararlı konsantrasyonları çevrede önemli boyutlara ulaşmıştır. Genellikle kirleticiler, iki ana kaynaktan sucul ortamlara ulaşırlar. Bu kaynaklar noktasal deşarjlar ve noktasal olmayan deşarjlar olarak iki ayrılır. Atık su deşarjları, endüstriyel kaynaklardan gelen atık sular noktasal deşarjlardır. Tehlikeli atık su bertaraf alanları, kaza sonucu sızmalardan kaynaklanan maddelerde noktasal olmayan deşarjlardır (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Genelde noktasal kaynaklı kirleticilerin tiplerini karakterize etmek kolaydır. Fakat zirai alanlardan gelen pestisitler, noktasal olmayan deşarjları, atmosferik birikimlerden, kontamine olmuş topraklardan, akuatik sedimentlerden ve yerleşim alanlarından kaynaklanan sızıntıları karakterize etmek noktasal kaynaklara göre daha zordur. Çünkü çoğu durumda noktasal olmayan kaynaklardan gelen sızıntılar kompleks karışımlardır. Bu yüzden bu karışımların toksik maddelerinin miktarlarını,

deşarjlarının miktarını ve zamanlamasını tahmin edebilmek zordur. En zor görüşlerden biriside noktasal olmayan deşarjlardaki bileşenlerin toksik karakterlerini değiştirebilmesidir (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Bazı zamanlarda noktasal olan ya da olmayan kaynaklardan gelen sızıntılar düşük miktarlarda bazense yüksek miktarlarda metal içerebilmektedirler. Bu metaller deşarjin başladığı noktadan itibaren akarsular, nehirlere, göllere hatta haliçler üzerinden denizlere ve okyanuslara kadar da ulaşabilirler. Denizlere ulaşan kirleticilerin çoğu karasal kaynaklı olmaktadır. Kirleticiler karadan denizlere; akarsular yardımıyla, yağmurla ve kıyı bölgelerinde bulunan atıklar ile taşınmaktadır (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Doğal şartlar altında denizlerde ki ağır metal kaynakların en önemli sebeplerinden birisi olarak nehirlere görülmektedir. Bunun sebebi ise genel olarak nehirlere taşınan ağır metallerin bir kısmının çözülmüş halde bulunmasıdır. Partiküler halde bulunan ağır metallerin ise sadece bir kısmı denizlere taşınmaktadır. Çünkü akarsuyun hızına bağlı olarak akarsularda çökelmeler meydana gelmektedir. Budan dolayı körfezlerde tatlı su ile tuzlu suyun karışmasından oluşan çeşitli fiziko- kimsiyal değişimler meydana gelir (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Metal kirlenmesinin bir yerden başka bir yere dağılması su ve rüzgarlarla olmaktadır. Bu şekilde dağılmasının yararlı yönlerinin olmasının yanında zararlı yönleri de bulunmaktadır. Konsantrasyon azalımı gibi zararlı yönleri ile hiç kirlenmemiş alanlara kirlilik taşınabilir (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Sonuçta metal kirliliğinin çoğu kısmı sulara birikmiş olur. Sulara metal birikimi, çözüme şeklinde gerçekleşebileceği gibi, hiç çözünmeden de suların dibine çökelme şeklinde de gerçekleşebilir. Bu şekilde kirlenmeler endüstriyel ve zirai atıklardan meydana gelebileceği gibi herhangi bir yollarla atmosfere ulaşmış metal türü maddelerden de oluşabilir. Atmosferde bulunan metal türleri bir şekilde yer yeryüzüne ulaşırlar ve akarsular yardımı ile su yataklarına ulaşırlar. Organik kirlenmelerde olduğu gibi metal kirlenmesi, kimyasal ve biyolojik yollarla

parçalanmazlar ve bir metal birleşigi başka bir metal birleşigine dönüşebilir. Dönüşme nasıl olursa olsun metal iyonu kaybolmaz (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

2.2. Bitkilerin Biyo-monitör Olarak Kullanılması

Dünya da ve ülkemizde gelişmekte olan sanayi faaliyetlerinin etkilerinden dolayı ortaya çıkan ağır metal ve bileşikleri olmak üzere açığa çıkan birçok zehirli atığın atmosferde birikmesinden dolayı bu atıkların oluşturduğu zararlı etkiler, kendini göstermeye başlamıştır. Çevrenin kirletilmesinde büyük oranda etkili olan bu kimyasal maddeler sadece ekosistem üzerinde etkili olmayıp havaya, toprağa, suya ve canlılar âlemine bulaşarak biyosferimiz üzerinde büyük oranda yayılmıştır. Özellikle sürekli devam etmekte olan madde döngülerine katılarak besin zincirini olumsuz yönde etkileyerek canlıların hayatlarında önemli bir tehdit oluşturmaktadır (Yavuzer ve Osma, 2018).

Bu etkilerinin yanı sıra ortaya çıkan bu zehirli maddelerin ekosistem içerisinde birbirleri ile etkileşimleri tam olarak belirlenememiştir. Çevremizde meydana gelen bu kirliliği belirlemede bazı metotlar kullanılmıştır. Bunlardan en bilinenleri kimyasal analiz metotları ile geleneksel metotlardır. Fakat bu metotların kullanılması kirletici maddelerin bulunduğu ortamda yaşayan canlılar üzerindeki etkileri hakkında yeterli bir bilgiyi ortaya çıkarmamaktadır (Yavuzer ve Osma, 2018).

Son zamanlarda zehirli maddeleri bünyelerinde akümüle edebilen ‘‘biyomonitör’’ ya da ‘‘biyoindikatör’’ canlılar üzerinde yapılan çalışmalar faaliyet göstermiştir (Yavuzer ve Osma, 2018). Biyo-monitörler ve biyo-indikatörler, zaman ve mekan üzerinde oluşabilecek kirletici maddelerin varyasyonu hakkında bilgi sağlayabilecek organizmalardır (Hamza-Chaffai, 2014). Ekolojik etkilerin bir tür üzerindeki etkilerinin yalnızca varlığını ya da yokluğunu tanımlamak için biyo-indikatörlerden, organizmaların solun hızları, büyümesindeki değişiklikler gibi fiziksel, kimyasal ve biyolojik davranışsal değişkenlikleri ile ekolojik değişkenliklerinin derecesini belirlemede ise biyo-monitörlerden yararlanılmaktadır (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Phillips ve Rainbow biyo-monitörleri, doku ve organlarında çevrelerinden biriktiren hayvanlar veya bitkiler olarak tanımlamıştır. Bu tanım biyo- monitörlerin ilk tanımı olarak kabul edilmiştir. Bundan dolayı, bu tür kirleticilerin ölçülmesi çevresinde bulunan kirleticilerin konsantrasyonunu yansıtabilir (Hamza-Chaffai, 2014).

1999'da Gerhardt'ın önerdiği başka bir tanımda biyo-indikatörler ; bir ortamın abiyotik ya da biyotik hallerini kolayca yansıtabilen tür veya gruplar olarak tanımlanmaktadır. Biyo-indikatörler, bir habitat, topluluk veya ekosistem üzerindeki çevresel değişimin etkisini temsil eder ya da bir taksonun alt kümesinin veya bir çeşitlilik içindeki çeşitliliğinin bir göstergesi olarak tanımlanmaktadır. Gerhardt (1999), biyo-indikatörlerin 3 durumda yararlı olabileceğini düşünmüştür. Bu durumlar; belirtilen çevresel faktörün ölçülemediği durumlarda, pestisit ve kalıntıları veya çevresel faktörlerin ölçülmesi kolay olduğu fakat yorumlamasının zor olduğu karmaşık atıklarda yani güç olduğu durumlar da ve gözlenen değişikliklerin ekolojik önemlerinin olup olmadığı durumlarda yararlanılabileceği düşünülmüştür (Hamza-Chaffai, 2014).

Bazı yazarlara göre de biyo-indikatörler; çeşitli çevre koşulların uzun süreli etkileşimlerini ortaya koyan organizmalardır. Ayrıca da metabolizmalarında, aktivitelerinde ya da biyolojilerinde değişiklik yaparak, çevresindeki toksik maddeleri biriktirerek çevresinde oluşan değişimlere ve etkileşimlere karşı tepki gösteren organizmaları da düşünmektedirler (Hamza-Chaffai, 2014).

Doğada bulunan pek çok bitki türü bize biyomonitör olarak yardımcı olabilme yeteneğine sahiptir. Bu biyomonitör ya da biyoindikatör canlılar ve bitkiler ağır metal birikiminin izlenmesinde önemli bir yere sahiptirler. Mantarlar, likenler, bitkiler, ağaç kabuğu, ağaçlar ve boylu ağaçlardaki yapraklar bu özelliği gösteren bazı türlerdir (Yavuzer ve Osma, 2018). Hava kirliliğine karşı bitkilerin tepkisi APTI (Hava Kirliliği İndeksi) ile değerlendirilir. Bir endeks bir tesisin hava kirliliğine karşı mücadele edebilme yeteneğini gösteriyor (Joshi ve Bora, 2011).

Bitki örtüsü atmosferdeki kirliliği kontrol etmek için, gaz halindeki ve parçacıklı maddelerin yapraklardan emilmesiyle atmosferi temizlemenin doğal yollarından birini

sağlar (Kuddus, vd., 2011). Bitkilerin hava kirliliğinin izlenmesi olarak kullanılması, hav kirleticilerin ilk önleyici olarak uzun zaman önce kurulmuştur. Kentsel ortarlarda bulunan ağaçların varlığı ortamdaki gazların ve parçacıkların alınımını artırarak hava kalitesini artırabilir (Joshi ve Bora, 2011). Giderek yaygınlaşan bu çalışmalar yardımı ile farklı ekosistemlerdeki konsantrasyonları hakkında belirli bir ölçüde bilgi sahibi olabilmekteyiz (Yavuzer ve Osma, 2018).

Adsorpsiyon / absorpsiyon gibi hava kirliliği endeksine dayanarak, farklı bitki grupları hassas, orta ve orta derecede toleranslı bitki gruplarına ayrılmıştır (Kuddus, vd., 2011). Bu çalışmalar peyzaj gibi çevre tasarımcılarına, bitki türlerinin hassas ve toleranslıklarını belirlemede önemli bilgiler sağlamıştır. Tolerans indeksi bitkilerin havaya olan tepkileri ile değerlendirilir. Birkaç yazar tarafından bitki toleranslarının yanı sıra toleransları belirlemek için APTI değerlendirilmesinin faydaları takip edilmiştir (Jyothi ve Jaya, 2009). Bu bilgiye biyomonitör olarak kullanılan canlıların çeşitli organlarında biriken toksik maddeler yardımı ile ulaşılabilir. Bu toksik maddeler sadece doğal çevrede serbest halde kalmayıp ortam koşullarına bağlı olarak canlı mekanizmasına nüfuz ederek besin zincirinde de birikme özelliği göstermektedir (Yavuzer ve Osma, 2018).

Bitkilerin hassas ve toleranslı gruplara ayrılması ve sınıflandırılması önemlidir. Çünkü kentsel alanlarda ve endüstriyel alanlardaki habitatlarda hava kirleticilerinin bir göstergesi olarak kullanılabilir. Bitkiler üzerine etki eden trafik yükünün yanı sıra bitkilere etki eden endüstrinin de bitkiler üzerine etkilerini araştırmak için birçok çalışma yapılmıştır. Hava kalitesinin bozulması, dünyada birçok kentsel ve endüstriyel bölgeyi ve çevrelerini de etkileyen önemli bir çevre sorunudur (Kuddus, vd., 2011).

Bitkiler, doğada önemli bir biyolojik denetleyici olarak bulunmaktadır. En önemli denetimlerini çevre kirliliği üzerinde oluşturmaktadırlar (Yavuzer ve Osma, 2018). Bütün ekosistem için ayrılmaz bir temel olan bitkiler, hava kirliliğinden etkilenme potansiyeli en yüksek organizmalardır. Çok sayıda hava kirleticisinin birincil reseptörü olan yapraklarda bu etkiler en belirgin şekilde görülmektedir. Hava kirliliğinin etkisini belirlemek için bitkilerin biyolojik olarak izlenmesi önemlidir.

Kentsel vejetasyon son yıllarda sosyal nedenlere bağlı olarak değil yerel ve bölgesel hava kalitesini etkilemek için gittikçe değer kazanmıştır (Jyothi ve Jaya, 2009). Bitkileri üzerinde yapılan element analizleri daha kolay olduklarından dolayı ekolojik araştırmacılar için alternatif ve etkili bir yöntem olarak kullanılmaktadır. Bitki organlarının yanı sıra yosunlar ve likenlerde g¼n¼m¼z de biyomonit¼r canlılar olarak tercih edilen alternatif yöntemler arasına girmiştir (Yavuzer ve Osma, 2018).

Uzun ömürl¼yü yaşama özelliğine sahip ağaçlar ve bitkiler toprakta bulunan eser elementleri rahatlıkla bünyesine alabilen canlı organizmalardır. Bu elementlerin topraktan alınabilir olması o elementin toprakta varlığını gösterirken, bazen de bitkinin biyok¼tle değerlerini oluşturan kısımlarının üzerinde de toprak ç¼zeltisinden oldukça yüksek değerlerde bitki besin elementlerini biriktirdiği gör¼lmektedir (Yavuzer ve Osma, 2018).

Hava kirleticilerin büyük zararı vardır. Özellikle k¼k¼rt dioksit, ozon ve azot oksitleri bitkilerin fizyolojik s¼reçlerini değiştirerek büyümelerini etkileyebilir. Kirleticiler yaprak kutikulalarına zarar verir ve stoma iletkenliğini etkiler. Ayrıca, bitkilerdeki fotosentez sistemleri ve karbon tahsisi kalıpları üzerinde doğrudan etkili olabilir. Kirleticiler diğer çevresel fakt¼rler ile etkileşime girerek bitki-çevre ilişkilerini bölgesel ölçekte değiştirebilir (Kuddus, vd., 2011).

Bitkileri hava kirleticilerine karşı hassasiyet / tolerans seviyesi için taramak için, yaprak veya stoma iletkenliği dahil olmak üzere çok sayıda bitki parametresi; asit, nispi su içeriği, membran geçirgenliği, peroksidaz aktivitesi, klorofil içeriği ve parka ekstratı pH'ı gibi değerler kullanılmıştır (Kalaji vd., 2016). Son zamanlarda yapılan çalışmalar bitkilerin havadaki kirletici maddeleri uzaklaştırma ve havadaki kirletici maddeler için lavabo görevi yapma kabiliyetlerini keşfetme olasılığını artırmıştır (Kuddus, vd., 2011).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu çalışma Kastamonu ilinin Kışla parkı mevkiinden alınan Sedir (*Cedrus arizonica*) örnekleri ile gerçekleştirilmiştir. Çalışma kapsamında 2016 yılı sonunda kuruyan ağaçtan 2016 yılı aralık ayı içerisinde ana gövdeden alınan kütük üzerinde çalışma gerçekleştirilmiştir.

Çalışmaya konu örneklerin alındığı sedir ağacının yetiştiği Kışla parkı Kastamonu ilinde insanların dinlenmek için en fazla tercih ettiği parklardan birisidir. İçerisinde çocuk oyun alanı da bulunan Kışla parkı trafik yoğunluğu açısından merkeze ulaşımı sağlayan en yoğun caddelerinin yanında yer almaktadır. Şekil 3.1’de Kastamonu ilinin ve Kışla Parkı’nın konumları gösterilmiştir.



Fotoğraf 3.1. Kastamonu ile ve Kışla Parkı'nın Konumu

Kışla parkından bulunan Sedir ağacından yerden yaklaşık 80 cm yüksekliğinden 45,7 cm çapında gövde kısmından örnek alınmıştır. Alınan dip kütüğü laboratuvara getirilmiştir. Daha sonra üst yüzeyi yıllık halkaların daha belirgin şekilde görünebilmesi amacıyla zımparalanarak pürüzsüz hale getirilmiştir. 39 yaşında olduğu belirlenen *Cedrus arizonica*'nın yola bakan kısmının genişliği 27,4 cm, iç bakan kısmının genişliği 18,3 cm olarak ölçülmüştür. *Cedrus arizonica* yıllık halkaları, genişlikleri dikkate alınarak üçer yıllık olacak şekilde dıştan içe doğru 1 ile 13 arasında gruplandırılmıştır. Odun yüzeyi gruplara ayrıldıktan sonra çelik matkap yardımı ile dış kabuktan, iç kabuktan ve her yaş aralığındaki odundan içe doğru örnekler alınarak cam petri kaplarına konulmuştur.



Fotoğraf 3.2. Cam petri kaplarına alınan örnekler

Cam kaplara alınan örnekler oda kurusu haline gelene kadar 15 gün boyunca ağzıkları açık şekilde laboratuvar ortamında bekletilmiştir. 15. günün sonunda oda kurusu haline gelen örnekler etüve alınarak 45 °C'de bir hafta boyunca kurutulmuştur. Daha sonra kurutulan örnekler toz haline getirilmiştir. Toz haline gelen örneklerden 0,5 g'ı alınarak mikrodalga için tasarlanmış tüplere konulmuştur.



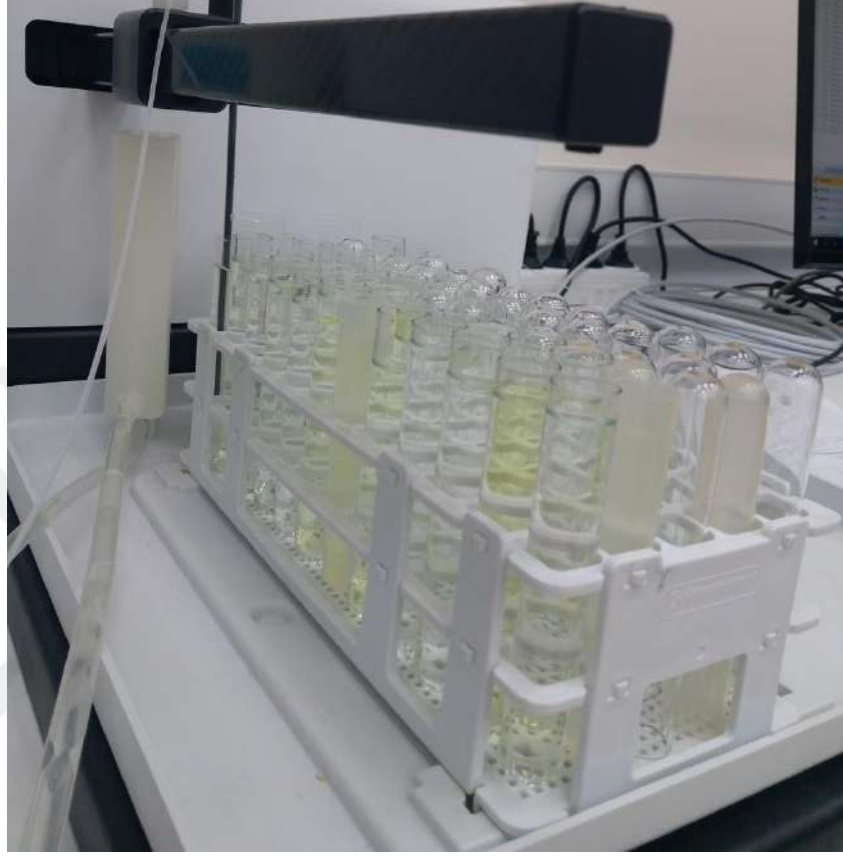
Fotoğraf 3.3. Etüvde kurutulan örneklerin mikrodalga için hazırlanması

Tüplere konulan örneklerin üzerine 10 ml %65'lik HNO_3 ilave edilmiştir. Bu işlemler sırasında çeker ocakta çalışılmıştır. Hazırlanan örnekler daha sonra mikrodalga cihazında 280 PSI basınçta ve 180 °C'de 20 dakika yakılmıştır.



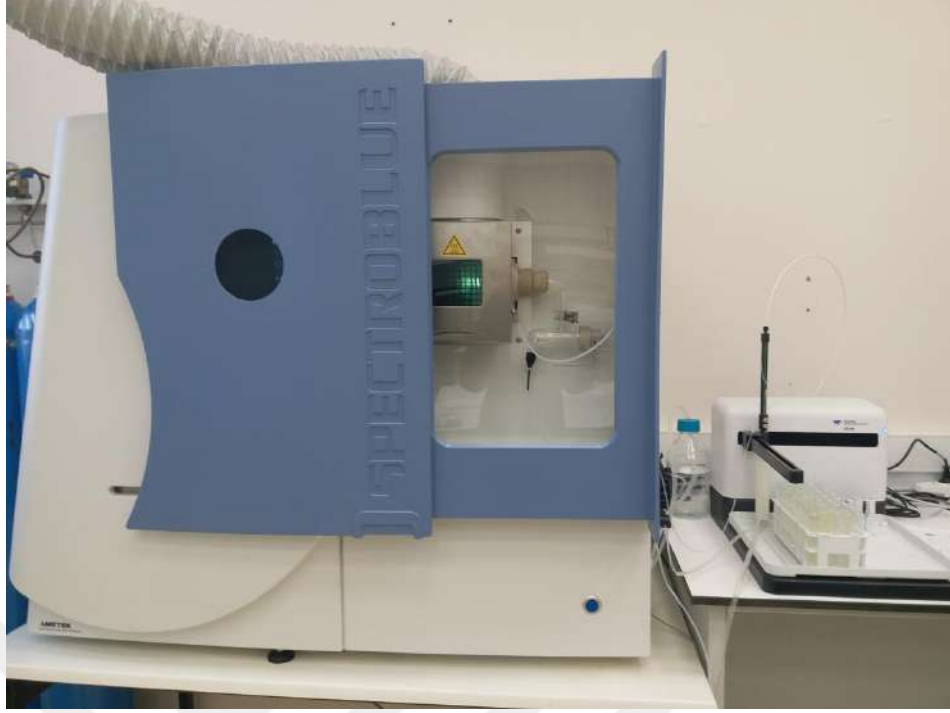
Fotoğraf 3.4. Mikrodalgadan çıkan örneklerin soğuması için bekletilmesi

İşlemler tamamlandıktan sonra mikrodalgadan çıkartılan tüpler soğumaya bırakılmıştır. Soğuyan örnekler üzerine 50 ml'ye tamamlamak için deiyonize su ilave edilmiştir.



Fotoğraf 3.5. Analiz için hazırlanan örnekler

Hazırlanan örnekler filtre kağıdından süzöldükten sonra ICP-OES (İndüktif Eşleşmiş Plazma- Optik Emisyon Spektromesi) cihazında uygun dalga boylarında okunmuştur.



Fotoğraf 3.6. Analizlerin yapıldığı ICP-OES cihazı

Elde edilen veriler SPSS paket programı yardımıyla değerlendirilmiş ve verilere varyans analizi uygulanmıştır. Varyans analizi sonucunda istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar bulunan değerlere Duncan testi uygulanarak homojen gruplar elde edilmiştir. Elde edilen veriler sadeleştirilip tablolaştırılarak yorumlanmıştır.

4. BULGULAR

4.1. Ağır Metallerin Organel Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden B'un organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.1'de verilmiştir.

Tablo 4.1.1. B Elementinin Organel Bazında Değişimi

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	11118,800 b	19011,467 b	15065,133 b
İç kabuk	-	1956,800 a	1956,800 a
Odun	4827,400 a	-	4821,400 a
F değeri	6083,171	22509,949	20,264
Hata	,000	,000	,000

B elementinin organel bazındaki değişimi varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olarak farklılaştığı ortaya çıkmıştır. Yapılan analizler sonucunda içe dönük kısımda iç kabuk, yola dönük kısımda ise odun numunelerinde B elementinin konsantrasyonu belirlenebilir limitlerin altında kalmıştır. Organallerin ortalama değerlerinin Duncan testi sonuçlarına göre iki homojen grup oluşturduğu belirlenmiştir. B elementi konsantrasyonu ortalama değerlerde dış kabuk numunesinde en yüksek değerde olduğu belirlenmiştir. Ortalama değerlerde iç kabuk ve odun numunesinde istatistiki olarak birbirinden farklı olmadığı görülmektedir. B elementi konsantrasyonu içe dönükte iç kabuk numunesinde belirlenebilir limitlerin altında kalırken yola dönük kısmında 1956,800 ppb değerinde ulaşmıştır. Ayrıca içe dönük kısmında odun numunesinde B elementi konsantrasyonu 4827,400 ppb değerinde çıkarken yola dönük kısmında belirlenebilir limitlerin altında kaldığı tespit edilmiştir.

Çalışmaya konu elementlerden Ba'nın organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde

edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.2’de verilmiştir.

Tablo 4.1.2. *Ba Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	3564,867 b	14539,066 c	9051,967 c
İç kabuk	8636,333 c	6037,466 b	7336,900 b
Odun	670,651 a	864,400 a	767,526 a
F değeri	4385,408	506,099	117,254
Hata	,000	,000	,000

Ba elementinin konsantrasyonlarının organel bazındaki değişimi incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinde %99.9 güven düzeyinde anlamlı olduğu ortaya çıkmıştır. Ba elementi konsantrasyonlarının organel bazındaki değişimlerinin ortalama değerlerinde, içe dönük ve yola bakan kısımlarında Duncan testi sonuçlarına göre üç farklı homojen grup oluşturduğu görülmektedir. En düşük Ba elementi konsantrasyonları odun numunesinde belirlenmiştir. En yüksek değerlere ise içe dönük kısımda iç kabuk numunesinde ulaşılırken, yola dönük kısımda dış kabuk numunesinde ulaşılmıştır. İçe dönük kısımdaki Ba konsantrasyonun dış kabuktaki değeri odun numunesindeki değerinin yaklaşık 5,5 katı iken iç kabuktaki değeri odundaki değerinin yaklaşık 13 katıdır. Yola dönük kısımdaki dış kabuk değeri odundaki değerinin yaklaşık 17 katı iken iç kabuktaki değeri odundaki değerinin yaklaşık 7 katıdır. Ayrıca yola dönük kısımda dış kabukta elde edilen Ba elementi konsantrasyonu içe dönük kısımdaki dış kabuk numunesinden 4 kat daha fazla değerde iken içe dönük kısımda iç kabukta elde edilen Ba konsantrasyonun yola dönük kısımdaki değerden yaklaşık 1,5 kat fazla olduğu ortaya çıkmıştır.

Cd’in organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.3’de verilmiştir.

Tablo 4.1.3. *Cd Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	116,600 b	2601,200 b	1358,900 b
İç kabuk	166,533 c	176,800 a	171,667 a
Odun	139,703 a	156,979 a	201,279 a
F değeri	1,735	9683,777	22,074
Hata	,189	,000	,000

Cd konsantrasyonunun organel bazında değişimleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre yola bakan yönündeki değerler ile ortalama değerlerinin %99.9 güven düzeyinde anlamlı olduğu, ancak Cd elementinin içe dönük kısımdan alınan örnekler arasında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı bir fark olmadığı görülmüştür. Organellerin yola bakan kısımlarındaki değerler ile ortalama değerleri arasında iki farklı homojen grup oluşurken, içe dönük olan kısımlarında anlamlı bir fark olmadığından homojen grup oluşmamıştır. Yola dönük kısmında iç kabuk ve odun numunelerinin istatistiki olarak birbirinden en az %95 güven düzeyinde anlamlı fark olmadığı belirlenmiştir. En düşük Cd konsantrasyonu yola dönük kısımda iç kabuk ve odun numunelerinde, en yüksek değer ise dış kabuk numunesinde tespit edilmiştir. İçe dönük ve yola dönük değerleri karşılaştırıldığında Cd konsantrasyonunun yola dönük kısımdaki dış kabuk numunesindeki değerinin içe dönük kısımdaki dış kabuk numunesindeki değerinden 22,3 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Buna karşın iç kabuk ve odun numuneleri arasındaki fark 1/2 oranını geçmemiştir.

Co elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.4'de verilmiştir.

Tablo 4.1.4. *Co Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	67,800 a	682,000 c	374,900 b
İç kabuk	340,667 b	194,733 b	267,700 b
Odun	-	102,585 a	102,585 a
F değeri	1315,378	167,407	15,861
Hata	,000	,000	,000

Co elementinin organel bazında değişimi incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre organellerde bulunan Co konsantrasyonun içe dönük, yola bakan ve ortalama değerlerinin %99.9 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmüştür. Yola bakan kısımdaki Co konsantrasyonu incelendiğinde Duncan testi sonuçlarına göre üç farklı homojen grup oluşturduğu gözlemlenirken ortalama değerlerde iki farklı homojen grup olduğu gözlemlenmiştir. İçe dönük olan kısımlardan alınan numunelerinde Co elementinin odundaki konsantrasyonu belirlenebilir limitlerin altında kaldığı için istatistiki olarak değerlendirmeye alınmamıştır. Yola dönük kısımdaki dış kabuk numunesinde Co elementi konsantrasyonun en yüksek değeri belirlenirken, içe dönük kısımda iç kabuk numunesinde belirlenmiştir. Sonuç olarak yola dönük kısımdaki dış kabuk numunesindeki Co konsantrasyonun içe dönük kısımdaki dış kabuk konsantrasyonundan yaklaşık 10,00 kat daha fazla olduğu ortaya çıkmıştır. Ayrıca odun numunesinde ise Co konsantrasyonu içe dönük kısımda limitlerin altında kalırken yola dönük kısımda 102,585 ppb değerinde olduğu tespit edilmiştir.

Cr elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.5’de verilmiştir.

Tablo 4.1.5. *Cr Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	458,400 a	7838,800 c	4148,600 c
İç kabuk	2092,800 b	2281,133 b	2186,967 b
Odun	652,333 a	935,584 a	793,959 a
F değeri	130,209	978,957	34,999
Hata	,000	,000	,000

Cr elementi konsantrasyonu varyans analizi sonuçlarına göre değerlendirildiğinde içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99.9 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. Cr elementinin organel bazındaki konsantrasyonları Duncan testi sonuçlarına göre içe dönük kısımda iki farklı homojen grup oluştururken yola dönük ve ortalama değerlerinde üç farklı homojen grup oluşturmuştur. Duncan testine göre içe dönük kısımdaki dış kabuk ve odun numunesi arasında anlamlı bir fark olmadığı ortaya çıkmıştır. Cr elementi konsantrasyonun en

yüksek değeri yola dönük kısımda dış kabuk numunesinde tespit edilirken, içe dönük kısımda iç kabuk numunesinde tespit edilmiştir. Tablo değerlerine göre yola dönük kısımdaki dış kabuk numunesindeki Cr konsantrasyonunun içe dönük kısımdaki dış kabuk numunesinin 17 katı olduğu belirlenmiştir.

Çalışmaya konu elementlerden Cu elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.6.'da verilmiştir.

Tablo 4.1.6. *Cu Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	147,733 a	470,533 a	309,133 a
İç kabuk	1083,000 b	939,667 b	1011,333 b
Odun	-	-	-
F değeri	81,774	5,653	30,507
Hata	,001	,076	,000

Cu elementi konsantrasyonu incelendiğinde ortalama değerlerinin %99.9 güven düzeyinde, içe bakan kısımdaki değerlerinin ise %99 güven düzeyinde anlamlı olduğu tespit edilmiştir. Yola bakan kısımdaki Cu elementi konsantrasyonlarında varyans analizi sonuçlarına göre istatistiki olarak anlamlı bir fark bulunamamıştır. Cu konsantrasyonu değerleri dış kabuk, iç kabuk ve odun numunelerinin tüm değerleri belirlenebilir limitlerin altında kaldığı için istatistiki olarak değerlendirmeye alınmamıştır. İçe dönük ve yola dönük kısımlarından alınan odun numuneleri belirlenebilir limitlerin altında kaldığı için istatistiki olarak değerlendirmeye alınmamıştır. Yola dönük kısımda iç kabuk ile dış kabuk numunesinden alınan örneklerdeki Cu konsantrasyonları arasında yaklaşık 1/2 oranında bir değer ortaya çıkarken, içe dönük kısımdaki iç kabuktaki Cu konsantrasyonu değerinin dış kabuktaki Cu konsantrasyonunun 7,3 katı olduğu ortaya çıkmıştır.

Çalışmaya konu elementlerden Li elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.7'de verilmiştir.

Tablo 4.1.7. *Li Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	-	1871,067 b	1871,067 b
İç kabuk	1077,467 b	684,067 a	880,767 a
Odun	688,881 a	740,626 a	719,458 a
F değeri	16,609	61,210	63,345
Hata	000	,000	,000

Li elementi konsantrasyonları varyans analizi sonuçlarına göre değerlendirildiğinde içe dönük, yola bakan ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99.9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar ortaya çıkmıştır. Yola dönük ve içe dönük kısmında Duncan testi sonuçlarına göre iki farklı homojen grup oluştuğu görülmektedir. Yola dönük kısımdaki Li konsantrasyonunun en yüksek değeri dış kabuk numunesinde tespit edilmiştir. İç kabuk ve odun numunesinde istatistiki olarak anlamlı bir fark bulunamamıştır. İçe dönük kısımda dış kabuk numunesindeki Li konsantrasyonu belirlenebilir limitlerin altında kalırken iç kabukta en yüksek değerinde odunda ise en düşük değerinde olduğu görülmüştür. İçe dönük kısımda iç kabuktaki Li konsantrasyonunun yola dönük kısımdaki iç kabukta bulunan Li konsantrasyonunun 1,5 katı olduğu belirlenmiştir. Ayrıca yola dönük kısımda odun numunesinde bulunan Li konsantrasyonu 740,626 ppb iken içe dönük kısımda odundaki değeri 688,881 ppb değerindedir. Yani içe dönük kısımda yola dönük kısma göre dış kabukta fazla çıkan Li konsantrasyonu, yola bakan kısımda içe dönük kısma göre odun numunesinde daha fazla çıkmıştır.

Çalışmaya konu elementlerden Ni elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.8’de verilmiştir.

Tablo 4.1.8. *Ni Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	94,733 a	1735,600 c	915,167 b
İç kabuk	1942,000 c	1196,667 b	1569,333 c
Odun	365,374 b	533,451 a	449,413 a
F değeri	137,077	722,595	50,849
Hata	,000	,000	,000

Ni elementi konsantrasyonu varyans analizi sonuçları incelendiğinde İçe dönük, Yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir. Ni elementinin organel bazındaki konsantrasyonları Duncan testi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinde üç farklı homojen grup oluşturduğu gözlemlenmiştir. Ortalama değerler baz alındığında en yüksek Ni konsantrasyonları İçe dönük kısımda iç kabuk numunelerinde, Yola dönük kısımda ise dış kabuk numunelerinde tespit edilmiştir. En düşük değerlere ise içe dönük kısımda dış kabuk, yola dönük ve ortalama değerlerinde odun kısımda elde edilmiştir. İçe dönük ve yola dönük kısımlardaki Ni konsantrasyonunun değişimi incelendiğinde yola dönük kısımda en yüksek değer dış kabuk, en düşük değer ise odunda elde edildiği görülmektedir. Öyle ki, iç kabukta elde edilen değer odunda elde edilen değer yaklaşık dört katı, dış kabukta elde edilen değer ise iç kabuktakinin yaklaşık 1,5 katıdır. İçe dönük kısımda ise tam tersi bir durum olduğu, en düşük değer dış kabukta elde edildiği hatta odundaki değer bile dış kabuktaki değerden yüksek olduğu, iç kabuktaki değer ise dış kabukta ölçülenin yirmi katından fazla olduğu tespit edilmiştir.

Çalışmaya konu elementlerden Pb elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.9'da verilmiştir.

Tablo 4.1.9. *Pb Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	-	5902,533 c	5902,533 c
İç kabuk	3341,667 b	3775,867 b	3558,767 b
Odun	980,151 a	2160,990 a	1619,772 a
F değeri	31,781	43,198	43,417
Hata	,000	,000	,000

Pb elementi konsantrasyonlarının varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. Duncan testi sonuçlarına göre organel bazında Pb elementi konsantrasyonları yola dönük kısımda üç farklı homojen grup oluştururken, içe dönük kısımda iki farklı homojen grup oluşturmuştur. İçe dönük kısımdan alınan dış

kabuk numunelerinde Pb konsantrasyonları belirlenebilir limitlerin altında kaldığından dolayı istatistiki olarak değerlendirmeye alınmamıştır. Yola dönük kısımda Pb konsantrasyonunun en yüksek değeri dış kabuk kısmında görülürken içe dönük kısımda limitlerin altında kalmıştır. En düşük Pb konsantrasyonları içe dönük ve yola dönük kısmında odun numunesinde elde edilmiştir. İçe dönük kısımdaki iç kabuktaki Pb konsantrasyonu odundaki değerinin yaklaşık 3,5 katı çıkarken, yola dönük kısımdaki iç kabuktaki değeri odundaki değerinin 1,7 katı, dış kabuktaki değeri odundaki değerinin 2,7 katı ve dış kabuktaki değeri iç kabuk değerinin 1,5 katı olarak ortaya çıkmıştır. Sonuç olarak yola dönük kısımdaki organeller arasındaki Pb konsantrasyonlarının oranı içe dönük kısımda bulunan organeller arasındaki Pb konsantrasyonundan daha düşük çıkmıştır.

Çalışmaya konu elementlerden Ca elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.10'da verilmiştir.

Tablo 4.1.10. *Ca Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	6577,73 c	4874,40 c	5726,07 c
İç kabuk	3550,00 b	4079,33 b	3814,67 b
Odun	580,23 a	379,23 a	479,73 a
F değeri	901,126	1273,903	901,106
Hata	,000	,000	,000

Ca elementi konsantrasyonunun varyans analizi sonuçları değerlendirildiğinde içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99.9 güven düzeyinde anlamlı olduğu tespit edilmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre organel bazında Ca elementi konsantrasyonları içe dönük ve yola dönük kısımda üç farklı homojen grup oluşturmuştur. En yüksek Ca konsantrasyonları yola dönük ve içe dönük kısımda dış kabuk numunelerinde elde edilirken en düşük değerleri ise odun numunelerinde elde edilmiştir. İçe dönük kısımda Ca konsantrasyonunun dış kabuktaki değeri iç kabuk değerinin 1,85 katı iken odundaki değerinin 11,33 katıdır. Yola dönük kısımdaki dış kabuktaki değeri iç kabuktaki değerinin 1.19 katı iken odundaki değerinin yaklaşık 13 katıdır. Ayrıca içe dönük kısımdaki dış kabuk ve odundaki Ca konsantrasyonunun

yola dönük kısmındaki dış kabuk ve odundaki Ca konsantrasyonunun yaklaşık 1,5 katı olduğu ortaya çıkmıştır. Yola dönük kısımdaki iç kabuktaki değeri de içe dönük kısımdaki Ca konsantrasyonundan 1,14 kat daha fazladır.

Çalışmaya konu elementlerden Ca elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.11’de verilmiştir.

Tablo 4.1.11. *K Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	3399,067	4074,933	3737,00
İç kabuk	-	-	-
Odun	-	-	-
F değeri	-	-	-
Hata	-	-	-

K elementinin sadece dış kabuktaki konsantrasyonu belirlenebilmiş, iç kabuk ve odundaki konsantrasyonları ise belirlenebilir limitlerin altında kalmıştır. Dış kabuktaki konsantrasyonu içe dönük bölümde 3399,067 ppm ve yola dönük bölümde konsantrasyonu ise 4074,933 ppm olarak belirlenmiştir.

Çalışmaya konu elementlerden Al elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.12’de verilmiştir.

Tablo 4.1.12. *Al Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	60,293 b	39,217 b	49,755 b
İç kabuk	42,181 b	190,247 c	116,214 c
Odun	18,794 a	14,427 a	16,610 a
F değeri	13,032	1657,517	57,570
Hata	000	,000	,000

Al elementinin organel bazındaki konsantrasyonlarının varyans analizine göre İçe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde

anlamli farklılıklar olduğu gör÷lmektedir. Organellerin Al konsantrasyonların Duncan testi sonuçlarına göre içe dönük kısmında iki farklı, yola dönük kısmında ise üç farklı homojen grup oluşturduğu belirlenmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre de içe dönük ve yola dönük kısımlarda en düşük değerlerin odun numunesinde olduğu, en yüksek değerlerin ise yola dönük kısımda iç kabukta olduğu gör÷lmüştür. G yönünde dış kabuk ve iç kabuk numunesinde istatistiki olarak birbirinden farklı olmadığı gör÷lmektedir. İçe dönük kısımdaki Al konsantrasyonları incelendiğinde en yüksek değerinin dış kabuk numunesinde olduğu tespit edilmiştir. Sonuç olarak içe dönük kısmında elde edilen Al konsantrasyonlarında dış kabuktaki değerinin odundaki değerinin 3,2 katı olduğu tespit edilirken, yola dönük kısımdaki dış kabuktaki değerinin odundaki değerinin 2,7 katı olduğu ve iç kabuktaki değerinin ise odundaki değerinin 13,8 katı oldu tespit edilmiştir. Yola dönük kısımdaki iç kabukta bulunan Al konsantrasyonu içe dönük kısmında iç kabuktaki değerinin 4,5 katı olarak belirlenmiştir. Fakat içe dönük kısımdaki Al konsantrasyonları yola dönük kısımdaki dış kabuktan 1,5 kat ve odundan da 1,3 kat daha fazla çıkmıştır.

Çalışmaya konu elementlerden Fe elementinin organel bazında yöne bağılı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.13’de verilmiştir.

Tablo 4.1.13. Fe Elementinin Organel Bazında Değişimi

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	80,145 b	154,874 c	117,509 c
İç kabuk	62,821 b	28,546 b	45,683 b
Odun	21,792 a	18,683 a	20,238 a
F değeri	30,369	536,095	110,324
Hata	,000	,000	,000

Fe elementinin organel bazındaki değişimine varyans analizi sonuçlarına göre baktığımızda içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu gör÷lmektedir. Organellerin Fe konsantrasyonların Duncan testi sonuçlarına göre içe dönükte iki farklı, yola dönükte üç farklı homojen grup oluşturduğu belirlenmiştir. İçe dönük kısımda dış kabuk ve iç kabuk numunelerinde Fe element konsantrasyonları arasında istatistiki olarak anlamlı bir

fark ortaya çıkmamıştır. İçe dönük kısımda en düşük değer odunda, en yüksek değer ise dış kabukta elde edilmiştir. Yola dönük kısımda ise en yüksek değere dış kabukta, en düşük değerde odunda belirlenmiştir. Yola dönük kısımdaki Fe element konsantrasyonları değerlendirildiğinde dış kabuktaki değerinin odundaki değerinin 8,2 katı olduğu, içe dönük kısımda ise dış kabuktaki değerinin odundaki değerinin 3,6 katı olduğu ortaya çıkmıştır. Öyle ki yola dönük kısımdaki dış kabuktaki Fe konsantrasyonu içe dönükteki dış kabukta ki değerinin yaklaşık 2 katı çıkarken, içe dönük kısımda iç kabuktaki değeri yola dönükteki iç kabuktaki değerinin 2,2 katı ve içe dönükte ki odun değerinin yola dönükteki odun değerinin 1,16 katı olduğu tespit edilmiştir.

Çalışmaya konu elementlerden Mg elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.14’de verilmiştir.

Tablo 4.1.14. Mg Elementinin Organel Bazında Değişimi

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	49,360 a	89,235 b	69,298 b
İç kabuk	197,302 b	190,284 c	193,793 c
Odun	49,485 a	35,444 a	42,465 a
F değeri	38,938	89,186	99,810
Hata	,000	,000	,000

Mg elementinin organel bazındaki değişimi varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerin de istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir. Organellerin Mg konsantrasyonlarının Duncan testi sonuçlarına göre içe dönükte iki farklı, yola dönükte üç farklı homojen grup oluşturduğu görülmüştür. İçe dönük kısımda Mg konsantrasyonunun da dış kabukta ve odunda istatistiki olarak anlamlı bir fark ortaya çıkmamıştır. Mg konsantrasyonunun içe dönük ve yola dönük kısımda en yüksek değeri iç kabukta, en düşük değerleri ise odunda ortaya çıkmıştır. İçe dönük kısımda dış kabuktaki Mg konsantrasyonunun odunla arasında çok fazla fark bulunmazken iç kabuktaki Mg konsantrasyonu değeri odundaki değerinin yaklaşık 4 katıdır. Yola dönük kısımda ise dış kabuktaki değeri odundaki değerinin 2,5 katı iken iç kabuktaki

değeri odundakinin yaklaşık 5,5 katıdır. Ayrıca yola dönük kısımdaki dış kabuktaki değeri 89,235 ppm iken içe dönükteki dış kabuktaki değeri 49,360 ppm olarak belirlenmiştir. Fakat yola dönük kısımdaki iç kabuktaki Mg konsantrasyonu 190,284 ppm iken içe dönük kısımdaki iç kabuktaki değeri 197,302 ppm yani yola dönük değerinden 7,018 pmm daha fazladır.

Çalışmaya konu elementlerden Mn elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.15’de verilmiştir.

Tablo 4.1.15. Mn Elementinin Organel Bazında Değişimi

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	39,706 c	97,338 c	68,522 c
İç kabuk	14,799 b	17,651 b	16,225 b
Odun	1,446 a	1,200 a	1,323 a
F değeri	1701,773	7719,890	218,580
Hata	,000	,000	,000

Mn elementinin organel bazındaki değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu tespit edilmiştir. Organellerin Mn konsantrasyonlarının Duncan testi sonuçlarına göre içe dönük ve yola dönük kısımlarında üç farklı homojen grup oluşturduğu belirlenmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre de en düşük değerlerin odun numunesinde olduğu, en yüksek değerlerin ise dış kabuk numunesinde olduğu görülmüştür. Mn konsantrasyonunun içe dönük kısmında dış kabuktaki değerinin iç kabuktaki değerinin yaklaşık 2 katı iken odundaki değerinin 27,5 katı ve iç kabuktaki değeri de odundaki değerinin 10,23 katıdır. Yola dönük kısımda iç kabuktaki değeri odundakinin 14,70 katı iken dış kabuktaki değeri odundaki değerinin 81,11 katıdır. Yola dönük kısmında Mn konsantrasyonu dış kabuktaki değeri içe dönük kısımdaki dış kabuk değerinin yaklaşık 2,5 katıdır.

Çalışmaya konu elementlerden Zn elementinin organel bazında yöne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi

sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.1.16'da verilmiştir.

Tablo 4.1.16. *Zn Elementinin Organel Bazında Değişimi*

Organel	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
Dış kabuk	10,442 b	25,717 c	18,079 c
İç kabuk	9,570 b	8,429 b	9,000 b
Odun	3,446 a	5,037 a	4,242 a
F değeri	56,325	133,461	73,966
Hata	,000	,000	,000

Zn elementinin organel bazındaki değişimi değerlendirildiğinde varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir. Organellerin Zn konsantrasyonların Duncan testi sonuçlarına göre içe dönükte iki farklı, yola dönükte üç farklı homojen grup oluşturduğu görülmüştür. Duncan testi sonuçlarına göre de en düşük değerlerin odun numunelerinde olduğu en yüksek değerlerin ise yola dönükte ve iç kabukta dış kabukta olduğu ortaya çıkmıştır. İçe dönük kısımda dış kabuk ve iç kabuk arasında istatistiki olarak anlamlı bir fark ortaya çıkmamıştır. İçe dönük kısmında Zn konsantrasyonu değerlendirildiğinde iç kabuktaki değeri odundakinin 2,7 katı iken dış kabuktaki değeri ise 3,03 katıdır. Yola dönük kısmını ele aldığımız zaman dış kabuktaki değeri iç kabuktaki değerinin 3,05 katı, odundaki değerinin ise 5,10 katıdır. Yola dönük kısımdaki dış kabuktaki Zn konsantrasyonu içe dönük kısımdaki dış kabukta ki değerinin yaklaşık 2,5 katıdır. Ancak içe dönük kısımdaki iç kabuktaki Zn konsantrasyonu 9,570 ppm değerinde olduğu ve yola dönük kısımda iç kabuktaki değerinin ise 8,429 ppm olduğu belirlenmiştir. Odun numunesindeki değerlerini karşılaştırdığımızda yola dönük kısımdaki odundaki değeri içe dönük kısımdaki odundaki değerinin yaklaşık 1,5 katı olarak tespit edilmiştir.

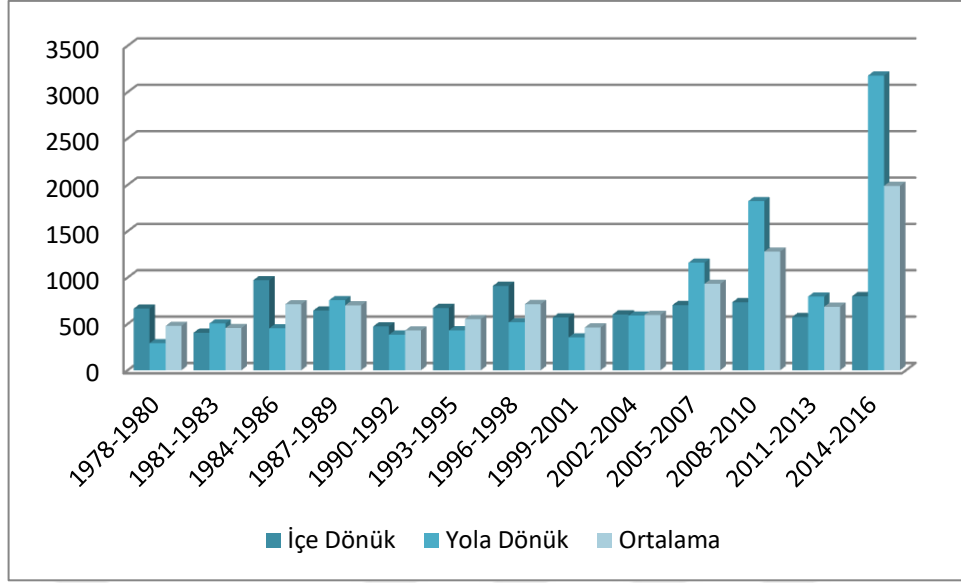
4.2. Ağır Metallerin Yıl Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Ba elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.1’de verilmiştir.

Tablo 4.2.1. Ba Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	664,467 f	292,267 a	478,367 a
1981-1983	404,333 a	504,800 f	454,567 a
1984-1986	971,333 k	452,933 e	712,133 a
1987-1989	644,533 e	755,533 h	700,033 a
1990-1992	472,733 b	384,000 c	428,367 a
1993-1995	671,533 f	430,333 d	550,933 a
1996-1998	909,667 j	516,333 f	713,000 a
1999-2001	568,867 c	354,533 b	461,700 a
2002-2004	601,600 d	590,733 g	596,167 a
2005-2007	702,867 g	1159,200 j	931,033 ab
2008-2010	733,467 h	1823,600 k	1278,533 b
2011-2013	574,733 c	794,467 i	684,600 a
2014-2016	798,333 i	3178,467 l	1988,400 c
F değeri	579,172	10959,874	6,275
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.1 değerlerine göre oluşturulan grafik 1. de Ba konsantrasyonun yıllara göre değişimi incelendiğinde 2004 yılına kadar yatay bir seyir izlerken bu tarihten sonra artmaya başladığı 2005-2007 yıllarında ortalama 931 ppb, 2008-2010 yıllarında 1278 ppb ve 2014-2016 yıllarında 1988 ppb ye kadar yükselmiştir. Genel olarak değerlendirildiğinde içe dönük bölümde Ba konsantrasyonun genel olarak değişmediği gözlemlenirken yola dönük bölümde son yıllarda önemli düzeyde arttığı ve 2008-2010 yılları arasında 1823 ppb, 2014-2016 yılları arasında ise 3178 ppb düzeyine kadar çıktığı belirlenmiştir.



Grafik 4.2.1. Ba Elementinin Yıl Bazında Değişimi

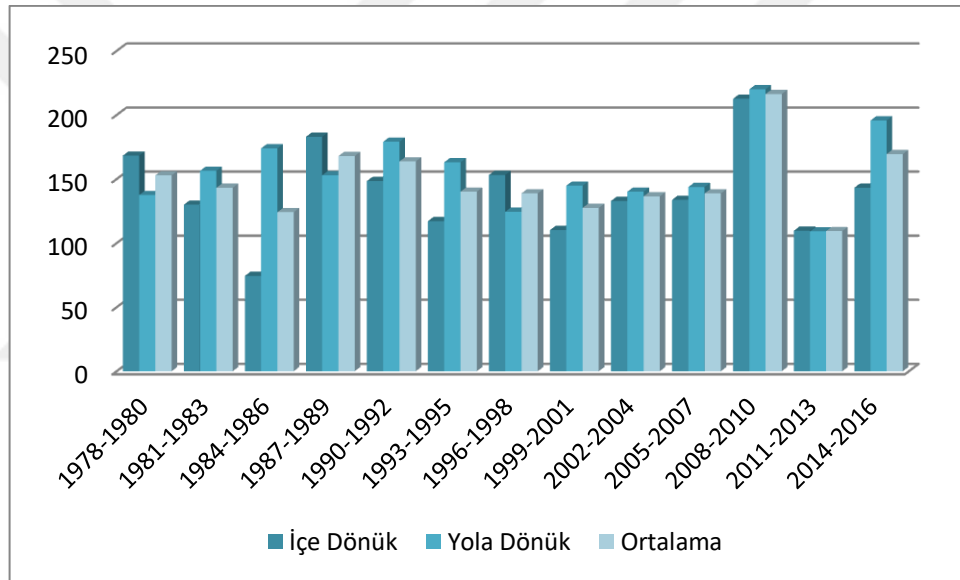
Çalışmaya konu elementlerden Cd elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.2’de verilmiştir.

Tablo 4.2.2. Cd Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	168,200 g	137,467 bc	152,833 bcde
1981-1983	129,933 d	156,400 cde	143,167 bcde
1984-1986	74,333 a	173,933 ef	124,133 ab
1987-1989	182,867 h	152,913 de	167,900 de
1990-1992	148,400 ef	179,067 fg	163,733 cde
1993-1995	117,133 c	163,067 def	140,100 bcd
1996-1998	153,133 f	124,467 ab	138,800 bcd
1999-2001	110,133 b	144,800 bcd	127,467 ab
2002-2004	132,867 d	140,067 bc	136,467 abc
2005-2007	133,733 d	143,733 bc	138,733 bcd
2008-2010	212,600 i	220,000 h	216,300 f
2011-2013	109,600 b	109,133 a	109,367 a
2014-2016	143,200 e	195,667 g	169,433 e
F değeri	245,606	81,452	8,801
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.2 değerlerine göre oluşturulan grafik 4.2.2.’de Cd konsantrasyonun yıllara göre değişimi incelendiğinde tüm değerler grafiğin alt sınırına çok yakın değerlerde olduğu için en üst sınırı 250 ppb ye sabitlenerek grafik oluşturulmuştur. Cd

konsantrasyonun yola dönük kısmında 1978-1980 yıllarından 1987-1989 yıllarına kadar artarken içe dönük kısımda azalma göstermiştir. 1987-1989 yıllarında içe dönük kısımda Cd konsantrasyonu 182,867 ppb'ye kadar yükselmiş, yola dönük kısımda ise 152,913 ppb'ye kadar düşmüştür. Bu yıllardan sonra yola dönük ve içe dönük kısımdaki Ca konsantrasyonu 2005-2007 yılına kadar içe dönükte 133,733 ppb'ye, yola dönükte 143,733 ppb' ye kadar düşerken, 2008-2010 yılları arasında yola dönük kısımda 220,000 ppb'ye içe dönük kısımda ise 212,600 ppb' ye kadar yükselmiştir. 2001-2013 yıllarında yaklaşık 100,00 ppb birden düşen Cd konsantrasyonun sonraki yıllarda yani 2014-2016 yıllarında tekrar 200,00 ppb'ye yaklaşmıştır.



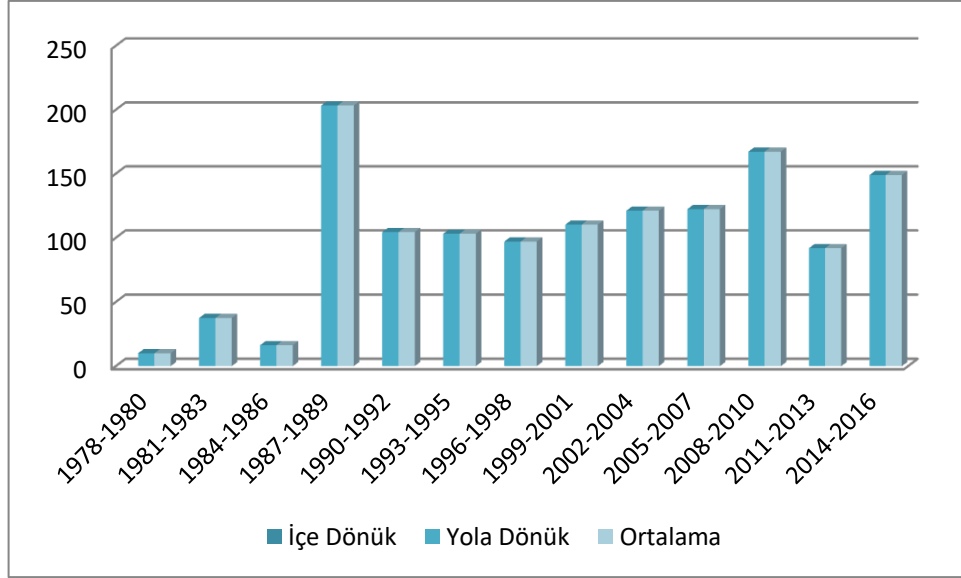
Grafik 4.2.2. Cd Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Co elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.3'te verilmiştir.

Tablo 4.2.3. Co Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	-	10,07 a	10,07 a
1981-1983	-	37,53 b	37,53 b
1984-1986	-	16,33 a	16,33 a
1987-1989	-	203,33 g	203,33 g
1990-1992	-	104,47 cd	104,47 cd
1993-1995	-	103,13 cd	103,13 cd
1996-1998	-	97,07 c	97,07 c
1999-2001	-	110,20 cd	110,20 cd
2002-2004	-	121,07 d	121,07 d
2005-2007	-	122,27 d	122,27 d
2008-2010	-	167,20 f	167,20 f
2011-2013	-	91,93 c	91,93 c
2014-2016	-	149,00 e	149,00 e
F değeri	-	84,188	84,188
Hata	-	,000	,000

Tablo 4.2.3 değerlerine göre yıl bazındaki Co konsantrasyonu değerlendirildiğinde varyans analizi sonuçlarına göre yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99.9 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir. Tablo 4.2.3 değerlerine göre oluşturulan grafik 4.2.3.'te Co konsantrasyonun yıllara göre değişimi incelendiğinde içe dönükten alınan tüm yıllardaki değerler belirlenebilir limitlerin altında kaldığı için istatistiki olarak değerlendirmeye alınmamıştır. 1978-1986 yılları arasında 50 ppb nin altında bulunan Co konsantrasyonu 1987-1989 yıllarında 200,00 ppb'ye kadar yükselmiş, 1990-1992 yılından itibaren de 100,00 ppb değerlerine kadar düşen Co konsantrasyonu, 2008-2010 ve 2014-2016 yıllarında tekrar 150,00 ppb değerlerine kadar artmıştır.



Grafik 4.2.3. Co Elementinin Yıl Bazında Değişimi

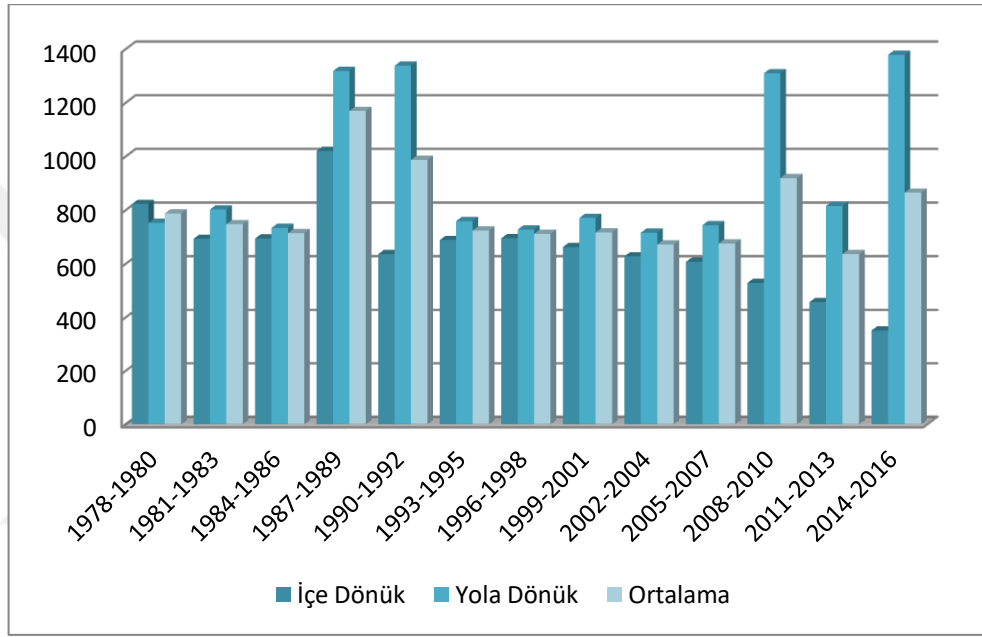
Çalışmaya konu elementlerden Cr elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.4'te verilmiştir.

Tablo 4.2.4. Cr Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	822,600 g	752,000 abc	787,300 ab
1981-1983	692,733 f	802,000 bc	747,367 ab
1984-1986	694,000 f	733,200 ab	713,600 ab
1987-1989	1020,400 h	1318,133 d	1169,267 c
1990-1992	635,600 de	1337,733 d	986,667 bc
1993-1995	688,133 f	758,867 abc	723,500 ab
1996-1998	695,000 f	727,400 a	711,200 ab
1999-2001	662,067 ef	770,667 abc	716,367 ab
2002-2004	627,333 de	715,533 a	671,433 ab
2005-2007	606,867 d	743,600 abc	675,233 ab
2008-2010	528,600 c	1309,667 d	919,133 abc
2011-2013	456,400 b	815,133 c	635,767 a
2014-2016	350,600 a	1378,667 d	864,633 ab
F değeri	152,304	154,996	2,445
Hata	,000	,000	,011

Tablo 4.2.4 değerlerine göre yıl bazındaki Cr konsantrasyonu incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük ve yola dönükte istatistiki olarak %99.9, ortalama değerlerinde %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu gözlemlenmiştir.

Tablo 4.2.4'e göre oluşturulan grafik 4.2.4. Cr elementinin yıl bazında değişim konsantrasyonları değerlendirildiğinde, genel olarak son 39 yılda 600,00-700,00 ppb değerinde olan Cr konsantrasyonun yola dönükte 1987-1992, 2008-2010 ve 2014-2016 yıllarında 1300,00 ppb değerlerine kadar çıktığı gözlemlenmiştir. Fakat yola dönük kısmında Cr konsantrasyonu artarken içe dönük kısımda 1990-1992 (635,600 ppb de), 2008-2010 (528,600 ppb de) ve 2014-2016 (350,600 ppb de) yıllarında azalma göstermiş en düşük ppb değerlerine kadar düşmüştür.



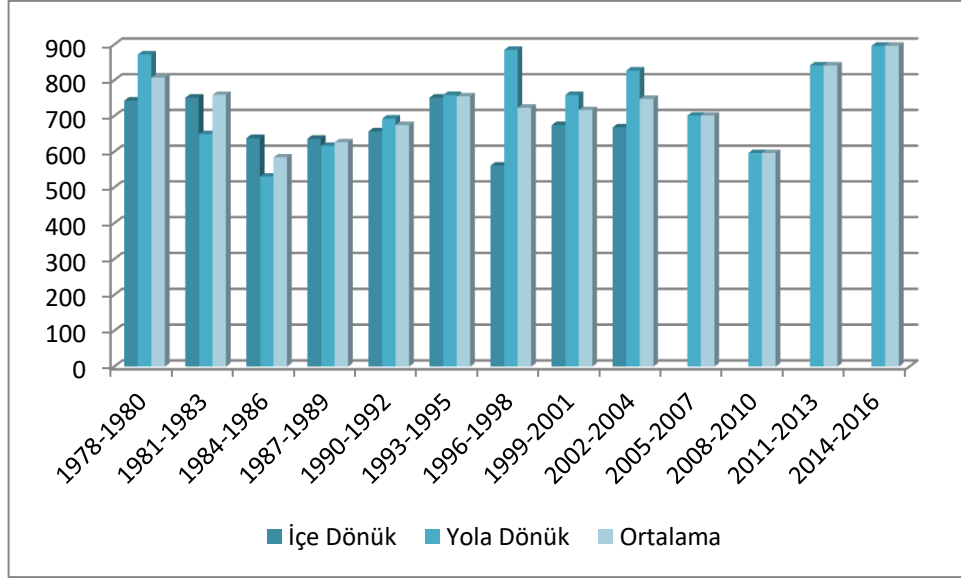
Grafik 4.2.4. Cr Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Li elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.5'te verilmiştir.

Tablo 4.2.5. *Li Elementinin Yıl Bazında Değişimi*

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	743,333	872,333	807,833
1981-1983	751,467	649,333	759,100
1984-1986	638,333	530,400	584,367
1987-1989	636,533	616,667	626,600
1990-1992	657,133	692,733	674,933
1993-1995	751,467	758,733	755,100
1996-1998	561,333	885,200	723,267
1999-2001	674,533	759,000	716,767
2002-2004	668,400	827,467	747,933
2005-2007	-	701,267	701,267
2008-2010	-	596,467	596,467
2011-2013	-	841,733	841,733
2014-2016	-	896,800	896,800
F değeri	1,243	1,955	1,524
Hata	,331	,074	,145

Tablo 4.2.5 değerlendirildiğinde Li konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde anlamlı farklılıklar ortaya çıkmamıştır. İçe dönükteki Li konsantrasyonları 2005 yılından sonra belirlenebilir limitlerin altında kalırken yola dönük kısımda artış göstermiştir. Tablo 4.2.5' e göre oluşturulan grafik 4.2.5.'de Li konsantrasyonları grafiksel olarak gösterilmiştir. Grafik 2.5.1'e göre Li konsantrasyonu 1978-1980 yıllarında yola dönük kısımda 872,333 ppb'ye, içe dönükte 743,333 ppb'ye ve ortalama değerlerde 807,833 ppb' ye yükselirken 1984-1986 yılların da yola dönükte 530,400 ppb'ye, içe dönükte 638,333 ppb'ye ve ortalama değerinde 584,367 ppb'ye kadar düşmüştür. 1996-1998 yıllarına kadar doğrusal yönde artan Li konsantrasyonu içe dönük kısmında 1996-1998 yıllarında 561,333 ppb'ye kadar düşmüştür. Bu yıllardan sonra da 2008-2010 yıllarına kadar 700,00 ppb'ler de iken 2008-2010 yıllarında 596,467 ppb'ye kadar düşmüştür. 2014-2016 yılında tekrar 896,800 ppb' ye yükselmiştir.



Grafik 4.2.5. Li Elementinin Yıl Bazında Değişimi

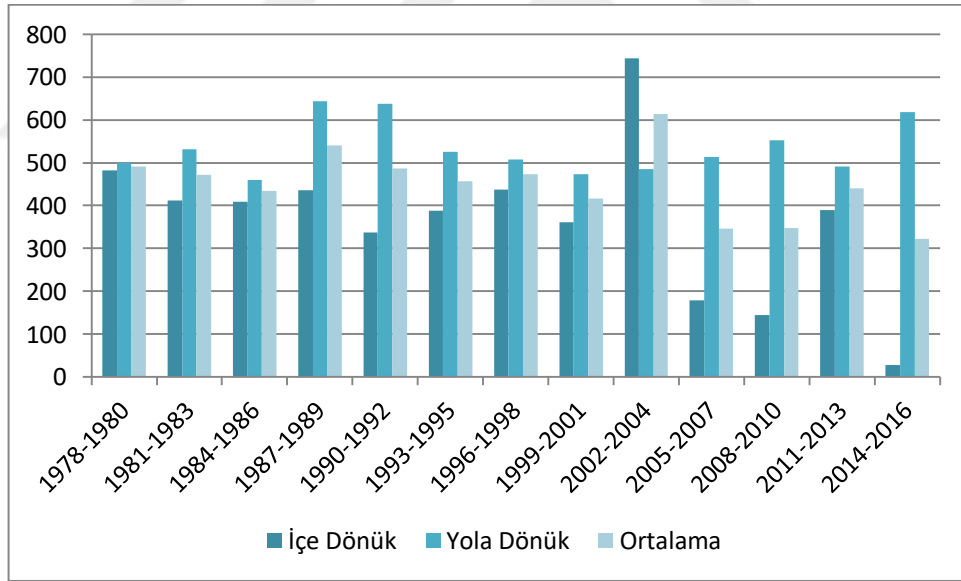
Çalışmaya konu elementlerden Ni elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.6.'da verilmiştir.

Tablo 4.2.6. Ni Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	481,467 h	499,733 cde	490,600
1981-1983	412,400 fg	532,000 fg	472,200
1984-1986	409,600 fg	459,333 a	434,467
1987-1989	436,400 g	643,533 i	539,967
1990-1992	337,800 d	636,867 hi	487,333
1993-1995	388,600 ef	525,000 ef	456,800
1996-1998	436,933 g	508,067 cdef	472,500
1999-2001	360,933 de	472,533 ab	416,733
2002-2004	743,867 i	484,400 abc	614,133
2005-2007	179,267 c	513,200 def	346,233
2008-2010	144,533 b	552,200 g	348,367
2011-2013	389,933 ef	490,600 bcd	440,267
2014-2016	28,133 a	617,400 h	322,767
F değeri	279,359	54,154	1,879
Hata	,000	,000	,054

Tablo 4.2.6 değerlerine göre Ni elementi konsantrasyonunun yıl bazında değişiminin varyans analizi sonuçlarına göre yola dönük ve içe dönük değerlerinin istatistikî olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu fakat ortalama değerlerinde

belirlenebilir bir fark olmadığı ortaya çıkmıştır. Tablo 4.2.6 değerlerine göre oluşturulan grafik 4.2.6.' ya göre Ni konsantrasyonu incelendiğinde genel olarak içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinde 500,00 ppb'nin altında olan Ni elementi konsantrasyonu içe dönükte 2002-2004 yıllarında (en yüksek değerine) 743,867 ppb' ye kadar artmıştır. Bu yıllardan sonra içe dönükte büyük ölçüde azalan değerler 2014-2016 yıllarında (en düşük değerine) 322,767 ppb'ye kadar düşmüştür. Yola dönük Ni elementi konsantrasyonlarının da 1987-1989 yıllarında 643,533 ppb'ye, 1990-1992 yıllarında 636,867 ppb'ye ve 2014-2016 yıllarında ise 617,400 ppb'ye yükseldiği gözlemlenmiştir. Ortalama değerleri ise 2014-2016 yıllarında (en düşük değere) 322,767 ppb' ye kadar düşmüştür. Genel olarak değerlendirildiğinde yola dönük kısımda Ni konsantrasyonunun yatay bir seyir izlediği hatta 2000'li yıllardan sonra hafif de olsa artış seyrine girdiği gözlemlenirken içe dönük kısımda özellikle 2002-2004 yıllarından sonra azaldığı ve 2005 yılından sonraki ortalamasının diğer yılların çok altında kaldığı görülmektedir.



Grafik 4.2.6. Ni Elementinin Yıl Bazında Değişimi

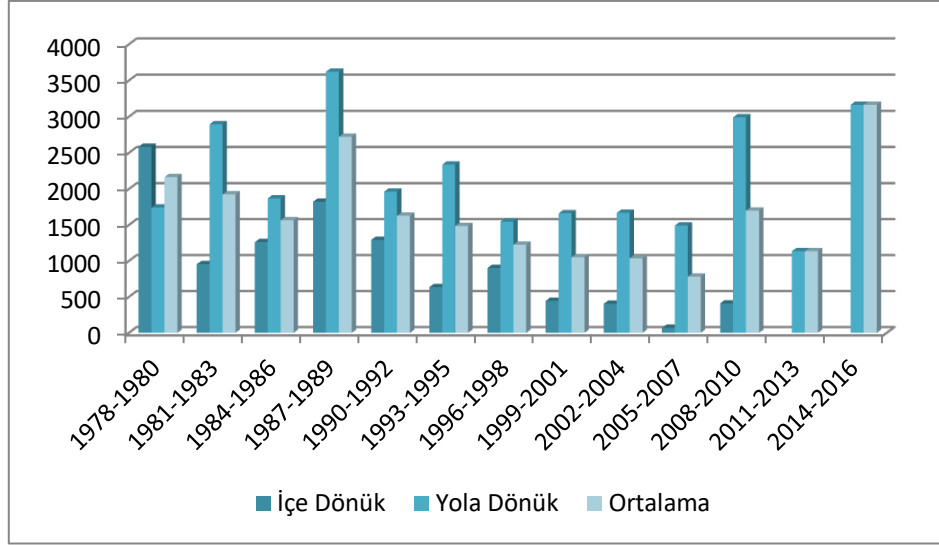
Çalışmaya konu elementlerden Pb elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.7'de verilmiştir.

Tablo 4.2.7. *Pb Elementinin Yıl Bazında Değişimi*

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	2584,067 g	1743,867 de	2163,967 bcd
1981-1983	954,267 d	2896,000 h	1925,133 bc
1984-1986	1261,000 e	1870,467 ef	1565,733 ab
1987-1989	1823,133 f	3620,733 j	2721,933 cd
1990-1992	1292,867 e	1963,733 f	1628,300 ab
1993-1995	635,200 c	2338,133 g	1486,667 ab
1996-1998	902,400 d	1547,133 bc	1224,767 ab
1999-2001	445,067 bc	1661,333 cd	1053,200 bc
2002-2004	404,267 b	1668,067 cd	1036,167 bc
2005-2007	70,200 a	1493,333 b	781,767 a
2008-2010	409,200 b	2990,933 h	1700,067 abc
2011-2013	-	1134,733 a	1134,733 ab
2014-2016	-	3164,400 i	3164,400 c
F değeri	110,512	209,637	3,661
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.7. değerlendirildiğinde Pb konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde içe dönükte, yola dönükte ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu gözlemlenmiştir. İçe dönükteki Pb konsantrasyonları 2010 yılından sonra belirlenebilir limitlerin altında kaldığı için istatistiki olarak değerlendirmeye alınmamıştır ve yola dönük kısmında bu yıllardan sonraki Pb değeri en düşük ve en yüksek değerine ulaşmıştır.

1978-1980 yılları arasında içe dönük kısımdaki Pb değeri 2584,067 ppb değerinde iken yola dönük kısımda 1743,867 ppb değerindedir. Fakat sonraki yıllarda yani 1981-1983 yılları arasında içe dönük kısımdaki Pb konsantrasyonu 954,267 ppb'ye kadar düşerken yola dönük kısımdaki değeri 2896,000 ppb'ye kadar yükselmiştir. 1987-1989 yılları arasında yola dönük kısımda Pb konsantrasyonu 1700,00 ppb'lere kadar düşerken içe dönük kısımda 1200,00 ppb'lere kadar yükselmiştir. 1987-1989 yılları arasında yola dönük kısımda (en yüksek değerine) 3620,733 ppb'ye ulaşmış ve 2011-2013 yıllarına kadar 1500,00- 2000,00 ppb'ler de devam etmiştir. İçe dönük kısımda ise da tekrar 1823,133 ppb'ye yükselmiş ve 2008-2010 yılına kadar doğrusal bir şekilde azalarak devam etmiştir. 2005-2007 yıllarında ise içe dönük kısımda (en düşük değerine) 70,20 ppb 'ye kadar düşmüştür. 2011-2013 yıllarında azalan Pb konsantrasyonu 2014-2016 yıllarında yola dönük kısmında 3164,400 ppb'ye kadar yükselmiştir.



Grafik 4.2.7. Pb Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Ca elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.8.'de verilmiştir.

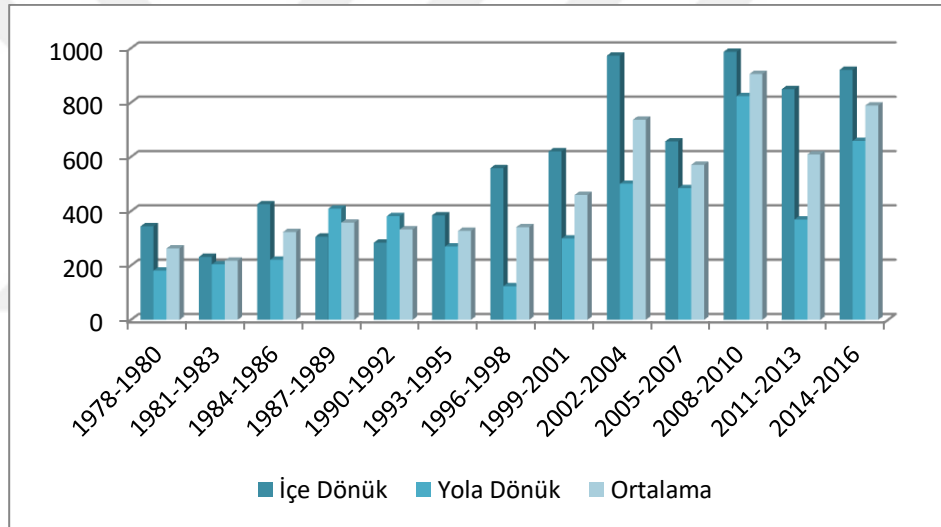
Tablo 4.2.8. Ca Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	344,400 d	181,60 b	263,000 ab
1981-1983	231,800 a	204,20 c	218,000 a
1984-1986	425,800 f	221,53 d	323,667 ab
1987-1989	306,600 c	409,67 i	358,133 ab
1990-1992	283,933 b	381,73 h	332,833 ab
1993-1995	384,733 d	270,20 e	327,467 ab
1996-1998	558,600 g	124,07 a	341,333 ab
1999-2001	620,133 h	299,47 f	459,800 bc
2002-2004	973,200 l	501,20 k	737,200 def
2005-2007	657,133 i	484,60 j	570,867 cd
2008-2010	986,933 m	823,53 m	905,233 f
2011-2013	849,133 j	369,60 g	609,367 cde
2014-2016	920,533 k	658,53 l	789,533 ef
F değeri	4227,456	3615,232	13,075
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.8. değerlendirildiğinde Ca konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde içe dönükte, yola dönükte ve

ortalama değerlerinde istatistikî olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu ortaya çıkmıştır.

Grafik 4.2.8.'e göre 2002-2004 yıllarına kadar içe dönükte 973,200 ppm'e, ortalama değerlerinde 737,200 ppm'e kadar doğrusal yönde artış gösteren Ca konsantrasyonu 2005-2007 yıllarında içe dönükte 657,133 ppm'e kadar ve ortalama değerinde 570,867 ppm'e kadar düşmüştür. Fakat 2008-2010 yıllarında tekrar içe dönük 986,933 ppm'e kadar yükselmiş, 2011-2016 yılları arasında da 800,00 ppm'nin altına düşmemiştir. Yola dönük Ca konsantrasyonu da 2008-2018 yıllarına kadar doğrusal yönde artmış, 823,53 ppm' ye kadar yükselmiştir ve 2011-2013 yıllarında 369,60 ppm'e kadar düşmüş, 2014-2016 yıllarında da tekrar 658,53 ppm'e kadar yükselmiştir.



Grafik 4.2.8. Ca Elementinin Yıl Bazında Değişimi

4.3. K Elementinin Yıl Bazında Değişimi

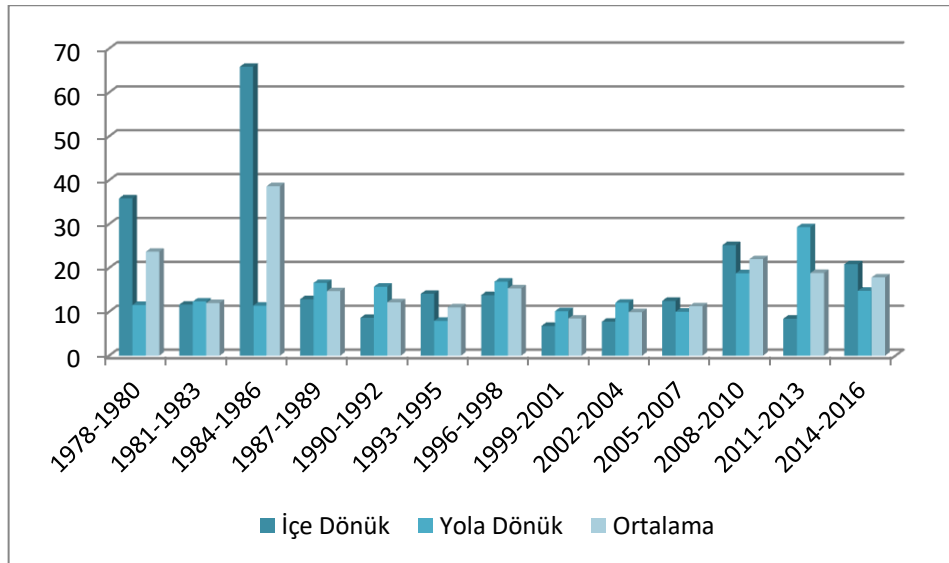
K elementinin sadece dış kabukta konsantrasyonun belirlenebilir limitlerde olduğu onu dışında odun kısmında ki konsantrasyonun belirlenebilir limitlerin altında kaldığı tespit edilmiştir.

Çalışmaya konu elementlerden Al elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.9.'da gösterilmiştir.

Tablo 4.2.9. Al Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	35,873 h	11,553 cd	23,7133 c
1981-1983	11,646 c	12,350 e	11,998 abc
1984-1986	65,858 i	11,399 c	38,628 d
1987-1989	12,868 d	16,570 h	14,719 abc
1990-1992	8,622 b	15,724 g	12,173 abc
1993-1995	14,099 e	7,943 a	11,021 abc
1996-1998	13,798 e	16,869 h	15,333 abc
1999-2001	6,803 a	10,149 b	8,476 a
2002-2004	7,764 b	12,092 de	9,928 ab
2005-2007	12,496 cd	10,014 b	11,255 abc
2008-2010	25,214 g	18,801 i	22,008 bc
2011-2013	8,427 b	29,283 j	18,855 abc
2014-2016	20,856 f	14,801 f	17,828 abc
F değeri	2927,039	682,127	4,040
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.9. değerlendirildiğinde Al konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde içe dönükte, yola dönükte ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir. Tablo 4.2.9.'a göre oluşturulan Grafik 4.2.9.'e göre Al konsantrasyonu içe dönükte 1978-1980 yılları arasında 35,873 ppm'e, 1984-1986 yılları arasında da 65,858 ppm'e kadar yükselmiştir. Fakat bu yıllardan sonra 2016 yılına kadar 26,00 ppm'nin üzerine çıkmamıştır. Yola dönük Ca değerleri de genel olarak 20,00 ppm'in altında iken 2011-2013 yıllarında 29,283 ppm'e kadar çıkmıştır.



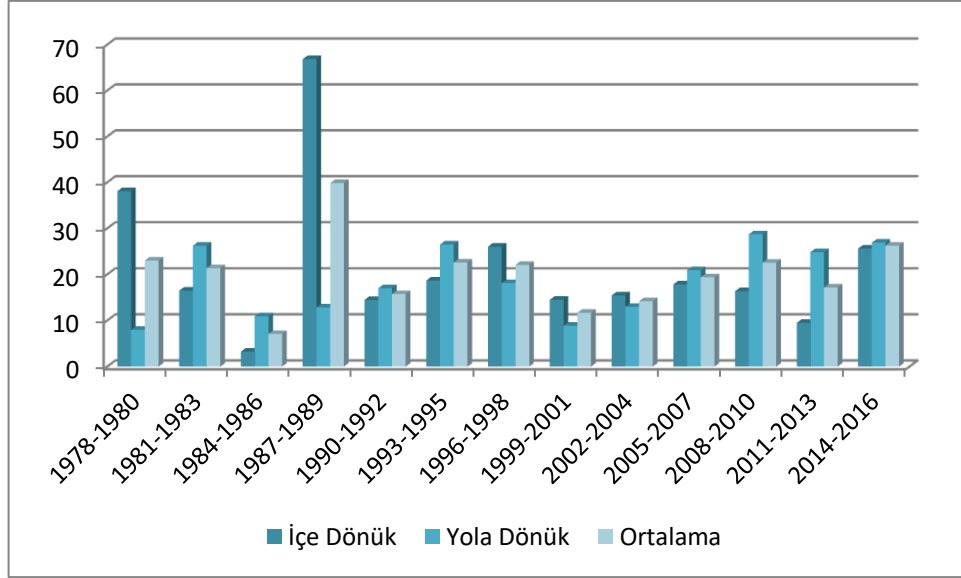
Grafik 4.2.9. Al Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Fe elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.10.'de verilmiştir.

Tablo 4.2.10. Fe Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	38,085 h	7,983 a	23,034 bc
1981-1983	16,497 de	26,252 i	21,375 bc
1984-1986	3,267 a	10,909 c	7,088 a
1987-1989	66,867 i	12,854 d	39,861 d
1990-1992	14,479 c	17,005 e	15,742 abc
1993-1995	18,704 f	26,495 i	22,599 bc
1996-1998	26,046 g	18,139 f	22,092 bc
1999-2001	14,514 c	8,871 b	11,692 ab
2002-2004	15,449 cd	12,979 d	14,214 abc
2005-2007	17,860 ef	20,924 g	19,392 abc
2008-2010	16,397 cde	28,722 k	22,560 bc
2011-2013	9,507 b	24,844 h	17,176 abc
2014-2016	25,625 g	26,907 j	26,266 c
F değeri	647,077	2186,284	3,595
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.10. değerlendirildiğinde Fe konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde içe dönükte, yola dönükte ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir. Tablo 4.2.10.'e göre oluşturulan Grafik 4.2.10.'e göre Fe konsantrasyonu içe dönükte 1978-1980 yılları arasında 38,085 ppm'e, 1987-1989 yılları arasında da 66,867 ppm'e kadar yükselmiş, 1984-1886 yılları arasında da (en düşük değerine) 3,267 ppm'e kadar düşmüştür. Sonraki yıllarda da 27,00 ppm'nin üzerine çıkmamıştır. Yola dönük Ca değerleri 1981-1983 yılına kadar artarken, 1984-1986 yıllarında 10,909 ppm'e kadar azalmıştır. 1993-1995 yıllarına kadar tekrar artış göstermiş fakat 1999-2001 yıllarına doğru 10,00 ppm'lere kadar tekrar düşmüştür. 2014-2016 yıllarına kadar da doğrusal olarak 30,00 ppm'in altında olarak artmaya devam etmiştir.



Grafik 4.2.10. Fe Elementinin Yıl Bazında Değişimi

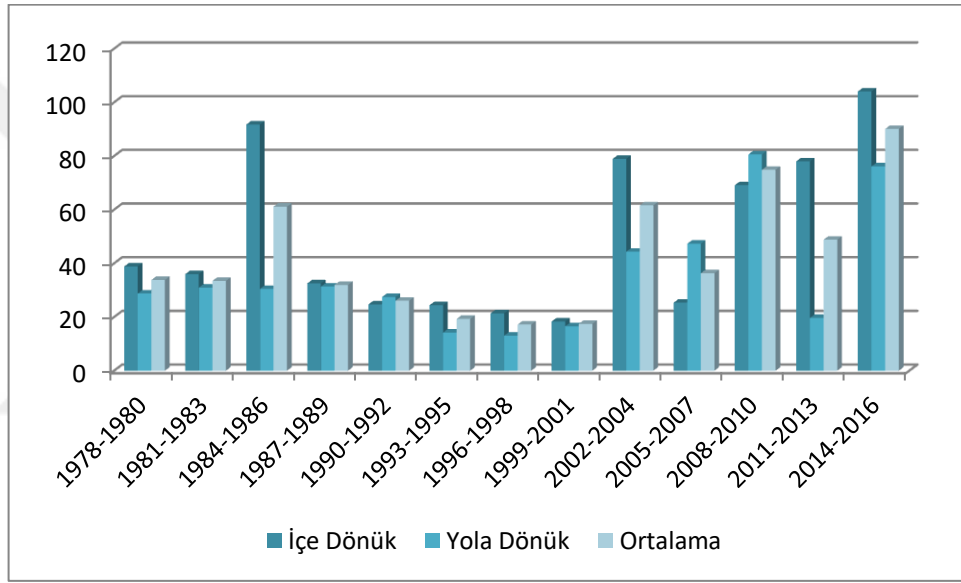
Çalışmaya konu elementlerden Mg elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.11.'de verilmiştir.

Tablo 4.2.11. Mg Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	38,837 f	28,761 f	33,799 ab
1981-1983	35,979 e	30,956 gh	33,468 ab
1984-1986	91,733 j	30,463 g	61,098 cd
1987-1989	32,542 d	31,357 h	31,949 ab
1990-1992	24,701 c	27,450 e	26,076 a
1993-1995	24,384 c	14,213 b	19,299 a
1996-1998	21,374 b	13,059 a	17,216 a
1999-2001	18,337 a	16,533 c	17,435 a
2002-2004	78,923 i	44,317 i	61,620 cd
2005-2007	25,344 c	47,314 k	36,329 ab
2008-2010	69,113 g	80,581 m	74,847 de
2011-2013	77,990 h	19,641 d	48,815 bc
2014-2016	104,046 k	76,129 l	90,087 e
F değeri	9041,029	8563,682	13,867
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.11. değerlendirildiğinde Mg konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre incelendiğinde içe dönükte, yola dönükte ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar

olduğu belirlenmiştir. Tablo 4.2.11.'e göre oluşturulan Grafik 4.2.11.'e göre Mg konsantrasyonu içe dönük kısımda 2002 yılına kadar oldukça düşük konsantrasyonlarda seyrettiği genel olarak 40,00 ppm'e ulaşmadığı sadece 1984-1986 yılları arasında 92,00 ppm seviyesine kadar arttığı görülmektedir. Ancak 2002-2004 yıllarından sonra genel olarak bir artış eğiliminde olduğu ve 2014-2016 yıllarında 100,00 ppm'i aştığı belirlenmiştir. Yola dönük konsantrasyonlarında ise 2002-2004 yıllarında kadar en yüksek 31,4 ppm düzeylerine kadar çıkarken bu tarihten itibaren genel bir artış eğilimine girmiş ve 80,00 ppm düzeylerine kadar yükselmiştir.



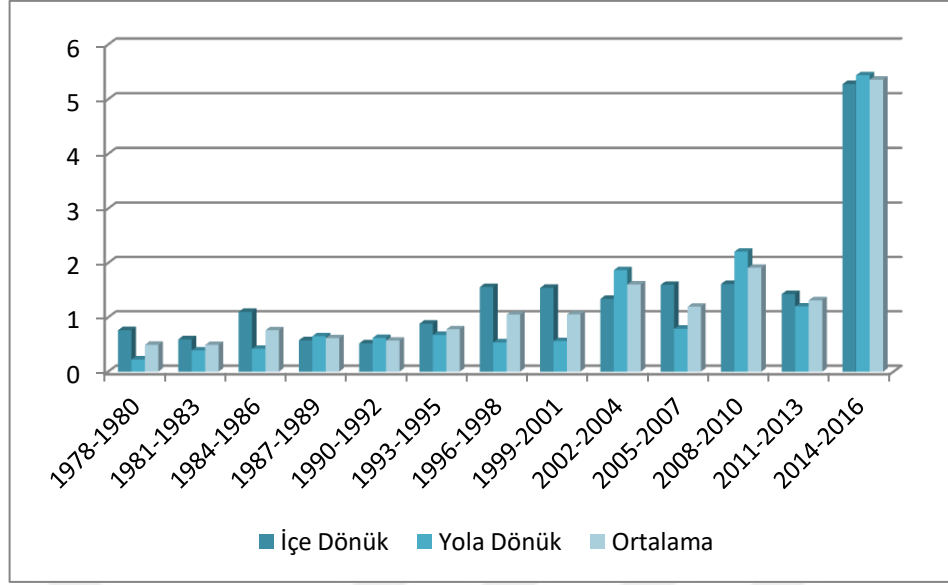
Grafik 4.2.11. Mg Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Çalışmaya konu elementlerden Mn elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.12.'te verilmiştir.

Tablo 4.2.12. Mn Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	,764 d	,225 a	,494 a
1981-1983	,596 c	,391 b	,493 a
1984-1986	1,101 f	,423 b	,762 ab
1987-1989	,579 b	,652 de	,616 a
1990-1992	,522 a	,621 d	,572 a
1993-1995	,883 e	,677 e	,780 ab
1996-1998	1,559 j	,539 c	1,049 bc
1999-2001	1,542 i	,564 c	1,053 bc
2002-2004	1,340 g	1,868 h	1,604 de
2005-2007	1,599 k	,790 f	1,194 c
2008-2010	1,614 l	2,208 i	1,911 e
2011-2013	1,427 h	1,199 g	1,313 cd
2014-2016	5,278 m	5,440 j	5,359 f
F değeri	63336,701	9630,322	102,286
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.12. incelendiğinde Mn konsantrasyonlarının yıl bazında değişimi varyans analizi sonuçlarına göre değerlendirildiğinde içe dönükte, yola dönükte ve ortalama değerlerinde istatistiki olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar olduğu ortaya çıkmıştır. Tablo 4.2.12.'e göre oluşturulan Grafik 4.2.12.'de Mn konsantrasyonu grafiksel olarak gösterilmiştir. Grafik 4.2.12. değerlerine göre Mn konsantrasyonu 2011-2013 yıllarına kadar tüm değerlerinde doğrusal olarak bir artış göstermiştir ve 2,500 ppm'in üzerine çıkmamıştır. Fakat 2014-2016 yıllarında (en yüksek değerlerine) içe dönükte 5,278 ppm' e, yola dönükte 5,440 ppm'e ve ortalama değerinde 5,359 pmm'e kadar yükselmiştir.



Grafik 4.2.12. Mn Elementinin Yıl Bazında Değişimi

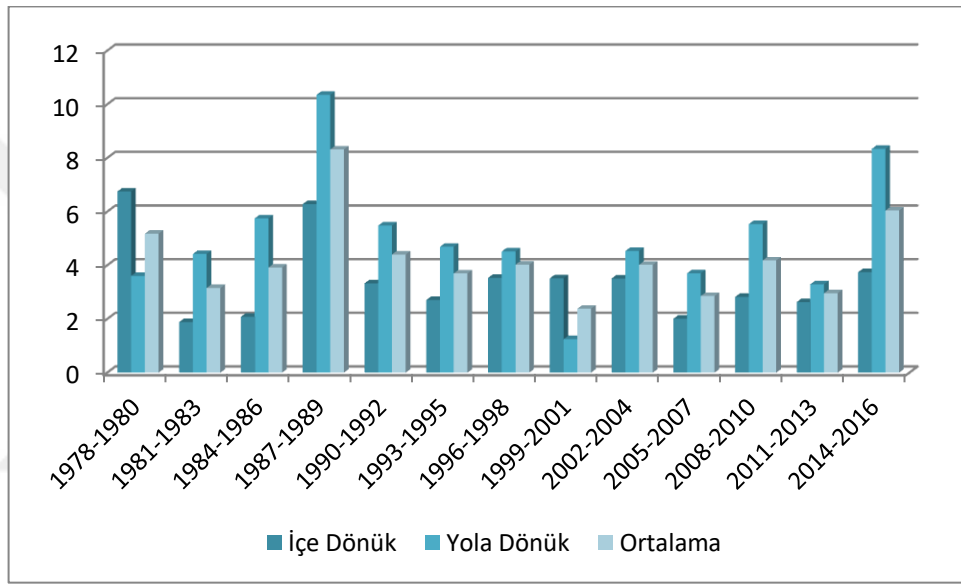
Çalışmaya konu elementlerden Zn elementinin organel bazında yıla bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve organel bazında ortalama değerler ile varyans analizi sonucunda elde edilen F değeri, hata oranı ve Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 4.2.13.'te verilmiştir.

Tablo 4.2.13. Zn Elementinin Yıl Bazında Değişimi

Yaş	İçe Dönük	Yola Dönük	Ortalama
1978-1980	6,752 e	3,606 b	5,179 bc
1981-1983	1,886 a	4,424 c	3,155 a
1984-1986	2,085 a	5,749 d	3,917 ab
1987-1989	6,282 e	10,353 f	8,318 d
1990-1992	3,327 c	5,482 d	4,404 abc
1993-1995	2,705 b	4,692 c	3,699 ab
1996-1998	3,532 d	4,517 c	4,025 ab
1999-2001	3,517 d	1,248 a	2,382 a
2002-2004	3,509 d	4,532 c	4,020 ab
2005-2007	2,008 a	3,706 b	2,857 a
2008-2010	2,823 bc	5,538 d	4,181 abc
2011-2013	2,631 b	3,293 b	2,962 a
2014-2016	3,745 d	8,341 e	6,043 c
F değeri	65,819	218,886	6,586
Hata	,000	,000	,000

Tablo 4.2.13. değerleri incelendiğinde varyans analizi sonuçlarına göre içe dönük, yola dönük ve ortalama değerlerinin istatistiki olarak %99,9 değerinde anlamlı olduğu görülmektedir.

Zn konsantrasyonunun içe dönük değerleri 1,886 ppm ile 6,752 ppm arasında değişmektedir. Genel olarak yatay bir seyir izlediği 1978-1980 yılları da (6,752 ppm) ve 1987-1989 yıllarında en yüksek seviyesine ulaştığı belirlenmiştir. Yola dönük kısımda ise 1987-1989 yıllarına kadar bir artış eğiliminde olduğu ve bir tarihte 10,353 ppm'e kadar yükselmiştir. Sonraki yıllarda genel olarak düşmeye başladığı ve 1999-2001 yıllarında (en düşük seviyeye) 1,248 ppm'e kadar düştüğü belirlenmiştir. bu tarihten sonra da artma eğilimi göstererek 2014-2016 yılları arasında 8,341 ppm'e kadar yükseldiği görülmektedir.



Grafik 4.2.13. Zn Elementinin Yıl Bazında Değişimi

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1. Ağır Metallerin Organel Bazında Değişiminin Değerlendirilmesi

Çalışma sonucunda elde edilen element konsantrasyonlarının organel bazındaki değişimlerinde varyans analizi sonuçlarına göre çalışmaya konu olan elementlerden Cd elementinin içe dönük, Cu elementinin yola dönük kısmındaki varyans analizi sonuçları arasında anlamlı bir fark bulunamamıştır. K elementi ise tüm yönlerde belirlenebilir limitlerin altında kalmış ve varyans analizinde değerlendirilmemiştir. Bu değerlerin dışında Cu elementinin içe dönük kısmında %99 güven düzeyinde ve Cd'nin yola dönük kısmında, Zn, Mn, Fe, K, Ca, B, Pb, Ni, Li, Cr, Co, Ba, Mg ve Al elementlerinin her iki yönünde de varyans analizine göre %99.9 güven düzeyinde anlamlı farklılıklar bulunmaktadır.

Çalışma sonucunda Zn, Mn, Fe, K, Ca ve B değerlerinin en yüksek konsantrasyonlarının dış kabukta olduğu, dış kabuktan sonraki en yüksek konsantrasyonların ise iç kabukta olduğu tespit edilmiştir. Hatta bu değerler arasında çok yüksek farklar bulunduğu belirlenmiştir. Örneğin Mn konsantrasyonunun iç kabuktaki değeri odundakinin 10 katından, dış kabuktaki değeri ise odundakinin 50 katından fazladır. Benzer bir durum diğer elementler için de geçerlidir. Ca konsantrasyonlarının en yüksek değeri dış kabuktur. Dış kabuktaki değeri odundakinin yaklaşık 12 katı, iç kabuktakinin 1,5 katıdır. B elementinin konsantrasyonunun ise odundaki değeri iç kabuktaki değerinin yaklaşık 2,5 katı, dış kabuktaki değeri ise iç kabuktaki değerinin 7,5 katından fazladır.

Bu güne kadar yapılan çok sayıda çalışmada ağır metal konsantrasyonlarının organel bazında değiştiği ortaya konulmuştur (Sevik vd., 2018; Erdem, 2018; Mossi, 2018). Kabuk kısmında ağır metal konsantrasyonlarının genellikle odun kısmından çok daha yüksek düzeylerde olduğu belirtilmektedir (Mossi, 2018). Turkyilmaz vd., (2018c) Cr konsantrasyonunun odun ile kabuk arasında 9 kata yakın fark olduğunu belirtmektedirler. Başka bir çalışmada da *Acer platanoides*'de odunlarda ölçülen Zn konsantrasyonunun ortalama 3,59 ppb düzeyinde iken bu rakamın kabuk

örneklerinde 14,79 ppb düzeyine çıktığı belirtilmektedir. Benzer sonuçlar farklı çalışmalarda da elde edilmiştir (Sevik vd., 2018; Turkyilmaz vd., 2018 e).

Ugurlu vd., (2016) *Ficus carica*'da kabuktaki Ni konsantrasyonunun 4,66 $\mu\text{g g}^{-1}$ iken yaprakta 0,83 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu, Cr konsantrasyonunun da kabukta 4,79 $\mu\text{g g}^{-1}$ iken yaprakta 0,93 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu belirtmektedirler. Janta vd., (2016) *Cassia fistula*'da yaptığı çalışmada mantar tabakasındaki Cu, Fe ve Zn konsantrasyonlarının en yüksek değerlerinin dış kabukta olduğunu, ikinci (klorenkim), üçüncü (floem) katmanlarında azaldığını ve en içteki tabakadaki (vasküler cambium) da değerlerinin arttığını belirlemişlerdir.

Dış kabuktaki element konsantrasyonlarının diğer organellerdekinden çok daha yüksek düzeyde olması muhtemelen havadaki partikül madde konsantrasyonu ile de ilişkilidir. Janta vd., (2016) dış kabuktaki ağır metal konsantrasyonlarının doğrudan çevre koşulları ile ilişkili olduğunu ve atmosferik kirlilikten kaynaklandığını belirtmektedirler. Nitekim yapılan çalışmalarda havadaki ağır metallerin partikül maddeler üzerine yapışarak, partikül maddeleri ağır metaller ile enfekte ettiği ve bu partikül maddelerin de bitki organelleri üzerine yerleşmesi ile bu organellerdeki ağır metal konsantrasyonlarının yükseldiğini ortaya koymaktadır (Shahid vd., 2017; Saleh, 2018; Mossi, 2018).

Cupressus semervirens üzerinde yapılan başka bir çalışmada kabukta Pb, Zn, Mn, Cr, Ni, Cd ve Cu konsantrasyonlarının çeşitli bölgelerde farklılıklar olduğunu ve ağır metal kirliliğinin ana kaynağının trafik emisyonlarından kaynaklandığını ortaya koymuştur. Ayrıca trafik yoğunluğu yüksek alanlarda Pb konsantrasyonunun en yüksek düzeyde olduğu belirtilmiştir (El-Hasan vd. 2002).

Bu çalışmada elde edilen sonuçlar da kabuktaki ağır metal konsantrasyonlarının bir kısmının partikül maddeler ile ilişkili olabileceğini göstermektedir. Çalışma kapsamında değerlendirilen elementlerden birçoğunda yola dönük dış kabuktaki değerler içe dönük dış kabuktaki değerlerden daha yüksek seviyelerdedir. Bu durumun da yine trafik yoğunluğu ve partikül madde miktarı ile ilişkili olduğu düşünülmektedir.

Bu konuda yapılan çalışmalarda özellikle yapraklarda ağır metal konsantrasyonlarının ne kadarının organelden ne kadarının partikül maddelerden kaynaklandığını belirleyebilmek amacıyla numunelere yıkama işlemi uygulanarak yıkanan ve yıkanmayan numuneler karşılaştırılmaktadır. Bu şekilde yapılan çok sayıda çalışmada yıkanan numunelerdeki ağır metal konsantrasyonlarının yıkanmayan numunelerdekilerden çok daha düşük seviyelerde çıktığı belirlenmiştir (Mossi, 2018). Aksoy ve Öztürk, (1997) *Nerium oleander* ile yaptığı çalışmada yapraktaki Pb, Cd, Cu ve Zn konsantrasyonlarının yıkanmamış örneklerle göre yıkanmış örneklerde önemli ölçüde azaldığını belirlemiştir.

Yıkanmamış bitkilerde yüksek konsantrasyonda Pb bulunması, Pb'un hava ve toprak yoluyla bitkiler tarafından absorbe edilebileceğini göstermektedir. Yapılan bir çalışmada yıkanan bitki ile yıkanmayan bitki örnekleri arasındaki Pb konsantrasyonunun farkının 13 katı olduğu ayrıca, Pb konsantrasyonunun standart değerlerin 55 katı olduğu belirlenmiştir (Abechi, 2010; Buachoon, 2014).

Çalışma kapsamında yola dönük ve içe dönük kısımlar ayrı ayrı değerlendirildiğinde yola dönük kısımlardaki element konsantrasyonlarının Ni, Li, Cu, Cr, Co, Cd ve Ba elementlerinde içe dönük element konsantrasyonlarından daha yüksek olduğunu hatta bazı elementlerde aradaki farkın çok yüksek olduğunu ortaya koymaktadır. Örneğin içe dönük dış kabukta Cd konsantrasyonu 116,6 ppb iken bu oran yola dönük dış kabukta 2601,2 ppb düzeyine çıkmıştır. Benzer şekilde Cr elementinin yola dönük kısımdaki dış kabuk değeri ile içe dönük kısımdaki dış kabuk değeri arasında 17 kat fark bulunmaktadır.

Yapılan çalışmalarda ağır metallerin havadaki partikül maddelere yapışarak bitkinin çeşitli organellerine yapıştığı ve buradan çeşitli yollarla bitki içerisine girdiğini göstermektedir (Shahid vd., 2017). Bitkilerin PM ve dolayısıyla ağır metalleri tutma ve alma potansiyeli türlerin fiziksel ve fizyolojik özellikleri ile yakından ilişkilidir. Bitki organellerindeki pürüzlülük, tüyler, organelin alanı ve yapısı gibi özellikler ağır metallerin özellikle yaprak yüzeyleri başta olmak üzere organeller üzerinde çökmesini etkiler (Schreiber ve Schönherr, 1992; Cunha, 2009; Ataabadi vd., 2011).

Dolayısıyla çalışmaya konu ağacın trafiğın olduğu yola dönük kısmında gerek kabağa gerekse yapraklara trafik kaynaklı ağır metallerle kontamine partiküllerin yapışması ve bu maddelerin fotosentez, ozmos vb. yollarla ağaç içerisine girmesi ve böylece yola dönük kısımdaki ağır metal konsantrasyonlarını yükseltmesi olasıdır. Zira bu güne kadar yapılan çok sayıda çalışmada trafiğın yoğun olduğu alanlarda yetiştirilen bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonlarının trafiğın olmadığı veya az yoğun olduğu alanlarda yetiştirilen bitkilere kıyasla daha yüksek seviyelerde olduğu belirlenmiştir (Çelik, 2004; Buachoon, 2014; Erdem, 2018; Huber vd., 2016; Yang vd., 2017; Sevik vd., 2018).

Sawidis vd., (2011), yaptıkları çalışmada taşıtların ve endüstriyel faaliyetlerin ağır metal birikimine katkıda bulunduğunu ortaya koymuştur. Başlıca Cu, Fe ve Zn elementlerinin kirlilik kaynaklarının çelik endüstrisinden ve kömür yanmasından olduğunu belirtmiştir. (Bargagli, 1998; Anagnostatou, 2008; Sawidis vd., 2011). El-Hasan vd., (2002) yaptığı çalışmada konut alanlarında ve şehir dışında kalan alanlardaki ağır metal miktarına göre endüstriyel ve yoğun trafik alanlarında daha yüksek olduğunu ortaya koymuştur. Mn, Zn, Ni, Co elementlerinin endüstriyel alanlarda yüksek değerler de ve Pb, Cd, Fe ve Cr konsantrasyonlarının ise trafiğın fazla olduğu alanlarda daha fazla olduğunu belirtmiştir (El-Hasan vd., 2002).

Cd ve Pb genellikle araçlar tarafından salınır ve yol menşeli partikül maddelerde yoğun olarak bulunur (Jaradat, 1999). Yapılan çalışmalarda genel olarak, trafiğın yoğun olduğu alanlarında topraktaki Pb ortalama konsantrasyonu, toprak için Bowen küresel ortalamasının (32 mg / kg) 7 katı olarak hesaplanmıştır (Jaradat, 1999). Kentsel bölgelerdeki yüksek ağır metal içeriği, kentsel yol kenarları ve bu bölgelerdeki toprak ve bitki örneklerindeki ağır metal konsantrasyonları çoğunlukla trafik yoğunluğundan kaynaklanmaktadır (Aksoy ve Demirzen, 2006).

Yapılan çalışmaların neredeyse tamamı kentleşmenin artmasıyla birlikte kirliliğın ve dolayısıyla ağır metal konsantrasyonlarının arttığını göstermektedir. Kentsel yol kenarındaki topraklarda ve bitki örneklerinde yüksek ağır metal içeriği, çoğunlukla benzin kullanımı ve dolayısıyla trafik yoğunluğundan kaynaklanmaktadır. Özellikle Pb çevreye trafik yoğunluğuna ve yol kenarına olan mesafeye orantılı olarak

değişmektedir (Aksoy ve Öztürk, 1997). Hollwarth (1982), *Taxus baccata* ibrelerindeki ağır metal içeriğini araştırmış, çalışma sonucunda yüksek Pb ve Cu seviyelerinin araç emisyonlarından kaynaklandığını belirtmiştir.

Trafik yoğunluğu ile diğer ağır metal konsantrasyonları arasında da önemli düzeyde ilişki olduğu belirtilmektedir. Mossi (2018) Zn konsantrasyonunun trafiğin yoğun olduğu alanlarda 25,133 ppm seviyesine kadar çıktığını tespit edilmiştir. Aksoy ve Şahin (1999) *E. angustifolia*'nın yıkanmayan yapraklarında Zn konsantrasyonunun ortalama olarak endüstri bölgelerinde $231,26 \mu\text{g g}^{-1}$, yol kenarlarında $83,52 \mu\text{g g}^{-1}$, şehir merkezinde $69,14 \mu\text{g g}^{-1}$, şehir kenarlarında $38,16 \mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alanda ise $22,08 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu belirlemiştir.

Çelik vd., (2005) Denizli'de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.'da ortalama olarak Mn miktarının endüstri bölgesinden toplanan örneklerde $786,47 \mu\text{g g}^{-1}$ şehir içi yol kenarlarından toplanan örneklerde $428,46 \mu\text{g g}^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde $337,36 \mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alandan toplanan örneklerde ise $271,87 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğu belirlemiştir. Turkyılmaz vd., (2018b) Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda 16,595 ppm düzeyinde iken trafiğin yoğun olduğu alanlarda 23,716 ppm düzeyine yükseldiğini belirtmektedirler.

Çalışma sonucunda bütün elementlerin yıl bazında değişiminin istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir. Ba, Li, Ca, Mg, Mn ve Cr elementlerinde genel olarak yatay bir değişim söz konusu iken son yıllarda bir artış olduğu tespit edilmiştir. Bu durumun son yıllarda Kastamonu kent merkezindeki nüfus ve taşıt sayısındaki artışla bağlantılı olduğu düşünülmektedir. Kastamonu kent merkezi nüfusunun 2007 yılında 115 332 kişi iken 2010 yılında 123 972 ve 2016 yılında 146 103 kişiye çıktığı belirtilmektedir (URL1).

5.2. Ağır Metallerin Yıl Bazında Değişiminin Değerlendirilmesi

Yıl bazında değişimler incelendiğinde Co, Cr, Pb, Al, Fe ve Zn elementlerinin 1987-1989 yıllarında yüksek konsantrasyonlara ulaştığı belirlenmiştir. Bu elementler genel olarak sanayi kaynaklı ağır metaller olup trafik kaynaklı olarak yayıldıkları da bilinmektedir (Mossi, 2018; Shahid, 2017). Söz konusu yıllarda muhtemelen sanayi

veya trafik ile ilgili rutinin dışında bir gelişme yaşanmış ihtimali bulunmakla birlikte bu konuda bir veriye ulaşılammıştır. Ancak Kastamonu kent merkezi nüfusunun 1980 yılında 35 465 kişi iken 1990 yılında 51 560 kişiye çıktığı belirtilmektedir (İbret ve Aydınözü, 2009). Çalışmaya konu bazı ağır metallerdeki söz konusu yıllardaki artış, belirtilen yıllardaki nüfus artışı ile ilişkili olabilir.



6. ÖNERİLER

Bu çalışmada çok yıllık ağaçların yıllık halkaları ağır metal konsantrasyonundaki değişiminin tespit edilmesinde kullanılabilirliği belirlenmeye çalışılmıştır. Bu amaçla, geçmişe dönük olarak yıllık halkaların içerisindeki ağır metal konsantrasyonları belirlenmiştir. Çalışma sonuçları ağaçların yıllık halkalarının ağır metal konsantrasyonunun izlenmesinde uygun olduğunu ortaya koymaktadır. Bu konuda yapılmış çeşitli çalışmalarda da bu durum dile getirilmiştir.

Yapılan çalışma sonucunda özellikle belirli dönemlerde (1987-1989 yıllarında) insan sağlığı için oldukça zararlı olan Co, Cr, Pb, Al, Fe ve Zn konsantrasyonlarının yüksek seviyede arttığı belirlenmiştir. Yapılan literatür çalışmasında söz konusu yıllarda kent merkezi nüfusunda önemli ölçüde artış olduğu ve bununla birlikte yoğun şekilde kömür yakıldığı belirlenmiştir. Nitekim yerel halk tarafından da söz konusu yıllarda hava kirliliğinde anormal düzeyde bir artış olduğu belirtilmektedir. Dolayısıyla yıllık halkalardaki ağır metal konsantrasyonlarının değişiminde yıllık halkaların son derece kullanışlı olduğu söylenebilir.

Yıllık halkalar üzerinde yapılan dendrokronolojik veya dendrokimyasal çalışmalarla o bölgenin iklimine ait veriler veya bitkiyi strese sokan faktörler konusunda da çeşitli bilgiler elde edilebilmektedir. Bu amaçla ağaçların yıllık halkalarının uzman kişiler tarafından daha detaylı bir şekilde incelenmesi gerekmektedir. Yıllık halkaların ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesinde kullanılabilmesi için bir şekilde ağacın içerisinde bu yıllık halkaların temin edilmesi gerekmektedir. Bunun için en etkili yöntemin ağacın kesilmesi olduğu açıktır. Ancak, ağaçların yaşamına devam etmesine mani olmadan bu işlem yapılabilir. Bu amaçla yapılan farklı çalışmalarda ağacın içerisinde yıllık halkaların, ağaca zarar verilmeden veya en az düzeyde zarar vererek ağacın hayatını sona erdirmeden artım burgusu kullanılarak alınabilir.

Bu şekilde farklı ağaçlar üzerinde farklı ağaçlar üzerinde çalışmalar yapılarak bölgenin ağır metal konsantrasyonlarının değişimi hakkında daha detaylı bilgiler elde edilmesi sağlanabilir. Bunun yanında ağaçların ana gövdesinden değil de yan

dallardan, yapılan budama çalışmaları sonucunda elde edilen materyaller kullanılarak bölgenin en azından 20-30 yıl geçmişteki ağır metal konsantrasyonunun değişimi hakkında önemli bilgiler sağlanabileceği düşünülmektedir. Bundan sonra yapılacak çalışmalarda bu konu değerlendirilebilir.

Bu çalışma sonucunda elde edilen veriler çalışmada kullanılan yöntem kullanılarak farklı bölgelerdeki ağır metal konsantrasyonlarının izlenmesinin rahat bir şekilde sağlanabileceği ortaya konmuştur. Bu yöntem kullanılarak özellikle endüstriyel bölgelerde, fabrikaların etrafında veya trafik kirliliğinin yoğun olduğu bölgelerde geçmişe yönelik ağır metal konsantrasyonlarının izlenmesi sağlanabilir.

Çalışma sonucunda Ca, Mg, Mn, Co, Cr, Pb, Al, Fe ve Zn elementlerinde genel olarak yatay bir değişim söz konusu iken son yıllarda bir artış olduğu tespit edilmiştir. Bu durum büyük ihtimalle son yıllarda meydana gelen nüfus artışı ve buna bağlı olarak insan kaynaklı kirleticilerde meydana gelen artış ile bağlantılı olduğu düşünülmektedir. Dolayısıyla nüfus yoğunluğunun hızlı bir şekilde arttığı alanlarda kirlilik düzeyleri kontrol edilerek gerekli önlemlerin alınması sağlanmalıdır.

Bunun dışında başka bir önemli sonuç olarak özellikle Cd, Li, Ni ve Pb geçmiş yıllarda daha yüksek düzeyde iken ilerleyen yıllarda bu elementlerin konsantrasyonlarında özellikle içe dönük kısımda ciddi azalmalar meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durum, söz konusu elementlerin odun kısımlarına havadan ziyade topraktan alındığı şeklinde yorumlanabilir. Ancak kökten alınan elementlerin aksine, elementlerin yapraktan alınımı ve bitki içerisinde diğer organellere taşınımı konusunda yapılmış çalışma sayısı son derece yetersizdir ve özellikle bu konuda çalışmalara öncelik verilmelidir. Bu durum konu ile ilgili yapılmış detaylı çalışmalarda da dile getirilmektedir (Shahid vd., 2018).

Çalışma sonucunda özellikle insan sağlığı açısından büyük önem arzeden bazı ağır metallerin yola dönük kabuklardaki konsantrasyonunun içe dönük kabuktaki konsantrasyonlarından çok daha yüksek düzeyde olduğu belirlenmiştir. Kabuğun yaşayan bir organel olmadığı düşünüldüğünde bu durumun özellikle yola dönük kısımdaki ağır metaller ile kontamine olmuş partikül maddeler ile ilişkili olduğu

söylenbilir. Partikül maddelerin insan sağlığı açısından önemi birçok çalışmaya konu olmuştur. Özellikle trafiğin veya sanayinin yoğun olduğu bölgelerde ağır metaller ile kontamine olmuş partikül maddeler son derece ciddi sağlık sorunlarına yol açabilir. Bundan dolayı riskli bölgelerin belirlenmesinde ağır metal ve partikül madde konsantrasyonlarının değişimi birlikte değerlendirilmeli ve bu konuda çalışmalar yapılarak gerek riskli bölgelerin nereler olduğu ve gerekse nasıl tedbir alınması gerektiği belirlenmelidir.



KAYNAKLAR

- Abechi, E.S., Okunola O. J., Zubairu S. M. J., Usman and A. A. Apene E. (2010) *Evaluation of heavy metals in roadside soils of major streets in Jos metropolis, Nigeria Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology* Vol. 2(6), pp. 98-102
- Ahmed, A. N. (2017). Heavy Metal Pollution In North Iraq Soils Caused By Industry. M. Sc. Thesis. *Yuzuncu Yil University Institute Of Natural And Applied Science Soil Science & Plant Nutrition Department*. Van, Türkiye.
- Aksoy, A. & Demirezen, D. (2006). *Fraxinus excelsior* as a biomonitor of heavy metal pollution. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 27-33.
- Aksoy, A., & Öztürk, M. (1997). *Nerium oleander* L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments. *The Science of the Total Environment* 205, 145-150.
- Aksoy, A. & Sahin, U. (1999). *Elaeagnus angustifolia* L. as a biomonitor of heavy metal pollution. *Turkish Journal of Botany*, 23, 83-87.
- Anagnostatou, A.V., (2008). Assessment of Heavy Metals in Central Athens and Suburbs using Plant Material. Dissertation, University of Surrey.
- Ataabadi, M., Hoodaji, M., & Najafi, P. (2011). Biomonitoring of some heavy metal contaminations from a steel plant by above ground plants tissue. *African Journal of Biotechnology*, 10(20), 4127-4132.
- Bargagli R (1998) Plants as biomonitors. In: Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. *Springer, Berlin Heidelberg New York*, pp 79–248
- Buachoon, N. (2014). Heavy Metal Contamination in Soil and Plant samples by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, *International Journal of Chemical, Environmental & Biological Sciences (IJCEBS)* Volume 2, Issue 4,p 197-200
- Celik, A., Kartal, A.A., & Kaska, Y. (2005) Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudo-acacia* L. *Environment International*, 31, 105-112.
- Coşgun, S. (2018, July). Monitoring Of Anammox Bacteria Under Gradually Increasing Heavy Metal Concentrations. Master Thesis, *Marmara University Institute For Graduate Studies In Pure and Applied Sciences*. İstanbul, Türkiye.

- Cunha, K. P. V., & do Nascimento, C. W. A. (2009). Silico effects on metal tolerance and structural changes in maize (*Zea mays* L.) grown on a cadmium and zinc enriched soil. *Water, air, and soil pollution*, 197(1-4), 323.
- El-Hasan, T., Al-Omari, H., Jiries, A., Al-Nasir, F. (2002). Cyprees tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environmental International*, 28, 513-519.
- Elmahdı, A. A. (2013). Preparation And Characterization Of Chitosan For Heavy Metal Ions Removal. Doctoral Thesis, *Hacettepe University, Institute of Science and Technology*. İstanbul, Türkiye.
- Erdem, T. (2018). Ağır Metal Konsantrasyonlarının Bazı Bitkilerde Tür, Organel Ve Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi. Yüksek Lisans Tezi, *Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*. Kastamonu, Türkiye.
- Eren, A. (2014). Andızotu (*Inula Helenium*), Fenerotu (*Physalis Angulata*) Ve Sığirkuyruğu (*Verbascum Thapsus*) Bitkilerinin Ağır Metallerce Kirlenmiş Toprakların Temizlenmesinde Kullanım Olanaklarının Belirlenmesi. Doktora Tezi, *Mustafa Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*. Hatay, Türkiye.
- Gerhardt A. (1999) Biomonitoring of Polluted Water. Reviews on Actual Topics. *Trans Tech Publ, Zürich, Switzerland*; p. 301.
- Hamza-Chaffai, A. (2014). Usefulness Of Bioindicators And Biomarkers İn Pollution Biomonitoring. *International Journal Of Biotechnology For Wellness Industries*,, 19-26.
- Höllwart M., (1992) Überwachung statischer schwermetallemissionen mit hilfe eines bioindikator. *Stab-Reinhalt luft*;42:373-378
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment*, 541, 895-919.
- İbret, Ü., Aydınözü, D. (2009). Şehirleşmede Yanlış Yer Seçiminin Hava Kirliliği Üzerine Olan Etkisine Bir Örnek: Kastamonu Şehri. *İstanbul Üniversitesi Edebiyat Fakültesi Coğrafya Bölümü Coğrafya Dergisi*. Sayı 18, Sayfa 71-88, İstanbul, 2009
- Jalilzadeh, M. (2014). Designing Of Ion-Imprinted Cryogels And Their Use For Heavy Metal Removal. Türkiye.
- Janta, R., Chantara, S., Inta, A., Kawashima, M., & Satake, K. (2016). Levels of road traffic heavy metals in tree bark layers of *Cassia fistula* tree. *International Journal of Environmental Science and Development*, 7(5), 385-388

- Jaradat Q, Momani K, Jiries A, El-Alali A, Batarseh M, Sabri TG, et al. (1999). Chemical composition of urban wet deposition in Amman Jordan. *Water, Air, Soil Pollut*;112:55– 65.
- Joshi, N., & Bora, M. (2011). *Impact Of Air Quality On Physiological Attributes Of Certain Plants*. Uttarakhand, Hindistan: [Http://Www.Sciencepub.Net/Report](http://www.sciencepub.net/report).
- Jyothi, S. J., & Jaya, D. (2009). Evaluation Of Air Pollution Tolerance Index Of Selected Plant Species Along Roadsides In Thiruvananthapuram, Kerala. *Journal Of Environmental Biology*, 379-386.
- Kalaji, H. M., Jajoo, A., Oukarroum, A., Brestic, M., Zivcak, M., Samborska, I. A., Et Al. (2016). Chlorophyll A Fluorescence As A Tool To Monitor Physiological Status Of Plants Under Abiotic Stress Conditions. *Acta Physiol Plant*, 38:102.
- Kuddus, M., Kumari, R., & Ramteke, P. W. (2011). Studies On Air Pollution Tolerance Of Selected Plants In Allahabad City, India. *E3 Journal Of Environmental Research And Management Vol.*, 042-046.
- Mossi, M. M. (2018). Çalı Formundaki Bazı Peyzaj Bitkilerinde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi. Doktora Tezi, *Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Orman Mühendisliği Anabilim Dalı*. Kastamonu, Türkiye.
- Özaktaş, T. (2015). Heavy Metal-Induced Structural And Functional Changes In Clinical And Environmental Acinetobacter Isolates. Doctor of Philosophy in Biology Department, *Middle East Technical University*.
- Saleh, E. A. (2018). Determination Of Heavy Metal Accumulation In Some Landscape Plants. Ph.D. Thesis, *Kastamonu University Institute Of Science. Department Of Forest Engineering*. Kastamonu, Türkiye.
- Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P. & Tsigaridas, K. (2011). Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution*, 159, 3560-3570.
- Schreiber, L., & Schoenherr, J. (1992). Uptake of organic chemicals in conifer needles: surface adsorption and permeability of cuticles. *Environmental science & technology*, 26(1), 153-159.
- Sevik, H., Ozel, H. B., Cetin, M., Özel, H. U., & Erdem, T. (2018). Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 1-7.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalida, S., Schreck, E., Xiong, T. & Nabeel N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36-58

- Shahid, M., Dumat, C., Khalida, S., Schreck, E., Xiong, T. & Nabeel N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36-58.
- Taylan, Z. S., & Böke Özkoç Hülya. (2007). Potansiyel Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesinde Akvatik Organizmaların Biokullanılabilirliği. *Baü Fbe Dergisi*, Cilt:9, Sayı:2, 17-33.
- Tunalı, M. M. (2015), Plant and Microbe Interactions in The Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils. M.Sc. Theses, *Boğaziçi University Institute of Environmetal Sciences*. İstanbul, Türkiye.
- Tunca, E. Ü. (2014). Doğal Su Sistemlerinde Ağır Metallerin Lemna Minor L. Tarafından Biyoremediasyonu Ve Belirlenen Ağır Metaller İle Seçilen Nanopartikülün (Enp) L. Minor Üzerindeki Toksik Etkilerinin Karşılaştırılması. Doktora Tezi, *Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*. Ankara, Türkiye.
- Turkyilmaz, A., Cetin, M., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Saleh, E. A. A. (2018a). Variation of heavy metal accumulation in certain landscaping plants due to traffic density. *Environment, Development and Sustainability*, 1-14.
- Turkyilmaz A, Sevik H, Cetin M (2018b) The use of perennial needles as bio-monitors for recently accumulated heavy metals. *Landsc Ecol Eng* 14(1):115–120. <https://doi.org/10.1007/s11355-017-0335-9>
- Turkyilmaz A., Sevik H., Isinkaralar K, Cetin M (2018c) Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition, *Environmental Science and Pollution Research*, DOI: 10.1007/s11356-018-3962-2
- Turkyilmaz A, Sevik H, CetinM, Ahmaida Saleh EA (2018d) Changes in heavy metal accumulation depending on traffic density in some landscape plants. *Pol J Environ Stud* 27(5):2277–2284. <https://doi.org/10.15244/pjoes/78620>
- Turkyilmaz A, Sevik H, Isinkaralar K, Cetin M (2018e) Using Acer platanoides annual rings to monitor the amount of heavy metals accumulated in air. *Environ Monit Assess* 190:578. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6956-0>
- Ugulu, I., Unver, M. C., & Dogan, Y. (2016). Determination and comparison of heavy metal accumulation level of Ficus carica bark and leaf samples in Artvin, Turkey. *Oxidation Communications*, 39(1-II), 765-775.
- URL1: https://www.nufusu.com/ilce/merkez_kastamonu-nufusu, 15.01.2019
- Uzunhasanoğlu, A. E. (2017, December). Short Term Effects Of Heavy Metals Onenriched Anammox Culture. *Marmara University Institute For Graduate Studies İn Pure and Applied Sciences*. İstanbul, Türkiye.

Yang, P., Ge, J., & Yang, M. (2017). Identification of Heavy Metal Pollution Derived From Traffic in Roadside Soil Using Magnetic Susceptibility. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 98(6), 837-844.

Yavuzer, H., & Osma, E. (2018). Salix Fragilis L. (Gevrek Söğüt)' İn Ağır Metal Kirlenmesinde Biomonitör Olarak Değerlendirilmesi. *Anadolu Üniversitesi Bilim Ve Teknoloji Dergisi C-*, 122 - 129.



ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Hatice AKARSU
Doğum Yeri ve Yılı : Taşköprü - 01/02/1995
Medeni Hali : Bekâr
Yabancı Dili : İngilizce
E-posta : htce.akrsu@gmail.com



Eğitim Durumu

Lise : Taşköprü Anadolu Lisesi/ Kastamonu / 2009-2013
Lisans : Kastamonu Üniversitesi / Mühendislik Mimarlık Fakültesi /
Peyzaj Mimarlığı Bölümü / Kastamonu / 2013-2015
Kastamonu Üniversitesi / Orman Fakültesi / Orman
Mühendisliği Bölümü / Kastamonu / 2015-2017
Yüksek Lisans : Kastamonu Üniversitesi / Fen Bilimleri Enstitüsü /
Sürdürülebilir Tarım Ve Tabii Bitki Kaynakları Ana Bilim
Dalı / Kastamonu / 2017-2019