

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

**BAZI PEYZAJ BİTKİLERİNDE AĞIR METAL BİRİKİMİNİN
BELİRLENMESİ**

ELNAJİ A. AHMAIDA SALEH

**Danışman
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi
Jüri Üyesi**

**Doç. Dr. Hakan ŞEVİK
Doç. Dr. Halil Barış ÖZEL
Doç. Dr. Tuğrul VAROL
Dr. Öğr. Üyesi Kerim GÜNEY
Dr. Öğr. Üyesi Nurcan YİĞİT**

**DOKTORA TEZİ
ORMAN MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

KASTAMONU – 2018

TEZ ONAYI

Elnajı A. Ahmada SALEH tarafından hazırlanan "**Bazı Peyzaj Bitkilerinde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi**" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri üyeleri önünde savunulmuş ve **oy birliği** ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Orman Mühendisliği Ana Bilim Dalı**'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman

Doç. Dr. Hakan ŞEVİK
Kastamonu Üniversitesi



Jüri Üyesi

Doç. Dr. Halil Barış ÖZEL
Bartın Üniversitesi



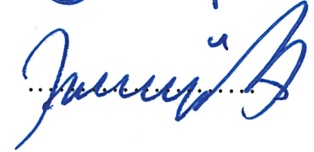
Jüri Üyesi

Doç. Dr. Tuğrul VAROL
Bartın Üniversitesi



Jüri Üyesi

Dr. Öğr. Üyesi Kerim GÜNEY
Kastamonu Üniversitesi



Jüri Üyesi

Dr. Öğr. Üyesi Nurcan YİĞİT
Kastamonu Üniversitesi



04/05/2018

Enstitü Müdür V.

Doç. Dr. Mehmet Altan KURNAZ



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.



Elnajı A. Ahmada SALEH

ÖZET

Doktora Tezi

BAZI PEYZAJ BİTKİLERİNDE AĞIR METAL BİRİKİMİNİN BELİRLENMESİ

Elnajı A. Ahmaıda SALEH
Kastamonu Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Orman Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Danışman: Doç.Dr. Hakan ŞEVİK

Hava kirliliği günümüzde kentsel alanların en büyük sorunlarından birisidir. Hava kirliliği bileşenleri içerisinde ise ağır metaller ayrı bir öneme sahiptir. Zira ağır metaller doğada bozulmadan uzun süre kalabilmekte ve çevredeki konsantrasyonu da sürekli artmaktadır. Ayrıca biyobirikme eğilimindedir. Bundan dolayı ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi, riskli bölgelerin ve risk düzeyinin tespit edilmesi açısından büyük önem taşımaktadır. Havadaki ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesinde biomonitor olarak genellikle bitkiler kullanılmaktadır. Bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi, hem bitkilerin ağır metalleri havadan uzaklaştırma ve dolayısıyla hava kalitesini artırma aracı olarak kullanılabilme olanaklarının belirlenmesi, hem de hava kalitesinin izlenmesi açısından önem taşımaktadır. Bu çalışmada trafik yoğunluğunun farklı düzeyde olduğu alanlardan toplanan bazı peyzaj bitkilerinde, farklı ağır metal konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaç doğrultusunda, peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan *Salix babylonica*, *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Sophora japonica*, *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima* ve *Aesculus hippocastanum*'un, trafiğin yoğun olduğu, az yoğun olduğu ve hemen hemen hiç trafik bulunmayan alanlarda yetişen bireylerinden yaprak örnekleri toplanmış ve ağır metal analizi yapılarak Pb, Cu, Ca, Mg, Cd, Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn miktarları belirlenmiştir. Çalışma sonucunda; trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Cr, Fe, Mn ve Zn değişiminin belirlenmesi için en uygun türün *Sophora japonica* olduğu belirlenmiştir. Bunun dışında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimlerin izlenmesinde, çalışılan türler içerisinde en uygun türlerin Pb için *Prunus cerasifera*, Mg için *Ailanthus altissima*, Cd için *Eleagnus angustifolia*, Ca ve Ni için ise *Robinia pseudoacacia* olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Bioindikatör, ağır metal, trafik yoğunluğu, bitki

2018, 123 sayfa
Bilim Kodu: 1205

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

DETERMINATION OF HEAVY METAL ACCUMULATION IN SOME LANDSCAPE PLANTS

Elnajı A. Ahmaıda SALEH
Kastamonu University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Forest Engineering

Supervisor: Assoc.Prof.Dr. Hakan ŞEVİK

Air pollution is one of the biggest problems of urban environments today. Heavy metals are particularly important in terms of components of air pollution. Because heavy metals can stay in nature for a long time without being disintegrated, and their concentration in the environment is constantly increasing. They also tend to bioaccumulate. Therefore, determination of the heavy metal concentration is crucial for identifying high-risk areas and the level of risk. Plants are generally used as bio-monitors for determining heavy metal concentration in the air. Determination of heavy metal concentrations in plants is crucial in determining the ability of plants to remove heavy metals from the air, and thus being used as a means of increasing air quality, as well as monitoring air quality. The aim of this study was to determine the variation of different heavy metal concentrations depending on traffic density in certain landscape plants collected from areas where traffic density is at different levels. For this purpose leaf samples of *Salix babylonica*, *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Sophora japonica*, *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima* and *Aesculus hippocastanum*, which are frequently used in landscaping studies, were collected from individuals where there was dense traffic, less dense traffic, and almost no traffic, and the quantities of Pb, Cu, Ca, Mg, Cd, Cr, Ni, Fe, Mn and Zn were determined by heavy metal analysis. As a results of the study, it was determined that *Sophora japonica* is the most suitable for determination of the exchanging of Cu, Cr, Fe, Mn and Zn depends on traffic density. In addition, it was determined the most suitable species among the species studied in the course of monitoring the changes occurring due to traffic intensity are *Prunus cerasifera* for Pb, *Ailanthus altissima* for Mg, *Eleagnus angustifolia* for Cd, and *Robinia pseudoacacia* for Ca and Ni, respectively

Key Words: Bioindicator, heavy metal, traffic density, plant

2018, 123 pages

Science Code: 1205

TEŞEKKÜR

‘‘Bazı Peyzaj Bitkilerinde Ağır Metal Birikiminin Belirlenmesi’’ isimli bu doktora tezinde ve tüm eğitim sürecimde, mesleki birikimi ve bilim insanı kimliğiyle beni bilgilendiren danışman hocam, sayın Doç. Dr. Hakan ŞEVİK’e teşekkür ederim.

Tez savunma sınavıma jüri üyesi olarak katılan, önerileriyle araŐtırmama katkıda bulunan sayın Dr. Öğr. Üyesi Aydın TÜRKYILMAZ, Doç.Dr. Mehmet ÇETİN, Araştırma görevlisi Kaan İŐINKARALAR, Doç Dr. H. Barış ÖZEL, Doç Dr. Tuğrul VAROL, Dr. Öğr. Üyesi Kerim GÜNEY ve Dr. Öğr. Üyesi Nurcan YİĞİT’e teşekkür ederim.

Tez ve arazi çalışmam süresince desteklerini esirgemeyen, tecrübe, bilgi ve birikimlerinden istifade ettiğim aileme teşekkür ederim.

Elnajı A. Ahmaıda SALEH
Kastamonu, Mayıs, 2018

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	x
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ	xi
TABLolar DİZİNİ	xii
GRAFİKLER DİZİNİ.....	xiii
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmaya Konu Bitkilerin Genel Özellikleri	6
1.1.1. <i>Tilia tomentosa</i>	6
1.1.2. <i>Elaeagnus angustifolia</i>	8
1.1.3 <i>Prunus cerasifera</i>	11
1.1.4. <i>Ailanthus altissima</i>	13
1.1.5. <i>Salix babylonica</i>	16
1.1.6. <i>Robinia pseudoacacia</i>	18
1.1.7. <i>Sophora japonica</i>	22
1.1.8. <i>Aesculus hippocastanum</i>	23
1.2. Ağır Metallerin Önemi	27
1.3. Bitkilerin Ağır Metal Birikimi Konusunda Biyomonitor Olarak Kullanımına İlişkin Yapılmış Çalışmalar.....	32
2. MATERYAL VE YÖNTEM	37
2.1. Örneklerin Toplanması Ve Ağaç Türleri.....	37
2.2. Analitik Metod	39
2.3. Ağır Metallerin Belirlenmesi.....	41
2.4. İstatistik Analizler	43
3. BULGULAR	44
3.1. Elementlerin Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	52

3.1.1. Pb Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	52
3.1.2. Cu Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	54
3.1.3. Ca Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	57
3.1.4. Mg Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	60
3.1.5. Cd Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	62
3.1.6. Cr Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	65
3.1.7. Ni Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	67
3.1.8. Fe Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	71
3.1.9 Mn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	74
3.1.10. Zn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	77
4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	82
4.1.Element Miktarlarının Bitki Türü ve Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Değişimi	82
4.2.Elementlerin Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	86
4.2.1. Pb Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	86
4.2.2. Cu Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	89
4.2.3. Ca Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	92
4.2.4. Mg Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	93
4.2.5. Cd Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	95
4.2.6. Cr Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	96
4.2.7. Ni Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	98
4.2.8. Fe Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	99
4.2.9. Mn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	99

4.2.10. Zn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi.....	101
4.3.Genel Değerlendirme	103
5. ÖNERİLER.....	105
KAYNAKLAR	108
ÖZGEÇMİŞ	123

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Pb	Kurşun
Cu	Bakır
Ca	Kalsiyum
Mg	Magnezyum
Cd	Kadmiyum
Cr	Krom
Ni	Nikel
Fe	Fe
Mn	Mangan
Zn	Çinko
CO ²	Korbondioksit
t	ton
m	metre
O ²	Oksijen
°C	Santigrat
mm	milimetre
As	Arsenik
Hg	Civa
Co	Kobalt
Al	Alüminyum
kg	Kilogram
HNO ₃	Nitrik asit
µm	milimikron
ppb	milyarda bir
ppm	milyonda bir
F	F değeri
µgg ⁻¹	mikrogram / gram
t yr ⁻¹	ton / yıl
t ha ⁻¹	ton / hektar

FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

	Sayfa
Fotoğraf 1.1. <i>Tilia tomentosa</i> gövdesi.....	7
Fotoğraf 1.2. <i>Tilia tomentosa</i> ağaç formu	8
Fotoğraf 1.3. <i>Elaeagnus angustifolia</i> çiçek formu.....	9
Fotoğraf 1.4. <i>Elaeagnus angustifolia</i> ağaç formu.....	10
Fotoğraf 1.5. <i>Prunus cerasifera</i> ağaç formu	12
Fotoğraf 1.6. <i>Prunus cerasifera</i> çiçek ve yaprak formu	13
Fotoğraf 1.7. <i>Ailanthus altissima</i> çalı formu formu.....	15
Fotoğraf 1.8. <i>Ailanthus altissima</i> yaprak ve tahum formu.....	16
Fotoğraf 1.9. <i>Salix babylonica</i> ağaç formu	17
Fotoğraf 1.10. <i>Robinia pseudoacacia</i> gövde formu.....	19
Fotoğraf 1.11. <i>Robinia pseudoacacia</i> çiçek ve yaprak formu	21
Fotoğraf 1.12. <i>Robinia pseudoacacia</i> tohum formu	21
Fotoğraf 1.13. <i>Sophora japonica</i> çiçek formu	22
Fotoğraf 1.14. <i>Sophora japonica</i> tohum formu	23
Fotoğraf 1.15. <i>Aesculus hippocastanum</i> ağaç formu	25
Fotoğraf 1.16. <i>Aesculus hippocastanum</i> tohum formu	27
Fotoğraf 2.1. Ankara Haritası.....	37
Fotoğraf 2.2. Ankara -Kızılay	38
Fotoğraf 2.3. Ankara –Kızılay arka sokak	38
Fotoğraf 2.4. Ankara –Kızılay Güvenpark.....	39
Fotoğraf 2.5. Laboratuvarda kurutulmuş örnekler	40
Fotoğraf 2.6. Etüvde kurutulmuş örnekler	40
Fotoğraf 2.7. Çekerocakta çalışılan örnekler	41
Fotoğraf 2.8. Süzüntüden elde edilen çözeltiler.....	42
Fotoğraf 2.9. Ağır metal analizlerinin yapıldığı cihaz	42

TABLolar DİZİNİ

	Sayfa
Tablo 3.1. Tür Bazında Varyans Analizi Sonuçları	44
Tablo 3.2. Tür Bazında Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd Bakımından Duncan Testi Sonuçları	46
Tablo 3.3. Tür bazında Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn bakımından Duncan Testi Sonuçları	47
Tablo 3.4. Trafik Yoğunluğu Bakımından Varyans Analizi Sonuçları	48
Tablo 3.5. Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd Bakımından Duncan Testi Sonuçları	50
Tablo 3.6. Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn Bakımından Duncan Testi Sonuçları	51
Tablo 3.7. Pb Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	52
Tablo 3.8. Cu Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	54
Tablo 3.9. Ca Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	57
Tablo 3.10. Mg Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	60
Tablo 3.11. Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	63
Tablo 3. 12. Cr Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	65
Tablo 3. 13. Ni Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	68
Tablo 3.14. Fe Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	71
Tablo 3.15. Mn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	74
Tablo 3.16. Zn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	79

GRAFİKLER DİZİNİ

	Sayfa
Grafik 3.1. Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd Bakımından Duncan Testi Sonuçları	50
Grafik 3.2. Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn Bakımından Duncan Testi Sonuçları	51
Grafik 3.3. Pb Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	53
Grafik 3.4. Cu Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	56
Grafik 3.5. Ca Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	59
Grafik 3.6. Mg Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	61
Grafik 3.7. Cd Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	64
Grafik 3.8. Cr Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	66
Grafik 3.9. Ni Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	70
Grafik 3.10. Fe Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	73
Grafik 3.11. Mn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	77
Grafik 3.12. Zn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi	80

1. GİRİŞ

Son yüzyılda artan şehirleşme oranı, özellikle büyük kentlerde nüfus yoğunluğuna sebep olmuş, birim alanda yaşayan insan sayısı giderek artmıştır. Öyle ki 2000 yılında dünya nüfusunun yarısından daha azı kent merkezlerinde yaşarken bu oranın 2030 yılında %90'a kadar çıkabileceği öngörülmektedir (Şevik vd., 2017). Günümüzde Avrupa ülkelerinde toplam nüfusun üçte ikisinden fazlası kentsel alanlarda yaşamaktadır. Türkiye İstatistik Kurumu Adrese Dayalı Nüfus Kayıt Sistemi verilerine göre, il ve ilçe merkezlerinde ikamet edenlerin oranı 2015 yılında %92,1'e yükselmiş, belde ve köylerde yaşayanların oranı %7,9 olarak gerçekleşmiştir (URL-1,2015). Aynı zamanda da köyden kente göç hala devam etmekte, ilerleyen zamanlarda kentli nüfusunun daha da artacağı tahmin edilmektedir (Çetin vd., 2017).

Artan kent nüfusu pek çok sorunu da beraberinde getirmiştir. Bu sorunlardan belki de en önemlisi hava kirliliğidir. Hava kirliliği genel olarak atmosferdeki bir veya daha fazla kirleticinin insan, bitki ve hayvan yaşamına; ticari veya kişisel eşyalara ve çevre kalitesine zarar veren miktar ve sürelerde bulunması olarak tarif edilebilir (Sevik vd., 2015). Hava kirliliğinden her yıl binlerce kişi etkilenmekte, dünya çapında milyonlarca insan hava kirliliğine bağlı sebeplerden dolayı hayatını kaybetmektedir. Kentler merkezlerinde hava kirliliği yoğunlaştığından, özellikle çeşitli sağlık problemi olan kişiler için büyük risk oluşturmaktadır (Işınkaralar vd., 2017). Günümüzde hava kirliliği modern toplumun en önemli sorunlarından birisi haline gelmiş olup dünyada her yıl yaklaşık 6.5 milyon kişinin hava kirliliğine bağlı sebeplerden hayatını kaybettiği bildirilmektedir (Işınkaralar vd., 2017). Türkiye'de hava kirliliği önemli bir sorun olarak görülmemesine rağmen sadece 2016 yılında 29 bin kişinin hava kirliliği dolayısıyla hayatını kaybettiği tespit edilmiştir (URL-2,2016). Hava kirliliği özellikle sağlık açısından risk grubunda bulunan çocuk, yaşlı, hamile ve hasta insanlar için daha büyük sorun oluşturmaktadır (Işınkaralar vd., 2017).

Hava kirliliğinin bileşenleri içerisinde ağır metaller ayrı bir öneme sahiptir. Ağır metaller doğada bozulmaz ve yok olmazlar. Ayrıca biyobirikme eğilimindedir. Bundan dolayı ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi, riskli bölgelerin ve risk düzeyinin tespit edilmesi açısından büyük öneme sahiptir (El Hasan vd., 2002). Atmosferdeki ağır metal kirliliğinin insan sağlığı üzerinde önemli etkilerinin olduğuna ilişkin çok sayıda çalışma bulunmaktadır. 1952 yılında 4000 kişinin havadaki ağır metallerin solunum sistemlerindeki hasarından öldüğü ve kurbanlardan alınan örneklerde hastaların akciğerlerini Pb, Zn ve Fe gibi ağır metallerin yüksek seviyede olduğu tespit edilmiştir (Shadid vd., 2017). Bu öneminden dolayı ağır metal miktarının tespiti ayrı bir önem taşır.

Ağır metal konsantrasyonunun izlenmesinde bitkiler biyomonitör olarak sıklıkla kullanılmaktadır. Trafik kaynaklı hava kirliliğinin biyomonitörü olarak kullanılan türler arasında *Aesculus hippocastanum*, *Betula pendula*, *Platanus orientalis*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia tomentosa*, *Elaeagnus angustifolia* gibi pek çok tür sayılabilir (Tomasevic ve Anicic, 2010; Petrova vd., 2014; Ozel vd., 2015; Ozturk ve Bozdogan, 2015).

Bitkiler, özellikle sanayi veya trafik kaynaklı ağır metal birikiminin izlenmesi konusunda yoğun şekilde kullanılmaktadır. Bitkiler biyomonitör olarak kullanılmaları yanı sıra pek çok işlevi de yerine getirirler. Bitkiler buldukları ortamda gürültüyü azaltır (Aricak vd., 2016), psikolojik olarak olumlu yönde etkiler (Cetin, 2015a,b), enerji tasarrufu sağlar (Cetin, 2015c), önemli bir ekonomik kaynaktır (Sevik, 2011; Sevik, 2012), erozyonu önler (Özel vd., 2011; Sevik vd., 2016a), rüzgarın hızını azaltır, toprağı kökleri ile tutarak yağışların ve akarsuların toprağı taşımalarını önler, yaban hayatı ve av kaynaklarını korur. Bitkilerin bulunduğu açık yeşil alanlar hem yetişkinler hem de çocuklar için önemli aktivite alanlarıdır (Çetin ve Şevik, 2016b; Özel ve Ertekin, 2012).

Bitkilerin bu fonksiyonları yanında hava kirliliğinin azaltılması konusunda da son derece etkilidirler (Sevik vd., 2017). Bitkiler doğal yaşam süreçlerinde ışık ve sıcaklığın yeterli olduğu ortamlarda fotosentez yapmakta ve fotosentez için ortamdaki havayı yapraklarındaki stomalar vasıtasıyla bünyelerine alarak CO₂ i

fotosentezde kullanmakta ve böylece ortamdaki CO₂ miktarını azaltmaktadırlar. Oksijen esas itibariyle fotosentez olayı sonucunda bitki metabolizmasının ve az miktarda da atmosferdeki su buharının ayrışması sonucu ortaya çıkmaktadır. Atmosferik oksijen 1.18 x 10¹⁵ t olarak hesaplanmaktadır. Dünyadaki tüm bitkilerin yıllık net oksijen üretimi 70 x 10⁹ t'dur ve her 17000 yılda atmosferik oksijen yenilenmektedir. Üretim miktarı çok az fazla olmakla birlikte, biyolojik işlemlerde kullanılan ve atmosfere verilen oksijen miktarı hemen hemen aynıdır. Bununla birlikte fosil yakıtların yanması ve bitki örtüsünün yok edilmesi sonucu çok büyük oranda potansiyel oksijen yok olmaktadır. Bu yolla atmosfere verilen toplam karbondioksit miktarı 10 milyar tondur ve bu miktar 8 milyar ton oksijenin tüketilmesine eşittir ve bu miktarın geri dönüşümü yoktur (Önder ve Polat, 2012).

Frankfurt'ta yapılan ölçümler bir parkın içerisindeki atmosferik oksijen miktarının %18 ve ağaçlıklı bir caddede ise bu oranın %17 olduğunu göstermiştir. Önemli olmakla birlikte atmosferdeki toplam oksijen miktarının düşüp düşmediği çok fazla ilgi çekmemektedir. Atmosferin üst tabakalarında bulunan milyarlarca ton oksijen yer seviyesinden 50-100 m yükseklikte kullanılamamaktadır. Bir kentte yer alan yeşil alanların tükettikleri miktar kadar oksijen üretmeleri söz konusu değildir. Fakat yeşil alanlar ve ağaçlar rüzgâr hareketleriyle üst tabakadaki oksijenin solunumun gerçekleştiği alt tabakalara taşınmadığı durgun havalarda bu bölgedeki solunabilir oksijen miktarının artışında önemli bir rol oynamaktadır. Kısaca, kent merkezlerindeki açık ve yeşil alanlar, bu alanlardaki bitkilerin O₂ üretmesinden ziyade, şehir içerisindeki sıcak noktaları kırmaları ve şehir içerisine temiz havanın girmesi yönünde önemli etkiye sahiptir (Sevik vd., 2016b).

Yine de bitkilerin yoğun olarak bulunduğu ortamda CO₂ in azalmasına önemli düzeyde katkı sağladığı bilinmektedir. Ağaçların CO₂ azaltmasına yönelik yapılan bir araştırmaya göre Sacramento (California ABD) kentindeki 6 milyon ağaç yılda yaklaşık 335.199 ton atmosferik CO₂ 'i uzaklaştırmaktadır. Bu miktarın parasal karşılığı yılda 3.3 milyon dolara denk gelmektedir (Önder ve Polat, 2012).

Bunun dışında bitki bünyesine giren hava birçok bakımdan temizlenmiş olarak çıkmaktadır. Yapılan çalışmalar bitkilerin ortamdaki CO₂ yanında Karbon monoksit

(CO), partikül maddeler, uçucu organik bileşikler (VOC), ozon, ağır metaller (Aksoy vd., 2000; Beckett vd., 2000; Papinchak vd., 2009; Islam vd., 2012; Zadeh vd., 2013) vb. pek çok kirleticiyi ortamdaki uzaklaştırdığını göstermektedir.

Bitkiler buldukları ortamda havanın filtrelenmesi konusunda da önemli rol üstlenirler. Rüzgâr perdelerine yönelik araştırmalardan ve doğrudan konuya ilişkin olarak yapılan testlerden ağaçların ve yeşil alanların havayı filtrelemede etkin olarak rol oynadığı anlaşılmıştır. Bitki örtüsüyle kaplı alanlarda polen dışında toz oluşumu gerçekleşmemektedir. Ağaçlar öncelikle partikül maddelerin depolanmasını sağlayacak biçimde havanın taşıma kapasitesini azaltır. Bir rüzgar perdesi ya da bitkisel duvar oluşturarak parklardaki ağaçlar partikül maddelerin %85'ini ve caddelerdeki ağaçlar da yaklaşık %70'ini filtreler. Bitkilerin yapraksız olduğu kış aylarında bile ağaçların bu konuda %60 oranında etkinliklerini devam ettirirler. Ağaçlar mevcut yaprak ağırlıklarının 5-10 katına kadar toz tutabilmektedir. Fransa'da 5 yıl süreyle yapılan bir araştırmada, Paris'te ağaçsız bir alanda 1m³ havada ortalama 3910 bakteri varken, hemen yakınındaki bir parkta bu miktarın 455'e düştüğü saptanmıştır. 1994 yılında New York (Amerika Birleşik Devletleri) kentindeki ağaç örtüsünün 1 821 ton hava kirletici maddeyi atmosferden uzaklaştırarak 9.5 milyon dolar katkı sağladığı tahmin edilmektedir (Önder ve Polat, 2012).

Partikül madde hava kirliliği konusunda en önemli parametrelerden birisidir. Partikül maddelere bağlı hava kirliliğinin insan sağlığı üzerinde yaptığı olumsuz etkiler uzun zamandan beri bilinmektedir. Bu olumsuz etkiler sonucu olarak başta akciğer kanseri olmak üzere, kronik astım krizleri, KOAH, göğüs daralması, üst solunum yolu hastalıkları, göz, burun, boğaz tahribatları ve ölüm oranlarında ciddi artışlar görülmektedir. Bunlara ek olarak partikül maddeler üzerinde ağır metaller birikmektedir (Okcu vd., 2009).

Ağır metaller, kirlilik etmenleri arasında belki de en önemlileridir. Aslında metaller doğal olarak meydana gelir ve bazıları küresel ekosistemlerin gerçek parçalarıdır. Bazı ağır metaller düşük dozlarda bitkiler için önemli mikro-elementlerdir; fakat yüksek dozlar bitki türlerinin çoğunun büyümesini engeller ve metabolik

düzensizliğe sebep olabilir (Okcu vd., 2009). Ağır metal konsantrasyonunun izlenmesinde bitkiler biyomonitör olarak sıklıkla kullanılmaktadır (Tomasevic ve Anicic, 2010; Petrova vd., 2014; Ozel vd., 2015; Ozturk ve Bozdogan, 2015).

Bitkilerin çevresel ve sosyal yararları (hava kirliliği önleme, gürültü, erozyon vb.) dikkate alınarak şehir içerisinde ve yakın çevresinde kullanılması ile şehir alanlarındaki yaşam kalitesi, insanın yaşadığı ortamın görsel ve estetik değeri iyileştirilmeye çalışılmaktadır (Tilki vd., 2008). Kent merkezlerindeki bitki varlığı şehir kalitesinin ve inşa yaşanabilirliğinin bir göstergesi olarak kabul edilmektedir (Çetin, 2016).

Bitkilerin ekolojik, ekonomik ve sosyal faydalarına ek olarak, hava kalitesini artırmaya yardımcı oldukları ve hava kirliliğini azalttıkları bilinmektedir (Sevik vd., 2017) Ancak, hava kirliliği içerisinde ayrı bir öneme sahip olan ağır metallerin havadan uzaklaştırılması konusunda her bitki aynı etkiye sahip değildir. Bu güne kadar yapılan çalışmalar, farklı bitkilerin farklı ağır metalleri biriktirme konusunda potansiyellerinin farklı düzeyde olduğunu ortaya koymaktadır. Bundan dolayı bitkilerin gerek biyomonitör olarak kullanımı, gerekse havadaki ağır metallerin havadan uzaklaştırılmaları konusunda etkin biçimde kullanılabilmeleri ancak farklı bitkilerin hangi ağır metali biriktirme eğiliminin yüksek olduğunun belirlenmesi ile mümkündür.

Bu çalışmada trafik yoğunluğunun farklı düzeyde olduğu alanlardan toplanan bazı peyzaj bitkilerinde, farklı ağır metal konsantrasyonlarının trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışma kapsamında *Salix babylonica*, *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Sophora japonica*, *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima* ve *Aesculus hippocastanum* türlerinden, trafiğin yoğun olduğu, az yoğun olduğu ve en az 50 m. mesafede taşıtların girebileceği alan bulunmayan, yani trafiğin olmadığı alanlarda yetişen bireylerden yaprak örnekleri alınmış, bu yaprak örnekleri üzerinde analizler yapılarak Pb, Cu, Ca, Mg, Cd, Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn elementlerinin değişimi belirlenmeye çalışılmıştır.

1.1. Çalışmaya Konu Bitkilerin Genel Özellikleri

Peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan; *Salix babylonica*, *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Sophora japonica*, *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima* ve *Aesculus hippocastanum* türleri çalışmaya konu edilmiştir. Çalışmaya konu türlerin genel özellikleri şu şekildedir

1.1.1. *Tilia tomentosa*

Tilia tomentosa (Gümüşi İhlamur) orijin bölgeleri Kuzey Amerika'dan Meksika'ya Avrupa'dan Asya'ya ve Japonya'ya kadar ılıman olan bölgelerde (65.enleme kadar) her bölgede doğal olarak yayılış göstermektedir (Tamtürk, 2013). Güneydoğu Avrupa'da, Güneybatı Asya'da, Macaristan'da ve balkanların doğusunda Türkiye'de ve Avrupa da özellikle Eski Yugoslavya' da, Bulgaristan'da, Romanya'da ve Yunanistan'da görüldüğü tespit edilmiştir. Bulgaristan'ın düz tepelerinde yayılış yaptığı görülmüştür. Ülkemizde ise Batı Karadeniz ve Marmara Bölgesi ormanlarında kayın, kestane, gürgen ve meşe ormanları arasında yayılış yapmaktadır (Birbilener, 2015).

Tiliaceae (İhlamurgiller) familyasına ait bilinen 40 yakın cinsi, 400 kadar da tespit edilmiş türü bulunmaktadır. Genellikle türlerinin bir çoğu ağaç formuna sahiptir. Ülkemizde ise 2 cinsine ait 5 türünün olduğu tespit edilmiştir. Sınıflandırması zor bir tür olan ihlamurun tespit edilen 17 türü Doğu Asya'da, 6 türü Avrupa'da bir türü de Kuzey Amerika'da bulunmaktadır. *Tilia* cinsine ait türlerin ekonomik yönden ve ekolojik olarak önemleri yüksektir. Bu cinse ait tespit edilmiş türler; *T. americana*, *T. amurensis*, *T. chinensis*, *T. chingiana*, *T. cordata*, *T. dasystyla*, *T. henryana*, *T. heterophylla*, *T. insularis*, *T. intonsa*, *T. japonica*, *T. kiusiana*, *T. mandshurica*, *T. maximowicziana*, *T. miqueliana*, *T. mongolica*, *T. nobilis*, *T. oliveri*, *T. paucicostata*, *T. platyphyllos*, *T. rubra subsp. caucasica*, *T. taquetii*, *T. tomentosa* ve *T. Tuan*'dır. Türkiye'de ise tespit edilen türleri; *T. tomentosa* Moench., *T. cordata* Miller, *T. platyphyllos*, *T. rubra subsp. caucasica* doğal olarak yayılış göstermektedir (Birbilener, 2015).

İhlamurlar (özellikle *Tilia tomentosa* ve *Tilia platyphyllos*) sıcak iklim koşullarına sahip dağlık vadilerde ve benzeri alanlarda uygun yetiştirme alanlarında geniş çap yapabilme ve yüksek boy yapabilme özelliğine sahiptir. Genç ağaçlarda gövde kabuğu düzgün boyuna yönde açık gri renkte ve sık olukludur. Ağacın yaşı ilerledikçe gövde rengi koyu gri ya da siyah çatlaklı olmaktadır. (Fotoğraf 1.1) (Ebcin Korkusuz, 2014).



Fotoğraf 1.1. *Tilia tomentosa* gövdesi

Gümüşi ihlamur geçirgen, hafif ve genellikle yaz boyunca nemli kalabilme özelliğinde bulunan kireçli toprakları ve gevşek, hafif nemli ve besin maddelerince zengin derin toprakları tercih etmektedir. Türkiye’de Gümüşi ihlamur bol yağış alan Karadeniz bölgesi boyunca ve Batı Anadolu dağlarında alçak rakımlarda bulunmaktadır. Sürgün verme özelliği kuvvetli olduğundan dolayı baltalık ve korulu baltalık ormanlarının oluşturulması için elverişli bir türdür (Ebcin Korkusuz, 2014).

T. tomentosa 20-35 metreye kadar boylanabilen, kışın yaprağını döken, genellikle ağaç formunda bazı türlerinde ise çalı formuna sahip odunsu bir yapıda olan bir

bitkidir. Hızlı bir şekilde gelişim göstermektedir. Genç yaşlarında piramidal bir formu var iken ileriki yıllarda oval bir şekil almaktadır. Loblu yaprakları kalp biçimindedir. Üst yüzeyleri yeşil renklidir ve tüyler ile kaplıdır. Alt yüzü üst yüzüne göre daha çok tüsü yapıdadır. Asimetrik yaprak tabanı vardır. Uç kısımları sivri biçimde kenarları ise dişlidir. Yaprak sapının dal ile birleştiği kısımda iki adet kulakçık mevcuttur (Birbilener, 2015). Yaprak saplarının üzerinde de tüyler bulunmaktadır ama bu tüyler sonraları dökülür ve sürgünler kırmızı kahverengi, zeytuni yeşil bir renk alır. Dalları gövdeden dar bir açı ile ayrılır. Sık dallı bir ağaç türüdür. Çiçekleri, taşıdıkları staminodiyumlar nedeniyle, katmerli bir yapıda görünmektedir. Sarkık olarak bulunan simoz çiçek kurulları 7-10 adet çiçekten oluşur. Brahteleri tüylüdür. Çiçeklenmeye başlaması Haziran ayı başlangıcı ile Temmuz ayında oluşur. Çiçekleri hoş kokulu ve sarı renklidir (Fotoğraf 1.2.) (Tamtürk, 2013).



Fotoğraf 1.2. *Tilia tomentosa* ağaç formu(URL-3,2018)

1.1.2. *Elaeagnus angustifolia*

Elaeagnus angustifolia (İğde) kapalı tohumlu bitkilerden (*Magnoliophyta*) grubunun, iki çenekliler (*Magnoliopsida*) sınıfından, gülgiller (*Rosales*) takımı içinden, iğdegiller (*Elaeagnaceae*) familyasına ait yararlı bir bitki türüdür (Kalyoncu, vd., 2008).

Bu bitki türünün Avrupa, Asya ve Kuzey Amerika coğrafyasında yayılış gösteren yaklaşık 10 türü olduğu bilinmektedir. Sadece kültür formları ile üretilen türlerine iğde, doğal olarak yetişen türlerine de kuş iğdesi adı verilen *Elaeagnus angustifolia* türünün Türkiye de ise doğal olarak yayılış göstermektedir (Gülcü ve Çelik Uysal, 2010). Asya Kıtasının orta ve batı bölgelerinde, Gobi Çölü'nde, Alpler'de, Akdeniz çevresinde ve ülkemizde tüm Karadeniz, Marmara, Güney Anadolu ve Güney Doğu Anadolu coğrafyasında yayılış gösteren bir türdür (Göktürk vd., 2007).

Dikey yayılışını deniz seviyesinden 3000 metreye yükseltiyeye kadar yapabilmektedir. Diğer ağaç türlerine göre hızlı büyüme özelliği gösteren ve kuvvetli bir yan kök geliştirebilme yeteneğine sahip olan bu türün köklerinde havanın serbest azotunu bağlayarak toprak koşullarını iyileştirebilen nodüller mevcuttur (Göktürk vd., 2007). Yılın tüm zamanları yeşil kalabildiği gibi kışın yaprağını döken çalı ve ağaç formları da bulunmaktadır (Gülcü ve Çelik Uysal, 2010). Keskin ve güzel kokulu çiçeklere sahip olan iğde 7-8 m boy yapabilmektedir. Yarı gölge ağacı olan bu türün yaprakları 4-8 cm uzunluğunda olup, dar mızrak şeklinde, kenarları düz, uçları küt ve sivri yapıdadır. Sık ve gevrek dikenli sürgünleri haziran ayında çiçeklenmeye başlar (Fotoğraf 1.3., Fotoğraf 1.4.). Tohumu meyve içerisinde bulunup 5-10 mm uzunluğunda ovalimsi ve sivri uçlu bir yapıdadır. Her meyve de tek bir tohum bulunmaktadır. Üretimi, yazın seralarda elde edilen yarı olgun çeliklerle veyahut sonbahar da ve kış sonunda odun çelikleri veya daldırma yöntemi ile üretilir (Kalyoncu, vd., 2008).



Fotoğraf 1.3. *Elaeagnus angustifolia* Çiçek formu



Fotoğraf 1.4. *Elaeagnus angustifolia* Ağaç formu

Toprak isteği bakımından hafif kumlu ve gübreli toprakları tercih etmektedir (Kalyoncu, vd., 2008). Sığ, kuru ve kurak, fakir, kireçli ve tuzlu topraklarda da iyi bir gelişim gösteren iğde toprak isteği bakımından da oldukça kanaatkâr bir türdür (Göktürk vd., 2007).

Elaeagnus türleri degrade toprakları, kullanılabilir hale getirmeleri ve toprak koruyucu özellikleri nedeniyle ülkemiz için değerli bir türdür (Göktürk vd., 2007). Meyvelerinin diğer birçok besin maddesinden daha yüksek değere sahip olduğu karbonhidrat, protein, organik maddeler, aminoasitler ile vitaminlerden dolayı yaban hayatı açısından da önemli bir yer tutmaktadır (Gülcü ve Çelik Uysal, 2010). Yaban hayatı bakımından önemli bir tür olduğu gibi erozyon kontrol çalışmalarında ve alle ağaçlandırılmalarında da tercih edilmektedir (Göktürk vd., 2007).

Uzun bir süredir ülkemizde sorun olan erozyon ile mücadelede son derece önemli bir yere sahip olmasına rağmen yeterince üzerinde çalışma yapılmamış, bugüne kadar göz ardı edilmiş bir türdür. Yukarıda belirtilen özelliklerinden dolayı, kurak ve yarı

kurak alanların taban arazilerinde uygulanacak ağaçlandırma çalışmalarında da içdeden yararlanılabilir (Gülcü ve Çelik Uysal, 2010).

Bu özelliklerinin yanı sıra tıp ve eczacılık alanlarında da kullanıldığı Asya ve Avrupa'da belgelendirilmiş olup, içde üzerinde tıbbi alandaki ilk deneysel çalışmalara 1950 yılında Rusya'da başlanıldığı bilinmektedir. Hastalık ve böcek zararlarına karşı oldukça dayanıklı olması nedeniyle Avrupa ve Amerika'da yol kenarları ağaçlandırılmalarında sıklıkla tercih edilmektedir (Gülcü ve Çelik Uysal, 2010).

1.1.3 *Prunus cerasifera*

Erik, dünya coğrafyasında kültüre alınan meyve türleri arasında geniş bir yayılış alanına sahip bir türdür. Çeşitli türlere sahip olan erik, farklı ilkim koşullarında ve arazi tiplerinde yetişebilmektedir (Özkarakaş vd., 2006). Geçmişten günümüze yabani eriklerin Küçük Asya ülkelerinden başlayarak diğer tüm Akdeniz ülkelerine de yayılarak geniş alanları kapsadığı bilinmektedir. Çoğu araştırmacıya göre eriğin yayılış alanının Karadeniz ile Orta Asya arasında olduğu belirtilmektedir. İtalyanca 'da eriğe 'susina' adı verildiği gibi Pers İmparatorluğu'nun Elam ülkesinde bulunan Susa kentinden kaynaklanabileceği belirtilmektedir (Özkarakaş ve Ercan, 2003).

Yapılan araştırmalar çerçevesinde bitki türlerinin orijin tespitleri yapılırken Anadolu 'da da erik türlerinin orijinlerine rastlandığı bilinmektedir. Türkiye belirlenen bu önemli erik türlerinin *Prunus cerasifera*, *Prunus institia* ve *Prunus spinosa*'nın gen merkezi konumundadır. Bu erik türlerinin dışında *Prunus domestica* ve *Prunus salicina*'dan elde edilen önemli kültür formları da ülkemizde yetiştirilmektedir (Özkarakaş vd., 2006).

Ülkemiz de oldukça geniş bir popülasyona sahip olan *Prunus cerasifera* (yeşil erik) yetiştiriciliği üzerine çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Bu tür içerisinde yetiştiriciliği yapılan dört çeşit erik türü bulunmaktadır. Bunlar Papaz, Can, Havran ve Kebap türleridir. Üretimi yapılan erik çeşitleri arasında geniş bir varyasyon söz konusudur. Erik, çok sayıda tür ve hibritleri kapsamaktadır. Bu nedenden ötürü geniş bir morfolojik karakter farklılığı göstermektedir (Özkarakaş vd., 2006).

Rosacea familyasından olan *Prunus cerasifera* cv. '*Pissardii Nigra*' (süs eriği), *Prunus* cinsindeki diğer erik türleri gibi yenebilen kırmızı küçük meyvelere sahiptir. Morfolojik karakter olarak ortalama 9 m boy yapabilen yuvarlak tepeli, yapraklarının kırmızı görüntüsü ile hoş görünümlü, kışın yaprağını dökabilen bir bitki türüdür. Yaprakları kırmızı saplı, parlak kırmızımsı-yeşil renktedir (Fotoğraf 1.5.). Ağaç üzerinde çiçek kurullarının tek veya gruplar halinde bulunduğu ve dış tarafında beyaz orta kısımlarına doğru pembemsi bir renk aldığı görülebilmektedir (Fotoğraf 1.6.). İlkbaharda ağaçların yapraklanmaya başlamadan önce çiçek açan sık dallanmış bir yapıdadır. Meyvesi bakımından yuvarlak, etli, ekşi ve parlak koyu kırmızı bir meyveye sahiptir. *Prunus cerasifera* peyzaj mimarisinde yaygınlaşan bitki kullanımından dolayı çokça tercih edilmektedir. Mimarların önemli tercihleri arasına girmesinden dolayı *Prunus cerasifera*'nın ekonomik olarak önemi gün geçtikçe artmaktadır. Halk arasında da çeşitli hastalıklara iyi geldiği için de tıbbi bir bitki olarak da kullanımı yaygınlaşmıştır. (Kırbağ ve Göztok, 2016).



Fotoğraf 1.5. *Prunus cerasifera* ağaç formu



Fotoğraf 1.6. *Prunus cerasifera* çiçek ve yaprak formu

1.1.4. *Ailanthus altissima*

Ailanthus altissima'nin (Kokar ağaç) orijini Çin'dir. Avrupa'da bu bitkiyi tanınması 1740, Amerika'nın ise 1751 yılında olmuştur. Şimdiki coğrafi yayılımını Akdeniz'den Orta Avrupa'nın kuzeyine kadar yayılım göstermektedir. *Ailanthus*'un diğer adı da cennet ağacı olarak geçmektedir. Bu ismin verilmesinin sebebi İsrail'in yaptığı çöl ağaçlandırmalarından dolayıdır. Familyası *Simaroubaceae*, takımı *Sapindales* ve ait olduğu da sınıf *Rosidae*'dir (Bardak, 2014).

Kokar ağaç çeşitli özelliklerinden dolayı uzun süreler boyunca park ve bahçe bitkisi olarak kullanılmıştır. Hızlı gelişim göstermesi, gösterişli ve renkli yaprakları, etkileyici meyve özellikleri bunlardan sadece bir kaçıdır. İlerleyen dönemlerde istilacı bir özelliğe sahip olmasından dolayı allelopatik kimyasallar yaymasıyla etrafında diğer bitki türlerinin yaşamasına olanak sağlaması, yaprak, meyve ve odunun kötü kokması kullanımının azalmasına neden olmuştur. Kokar ağaç, sıcak, soğuk hava şartlarına, tuzlu suya, asit yağmurları ve kentlerdeki kirli hava koşullarına oldukça dayanıklıdır (Bardak, 2014). En uygun gelişme sıcaklığı 7-18 °C tespit edilmesine rağmen -35 °C'ye kadar da yaşadığı gözlemlenmiştir (Önen, 2015). Diğer bitki türlerinin yaşamakta zorlandığı ya da sağlıklı bir şekilde adapta

olabilmeye çalıştığı otoyol kenarları ile diğer kirli alanlarda hava ve toprak kirliliğine karşı dayanıklı olmasından dolayı yaşamını devam ettirebilmektedir. Bu alanların dışında nehir ve akarsu kenarları, çakıllı toprakları da sevmektedir ama en iyi gelişimini gevşek yapılı ve derin topraklarda yapar. Sıcaklık ve ışık isteği yüksek bir türdür. İlk yıllarda fidanları donlardan zarar görebilir (Bardak, 2014).

Ailanthus altissima orman yangınlarından sonra bulunduğu alanda tekrardan yoğun bir şekilde çoğalabilmektedir. Eşeyli veya eşeysiz olarak üreyebilmektedir. Kök ve kütük sürgünü verme özelliği oldukça yüksektir. Tohumla ve kök çelikleri ile üretimi yapılabilir. 40- 50 yıl kadar yaşamlarını devam ettirebilirler kısa ömürlü bir türdür. Çok hızlı büyüdüğü ve ürettiği için dikimi yapılan bölgelerde istenmeyen sonuçlar elde edilmemesi için denetim altında tutulmalıdır. Yaklaşık olarak 25 yılda 15 metre, 50 yaşında ise 30 metre boya ve 1 metre çapa sahip olabilmektedir. Ülkemizin hemen hemen her bölgesinde karşılaştığı gibi Doğu Karadeniz Bölgesinde de halk tarafından yayılması sağlanmıştır. Bu bölgelerde genellikle 0-400 metre yükseklikler arasında rastlanılabilmektedir. Farklı rakımlarda da uyum sağladığı tespit edilmiştir (Bardak, 2014). 2400 metreye kadar olan yüksekliklerde gelişim göstermektedir (Önen, 2015).

Yaz aylarında yeşil kalabilen kışın yaprak döken geniş tepeli bir ağaçtır. Yılda 50-80 cm boy yapabilir. En fazla yaptığı çap 1 metredir. Kabuk yapısı genç yaşlarda düz ve açık gri iken ağaç yaşlandıkça ince üzerinde ince çatlaklar oluşabilmektedir. Dal formu düzgün, açık ya da koyu gri renğinde gövde kabuğunda meydana geldiği gibi yaşlandıkça dallar üzerinde de kabarık çatlaklar olabilmektedir. Tek bileşik olan yaprakları 15-35 adet mızrak şeklinde yaprakçık taşır ve 40-50 cm boyundadır. Yaprakçıkların ön tarafları düz kenarlı, dibe doğru kaba dişli üst yüzeyleri ise canlı yeşil, alt yüzleri koyu yeşil renktedir. Kötü kokmasına sebep olan yağ bezleri yaprakçıkların dip tarafında bulunur. 3-7 cm uzunluğunda, 2-3 cm genişliğindedirler (Fotoğraf 1.7). (Bardak, 2014).



Fotoğraf 1.7. *Ailanthus altissima* çalı formu formu

Sürgün uçlarında birleşik salkımlar halinde bulunan çiçeklerinin üzerinde erdişi ve dişi çiçekler bir arada bulunur. Petaller ve sepaller 5 parçalıdır. Petaller sarımsımsı beyazdır. Meyveleri kanatlıdır. 3-4 cm boyunda, 4-5 cm genişliğinde ince şeritler halindedir. Tohumları meyvenin orta kısmında yer alır. Öz ışınları belirgin bir şekilde gözle görülebilir ve yıllık halkaları çok geniştir (Fotoğraf 1.8.) (Bardak, 2014).



Fotoğraf 1.8. *Ailanthus altissima* yaprak ve tahum formu

1.1.5. *Salix babylonica*

Salix babylonica (sakım söğüt) kapalı tohumlulardan (Magnoliophyta) grubunun, (Magnoliopsida) sınıfının, (Salicales) takımının Salicaceae familyasına ait bir bitki türüdür (MEGEP, 2007).

Coğrafi yayılışını Asya'nın güney bölgelerinde yapabilmektedir (MEGEP, 2007). Ana vatanı olan Çin'den dünyanın her bölgesine yayılmıştır (Özay, 1997). Dünya da yayılış yapan 300 civarında taksonu bulunurken, ülkemizde ise belirlenmiş 24 tane taksonu mevcuttur. Söğütlerin kendi türleri ile kolayca melezlenmesinden ve çok fazla taksona sahip olmasından dolayı sistematiklerini belirlemek oldukça zordur. Ülkemizde bulunan *Salix alba* (ak söğüt), *Salix babylonica* (salkım söğüt), *Salix caprea* (zorkun, keçi söğüdü, orman söğüdü), *Salix fragilis* (gevrek söğüt), *Salix cinerea* (boz söğüt) ve *Salix viminalis* (sepetçi söğüdü) en sık karşılaşılan söğüt türlerindedir. Pek çok türü de park ve bahçelerde süs bitkisi olarak yetiştirilmektedir (Bıçakçı vd., 2014).

Salix, bazen çalı formlarında bazen de ağaç halinde kışın yaprağını döken odunsu bitki türlerindedir. 10-15 m boy yapabilme yeteneğine sahiptir (Bıçakçı vd., 2014). Yaz mevsimi boyunca yeşil kalabilen, sarkık formu hoş görünlü bir ağaçtır.

Dalları yapısı ince ve uzun, sarkıktır. Sürgün ve dallarının sarkık olması dallarının elastiki özelliğinden kaynaklanmaktadır (Özay, 1997). Genç sürgünleri boz renkli tüylerle kaplıdır. Dar yaprakları 8-16 mm uzunlukta şerit şeklinde ya da mızrak biçiminde, kısa saplı, üst yüzü koyu, alt yüzü boz yeşil renklidir (Fotoğraf 1.9.) (Özay, 1997). Çiçekleri kurulları başak şeklinde, sarımsı beyaz renklidir. Baharın gelişi ile erken sürgün verir ve mart – nisan arasında çiçeklenmeye başlar (MEGEP, 2007). Erkek ve dişi çiçekleri farklı ağaçlar üzerinde bulunmaktadır. Genellikle böcekler ile tozlaşması gerçekleşmektedir. Kapsül şeklinde olan meyvesinde çok sayıda küçük tohum mevcuttur. Tohumlarının dış yüzeyleri kadifemsi beyaz tüylerle kaplıdır (Bıçakçı vd., 2014).

Tohumları mayıs-haziran ayında dağılmaya başlar. Tohumlarının dağılması ile ağaçların etrafında pamuksu bir görünüm meydana gelmektedir. Pamuksu görünümünden dolayı birçok kişi tarafından polenle karıştırılan tüysü yapıdaki tohumları dişi ağaçtaki çiçeklerden oluşmaktadır (Bıçakçı vd., 2014).



Fotoğraf 1.9. *Salix babylonica* ağaç formu

Su kenarları için çok elverişli bir bitki türüdür. Dona karşı duyarlıdır. Soğuk ve rutubetli yerlerde yetişebilmektedir. Bu özelliğinden dolayı park ve bahçelerde su öğelerinin çevresinde sürgünlerinin estetik görünümünden dolayı sıkça tercih edilmektedir (Karaca ve Kuşvuran, 2012). Toprak isteği bakımından derin, serin, nemli ve killi toprakları tercih etmektedir. Tuzlu ve sahil kenarlarındaki topraklarda da kolaylıkla yetişebilmektedir. Budamaya elverişli bir ağaçtır. Yayvan kök sistemi geliştirir. Üretimi kasım-şubat aylarında alınan çelikler ile yapılmaktadır (MEGEP, 2007).

1.1.6. *Robinia pseudoacacia*

Kuzey Amerika ve Meksika da 35-43 derece enlemleri arasında doğal yayılışını yapan *Robinia pseudoacacia* (Beyaz çiçekli yalancı akasya) nın yaklaşık 20 civarında türü olduğu bilinmektedir. Coğrafi olarak dikey yayılışını 1100 metre yükseltiye kadar yapabilmektedir. Doğal yayılışını yaparken tek tek veya gruplar halinde yayılış göstermektedir. 25 metreye kadar boylanabilme özelliği gösteren bu tür ortalama 100 yıl yaşayabilmektedir. Avrupa da XVII. yüzyılda yayılmaya başlayan akasya, Türkiye'ye Cumhuriyet ile birlikte gelmiştir. Ülkemizde çoğunlukla yol kenarlarına, okul bahçelerine, kırsal alanlara ve tren yolu kenarlarına dikimleri gerçekleştirilmiştir. Bu nedenlerden dolayı bu tür ülkemizde Cumhuriyet ağacı diye de bilinmektedir (Keskin, 2007).

Osmanlı imparatorluğu zamanında ülkemize gelen yabancı şirketlerin oluşturduğu teren yolu istasyonlarının çevrelerine ve tren yolu şevlerinde, kullanılan dolgu alanlarında erozyonu önlemek amacı ile yabancı şirketler tarafından getirilip dikilmiş olduğu tahmin edilmektedir. Akasyanın ilk fidanı İstanbul Belgrad Orman'ın da kurulan fidanlıkta üretimi gerçekleştirilerek Ankara Atatürk Orman Çiftliğinin ağaçlandırma çalışmalarında kullanılmıştır. Ağaçlandırması ve meşcere kuruluş çalışması yapılan yapraklı ağaç türleri arasından okaliptüs ve melez kavaktan sonra 3. sırada yer almaktadır. Yalancı Akasya yatay yayılışını hemen hemen ülkemizin tüm coğrafi bölgelerinde yapabilmektedir. Dikey yayılışın da oldukça yükseklere çıkabilen Akasya türü Kuzey Anadolu Dağlarında ve Doğu Karadeniz de 900 metre yükseltilere çıktığı ve hızlı büyüme yaptığı bilinmektedir. Daha yüksek rakımlara

doğru çıkabileceği de tahmin edilmektedir, fakat yükseklere çıktıkça hızlı büyümesinin ve gelişme hızının yavaşlayacağı düşünülmektedir (Erkan, 2012).

Türkiye de Orman Bakanlığının ve Ağaçlandırma ve Erozyon Kontrol Genel Müdürlüğü'nün kurulması ile birlikte hız kazanan ağaçlandırma çalışmalarının en çok tercih edilen türleri arasında da Akasya ağacının kullanıldığını rahatlıkla dile getirebiliriz. Akasyanın dış kabuğu genç yaşlarda düz bir yapıda olup üzerinde lentisellerle kaplı görünümü vardır. Yaşlı bireylerinde ise gövde kabuğu kalın, derin çatlaklı, gri-kahverengindedir (Fotoğraf 1.10.). Yoğun dallanma gösteren Robinia pseudoacacia L. lateral bir kök sistemine sahiptir (Keskin,2007).



Fotoğraf 1.10. *Robinia pseudoacacia* gövde formu

Toprakta kök gelişmesini genellikle horizontal olarak yapar, bazı köklerinin gelişmesinde verikal kök gelişmesi de görülebilir. Yetişme ortamı muhiti oldukça geniştir. Yüksek verim elde edilmesi isteniliyorsa yeterli derecede besleyici madde içeren, su kapasitesi (taban suyu 150 cm) uygun düzeyde olan ve havalanması yönünden iyi olan topraklara ihtiyaçları vardır. Killi topraklar toprağın havalanmasını engellediği için tercih edilmemelidir. Toprak strüktürü ince kumlu ve

hafif balçıklı topraklar bu tür için en uygun olan topraklardır. Kuraklığa ve marjinal toprak yapısına da tahammül yeteneği vardır. Çok kuru ve ağır topraklardan ziyade farklı toprak türleri üzerinde de yetişebilmektedir. Yalnız bu koşullarda sadece toprak korunması ve yeşil örtü amaçlı kullanılan alanlarda tercih edilmelidir. Coğrafi yayılış alanlarında sahip olduğu ortalama yağış miktarı 1000-1500 mm civarında olup bu miktarın 500-750 mm si büyüme mevsiminde gerçekleşmektedir. Sıcaklık isteklerine bakılacak olunursa yaz ayı sıcaklık ortalaması 20-27, maksimumu 30-38 derece olmaktadır. Kış ayları ortalaması da 2-8, minimumu ise (-10)- (-25) derecedir (Keskin, 2007).

Uygun koşullar altında büyümesi hızlı ve kuvvetli bir şekilde gerçekleşmektedir. Genç bireylerinde boy artımı 1. Yılda 1 metre, 2-5. yılları arasında ise ortalama boy artımı 2 metredir. 20. Yaşına kadar hızlı büyüme özelliğini korumaktadır. Bu yaştan sonra boy büyümesi azalmaya başlamaktadır ve 40. Yaşından sonra boy büyümesi gerçekleşmemektedir. Hacimce gelişmesi ise 30-40 yaşlarına kadar hızlı bir şekilde gerçekleşmekte daha sonra da yavaşlamaya başlamaktadır. Çiçeklenmeye 4. ve 5. yıllarında başlamaktadır. Çiçeklenmenin fazlaca görüldüğü yaşları 25-30 olan ve tepe tacının iyi gelişim gösterdiği ağaçlarda görülmektedir. Bir dereceye kadar donlara karşı direnç gösterir (Keskin, 2007).

Köklerinde bulunan nodüller sayesinde azot bağlayıcı bakteriler tarafından havanın serbest azotunu su ile alınabilir hale getirerek toprağı azotça zenginleştirmektedir. Bu sayede de etrafında bulunan bitkilerin de gelişmesine yardımcı olmaktadır. Genellikle toprak kayıplarını önleyici nitelikte ve gevşek yapılı toprakların ağaçlandırılmasında kullanılmaktadır (Keskin, 2007).

Genç sürgünleri yeşil-kırmızı, kahverengi çıplak ve hafif tüylü ve köşelidir. Üzerlerinde batıcı dikenleri mevcuttur. Yaprakçık sayıları genellikle 7-19 arasında değişmektedir. Yapraklarının şekli eliptik veya yumurta biçiminde olabilir. Yapraklarının üst yüzeyleri açık yeşil renkte olup alt yüzeyleri gri-yeşil renktedir. Yaprakları tek tektir ve üzerleri tüyle kaplı değildir. Güzel kokulu olan çiçekleri çoğunlukla beyaz renklidir. 10-20 cm uzunluğundaki salkımları yaprak koltuklarından aşağıya doğru sarkmaktadır(Fotoğraf 1.11.). Koyu kahverenginde

olan meyveleri 5-10 cm uzunluğunda bakla şeklinde ve 4-10 adet arasında değişmektedir. Işık ağacı olan Akasya, en iyi gelişimini akarsu kenarlarında ve dolgu yapılan arazilerde yapmaktadır. Ülkemizde her yerde kolaylıkla yetişebilmektedir(Fotoğraf 1.12.) (Yazılan, 2010). Mevcut Yalancı Akasya alanlarının güncel durumu Orman Genel Müdürlüğü verilerine göre 128,4 ha olarak tespit edilmiştir (Keskin, 2007).



Fotoğraf 1.11. *Robinia pseudoacacia* çiçek ve yaprak formu



Fotoğraf 1.12. *Robinia pseudoacacia* tohum formu

1.1.7. *Sophora japonica*

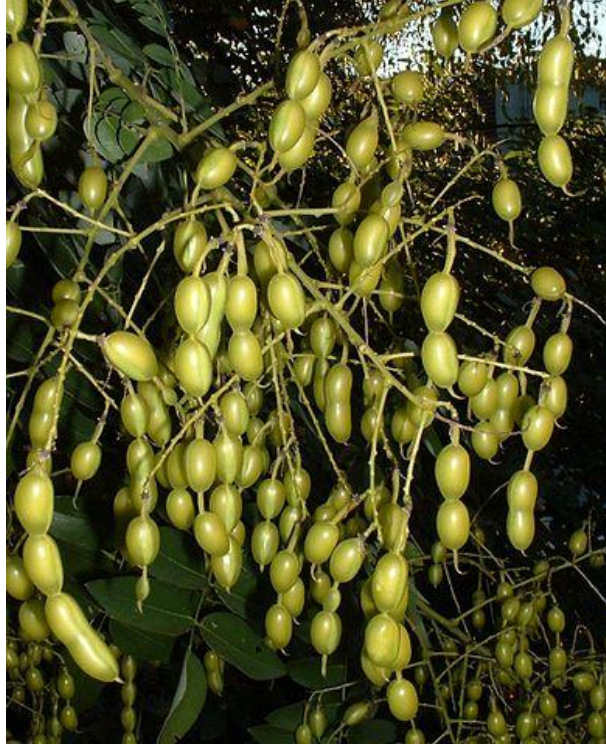
Sophora japonica, (Japon pagoda ağacı, sofora) bitkisinin coğrafi olarak yayılışı alanı Japonya ve Çin'dir (Kaya, 2014). Yapılan çeşitli araştırmalar sonucunda bu bitki taksonunun Türkçe isminin var olup olmadığı tespit edilememiştir. Kullanılan İngilizce isminin Japon Tapınak Bitkisi olduğundan dolayı Türkçe olarak adlandırılması Türkçe Bilimsel Adlandırma Yönergesi çerçevesinde Tapınak Bitkisi olarak isimlendirilmiştir (Uygur ve Erkul, 2015).

Sophora japonica, ılıman iklim bölgelerine sahip ülkelerde gelişimini rahatlıkla sürdürebilmektedir. Ortalama olarak 20-25 metre boy yapabilme özelliğine sahip bir türdür. Yuvarlak formu bu bitki türü geniş tepe tacına ve sık yapraklara sahip olup gelişimini gölge alanlarda da iyi bir şekilde yapabilmektedir. Tercih ettiği toprak tipleri derin, iyi bir drenaja sahip olan topraklardır. Kurak alanlara ve şehirlerin kirli havasına karşın da iyi bir direnç gösterir ama donlardan da zarar görebilmektedir (Kaya, 2014) . Yapraklarının üzerlerin de tüyler mevcut olup boyutları 15-20 cm civarındadır. Genç sürgünleri ise tüysüz yapıda olup yeşil renktedirler. Kısa saplı yaprakçıklarının sayısı 7 ila 17 arasındadır. Tüylü olan yaprakçıkların üst yüzeyleri parlak koyu yeşil iken alt yüzeyleri mavimsi yeşil renktedir. Yaprakları dökülmeye başlamadan önce altuni bir renk alır. Dikine duran salkım halindeki çiçekleri sarımsı beyaz, kokulu ve küçük çiçeklidir (Fotoğraf 1.13.) (Kuş, 2013).



Fotoğraf 1.13. *Sophora japonica* çiçek formu

Tohumları 8-10 cm uzunluğunda olup aşağı sarkık durumda bulunurlar. Bitkinin yaprakları döküldükten sonra üzerinde güzel bir görüntü oluştururlar. Etli bakla meyveleri içinde düğümlenmiş gibi boğum boğum olan tohumları siyah renklidir. Tohum kabuğu çok serttir ve Kasım - Aralık aylarında olgunlaşır. Tohum toplama zamanı ise Kasım ayında başlayıp Şubat ayına kadar devam etmektedir(Fotoğraf 1.14). Yaz aylarında açan çiçekleri de ağaç üzerinde uzun süre kalabilmektedir. Dekoratif bir görünüm oluşturduklarından dolayı park ve bahçelerin düzenlemelerinde soliter veya alle ağacı olarak hoş bir görüntü oluşturmak amacı ile kullanılmaktadır. Kent iklimine ve dumanlı havalara dayanıklı olması nedeniyle tren istasyonlarında, fabrika çevrelerinde ve yapılan ağaçlandırma çalışmaların da oldukça sık tercih edilmektedir. Aşı ile üretimi yapılan Pendula formu çok kıymetli bir formudur (Kaya, 2014).



Fotoğraf 1.14. *Sophora japonica* tohum formu

1.1.8. *Aesculus hippocastanum*

Aesculum hippocastanum dünya üzerinde ihtişamlı görüntüsü ile bilinen bir bitki türüdür. Bilimsel adı olan *Aesculus*, Latince de gıda anlamına gelen “*esca*”

kelimesinden türemiştir. Ağacın tohumları atların gözlerine benzediği için genel adı atkestanesidir. Ayrıca atların kırık tedavisinde de kullanıldığı içinde bu isim verilmiştir. Latince adı *Aesculum hippocastanum* L. (*Hippocastanaceae*) dir. Literatürde kullanılan diğer taksonomik isimleri: *Aesculus castaneo.*, *A. procera*, *Castenea equino*, *Hippocastanum vulgare*'dir (Akbel, 2010).

Coğrafi yayılışı Asya ve Hindistan'dır. Yunanistan dağları, Bulgaristan, kuzey İran ve Himalaya dağlarında da doğal olarak yayılışını sürdürmektedir (Özçimder,2014). Avrupa'nın bu bitkiyi tanıması İstanbul'dan Fransa'ya gitmesiyle olmuştur (Konuk, 2012). Atkestanesi'nin çeşitli alanlarda kullanılmak için Kuzey Avrupa, İngiltere, Danimarka, İskandinavya, Türkiye ve Rusya gibi ülkelerde kültür formları üretilmiştir (Özçimder, 2014).

2 cinsi ve 13 türü bulunmaktadır. Türkiye'de *A. pavia* ve *A. hippocastanum* türleri bulunmaktadır. Türkiye ve Avrupa'da park ve bahçelerde süs bitkisi olarak yetiştirilir. 17. yüzyıl başlarında İstanbul'dan Fransa'ya götürülmesi ile Avrupa bu bitkiyi tanımıştır

Atkestanesi (*Aesculus hippocastanum*); 20-30 metreye kadar boy yapabilme özelliğine sahiptir. Ağacın gövdesi düz ve sütunlu olup dalları sık olduğu için tepe tacı geniş ve düz bir formdadır. Dalları yatayda bir büyüme göstererek çok hızlı bir boylama özelliğine sahiptir (Konuk, 2012) (Fotoğraf 1.15.).



Fotoğraf 1.15. *Aesculus hippocastanum* ağaç formu (URL-3, 2018)

Işınsal yapraklarının formu 5-9 yaprakçıklı palmat bir yapıdadır. Uzun saplı olup yaprakların üzerlerinde tüysü bir yapı mevcuttur. Dizilişleri karşılıklı, yaprak kenarları dentat ya da düz olabilmektedir (Konuk, 2012). Koyu yeşil yaprakları sonbaharda dökülmeye başlamadan önce sarımtırak kahverengi bir renk alır. Elsi yapıda olan yaprakların 7 lobu vardır, uzunlukları 20 cm civarında olup petiol üzerinde sıralanmışlardır. Taç yapraklar 10-15 mm boyunda, üçü yukarı tarafında iki aşağıda olmak üzere dip kısmında büyüdükçe sarıdan pembemsi kırmızıya dönen benekli bir yapıdadır (Akyüz, 2010).

Çiçekleri beyaz renkli, piramit şeklinde sakımlar oluşturan ve üzerlerinde pembe benekleri olan dallanmış salkım şeklindedir. Mat kırmızı ve nadir görülen sarı renkli çiçekli türleri Güney Amerika 'da görülmektedir. Bahar aylarının gelmesi ile ağaç tamamen çiçekler ile kaplanır ve etrafına hoş bir görüntü yayar (Konuk, 2012). Ağacın çiçeklenmeye başlaması, uç noktasından aşağı doğru gerçekleşir ve ilk erkek çiçekleri çiçek açmaya başlar (Özcimder, 2014).

Bu çiçeklerde meydana gelen kapsül durumundaki kalın çeperleri olan meyvelerinin dış yüzeyleri dikenlidir. Meyveler olgunlaşınca, yeşil renkli dikenli olan kabuk yarılmaya başlar ve içerisinden 1-3 adet parlak kahverenginde, tadı buruk ve acı olan tohumu düşer (Konuk, 2012). Çiçeklerinin ağaç üzerindeki diziliş ve duruş farklılıklarından dolayı dekoratif olarak sıkça tercih edilen türler arasındadır. Parklarda, yol refüjlerin de ve gölgeleme ağacı olarak da kullanılır. Yaz aylarında üzerinde çiçekleri bulunduğundan dolayı hoş görünümlü olup sonbaharla birlikte yaprakların dökülmesi ile diken meyveleri ortaya çıkar. Soğuk iklim şartlarına dayanıklıdır fakat ekstrem donlardan zarar görür. Sıcak ve güneşli iklim alanlarında gelişimini iyi bir şekilde gösterir. Aydınlık alanları ve yarı gölge alanları sever (Konuk, 2012).

Atkestanesi meyveleri (tohumları); şekerler, nişasta, sabit yağ, flavon türevleri ve glikozitler (aesculin, esculin) ve triterpenoid saponinler (aescin, escin) içermektedir. Kapsül şeklindeki meyvelerinin içersin de 1-3 adet tohum bulunur. Dikenler ile kaplı olan meyveleri, ağustos ve ekim aylarında olgunlaşır. Tohumları, 1–4 cm çapında parlak kahverengi renklidir. Yeşil renkte olan meyve kapsülü üç odacıklı yumuşak dokuda ve dikenli bir yapıdadır. Tohum, kapsüllerin içinde koyu kahve renktedir (Fotoğraf 1.16). Bitkinin bazı kısımları tohum, yaprak ve gövde kabukları gibi bölümleri tıbbi olarak çeşitli hastalıkların tedavisi için kullanılmaktadır. Atkestanesinin üretimi, tohumla gerçekleştirilebildiği gibi kök çelikleri ve aşı ile de yapılabilir. Park ve bahçelerdeki kullanımı dışında Türkiye de endüstriyel olarak kullanımına henüz başlanamamıştır. Süs bitkisi özelliğini korumaya devam etmektedir. Ülke ekonomisine bir katkısı bulunmamaktadır. Atkestanesinin etken maddesi olan aescinin izolasyonu ve üretimi ile ilgili olarak ülkemizde herhangi bir sanayi kuruluşu da bulunmamaktadır (Özcimder, 2014).



Fotoğraf 1.16. *Aesculus hippocastanum* tohum formu

1.2. Ağır Metallerin Önemi

Dünyanın atmosferi temel olarak oksijen (O_2), azot (N_2) ve karbon dioksitten (CO_2) oluşmaktadır. Ancak, son 30 ile 40 yıl içinde meydana gelen hızlı ekonomik gelişim, şehirleşme ve endüstrileşme süreci çeşitli kirleticiler yayarak atmosferin kalitesini önemli miktarda bozmuştur. En yaygın organik ve inorganik atmosferik kirleticiler ozon (O_3), sülfür dioksit (SO_2), azot oksitler (NO_x), CO_2 , hidrojen florür, karbon monoksit (CO) ve formaldehid ($HCHO$) içermektedir (Su ve Liang, 2013; Su ve Liang 2015; Cruz vd., 2015). Günümüzde bazı toksik kirleticiler de çeşitli insan faaliyetleri sonucu atmosfere salınmaktadır (Su ve Liang, 2015). Endüstrileşme atmosfere önemli miktarda ağır metalin salınması ile karakterizedir ve başlıca maden ve endüstriyel alanlarda olmak üzere insan sağlığı ve karasal ekosistemler için ciddi bir tehdit oluşturmaktadır (Harguinteguy vd., 2016; Shahid vd., 2017).

Bitkiler dahil yaşayan organizmalar için manganez (Mn), çinko (Zn), krom (Cr), bakır (Cu), demir (Fe) ve nikel (Ni) gibi mikrobeyinler gerekli olmasına rağmen bunlar yüksek seviyelerde zararlı etkiler oluşturabilmektedir. Esansiyel olmayan civa (Hg), kadmiyum (Cd), arsenik (As) ve kurşun (Pb) gibi diğer metaller düşük uygulama seviyelerinde bile yaşayan organizmalarda ciddi toksisite oluşturmaktadır (Niazi vd., 2011; Shahid vd., 2015; Harguinteguy vd., 2016; Shahid, 2017).

Atmosferin ağır metaller tarafından kirletilmesi esasen atık yakma, evlerde petrol yakma, enerji üretim santrali, endüstriyel birimler, araç trafiği ve kontamine alanların yeniden tozuması/ıslahı gibi sabit veya mobil kaynaklardan kaynaklanmaktadır. Bunların arasında endüstriyel ve trafik faaliyetlerinden kaynaklanan ağır metal yayılımı, atmosferik kirlenmenin en önemli kaynağıdır (Martley vd., 2004; Uzu vd., 2011). Bundan dolayı özellikle sanayi tesisleri yakınlarında ve trafik yoğunluğunun fazla olduğu alanlarda havadaki ağır metal konsantrasyonlarının oldukça yüksek seviyelerde olduğu bilinmektedir (Schreck vd., 2013; Shahid vd., 2013; Xiong vd., 2014; Shahid vd., 2017; Turkyilmaz vd., 2018)

Havadaki ağır metal konsantrasyonu bitkileri de etkilemektedir. Bitkilerin kök, kabuk, yaprak, meyve gibi organellerinde havadaki ağır metaller birikebilmektedir. Bu durum, bitkilerin havadaki ağır metalleri tutma mekanizmaları ile donatılmış etkili absorbe edici yapılar olduğu anlamına gelmektedir. Gerçekten, metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeylerinde çökmesinden sonra yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012; Xiong vd., 2014). Bu nedenle atmosferik birikim/transfer yoluyla meydana gelen metal kontaminasyonunu değerlendirmek için endüstriyel bölgelerin veya yolların yakınında biyolojik takip çalışmaları şu anda daha fazla ilgi görmektedir (Shahid vd., 2017)

Bitkilerin kökteki metal transferine ilişkin çok sayıda çalışma yapılmıştır (Pourrut vd., 2013; Schreck vd., 2013). Ancak, bitki yapraklarının ağır metal tutmasını araştırmak ve incelemek konusunda yapılmış çalışma sayısı daha azdır (Shahid vd., 2017) Ayrıca, metal alımı üzerinde yapılan bir çok çalışma yeni değildir ve genellikle rol alan transfer yolları araştırılmaksızın metal konsantrasyonuna yöneliktir (Hutchinson ve Whitby, 1974; Løbersli ve Steinnes, 1988; Ward, 1990; Salim vd., 1993; Little, 1995)

Ağır metallerin yapraklar tarafından alımı esasen bitkilerin metabolik ve biyokimyasal reaksiyonlarında önemli rolleri olduğu bilinen metaller için değerlendirilmiştir. Örneğin, daha önce yapılan bazı çalışmalar Fe, Cu, Mn ve Zn'nun yaprak tarafından emilimi hakkında çalışmalar yapmıştır (Wojcik, 2004;

Fageria vd., 2009; Fernández ve Brown, 2013). Bu metallerin kütüküllerin üzerine nüfuz edebildiği ve en sonunda bitki yapraklarının alttaki dokularında birikebildiği belirlenmiştir (Vu vd., 2013). Bu durum, bitkilerde ağıl metal birikimi ile, havadaki partikül madde miktarı arasındaki ilişkilere dikkat çekmiştir. Nitekim, ağır metallerin partikül maddeler üzerinde biriktiği, partikül maddelerin yaprak yüzeyine yerleşmesi sonrasında ağır metallerin yaprağa nüfuz ettiği ve bundan dolayı endüstriyel bölgelerde ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda partikül madde miktarı ile bitkilerde ağır metal birikimi arasında önemli düzeyde ilişki olduğu belirlenmiştir (Norouzi vd., 2016; Shahid vd., 2017).

Bu metallerin yakma işlemi sırasında matriks yapısına entegre olması veya atmosferde bulunan ferri-manyetiklerin yüzeyine tutunmaları nedeniyle ağır metallerin çoğunun atmosferdeki partiküller ile bir arada bulunduğunu bildirilmiştir. Partiküllü madde birçoğu zararlı olan, atmosferdeki çeşitli partiküllerin kompleks bir karışımını içermektedir (Uzu vd., 2011; Shahid vd., 2017). Bundan dolayı son yıllarda nüfus yoğunluğunun olduğu alanlarda hava kalitesinin belirlenmesi amacıyla, partikül madde miktarı sıklıkla çalışmalara konu edilmektedir (Cetin vd., 2017).

Yapılan çalışmalar Kurşun (Pb), kadmiyum (Cd), krom (Cr) ve arsenik (As) gibi metallerin yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarına girebildiklerini göstermektedir (Levi vd., 1973; Tudoreanu ve Phillips, 2004; Schreck vd., 2013; Leveque vd., 2014; Xiong vd., 2014; Shahid vd., 2017). Bitkilerde ağır metallerin yapraktan emilimi hakkında son yıllarda önemli ilerleme sağlanmış olmasına rağmen halen bilgi eksiklikleri mevcuttur ve bu konu güncelliğini korumaktadır (Shahid vd., 2017)

Ağır metaller atmosfere çeşitli antropojenik kaynaklardan yayılmaktadır. Metal işleme tesislerinde maden filizlerinin ısıtılması yüksek miktarlarda hava kirleticileri ile beraber çeşitli ağır metalleri atmosfere yaymaktadır (Chen vd., 2016). Bunun yanında, partiküllü madde (PM) veya aerosol olarak da isimlendirilen havada asılı kalan bazı partiküller de (katı veya sıvı) ciddi çevresel bir tehdit teşkil etmektedir. Ağır metaller atmosfere uçucu bileşikler veya ya endüstriyel işlemlerden “uçucu” salınımlar ya da bacalar yoluyla çok ince partiküller şeklinde yayılabilir (Csavina

vd., 2011; Csavina vd., 2012; Csavina vd., 2014; Chen vd., 2016). Bunlara ilave olarak taşıtların egzoz gazları da hava kirliliğini özellikle ağır metal bakımından önemli düzeyde etkilemektedir (Turkyılmaz vd., 2018).

Hava kirleticileri arasında özellikle ağır metaller büyük öneme sahiptir. Zira ağır metaller doğada bozulmadan uzun süre kalabilmekte ve çevredeki konsantrasyonu da sürekli artmaktadır. Ayrıca biyobirikme eğilimindedir. Bundan dolayı ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi, riskli bölgelerin ve risk düzeyinin tespit edilmesi açısından büyük öneme sahiptir (El Hassan, 2000). As, Cr, Pb, Ni, Zn, Cd ve V gibi endüstriyel kaynaklardan salınan ağır metaller karsinojeniktir. Özellikle potansiyel toksisiteleri ve yaşayan organizmalara maruziyet bakımından As, Cd, Pb, Cr ve cıva (Hg) en toksik ağır metaller arasındadır. (Shahid vd., 2017).

Bundan dolayı ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi, riskli bölgelerin ve risk düzeyinin tespit edilmesi açısından büyük önem taşımaktadır. Ancak, atmosfer kirliliğinin direkt olarak belirlenmesinde iki önemli problem vardır. Bunlardan birincisi pahalı olması bir diğeri de atmosferik kirliliğin ekosistem üzerindeki direkt etkisinin belirlenememesidir (Sevik vd., 2015; Alahababadi vd., 2017; Cetin vd., 2017; Turkyılmaz vd., 2018).

Bitkiler, ağır metalleri çeşitli organellerinde biriktirerek bu metallerin havadaki konsantrasyonu hakkında önemli bilgiler vermektedir. Dolayısıyla hava kirliliğinin dolaylı yoldan belirlenmesinde ağaçlar uzun yıllar boyunca, özellikle trafiğin yoğun olduğu bölgelerde fosil yakıtlarından kaynaklanan ağır metalleri gövdesinde, köklerinde, meyvelerinde, kabuklarında ve yapraklarında biriktirerek zamanla havadaki ağır metal konsantrasyonundaki artışın seyrini bize göstermektedir. Bitkiler havadaki ağır metal kirliliğini bize en iyi gösteren biyoindikatörlerdir (Shahid vd., 2017; Janta vd., 2017)

Endüstriyel bölgelerden yayılan ağır metaller ıslak veya kuru çökme şeklinde kaynaklarından birkaç kilometre kadar uzağa taşınabilmektedir (Shahid vd., 2013; Douay vd., 2009). Havada ağır metallerin bulunması hedefteki organizmalarda birçok sağlık riski oluşturmaktadır. Dünya sağlık örgütü (DSÖ) çevre havasında ağır

metallerin sağlık riski kılavuzunu oluşturmuştur (WHO, 2007). Bu metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeplerinde çökmesinin ardından yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Schreck vd., 2012). Bitkilerin yaprak kısımlarının besinleri, suyu ve metalleri emebilme potansiyeli yaklaşık üç yüz yıl kadar önce belgelenmiştir (Fernández ve Eichert, 2009).

Bitkiler atmosferdeki ağır metal emisyonları için etkili bir filtre olarak hizmet etmektedir (Liu vd., 2012). Yapılan çalışmalarda bitkilerin havadaki partikül maddeleri yaprak kısımlarında yakalayarak etkili şekilde tutabildiği ve atmosferdeki partikül madde oranını düşürebildiğini göstermektedir (Turan vd., 2011). Örneğin, bir çam ormanının havadaki tozun yılda yaklaşık 36.4 t ha⁻¹'ini tutabildiği belirlenmiştir (Feng, 1992). Çin'in Zhengzhou şehrinde 103 km²'lik bir alanda bitki örtüsünün toz partiküllerinin yaklaşık 8600 t yr⁻¹'ini tuttuğu tespit edilmiştir (Zhou vd., 2001).

Yapılan çalışmalar, endüstriyel bölgelerde ve trafiğin yoğun olduğu bölgelerde yetişen bitkilerin yapraklarında yüksek seviyelerde ağır metal olduğunu göstermiştir (Uhlig ve Junntila, 2001; Shahid vd., 2013) Sonuç olarak, çevresel risk değerlendirme çalışmalarda bitkilerin yapraklarında ağır metal seviyeleri sıklıkla araştırmalara konu olmaktadır. (Schreck vd., 2012). Yapılan çalışmalarda, endüstriyel alanlarda kültür bitkisi dokularında ağır metal konsantrasyonlarının eşik seviyelere göre birkaç kat daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Douay vd., 2008; Stafilou vd., 2010). Yapılan çalışmalarda ayrıca havadaki ağır metalce zengin partikül madde miktarı ile bitkilerin ağır metal içeriği arasında da kuvvetli ilişki bulunduğu belirlenmiştir (Shahid vd., 2017).

Yaprak yüzeplerinden ağır metal alımı stomata, kütiküler çatlaklar, kovuklar, ektodesmata ve aköz porlar yoluyla olmaktadır (Fernández ve Brown, 2013; Fernández vd., 2013). Yaprakta çökelen ağır metallerin emilimi esasen yardımcı hücreler ile kütiküler membrandaki koruyucu hücreler veya epidermal hücre duvarı arasında yer alan non-plazmatik kanallar olan ektodesmata yoluyla olmaktadır. Hatta koruyucu hücrenin üzerinde yer alan kütikül, epidermal hücrelerle kıyaslandığında oldukça daha fazla geçirgendir. Uzu vd., (2010) bitki yaprakları üstüne yapışan

partikül maddenin esasen tüyler ve kütiküler mum tarafından tutulduğunu ancak partikül maddeye bağlı metallerin bir kısmının bitkinin yaprak dokularının içine girebildiğini belirtmektedir. Üst kısımdaki kütiküler özellikler üst yüzeyler tarafından ağır metal emilimine yardımcı olmada çok önemlidir. Kozlov vd., (2000) huş ağacında Cu ve Ni'den zengin partiküllerin transferini araştırdığı çalışmada, partiküllerin bitki yapraklarının içine stomata yoluyla girebildiğini belirlemiştir. Fernández ve Eichert (2009) partiküllerin yaprak dokusunun içine yaprak kütikülü üzerinde ve stomatanın içindeki porlar yoluyla girebildiğini ileri sürmektedir. Kök alımında olduğu gibi ağır metallerin yaprak tarafından alımı da doza bağımlı şekilde meydana gelebilir. Örneğin, Kozlov vd., (2000) Rusya'da Kola yarımadasında yapraklardaki Ni içeriği ile orta ve ağır şekilde kirlenmiş bölgelerdeki Ni içeriği arasında lineer bir ilişki olduğunu bildirdi. Benzer şekilde yapraktan uygulanan As seviyesi ile eğreltiotunun As alımı arasında lineer bir ilişki olduğu bildirilmiştir (Bondada vd., 2004). Bundan dolayı bitkilerin, havadaki ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi konusunda iyi bir biyoindikatör olduğu belirtilmekte ve bitkiler bu amaçla yoğun şekilde kullanılmaktadır.

1.3. Bitkilerin Ağır Metal Birikimi Konusunda Biyomonitor Olarak Kullanımına İlişkin Yapılmış Çalışmalar

Atmosferik ağır metal kirliliğinin biyoindikatörü olarak çeşitli bitkiler kullanılabilir. Bu bitkiler arasında özellikle likenler ve yosunlar üzerinde çok sayıda çalışma yapılmıştır. (Garty, 2001; Szczeponiak ve Biziuk, 2003;). Epifitik likenlerin çeşitliliğinin hava kalitesi açısından uygun ve güçlü bir gösterge olduğu belirtilmektedir (Loppi vd., 2002). Hava kalitesi takibinde daha sıklıkla çalığa benzer, yapraksı yaşam formundaki likenler olan makrolikenler kullanılmaktadır. Atmosferdeki kirletici seviyelerinin basit haritasını çıkarmanın ötesinde araştırmacılar liken biyoindikatörleri ile kanser gibi ciddi hastalıkların bölgesel olarak artmış seviyeleri arasında ilişki olduğunu ortaya çıkarmıştır (Cislaghi ve Nimis, 1997). Türlerin bolluğu, sağlığı ve çeşitliliği, izotopik ve kimyasal kompozisyonunun değerlendirilmesi gibi çeşitli yöntemlerle biyolojik liken takibi uygulanabilir. Likenlerin doğal olarak bulunmadığı yerlerde transplant likenler kullanılabilir (Shahid vd., 2017).

Likenlerin fizyolojisi tüm yüzeyleri boyunca havadan atmosferdeki kirleticileri emmelerini kolaylaştırmakta ve böylece likenler kuru çökelme, ıslak yağış ve gaz halinde yayılım ile meydana gelen atmosferik kirleticileri azaltmaktadır (Fenn vd., 2007). Bu özellik onların havadaki partikülleri biriktirebilme yeteneği ile ilişkilidir. Çiçekli bitkilerin aksine likenlerin çoğunda dışta koruyucu bir mum tabakası ve su emilimi için özel bir organ yoktur, bu nedenle fazları ve partiküllü maddeleri çevreden pasif olarak emerler (Bates, 2002). Liken tallerindeki ağır metal konsantrasyonları atmosferdeki seviyeler ile paraleldir (Sloof, 1995; Bari vd., 2001). Likenin yüksek miktarda eser elementleri biriktirme kapasitesi ve bunlara olan duyarlılığı likenin türüne bağlıdır ve bunlar yapısal ve morfolojik özellikleri tarafından belirlenmektedir (Carreras vd., 2005).

Yosunlar da likenler gibi ağır metal kirliliğinin biyoindikatörü olarak sıklıkla kullanılmaktadır (Harmens vd., 2004; Fernández vd., 2000; Harmens vd., 2010). Avrupa'da çevre havasından atmosferik metal kirliliği birikiminin biyoindikatörü olarak kara yosunlarının kullanımına 1960 ların sonundan itibaren başlanmıştır. Yaygın şekilde bulunmaları, maliyetlerinin daha düşük olması ve kirleticileri emme kapasitelerinin yüksek olması nedeniyle kara yosunları diğer emici maddelere göre daha yaygın şekilde kullanılmaktadır (Ares vd., 2012; Giordano vd., 2013).

Yosunlar genellikle yağmurdan gelen suyu biriktirmekte ve bu da onları atmosferik birikime biyolojik maruziyetin değerlendirilmesi için kullanışlı hale getirmektedir. Ancak, bazı çalışmalar bazı yosunların mineral elementleri topraktan alabileceğini göstermiştir (Ayres vd., 2006;). Yine de atmosferden alım ile kıyaslandığında besinlerin topraktan alınmasının az miktarda olduğu görülmektedir. Yosunların biyolojik kütlelerinin fazla olması, çeşitli ekosistemlerde ve tüm dünyada her yerde bulunmaları onları uygun bir biyoindikatör yapmaktadır. Yosunlar yüksek miktarlarda ağır metal biriktirebilme kapasitesine sahip olup bu yağmur suyu veya havaya göre element konsantrasyonlarının daha yüksek olmasına yol açmaktadır (Shahid vd., 2017).

Son yıllarda özellikle yüksek yapılı bitkiler ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesinde sıklıkla kullanılmaktadır. Bunun başlıca sebebi, özellikle peyzaj

çalışmalarında kullanılan bitki çeşitliliğidir. Ağır metaller bitkilerin kök, gövde, yaprak, meyve vb. kısımlarında birikebilmektedir. Bundan dolayı bitkilerin ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde biyomonitör olarak kullanımına yönelik çok sayıda çalışma yapılmıştır.

Aksoy ve Şahin (1999) “*Elaeagnus angustifolia* L. nin Ağır Metal Kirlenmesinde Bioindikator Olarak Kullanılması” isimli çalışmalarında; *Elaeagnus angustifolia* L. (Elaeagnaceae) bitkisinin yapraklarının biyomonitör olarak kullanılabilme olanaklarını araştırmışlardır. Çalışma kapsamında Kayseri’de yetişen *Elaeagnus angustifolia* L. yaprakları toplanarak bir kısmı yıkanmış, yapılan ağır metal analizleri ile yıkanmış ve yıkanmamış bitki örnekleri ve toprak örneklerindeki Pb, Cd ve Zn konsantrasyonu belirlenmiştir. Çalışma sonucunda; *E. angustifolia*’nın iyi bir biyolojik monitör olduğu belirlenmiştir.

Serbula vd., (2012) *Robinia pseudoacacia* L. üzerinde yaptıkları çalışmada, dal yaprak ve köklerde Cu, Zn, Pb, Cd, As ve Hg miktarını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda *Robinia pseudoacacia* L.’nin çevre kirliliğinin tespitinde iyi bir biyomonitör olmadığını belirtmişlerdir.

Çelik vd., (2005) Denizli’de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.’da yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda Fe, Zn, Pb, Cu, Mn ve Cd miktarlarını belirlemişlerdir. Çalışmada endüstri bölgeleri, yol kenarı, şehir merkezi dışı ve kırsal bölgeden toplanan yapraklar kullanılmıştır. Çalışma sonucunda *Robinia pseudoacacia* L.’nin, endüstri bölgeleri ve trafik kaynaklı ağır metal birikiminin belirlenmesinde iyi bir biomonitör olduğunu belirtmişlerdir.

Çavuşoğlu vd., (2005) çalışmalarında Isparta İli Şehir Merkezi Girişi ile Süleyman Demirel Üniversitesi arasındaki 10 km’lik yol boyunca sıralanan, *Cupressus sempervirens* ve *Cedrus libani* ağaçlarının yapraklarında taşıtların sebep olduğu Pb kirliliğini araştırmışlar ve sonuçta her iki bitkide de Pb kirliliğinin şehre yaklaştıkça arttığını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda ayrıca *Cupressus sempervirens* bitkisinin yaprağının anatomik yapısından dolayı *Cedrus libani*’ye göre daha fazla kurşun Pb içerdiği de tespit edilmiştir.

Demirayak vd., (2011) çalışmalarında Samsun ilinde bulunan bazı doğal ve egzotik bitkilerde ağır metal birikimini belirlemişlerdir. Çalışma kapsamında il merkezi ve merkezin dışında yer alan Atakum semtinden topladıkları yaprak örneklerinde Pb, Cd, Zn ve Cu miktarlarını belirlemişlerdir. Ağır metal konsantrasyonlarının çalışılan türlere, çalışılan lokalitelere ve örnekleme zamanına göre değişebilmesine karşın en yüksek ağır metal konsantrasyonları *Magnolia grandiflora*'da bulunmuştur. Elde edilen verilere göre *M. grandiflora*, *L. vulgare* ve *P. dactylifera*'nın biyomonitor olarak kullanılabilecekleri tespit edilmiştir.

Li vd., (2007) *Sophora japonica*'da trafiğe bağlı olarak ağır metal birikimini belirlemeyi amaçladıkları çalışmada toprak ve yapraklarda Zn, Cd, As, Hg, Pb, Cr, Ni ve Co miktarlarını belirlemişlerdir.

Suzuki vd., (2009) Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* yapraklarının trafik kirliliğinin biyoindikatörü olarak kullanılabilme olanaklarını araştırmışlardır. Çalışma kapsamında yaptıkları korelasyon analizi sonucunda Pb, Ni ve Zn arasında kuvvetli düzeyde korelasyon olduğunu belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda ayrıca, *Rhododendron pulchrum*'un trafiğin yoğun olduğu alanlardaki ağır metal kirliliğinin belirlenmesi konusunda biyoindikatör olarak kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Tanushree vd., (2011) Hindistan'da Anand şehrinde yaptıkları çalışmada *Alstonia scholaris*, *Ficus bengalensis*, *Morus alba*, ve *Polyalthia longifolia* yapraklarında Cu, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda en yüksek değerler *Morus alba*'da elde edilmiştir.

Sawidis vd., (2011) Salzburg, Belgrade ve Thessaloniki'de yaptıkları çalışmada, kirli olan ve olmayan bölgelerden topladıkları örnekler üzerinde ağır metal analizleri yapmışlardır. Çalışma kapsamında *Platanus orientalis* L. ve *Pinus nigra* bireylerinden yaprak ve kabuk örnekleri toplanarak ağır metal analizi yapılmıştır: Çalışma sonucunda her iki türün de ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde bioindikatör olarak kullanımının uygun olduğu belirlenmiştir.

Gratani vd., (2008) Roma'da *Quercus ilex* yapraklarındaki Al, Fe, Cu, Zn, ve Pb konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda *Quercus ilex*'in ağır metal

kirliliğinde biyomonitor olarak kullanılmaya uygun bir tür olduğunu ve ağır metal kirliliği ile motorlu taşıtların ilişkili olduğunu belirlemişlerdir.

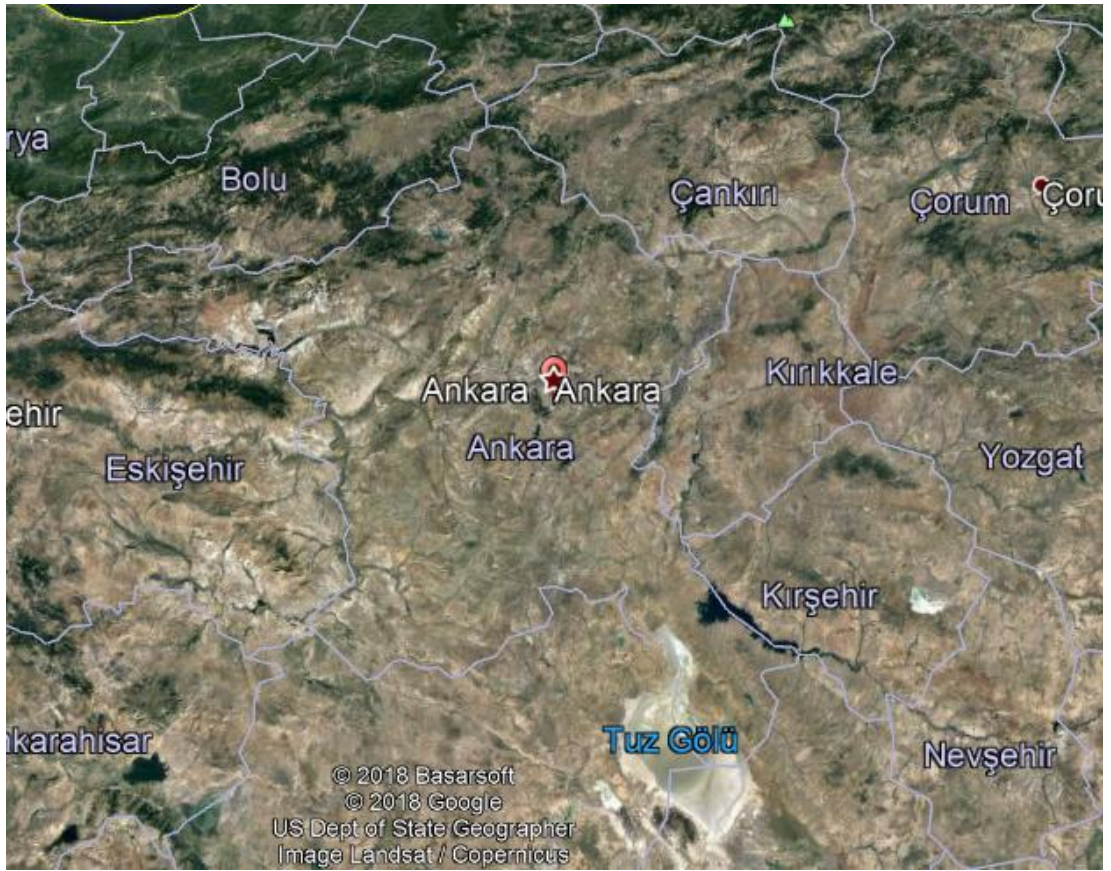
Li vd., (2007) Kuzeydoğu Çin’de *Sophora japonica* L., yapraklarındaki ağır metal kirliliğini belirledikleri çalışma kapsamında Zn, Cd, Hg, Pb ve Cr’un yol kenarlarında hem topraklarda hem de yapraklarda önemli ölçüde birikim yaptığını belirlemişlerdir.

Bitkilerin ağır metal konsantrasyonunun belirlenmesi konusunda kullanılmalarına yönelik olarak yapılmış daha pek çok çalışma bulunmaktadır. Ancak, burada sadece yapılmış çalışmaların bir kısmından örnekler verilmiştir.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Örneklerin Toplanması Ve Ağaç Türleri

Çalışmada Ankara ili kent merkezinden toplanan materyaller kullanılmıştır. Ankara, Türkiye'nin başkenti olup 2016 yılı nüfusu 5.346.518 dir (URL-4,2018) ve Türkiye'nin en büyük ilerinden birisidir. Örnekler kent merkezi olan Ulus-Kızılay bölgesinden toplanmıştır.



Fotoğraf 2.1. Ankara Haritası

Çalışma kapsamında örneklerin toplandığı ve trafiğin yoğun olduğu alanlar Kızılay, Ulus güzergâhı olup, bu bölge her yönde 4 şerit olmak üzere 8 şeritli bir otoyolun geçtiği ve yüksek trafik yoğunluğuna sahip bir bölgedir.



Fotoğraf 2.2. Ankara -Kızılay

Çalışma kapsamında trafiğin yoğun olduğu alanlar anayol güzergâhında olan alanlardır. Trafiğin az yoğun olduğu alanlar ise anayolun arka sokakları olup, bu bölgede iki şeritli bir yol bulunmaktadır. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda sabah ve akşam saatlerinde trafik yoğunlaşmaktadır.



Fotoğraf 2.3. Ankara –Kızılay arka sokak

Trafiğin olmadığı alanlar olarak en az 50 m. mesafede araç girişinin olmadığı alanlar seçilmiştir. Bu alanlar Ulus-Kızılay bölgesindeki parkların iç kısımlarıdır.



Fotoğraf 2.4. Ankara –Kızılay Güvenpark

Trafiğin olmadığı alanlardan örneklerin toplandığı alanlar harita üzerinde Fotoğraf 2.3’de gösterilmiş, alana ait fotoğraf Fotoğraf 2.4’de verilmiştir.

Çalışmaya kapsamında, peyzaj çalışmalarında sıklıkla kullanılan; *Salix babylonica*, *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Sophora japonica*, *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima* ve *Aesculus hippocastanum* türlerinden yaklaşık 1 kg yaprak örneği toplanmıştır. Yaprak örnekleri 2016 yılı vejetasyon mevsimi sonunda toplanmış ve poşetlenip etiketlenerek laboratuara getirilmiştir.

2.2. Analitik Metod

Laboratuvarda sınıflandırılıp etiketlenen örnekler 15 gün oda kuru hale gelene kadar bekletilmiştir. Laboratuvarda hava kuru hale gelmesi için bekletilen numunelerin genel görüntüsü Fotoğraf 2.5’de verilmiştir.



Fotoğraf 2.5. Laboratuvarda kurutulan örnekler

Hava kurusu hale gelen yapraklar, cam kaplara alınarak etüvde 50°C’de bir hafta boyunca kurutulmuştur (Fotoğraf 2.6). Kurutulan örnekler ağır metal analizi için aynı gün deneylere başlanmıştır.



Fotoğraf 2.6. Etüvde kurutulan örnekler

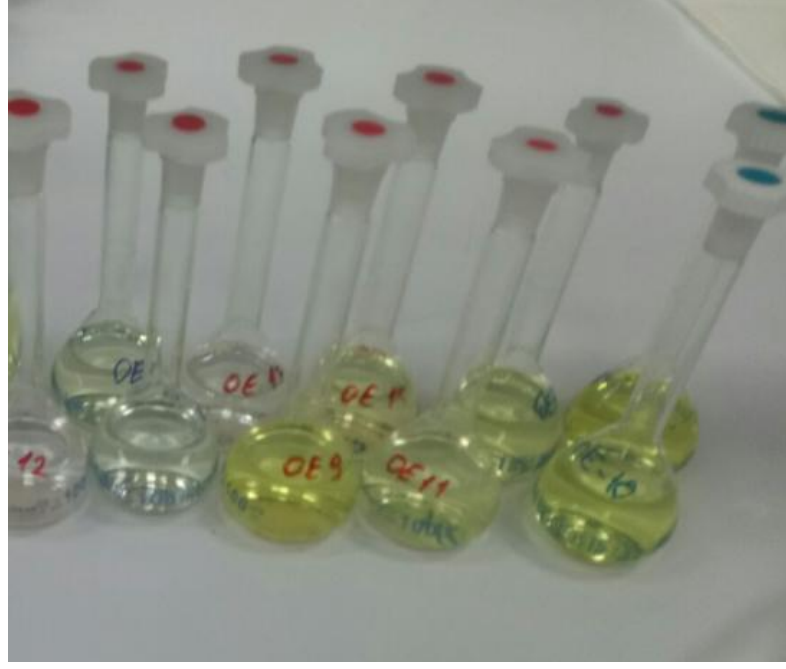
2.3. Ağır Metallerin Belirlenmesi

Kurutulan örneklerden 2 g tartılarak 10 ml derişik HNO_3 içinde oda sıcaklığında 1 gün bekletilmiştir. Daha sonra 1 saat $180\text{ }^\circ\text{C}$ 'de kaynatılmıştır. HNO_3 ekleme ve $180\text{ }^\circ\text{C}$ 'de kaynatma işlemleri esnasında çeker ocakta çalışılmıştır (Fotoğraf 2.7).



Fotoğraf 2.7. Çekerocakta çalışılan örnekler

Daha sonra çözelti üzerine 20 ml distile su eklenmiş ve çözelti $45\text{ }\mu\text{m}$ 'lik fitre kâğıdından süzölmüştür (Fotoğraf 2.8).



Fotoğraf 2.8. Süzüntüden elde edilen çözeltiler

Süzüntüden elde edilen çözeltilerde; Pb, Cu, Ca, Mg, Cd, Cr, Ni, Fe, MN ve Zn analizleri GBC Integra XL –SDS-270 ICP-OES cihazı ile ağır metal analizleri yapılmıştır. Çalışma kapsamında ağır metal analizlerinin yapıldığı ICP-OES cihazının görüntüsü Fotoğraf 2.9’de verilmiştir.



Fotoğraf 2.9. Ağır metal analizlerinin yapıldığı cihaz

2.4. İstatistiki Analizler

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

3. BULGULAR

Çalışma sonucunda elde edilen veriler SPSS paket programı yardımıyla değerlendirilerek türler arasında elementler bakımından farklılık olup olmadığı belirlenmeye çalışılmıştır. Verilere uygulanan varyans analizi sonuçları Tablo.3.1.'da verilmiştir.

Tablo.3.1. Tür bazında varyans analizi sonuçları

		Karaler Toplamı	df	Kareler Ortalaması	F	Sig.
Pb	Gruplar Arası	1015,140	7	145,020	10,997	,000
	Gruplar İçi	843,967	64	13,187		
	Toplam	1859,107	71			
Cu	Gruplar Arası	174317,861	7	24902,552	11,145	,000
	Gruplar İçi	143004,923	64	2234,452		
	Toplam	317322,784	71			
Ca	Gruplar Arası	30,982	7	4,426	5,785	,000
	Gruplar İçi	48,967	64	,765		
	Toplam	79,948	71			
Mg	Gruplar Arası	1,046	7	,149	4,709	,000
	Gruplar İçi	2,030	64	,032		
	Toplam	3,076	71			
Cd	Gruplar Arası	49679,083	7	7097,012	28,900	,000
	Gruplar İçi	15716,772	64	245,575		
	Toplam	65395,854	71			
Cr	Gruplar Arası	3759,135	7	537,019	7,962	,000
	Gruplar İçi	4316,652	64	67,448		
	Toplam	8075,787	71			

Tablo.3.1. 'in devamı

Ni	Gruplar Arası	827,027	7	118,147	6,766	,000
	Gruplar İçi	1117,483	64	17,461		
	Toplam	1944,511	71			
Fe	Gruplar Arası	4409,841	7	629,977	8,295	,000
	Gruplar İçi	4860,324	64	75,943		
	Toplam	9270,165	71			
Mn	Gruplar Arası	95,633	7	13,662	2,746	,015
	Gruplar İçi	318,450	64	4,976		
	Toplam	414,083	71			
Zn	Gruplar Arası	974,845	7	139,264	16,504	,000
	Gruplar İçi	540,048	64	8,438		
	Toplam	1514,893	71			

Tablo değerleri incelendiğinde bütün elementler bakımından türler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılıkların bulunduğu görülmektedir. Bu farklılıklar Mn bakımından %95, diğer elementler bakımından %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Verilerin tür bazında gruplaşmalarını belirlemek amacıyla verilere Duncan testi uygulanmış ve Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd bakımından tür bazında ortalama değerler ile Duncan testi sonucunda oluşan homojen gruplar Tablo 3.2’da verilmiştir.

Tablo 3.2. Tür bazında Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları

Türler	Pb(ppb)	Cu(ppb)	Ca(ppm)	Mg (ppm)	Cd (ppb)
<i>Salix babylonica</i>	8,093 a	49,364 a	1,534 a	0,423 ab	84,935 b
<i>Tilia tomentosa</i>	16,322 ab	32,824 a	2,234 ab	0,380 a	14,780 a
<i>Eleagnus angustifolia</i>	8,468 a	54,764 a	1,532 a	0,314 a	5,884 a
<i>Robinia pseudoacacia</i>	12,994 ab	36,957 a	2,858 bc	0,468 abc	5,160 a
<i>Sophora japonica</i>	14,544 ab	155,222 b	3,448 c	0,701 d	4,737 a
<i>Prunus cerasifera</i>	7,511 a	169,475 b	2,901 bc	0,585 bcd	3,957 a
<i>Ailanthus altissima</i>	14,502 ab	77,806 a	2,892 bc	0,610 cd	3,431 a
<i>Aesculus hippocastanum</i>	17,904 b	72,515 a	2,057 ab	0,471 abc	5,200 a

Tür bazında Duncan testi sonuçları incelendiğinde Pb konsantrasyonu bakımından verilerin iki homojen grupta toplandığı görülmektedir. En düşük değerler *Prunus cerasifera* (7,511 ppb) ve *Salix babylonica*'da (8,093 ppb) elde edilirken en yüksek değerler *Tilia tomentosa* (16,322 ppb) ve *Aesculus hippocastanum*'da (17,904 ppb) elde edilmiştir. En düşük değer ile en yüksek değer arasında 2 kattan fazla fark bulunmaktadır. Cu bakımından ise verilerin yine 2 homojen grupta toplandığı görülmektedir. Cu konsantrasyonu bakımından en düşük değer 32,824 ppb ile *Tilia tomentosa*'da en yüksek değer ise 169,475 ppb ile *Prunus cerasifera*'da elde edilmiştir. *Prunus cerasifera*'da elde edilen değer, *Tilia tomentosa*'da elde edilen değer yaklaşık 5,16 katı olması dikkat çekicidir.

Duncan testi sonucunda Ca konsantrasyonu bakımından verilerin üç homojen grupta toplandığı, en düşük değerlere sahip *Eleagnus angustifolia* (1,532 ppm) ile *Salix babylonica*'nın (1,534 ppm) sadece ilk homojen grupta, en yüksek değere sahip *Sophora japonica*'nın (3,448 ppm) ise son homojen grupta yer aldığı görülmektedir.

Sophora japonica 'da elde edilen değer *Eleagnus angustifolia* ve *Salix babylonica* 'da elde edilen değerlerin iki katından fazladır. Yine benzer şekilde Mg konsantrasyonu bakımından da en düşük değerlerin elde edildiği *Eleagnus angustifolia* ile en yüksek değerlerin elde edildiği *Sophora japonica* arasında iki kattan fazla fark bulunmaktadır.

Cd konsantrasyonu bakımından ise veriler iki homojen grupta toplanmış, en yüksek değere sahip *Salix babylonica* (84,935 ppb) tek başına ikinci homojen grubu oluştururken, diğer türlerin tamamı ilk homojen grupta yer almıştır. İlk homojen grupta Cd değerleri 3,431 ppb ile 14,780 ppb arasında değişmektedir.

Verilerin tür bazında gruplaşmalarını belirlemek amacıyla verilere Duncan testi uygulanmış, Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn bakımından tür bazında ortalama değerler ile Duncan testi sonucunda oluşan homojen gruplar Tablo 3.3.'da verilmiştir.

Tablo 3.3. Tür bazında Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn bakımından Duncan testi sonuçları

Türler	Cr (ppb)	Ni (ppb)	Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)
<i>Salix babylonica</i>	24,151 ab	12,048 b	8,495 a	4,713 ab	14,084 d
<i>Tilia tomentosa</i>	27,668 b	4,571 a	15,151 ab	4,864 ab	5,113 bc
<i>Eleagnus angustifolia</i>	24,360 ab	4,746 a	10,813 ab	7,315 c	6,037 c
<i>Robinia pseudoacacia</i>	21,233 ab	8,015 a	15,206 ab	4,084 a	5,282 bc
<i>Sophora japonica</i>	40,304 c	5,473 a	34,691 c	5,557 abc	5,171 bc
<i>Prunus cerasifera</i>	16,431 a	13,413 b	16,446 ab	4,824 ab	2,386 ab
<i>Ailanthus altissima</i>	16,504 a	5,224 a	9,368 a	6,855 bc	2,482 ab
<i>Aesculus hippocastanum</i>	28,928 b	4,151 a	19,497 b	6,977 bc	1,540 a

Duncan testi sonuçları incelendiğinde Cr bakımından verilerin üç homojen grupta toplandığı, en düşük değerlerin *Prunus cerasifera* (16,431 ppb) ve *Ailanthus altissima* 'da (16,504 ppb), en yüksek değerin ise *Sophora japonica* 'da (40,304 ppb) elde edildiği görülmektedir. Ni bakımından ise veriler iki homojen grupta toplanmış,

Salix babylonica ve *Prunus cerasifera* ikinci grubu oluştururken diğer türlerin tamamı ilk homojen grupta yer almıştır.

Fe konsantrasyonu bakımından en düşük değerler *Salix babylonica* (8,495 ppm) ve *Ailanthus altissima*'da (9,368 ppm) elde edilirken en yüksek değer *Sophora japonica*'da (34,691 ppm) elde edilmiştir. Fe bakımından en düşük değerler ile en yüksek değer arasında yaklaşık 3,5 kat fark bulunmaktadır.

Mn ve Zn bakımından da veriler üç homojen grupta toplanmış, Mn bakımından en düşük değer *Robinia pseudoacacia*'da (4,084 ppm), en yüksek değer ise *Eleagnus angustifolia*'da (7,315 ppm) elde edilmiştir. Zn bakımından ise en düşük değer *Aesculus hippocastanum*'da (1,540 ppm), en yüksek değerler ise *Eleagnus angustifolia* (6,037 ppm) ve *Salix babylonica*'da (14,084 ppm) elde edilmiştir. *Aesculus hippocastanum*'da elde edilen değer ile *Salix babylonica*'da elde edilen değer arasında dokuz kattan fazla fark olması dikkat çekicidir.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak element miktarları arasında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların olup olmadığını belirlemek amacıyla verilere varyans analizi uygulanmış ve sonuçları Tablo 3.4'da verilmiştir.

Tablo 3.4. Trafik yoğunluğu bakımından varyans analizi sonuçları

		Kareler toplamı	df	Kareler ortalaması	F	Sig.
Pb	Gruplar Arası	534,185	2	267,092	13,910	,000
	Gruplar İçi	1324,922	69	19,202		
	Toplam	1859,107	71			
Cu	Gruplar Arası	55549,830	2	27774,915	7,321	,001
	Gruplar İçi	261772,954	69	3793,811		
	Toplam	317322,784	71			
Ca	Gruplar Arası	30,147	2	15,073	20,884	,000
	Gruplar İçi	49,802	69	,722		
	Toplam	79,948	71			

Tablo.3.4. 'ün devamı

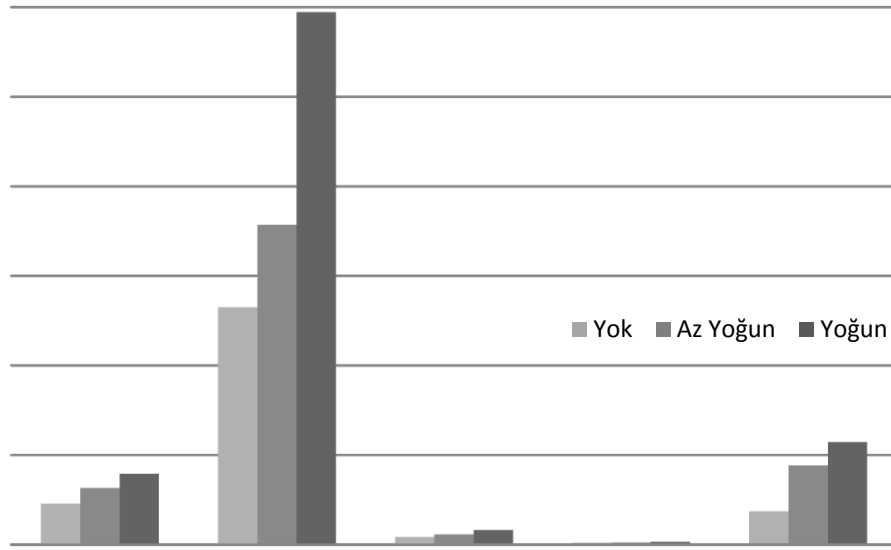
Mg	Gruplar Arası	,544	2	,272	7,412	,001
	Gruplar İçi	2,532	69	,037		
	Toplam	3,076	71			
Cd	Gruplar Arası	2969,703	2	1484,852	1,641	,201
	Gruplar İçi	62426,151	69	904,727		
	Toplam	65395,854	71			
Cr	Gruplar Arası	1283,115	2	641,558	6,517	,003
	Gruplar İçi	6792,672	69	98,445		
	Toplam	8075,787	71			
Ni	Gruplar Arası	600,235	2	300,118	15,405	,000
	Gruplar İçi	1344,275	69	19,482		
	Toplam	1944,511	71			
Fe	Gruplar Arası	2363,817	2	1181,908	11,808	,000
	Gruplar İçi	6906,348	69	100,092		
	Toplam	9270,165	71			
Mn	Gruplar Arası	148,026	2	74,013	19,195	,000
	Gruplar İçi	266,057	69	3,856		
	Toplam	414,083	71			
Zn	Gruplar Arası	328,711	2	164,355	9,561	,000
	Gruplar İçi	1186,182	69	17,191		
	Toplam	1514,893	71			

Tablo sonuçları incelendiğinde Cd elementi dışındaki bütün elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olarak değiştiği görülmektedir. Bu değişim Cu, Mg ve Cr bakımından %99, diğer elementler bakımından %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Çalışmaya konu elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak nasıl gruplaştığını belirleyebilmek amacıyla verilere

Duncan testi uygulanmış ve Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd için ortalama değerler ile Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 3.5.'da ve Grafik 3.1.'de verilmiştir.

Tablo 3.5. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları

Trafik	Pb(ppb)	Cu(ppb)	Ca(ppm)	Mg (ppm)	Cd (ppb)
Yok	9,157 a	52,983 a	1,703 a	,414 a	7,433 a
Az Yoğun	12,644 b	71,440 a	2,317 b	,453 a	17,713 a
Yoğun	15,826 c	118,925 b	3,276 c	,615 b	22,885 a

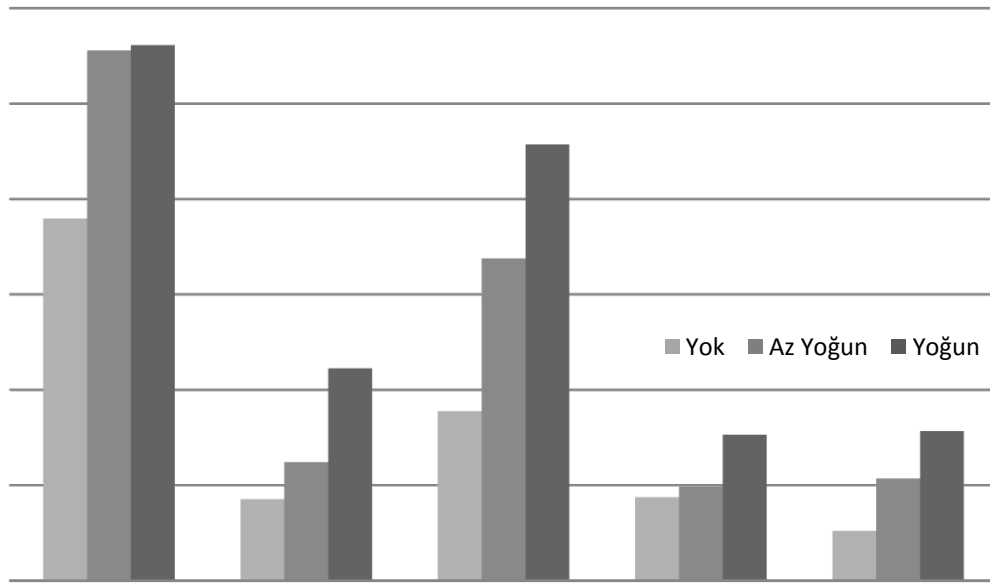


Grafik 3.1. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Pb, Cu, Ca, Mg ve Cd bakımından Duncan testi sonuçları

Tablo değerleri incelendiğinde trafik yoğunluğunun bütün elementlerde miktar üzerine etkili olduğu, artan trafik yoğunluğu ile birlikte element miktarlarının da arttığı görülmektedir. Duncan testi sonuçlarına göre Pb ve Ca bakımından verilerin üç homojen grup oluşturduğu, Cu ve Mg bakımından ise iki homojen grup oluştuğu görülmektedir. Cu ve Ca elementlerinde trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alanlar bir grupta yer alırken trafiğin yoğun olduğu alanlar ayrı bir grup oluşturmuştur. Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn için ortalama değerler ile Duncan testi sonucu oluşan gruplaşmalar Tablo 3.6.'da ve Grafik 3.2.'de verilmiştir.

Tablo 3.6. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn bakımından Duncan testi sonuçları

Trafik	Cr (ppb)	Ni (ppb)	Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)
Yok	18,980 a	4,270 a	8,879 a	4,367 a	2,603 a
Az Yoğun	27,787 b	6,214 a	16,881 b	4,929 a	5,348 b
Yoğun	28,075 b	11,131 b	22,865 c	7,650 b	7,835 c



Grafik 3.2. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn bakımından Duncan testi sonuçları

Tablo'da görüldüğü üzere Duncan testi sonuçlarına göre Fe ve Zn bakımından üç, diğer elementler bakımından iki homojen grup oluşmuştur. Ni ve Mn da trafiğin olmadığı alanlar ile az yoğun olduğu alanlar bir homojen grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlar ise ayrı homojen grupta yer alırken Cr'da trafiğin olmadığı alanlar bir homojen grupta, trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlar ise diğer homojen grupta yer almıştır. Ortalama değerler incelendiğinde ise trafik yoğunluğunun bütün elementlerde miktar üzerine etkili olduğu, artan trafik yoğunluğu ile birlikte element miktarlarının da arttığı görülmektedir.

3.1. Elementlerin Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışmanın ana amacı tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak element miktarlarının değişiminin belirlenmesidir. Bu amaç çerçevesinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örnekleri üzerinde analizler yapılarak element miktarlarının değişimi belirlenmiş ve her bir element için bitki türü ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimleri ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

3.1.1. Pb Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

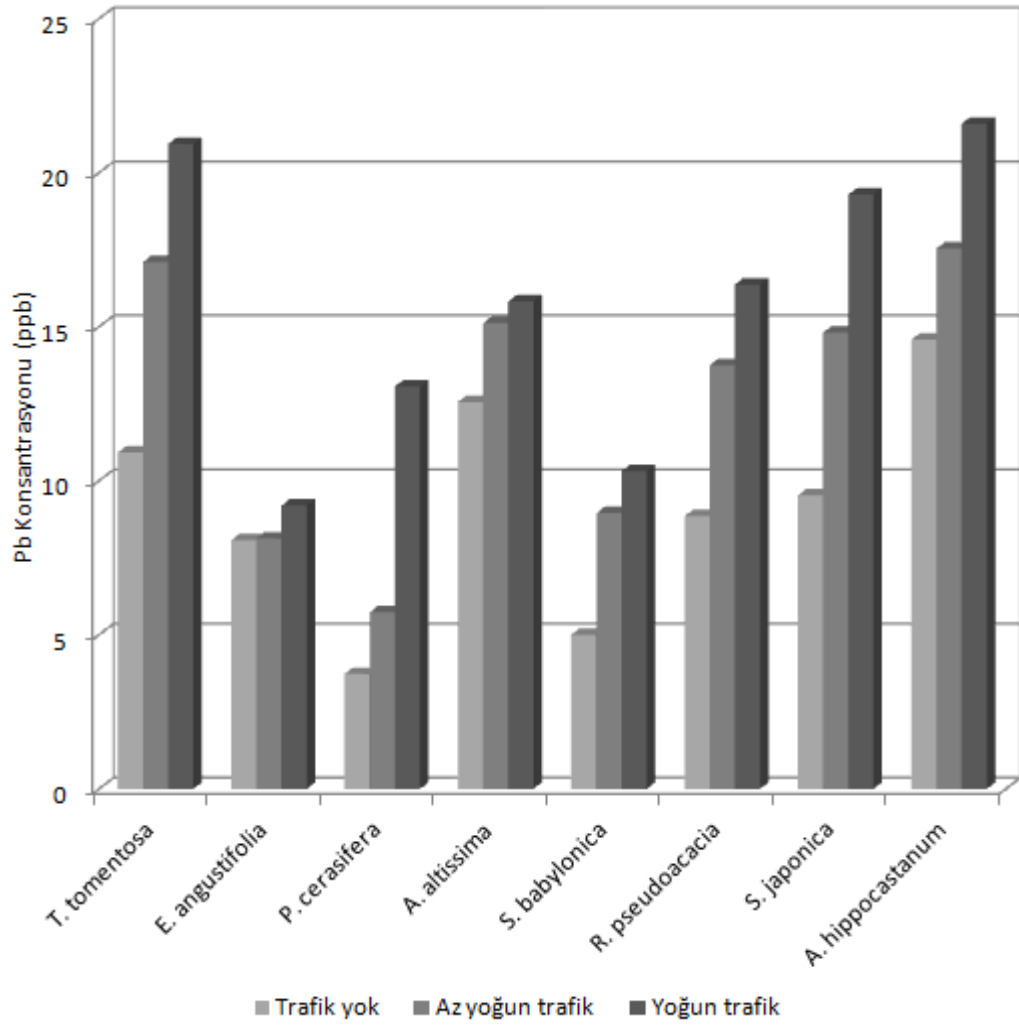
Çalışma kapsamında Pb Konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türüne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.7.'de verilmiştir.

Tablo 3.7. *Pb Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi*

	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	10,920 a	17,106 b	20,940 b	15,407**
<i>Eleagnus angustifolia</i>	8,073 a	8,133 a	9,200 a	,267 ns
<i>Prunus cerasifera</i>	3,733 a	5,733 b	13,066 c	146,175***
<i>Ailanthus altissima</i>	12,560 a	15,120 a	15,826 a	2,465 ns
<i>Salix babylonica</i>	5,006 a	8,953 b	10,320 b	17,369**
<i>Robinia pseudoacacia</i>	8,856 a	13,753 b	16,373 b	13,368**
<i>Sophora japonica</i>	9,526 a	14,813 ab	19,293 b	9,760 *
<i>Aesculus hippocastanum</i>	14,580 a	17,540 b	21,593 c	10,281*

Tablo sonuçları incelendiğinde Pb Konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerden *Eleagnus angustifolia* ve *Ailanthus altissima* da trafik yoğunluğuna bağlı olarak istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı düzeyde farklılaşmadığı görülmektedir. Bunun dışındaki bütün türlerde Pb Konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı, bu farklılığın *Sophora japonica* ve *Aesculus hippocastanum*'de %95, *Robinia pseudoacacia*, *Salix babylonica* ve *Tilia tomentosa*'da %99 ve *Prunus cerasifera*'da %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir.

Tablo'ya göre trafiğin olmadığı alanlarda Pb konsantrasyonu 3,733 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 14,580 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında değişirken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5,733 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 17,540 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 9,200 ppb (*Eleagnus angustifolia*) ile 21,593 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında değişmektedir. Pb Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Grafik 3.3 'de verilmiştir.



Grafik 3.3. Pb Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Trafiğin yoğun olduğu alanlar ile, hiç olmadığı alanlar arasındaki farklılıklar incelendiğinde trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Pb Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki kurşun konsantrasyonundan; *Tilia tomentosa*'da 1,918 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,14 kat, *Prunus cerasifera*'da 3,5 kat, *Ailanthus*

altissima'da 1,26 kat, *Salix babylonica*'da 2,062 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 1,849 kat, *Sophora japonica*'da 2,025 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 1,481 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Bu değerlere göre trafik yoğunluğuna bağlı olarak en fazla değişimin *Prunus cerasifera*, *Salix babylonica* ve *Sophora japonica*'da olduğu söylenebilir. En az değişim ise *Eleagnus angustifolia* ve *Ailanthus altissima*'da görülmektedir.

3.1.2. Cu Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Cu Konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türüne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.8.'da verilmiştir.

Tablo 3.8. Cu Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

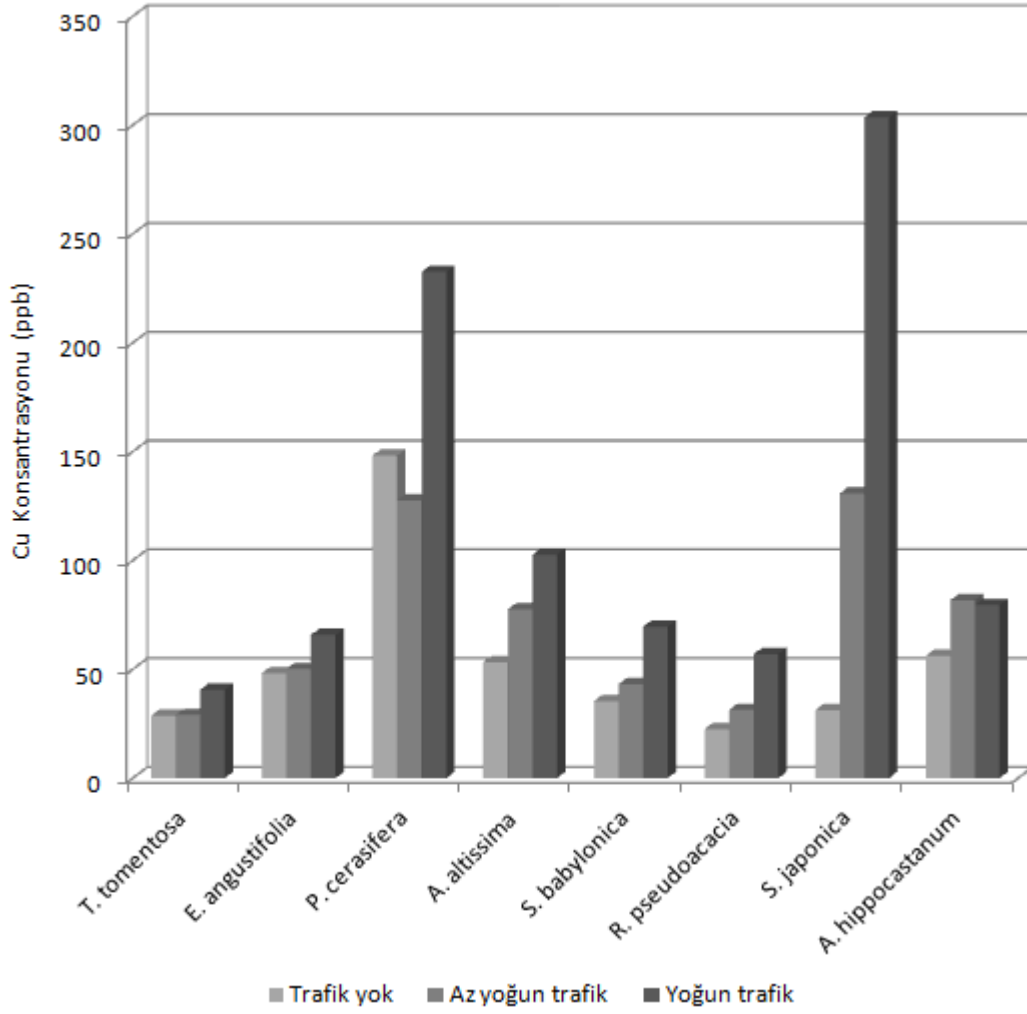
	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	28,726 a	29,046 a	40,700 b	6,303*
<i>Eleagnus angustifolia</i>	48,280 a	50,186 a	65,826 b	179,310***
<i>Prunus cerasifera</i>	148,253 b	127,593 a	232,580 c	600,178***
<i>Ailanthus altissima</i>	53,200 a	77,560 b	102,660 c	236,980***
<i>Salix babylonica</i>	35,400 a	43,146 b	69,546 c	104,923***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	22,533 a	31,353 b	56,986 c	83,110***
<i>Sophora japonica</i>	31,260 a	130,853 b	303,553 c	759,125***
<i>Aesculus hippocastanum</i>	56,213 a	81,786 b	79,546 b	24,424**

Varyans analizi sonuçlarına göre Cu Konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerin tamamında trafik yoğunluğuna bağlı olarak istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı düzeyde farklılaştığı belirlenmiştir. Tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak belirlenen farklılaşmalar *Tilia tomentosa*'da %95, *Aesculus hippocastanum*'da %99 ve diğer türlerde ise %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır.

Duncan testi sonuçlarına göre *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia* ve *Aesculus hippocastanum* da elde edilen veriler iki homojen grupta toplanırken, diğer türlerde üç homojen grup oluşmuş ve her bir değer ayrı bir homojen grupta yer almıştır. *Tilia tomentosa* ve *Eleagnus angustifolia*'da trafiğin olmadığı alanlar ile az yoğun olduğu

alanlar aynı homojen grupta yer alırken, *Aesculus hippocastanum*'da trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlar aynı homojen grupta yer almıştır. *Prunus cerasifera*'da trafiğin hiç olmadığı alanlarda Cu konsantrasyonu 148,253 ppb düzeyinde iken bu rakam trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 127,593 ppb olarak belirlenmiştir. Bunun dışındaki bütün türlerde Cu konsantrasyonu trafik yoğunluğuna bağlı olarak artmıştır.

Trafiğin olmadığı alanlarda en yüksek Cu konsantrasyonu *Prunus cerasifera*'da (148,253 ppb) belirlenirken en düşük değerler *Robinia pseudoacacia* (22,533 ppb) ve *Tilia tomentosa*'da (28,726 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en yüksek Cu değeri *Sophora japonica* (130,853 ppb) ve *Prunus cerasifera*'da (127,593 ppb) belirlenirken en düşük değerler yine *Robinia pseudoacacia* (31,353 ppb) ve *Tilia tomentosa*'da (29,046 ppb) belirlenmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en yüksek Cu değeri *Sophora japonica* (303,553 ppb) ve *Prunus cerasifera*'da (232,580 ppb) belirlenirken en düşük değerler yine *Robinia pseudoacacia* (56,986 ppb) ve *Tilia tomentosa*'da (40,700 ppb) belirlenmiştir. Cu Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Grafik 3.4.'de verilmiştir.



Grafik 3.4. Cu Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimler incelendiğinde, trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Cu Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Cu konsantrasyonuna göre *Tilia tomentosa*'da 1,417 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,363 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,569 kat, *Ailanthus altissima*'da 1,930 kat, *Salix babylonica*'da 1,965 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 2,529 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 1,415 kat daha fazla olduğu hesaplanmıştır. Oysa *Sophora japonica*'da trafiğin olmadığı alanlarda 31,26 ppb düzeyinde olan Cu konsantrasyonu trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 130,853 ppb ye ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 303,553 ppb ye çıkmıştır. Yani trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Cu konsantrasyonu, trafiğin olmadığı alanlardaki Cu Konsantrasyonunun 9,711 katıdır.

3.1.3 Ca Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Ca Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amacıyla; trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde Ca konsantrasyonu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda Ca konsantrasyonunun ortalama değerleri, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.9.'da verilmiştir.

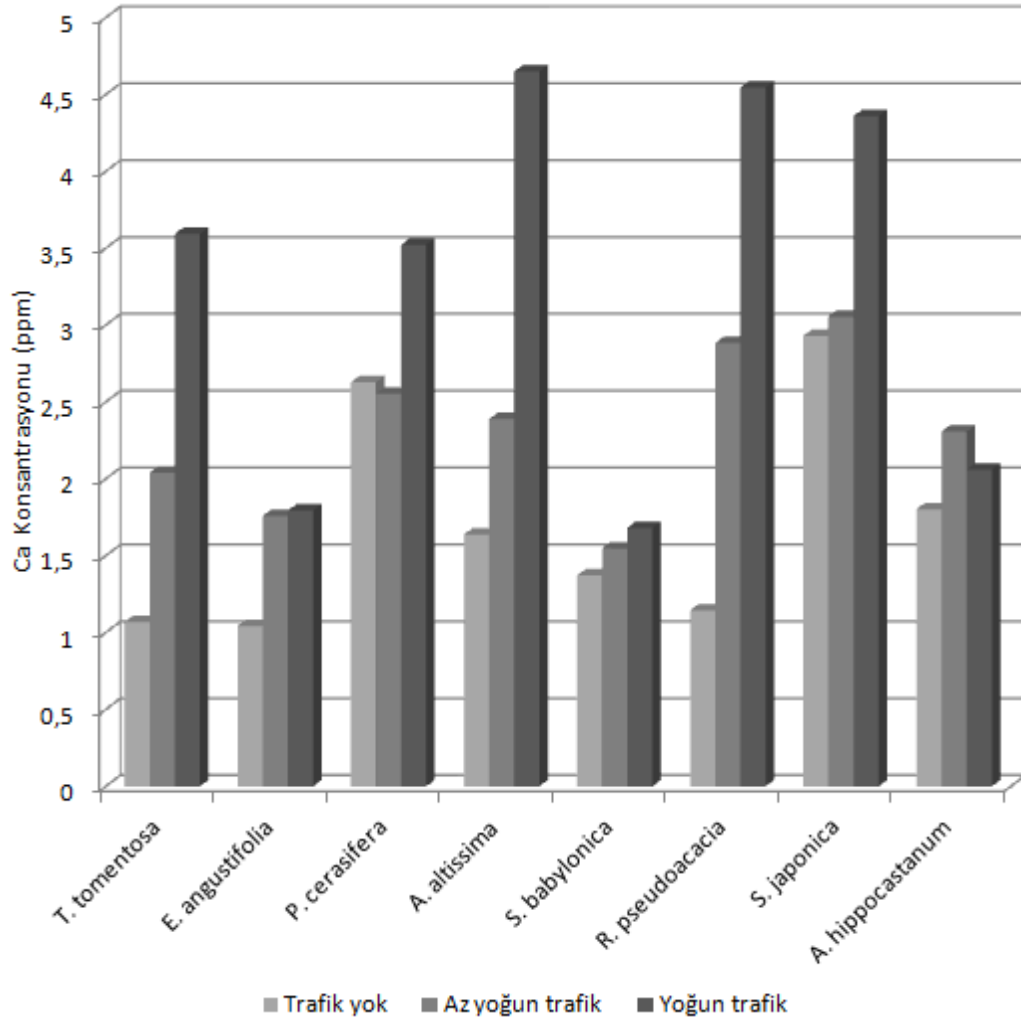
Tablo 3.9. Ca Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	1,068 a	2,040 b	3,594 c	3835,959***
<i>Eleagnus angustifolia</i>	1,044 a	1,760 b	1,794 c	1996,499***
<i>Prunus cerasifera</i>	2,628 b	2,554 a	3,522 c	6691,754***
<i>Ailanthus altissima</i>	1,638 a	2,389 b	4,650 c	67168,692***
<i>Salix babylonica</i>	1,372 a	1,548 b	1,682 c	748,539***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1,145 a	2,884 b	4,546 c	29528,679***
<i>Sophora japonica</i>	2,930 a	3,056 b	4,360 c	3144,665***
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1,803 a	2,308 c	2,060 b	1346,747***

Tablo 3.9.'da görüldüğü üzere, varyans analizi sonuçlarına göre Ca Konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerin tamamında trafik yoğunluğuna bağlı olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre bütün türlerde Ca konsantrasyonu trafik yoğunluğuna bağlı olarak üç homojen grup oluşturmuştur. Sadece *Prunus cerasifera* da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki konsantrasyonu ilk homojen grupta, trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değer ise ilk homojen grupta yer almıştır. Ayrıca, *Aesculus hippocastanum* da trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerden yüksektir. Bunun dışındaki bütün türlerde trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değer ilk homojen grupta, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ikinci homojen grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ise son homojen grupta yer almıştır.

Trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerler 1,044 ppm ile 2,930 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değerler *Eleagnus angustifolia*

ve *Tilia tomentosa*'da elde edilirken en yüksek değerler *Prunus cerasifera* ile *Sophora japonica*'da elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ise 1,548 ppm ile 3,056 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Ca konsantrasyonu en düşük *Salix babylonica* ve *Eleagnus angustifolia*'da elde edilirken en yüksek değerler *Robinia pseudoacacia* ile *Sophora japonica*'da elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan örneklerde hesaplanan Ca değerleri ise 1,682 ppm ile 4,650 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler *Salix babylonica* ve *Eleagnus angustifolia*'da elde edilirken, en yüksek değerler *Robinia pseudoacacia* ve *Ailanthus altissima*'da elde edilmiştir. Ca Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Grafik 3.5.'de verilmiştir.



Grafik 3.5. Ca Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Grafik 3.5.'de, tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimler incelendiğinde, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenen Ca Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Ca konsantrasyonuna göre *Tilia tomentosa*'da 1,910 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,686 kat, *Prunus cerasifera*'da 0,972 kat, *Ailanthus altissima*'da 1,458 kat, *Salix babylonica*'da 1,128 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 2,519 kat, *Sophora japonica*'da 1,043 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 1,280 kat olduğu hesaplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Ca Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Ca konsantrasyonuna göre ise *Tilia tomentosa*'da 3,365 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,718 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,340 kat, *Ailanthus altissima*'da 2,839 kat, *Salix babylonica*'da 1,226 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 3,970 kat, *Sophora japonica*'da 1,488 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 1,143 kat olduğu hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre trafiğin yoğun olduğu alanlardaki en yüksek artışın *Tilia tomentosa* ve *Robinia pseudoacacia*'da olduğu söylenebilir.

3.1.4. Mg Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında Mg Konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, bitki türüne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.10.'da verilmiştir.

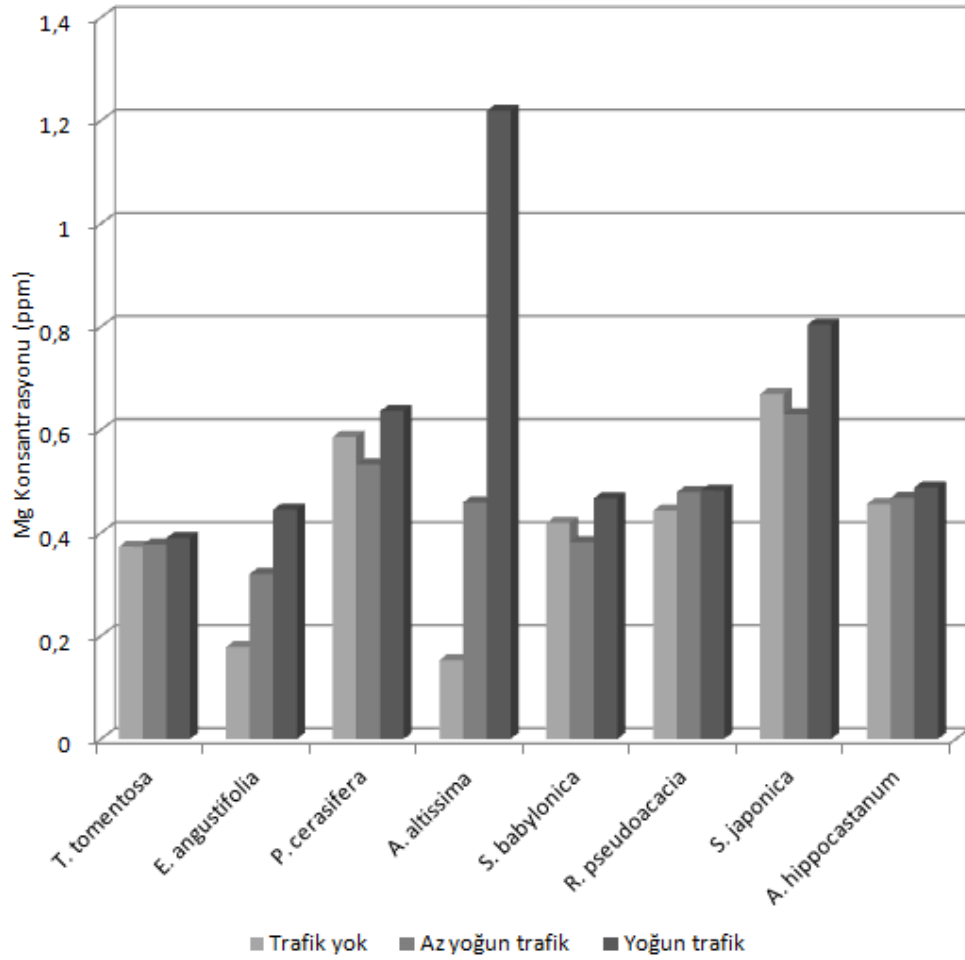
Tablo 3.10. *Mg Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi*

	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	0,373 a	0,377 a	0,390 a	,619 ns
<i>Eleagnus angustifolia</i>	0,178 a	0,320 b	0,445 c	32,578**
<i>Prunus cerasifera</i>	0,586 b	0,533 a	0,636 c	37,235***
<i>Ailanthus altissima</i>	0,153 a	0,459 b	1,219 c	1741,304***
<i>Salix babylonica</i>	0,419 a	,382 a	,467 b	12,900**
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0,443 a	,479 a	,482 a	1,698 ns
<i>Sophora japonica</i>	0,669 a	,630 a	,804 b	34,132**
<i>Aesculus hippocastanum</i>	0,456 a	,468 a	,488 a	1,050 ns

Tablo sonuçları incelendiğinde Mg Konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerden *Tilia tomentosa*, *Aesculus hippocastanum* ve *Robinia pseudoacacia* da trafik

yoğunluğuna bağlı olarak istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı düzeyde farklılaşmadığı görülmektedir. Bunun dışındaki bütün türlerde Mg Konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı, bu farklılığın *Eleagnus angustifolia*, *Salix babylonica* ve *Sophora japonica*'da %99, *Prunus cerasifera* ve *Ailanthus altissima*'da %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir. Duncan testi sonucunda, *Eleagnus angustifolia*, *Prunus cerasifera* ve *Ailanthus altissima*'da üç homojen grup oluşurken, *Salix babylonica* ve *Sophora japonica*'da iki homojen grup oluşmuştur. İki homojen grup oluşan türlerde, trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alanlarda elde edilen veriler aynı homojen grupta yer alırken, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen veriler diğer homojen grubu oluşturmuştur.

Tablo'ya göre trafiğin olmadığı alanlarda Mg konsantrasyonu 0,153 ppm (*Ailanthus altissima*) ile 0,669 ppm (*Sophora japonica*) arasında değişirken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 0,320 ppm (*Eleagnus angustifolia*) ile 0,630 ppm (*Sophora japonica*) arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 0,390 ppm (*Tilia tomentosa*) ile 1,219 ppm (*Ailanthus altissima*) arasında değişmektedir. Mg Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir Grafik 3.6'da verilmiştir.



Grafik 3.6. Mg Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında, trafik yoğunluğuna bağlı olarak Mg konsantrasyonunun en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu türlerde yapılan hesaplamalara göre, trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Mg Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Mg konsantrasyonundan; *Eleagnus angustifolia*'da 1,798 kat, *Prunus cerasifera*'da 0,91 kat, *Ailanthus altissima*'da 3 kat, *Salix babylonica*'da 0,912 kat, *Sophora japonica*'da 0,942 kat olduğu görülmektedir. *Prunus cerasifera*, *Salix babylonica* ve *Sophora japonica*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlarda hesaplanan Mg konsantrasyonu, trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan Mg konsantrasyonundan daha düşüktür. Ancak Duncan testi sonuçlarına göre *Salix babylonica* ve *Sophora japonica*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlarda hesaplanan Mg konsantrasyonu ile trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan Mg konsantrasyonu aynı homojen gruplarda yer almaktadır.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Mg konsantrasyonunun en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu türlerde yapılan hesaplamalarda, trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Mg Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Mg konsantrasyonuna göre; *Eleagnus angustifolia*'da 2,5 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,085 kat, *Ailanthus altissima*'da 7,967 kat, *Salix babylonica*'da 1,115 kat ve *Sophora japonica*'da 1,202 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Bu verilere göre Mg Konsantrasyonunun *Ailanthus altissima*'da, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 0,153 ppm iken bu konsantrasyonun, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 0,459 ppm'e ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 1,219 ppm e çıktığı görülmektedir Bu sonuçlara göre *Ailanthus altissima*'da, trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Mg Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Mg konsantrasyonuna oranı 3 kat iken, trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Mg Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Mg konsantrasyonuna oranının 7,967 olduğu hesaplanmıştır.

3.2.5. Cd Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Cd Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amacıyla; trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde Cd konsantrasyonu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda Cd konsantrasyonunun ortalama değerleri, varyans analizi sonucu elde edilen F değerleri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo. 3.11'da verilmiştir.

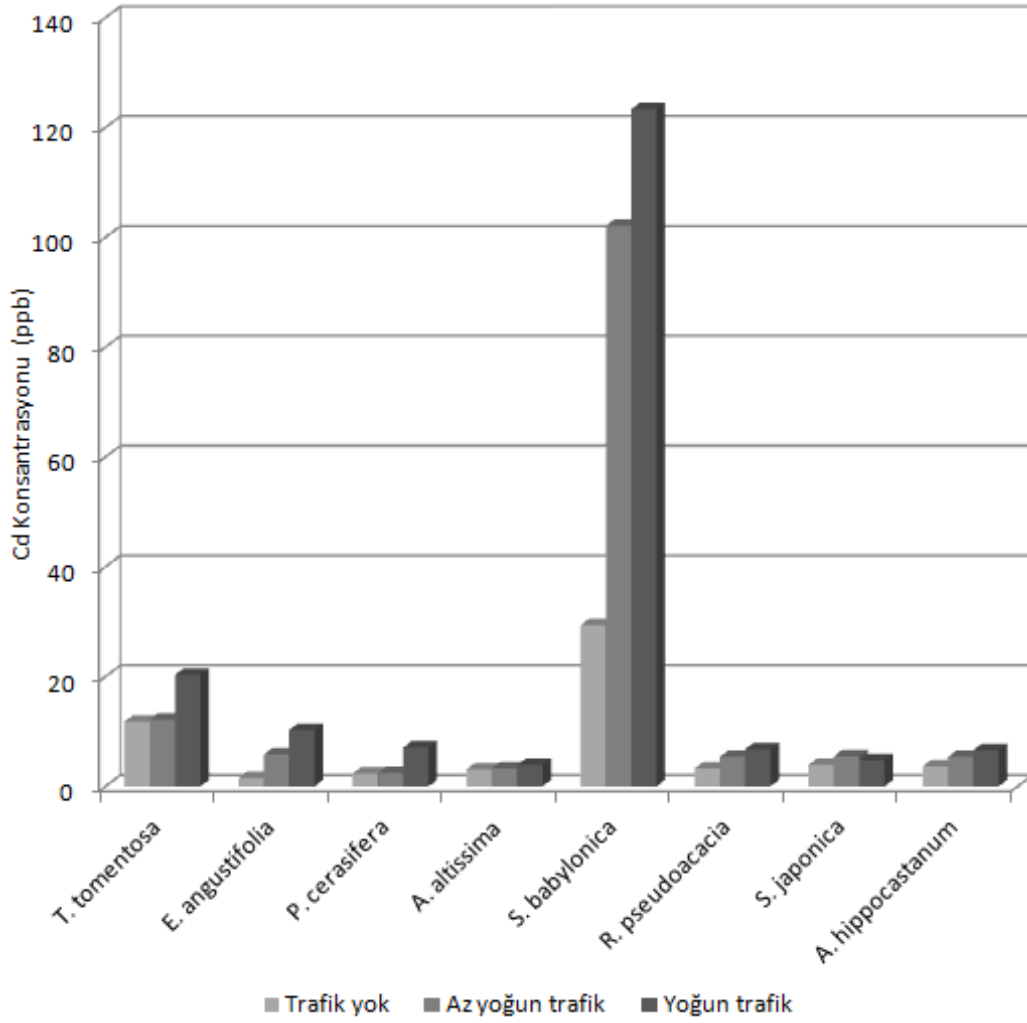
Tablo. 3.11. *Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi*

	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	11,800 a	12,200 a	20,340 a	,926 ns
<i>Eleagnus angustifolia</i>	1,553 a	5,820 ab	10,280 b	9,272*
<i>Prunus cerasifera</i>	2,353 a	2,433 a	7,086 b	15,844**
<i>Ailanthus altissima</i>	3,120a	3,300 a	3,873 a	1,168 ns
<i>Salix babylonica</i>	29,360 a	102,106 b	123,340 c	177,283***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	3,286 a	5,400 a	6,793 a	2,402 ns
<i>Sophora japonica</i>	3,940 a	5,493 a	4,780 a	,370 ns
<i>Aesculus hippocastanum</i>	3,653 a	5,353 a	6,593 a	4,291ns

Tablo değerleri incelendiğinde, varyans analizi sonularına gre Cd Konsantrasyonunun, alışmaya konu trlerden sadece *Eleagnus angustifolia*, *Prunus*

cerasifera ve *Salix babylonica*'da istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı, bu farklılığın *Eleagnus angustifolia*'da %95, *Prunus cerasifera*'da %99, *Prunus cerasifera* ve *Salix babylonica*'da %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu görülmektedir. *Eleagnus angustifolia*'da Cd konsantrasyonu trafiğin olmadığı alanlarda 1,553 ppb düzeyinde iken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5,82 ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 10,280 ppb düzeyine yükselmiştir. Duncan testi sonucunda, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ilk, trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen değer ise ikinci homojen grupta yer alırken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer her iki grupta birden yer almıştır. *Prunus cerasifera*'da, Cd konsantrasyonu trafiğin olmadığı alanlarda 2,353 ppb düzeyinde iken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 2,433 ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 7,086 ppb düzeyine yükselmiştir. Duncan testi sonucunda iki homojen grup oluşmuş, trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değer ile, trafiğin az yoğun olduğu alanlardan elde edilen değer ilk homojen grubu oluştururken, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ikinci homojen grubu oluşturmuştur.

Duncan testi sonucunda, *Salix babylonica*'da trafiğin olmadığı, trafiğin az yoğun olduğu ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerlerin her birisi ayrı homojen grup oluşturmuştur. Cd konsantrasyonu trafiğin olmadığı alanlarda 29,36 ppb, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 102,106 ppb ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 123,340 ppb olarak hesaplanmıştır. Cd Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Grafik 3.7.'de verilmiştir.



Grafik 3.7. Cd Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Grafik 3.7.'de, Cd konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak gösterdiği değişimler görülmektedir. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cd konsantrasyonunun en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu türlerde yapılan hesaplamalarda, trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Cd Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Cd konsantrasyonuna göre; *Eleagnus angustifolia*'da 3,748 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,034 kat ve *Salix babylonica*'da 3,478 kat fazla olduğu, trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Cd Konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Cd konsantrasyonuna göre *Eleagnus angustifolia*'da 6,619 kat, *Prunus cerasifera*'da 3,011 kat ve *Salix babylonica*'da 4,201 kat fazla olduğu hesaplanmıştır.

3.1.6. Cr Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Cr Konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlarda, bitki türüne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.12.'da verilmiştir.

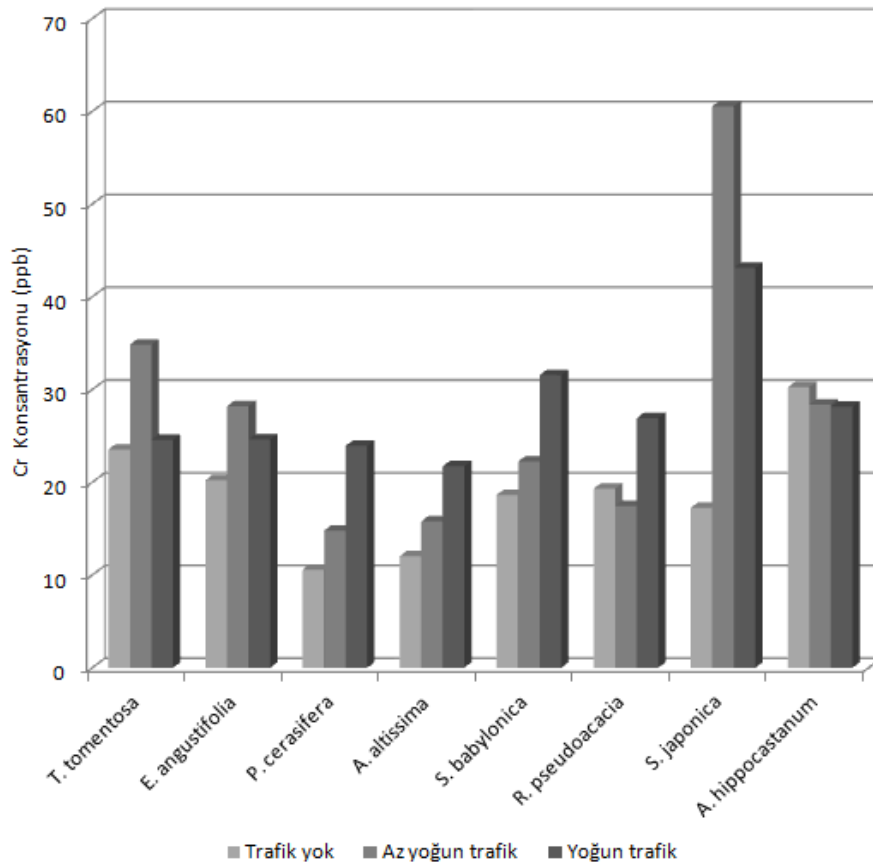
Tablo 3. 12. Cr Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

	Cr (ppb)			
	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	23,546 a	34,860 a	24,600 a	4,356 ns
<i>Eleagnus angustifolia</i>	20,246 a	28,213 a	24,620 a	4,943 ns
<i>Prunus cerasifera</i>	10,566 a	14,800 b	23,926 c	149,530***
<i>Ailanthus altissima</i>	12,020 a	15,773 b	21,720 c	115,651***
<i>Salix babylonica</i>	18,640 a	22,246 b	31,566 c	71,333***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	19,326 a	17,453 a	26,920 b	42,861***
<i>Sophora japonica</i>	17,246 a	60,553 c	43,113b	635,229***
<i>Aesculus hippocastanum</i>	30,246 a	28,400 a	28,140 a	,942 ns

Tablo sonuçları incelendiğinde Cr Konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerden *Tilia tomentosa*, *Eleagnus angustifolia* ve *Aesculus hippocastanum* da trafik yoğunluğuna bağlı olarak istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaşmadığı görülmektedir. Bunun dışındaki bütün türlerde Mg Konsantrasyonunun trafik yoğunluğuna bağlı olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı belirlenmiştir. Duncan testi sonucunda, *Robinia pseudoacacia* dışındaki türlerde üç homojen grup oluşurken, *Robinia pseudoacacia*'da iki homojen grup oluşmuştur. İki homojen grup oluşan *Robinia pseudoacacia*'da, trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alanlarda elde edilen veriler aynı homojen grupta yer alırken, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen veriler diğer homojen grubu oluşturmuştur. Elde edilen ortalama değerler incelendiği Cr Konsantrasyonunun, *Sophora japonica* dışında istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı farklılıkların olduğu türlerde, trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı görülmektedir. Bunun sonucunda bu türlerde, trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ayrı homojen gruplarda yer almış, trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen veriler birinci, trafiğin az yoğun

olduğu alanlardan elde edilen veriler ikinci ve trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler ise üçüncü homojen grubu oluşturmuştur. Fakat, *Sophora japonica*'da trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen veriler birinci, trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler ikinci ve trafiğin az yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler ise üçüncü homojen grubu oluşturmuştur.

Tablo'ya göre trafiğin olmadığı alanlarda Cr konsantrasyonu 10,566 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 30,246 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında değişirken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 14,800 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 60,553 ppb (*Sophora japonica*) arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 21,720 ppb (*Ailanthus altissima*) ile 43,113 ppb (*Sophora japonica*) arasında değişmektedir. Cr Konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir Grafik 3.8. verilmiştir.



Grafik 3.8. Cr Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında, trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cr konsantrasyonunun en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu türlerde yapılan hesaplamalara göre, trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Cr konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Cr konsantrasyonundan; *Prunus cerasifera*'da 1,401 kat, *Ailanthus altissima*'da 1,312 kat, *Salix babylonica*'da 1,193 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 0,903 kat ve *Sophora japonica*'da 3,511 kat olduğu görülmektedir. *Robinia pseudoacacia*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlarda hesaplanan Cr konsantrasyonu, trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan Cr konsantrasyonundan daha düşüktür. Ancak Duncan testi sonuçlarına göre trafiğin az yoğun olduğu alanlarda hesaplanan Cr konsantrasyonu ile trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan Cr konsantrasyonu aynı homojen gruplarda yer almaktadır.

Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cr konsantrasyonunun en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu türlerde yapılan hesaplamalarda, trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Cr konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Cr konsantrasyonuna göre; *Prunus cerasifera*'da 2,264 kat, *Ailanthus altissima*'da 1,807 kat, *Salix babylonica*'da 1,693 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 1,393 kat ve *Sophora japonica*'da 2,5 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Bu verilere göre Cr konsantrasyonundaki en yüksek oransal değişimin *Sophora japonica* ve *Prunus cerasifera*'da meydana geldiği söylenebilir.

3.1.7. Ni Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında Ni Konsantrasyonunun trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda, bitki türüne bağlı olarak değişimi belirlenmiş ve ortalama değerler, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo'da verilmiştir.

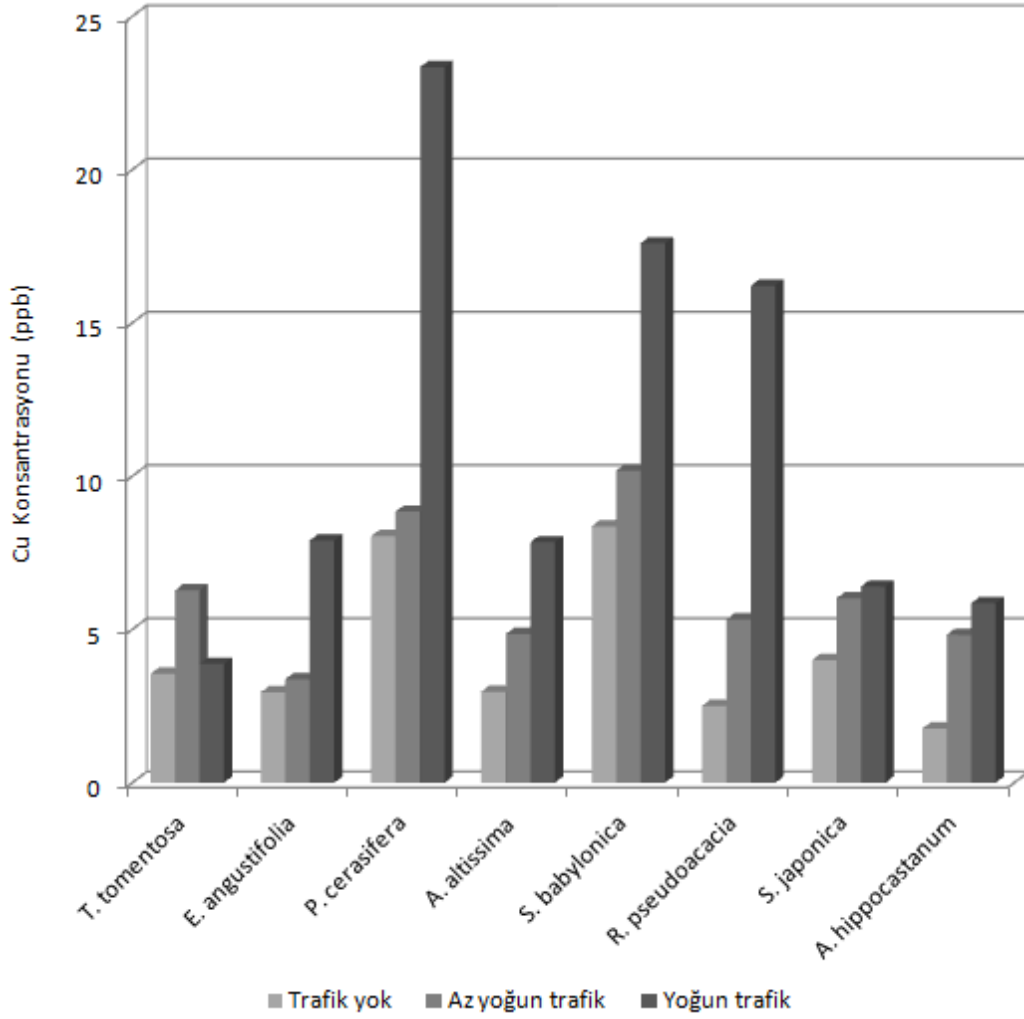
Tablo 3. 13. Ni Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	3,553 a	6,280 b	3,880 a	5,648*
<i>Eleagnus angustifolia</i>	2,953 a	3,380 a	7,906 b	67,524***
<i>Prunus cerasifera</i>	8,046 a	8,846 a	23,346 b	58,816***
<i>Ailanthus altissima</i>	2,973 a	4,853 a	7,846 a	2,796ns
<i>Salix babylonica</i>	8,366 a	10,180 b	17,600 c	107,306***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2,506 a	5,326 b	16,213 c	354,737***
<i>Sophora japonica</i>	4,000 a	6,020 b	6,400 c	23,417**
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1,766 a	4,826 b	5,860 b	20,270**

Tablo 3. 13. değerleri incelendiğinde, varyans analizi sonuçlarına göre Ni Konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerden sadece *Ailanthus altissima*'da istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaşmadığı, diğer türlerde trafik yoğunluğuna bağlı olarak elde edilen değerlerin, istatistiki olarak en az %95 güven düzeyinde farklılaştığı görülmektedir. Bu farklılığın *Tilia tomentosa*'da %95, *Sophora japonica* ve *Aesculus hippocastanum*'da %99, diğer türlerde ise %99,9 güven düzeyinde anlamlı olduğu belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan en düşük Ni konsantrasyonu 1,766 ppb ile *Aesculus hippocastanum*'da elde edilirken en yüksek konsantrasyon 8,366 ppb ile *Salix babylonica*'da elde edilmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda en yüksek değerler 8,046 ppb ile *Prunus cerasifera* ve 8,366 ppb ile *Salix babylonica*'da elde edilirken, sonraki en yüksek değer 4,000 ppb ile *Sophora japonica*'da elde edilmiştir. İki türde hesaplanan Ni konsantrasyonunun, 8 ppb nin üzerinde iken, diğer altı türde 4 ppb nin altında olması dikkat çekicidir.

Trafiğin az yoğun olduğu ortamlardan elde edilen numunelerdeki en düşük Ni konsantrasyonu 3,380 ppb ile *Eleagnus angustifolia*, 4,826 ppb ile *Aesculus hippocastanum* ve 4,853 ppb ile *Ailanthus altissima*'da hesaplanırken, en yüksek Ni konsantrasyonu 10,180 ppb ile *Salix babylonica* ve 8,846 ppb ile *Prunus cerasifera*'da hesaplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan numunelerde ise en düşük Ni konsantrasyonu 3,880 ppb ile *Tilia tomentosa* ve 5,860 ppb ile *Aesculus hippocastanum*'da hesaplanırken, en yüksek değerler 23,346 ppb ile *Prunus cerasifera* ve 17,600 ppb ile *Salix babylonica*'da hesaplanmıştır.

Duncan testi sonuçlarına göre, verilerin *Robinia pseudoacacia*, *Salix babylonica* ve *Sophora japonica*'da üç, diğer türlerde iki homojen grupta toplandığı belirlenmiştir. *Eleagnus angustifolia* ve *Prunus cerasifera*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ile trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen değerler aynı homojen grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen değerler diğer homojen grupta iken, *Aesculus hippocastanum*'da trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlardan elde edilen değerler aynı homojen grupta, trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen değerler ise diğer homojen grupta yer almıştır. Yapılan hesaplamalara göre, *Tilia tomentosa* dışındaki bütün türlerde Ni konsantrasyonu, trafik yoğunluğuna bağlı olarak artmıştır. Sadece *Tilia tomentosa*'da en yüksek Ni konsantrasyonu trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan numunelerde elde edilmiştir. *Tilia tomentosa*'da Duncan testi sonucunda trafiğin olmadığı ve yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler aynı homojen grupta yer alırken, trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan numunelerden elde edilen değerler ikinci homojen grupta yer almıştır. Ni konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir Grafik 3.9.'de verilmiştir.



Grafik 3.9. Ni Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Grafik 3.9.'da, Ni konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak gösterdiği değişimler görülmektedir. Trafik yoğunluğuna bağlı olarak Ni konsantrasyonunun en az %95 güven düzeyinde anlamlı olduğu türlerde yapılan hesaplamalarda, trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Ni konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonuna göre; *Tilia tomentosa*'da 1,768 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,145 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,099 kat, *Salix babylonica*'da 1,217 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 2,125 kat, *Sophora japonica*'da 1,505 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 2,733 kat olduğu hesaplanmıştır. Trafik yoğun olduğu alanlardaki Ni konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonuna göre; *Tilia tomentosa*'da 1,092 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 2,677 kat, *Prunus cerasifera*'da 2,902 kat, *Salix babylonica*'da 2,104 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 6,470 kat, *Sophora japonica*'da 1,600 kat ve *Aesculus*

hippocastanum'da 3,318 kat olduğu hesaplanmıştır. Yapılan hesaplamalara göre trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonu 2,506 ppb iken trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5,326 ppb'ye ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 16,213 ppb'ye çıkan *Robinia pseudoacacia* dikkat çekmektedir. Bu türde trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Ni konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonuna göre 2,125 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Ni konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonuna göre 6,470 kat fazla olduğu hesaplanmıştır.

3.1.8. Fe Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Fe konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amacıyla; trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde Fe konsantrasyonu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda Fe konsantrasyonunun ortalama değerleri, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.14.'da verilmiştir.

Tablo 3.14. *Fe Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi*

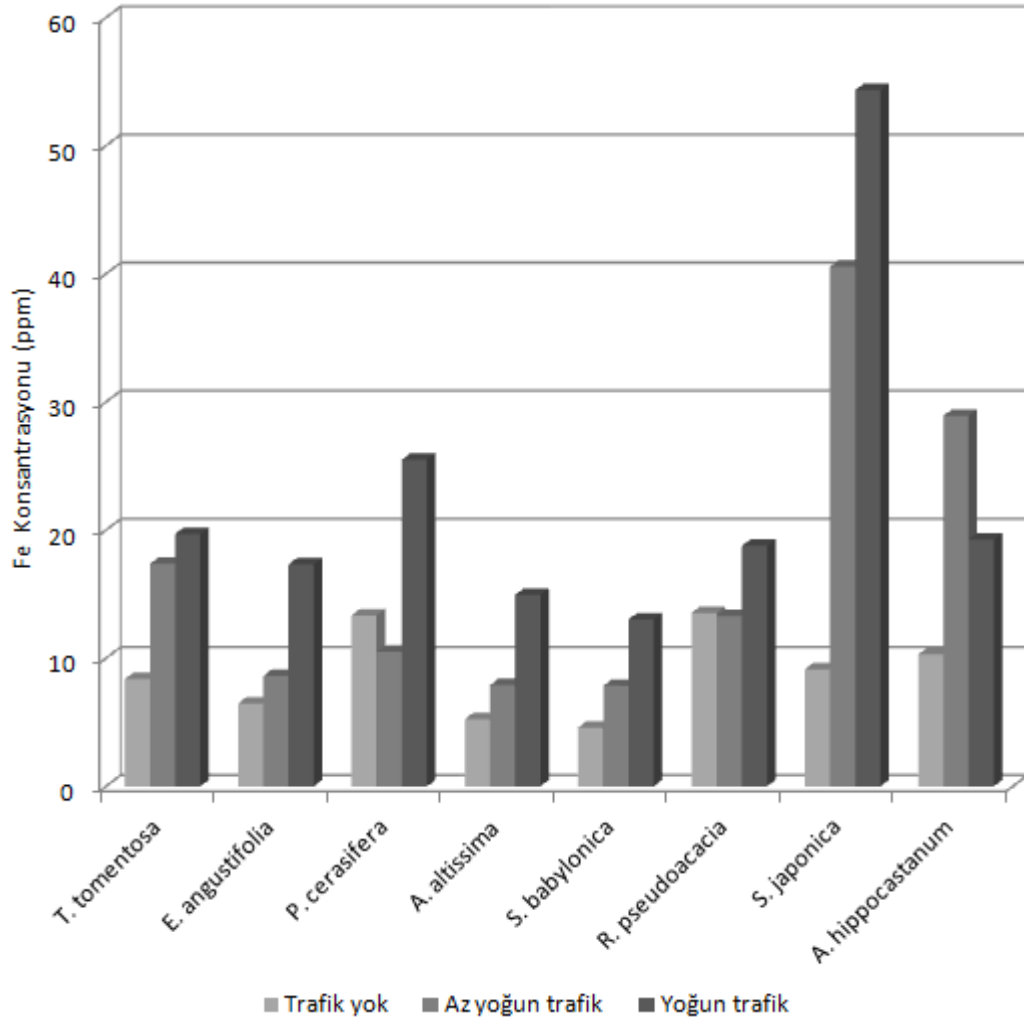
	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	8,373 a	17,373 b	19,706 c	2024,707***
<i>Eleagnus angustifolia</i>	6,480 a	8,626 b	17,333 c	6539,155***
<i>Prunus cerasifera</i>	13,346 b	10,493 a	25,500 c	4256,958***
<i>Ailanthus altissima</i>	5,246 a	7,906 b	14,953 c	1650,333***
<i>Salix babylonica</i>	4,593 a	7,860 b	13,033 c	617,744***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	13,546 a	13,293 a	18,780 b	38,081***
<i>Sophora japonica</i>	9,146 a	40,573 b	54,353 c	16847,105***
<i>Aesculus hippocastanum</i>	10,300 a	28,926 c	19,266 b	2679,566***

Tablo 3.14. değerleri incelendiğinde, varyans analizi sonuçlarına göre Fe konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerin tamamında trafik yoğunluğuna bağlı olarak %99,9 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Duncan testi sonuçlarına göre *Robinia pseudoacacia* dışındaki bütün türlerde Fe konsantrasyonu trafik yoğunluğuna bağlı olarak üç homojen grup oluşturmuştur.

Robinia pseudoacacia'da veriler iki homojen grupta toplanmış, trafiğin az yoğun olduğu alanlar ile trafiğin olmadığı alanlar aynı homojen grupta yer alırken, trafiğin yoğun olduğu alanlar diğer homojen grupta yer almıştır.

Bunun dışında sadece *Prunus cerasifera* da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki konsantrasyonu ilk homojen grupta, trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değer ise ikinci homojen grupta yer almış, *Aesculus hippocastanum*'da da trafiğin az yoğun olduğu alan üçüncü, trafiğin yoğun olduğu alan ise ikinci homojen grupta yer almıştır. Bu sonuçlara göre *Prunus cerasifera*'da trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değer, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerden, *Aesculus hippocastanum*'da ise trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerden yüksektir. Dolayısıyla *Aesculus hippocastanum*, *Robinia pseudoacacia* ve *Prunus cerasifera* dışındaki bütün türlerde trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değer ilk homojen grupta, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ikinci homojen grupta, trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen değer ise son homojen grupta yer almıştır.

Fe konsantrasyonu bakımından trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerler 4,593 ppm ile 13,546 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değerler *Salix babylonica* ve *Ailanthus altissima*'da elde edilirken en yüksek değerler ise *Prunus cerasifera* ile *Robinia pseudoacacia*'da elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ise 7,860 ppm ile 40,573 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Fe konsantrasyonu en düşük *Salix babylonica* ve *Ailanthus altissima*'da elde edilirken en yüksek değerler *Sophora japonica* ile *Aesculus hippocastanum*'da elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan örneklerde hesaplanan Fe konsantrasyonu ise 13,033 ppm ile 54,353 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler *Salix babylonica* ve *Ailanthus altissima*'da elde edilirken, en yüksek değerler *Sophora japonica* ve *Prunus cerasifera*'da elde edilmiştir. Fe konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Grafik 3.10. 'da verilmiştir.



Grafik 3.10. Fe Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Grafik 3.10.'de, tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimler incelendiğinde, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenen Fe konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Fe konsantrasyonuna oranının *Tilia tomentosa*'da 2,075 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,331 kat, *Prunus cerasifera*'da 0,786 kat, *Ailanthus altissima*'da 1,507 kat, *Salix babylonica*'da 1,711 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 0,981 kat, *Sophora japonica*'da 4,436 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 2,808 kat olduğu hesaplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Fe konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Fe konsantrasyonuna göre ise *Tilia tomentosa*'da 2,354 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 2,675 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,911 kat, *Ailanthus altissima*'da 2,850 kat, *Salix babylonica*'da 2,838 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 1,386 kat, *Sophora japonica*'da 5,943 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 1,870 kat olduğu hesaplanmıştır.

Yapılan hesaplamalara göre *Sophora japonica*'da meydana gelen değişim dikkat çekmektedir. Bu türde trafiğin olmadığı alanlardaki Fe konsantrasyonu 9,146 ppm iken trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 40,573 ppm'e ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 54,353 ppm'e çıkmıştır. *Sophora japonica*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Fe konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Fe konsantrasyonuna göre 4,436 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Fe konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Fe konsantrasyonuna göre 5,943 kat olduğu hesaplanmıştır.

3.1.9 Mn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Mn konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amacıyla; trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde Mn konsantrasyonu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda Mn konsantrasyonunun ortalama değerleri, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.15.'da verilmiştir.

Tablo 3.15. *Mn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi*

	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	2,560 a	5,960 b	6,073 b	226,863***
<i>Eleagnus angustifolia</i>	5,713 a	5,513 a	10,720 b	2025,624***
<i>Prunus cerasifera</i>	4,813 b	3,440 a	6,220 c	1196,541***
<i>Ailanthus altissima</i>	4,660 b	2,946 a	12,960 c	7934,586***
<i>Salix babylonica</i>	4,213 a	5,126 b	4,800 b	9,167*
<i>Robinia pseudoacacia</i>	3,113 a	3,533 b	5,606 c	150,166***
<i>Sophora japonica</i>	2,506 a	6,573 b	7,593 c	1494,920***
<i>Aesculus hippocastanum</i>	7,360 b	6,340 a	7,233 b	39,891***

Tablo'da görüldüğü üzere, varyans analizi sonuçlarına göre Mn konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerin tamamında trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %95 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Bu farklılık *Salix babylonica*'da %95, diğer türlerin tamamında ise %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır.

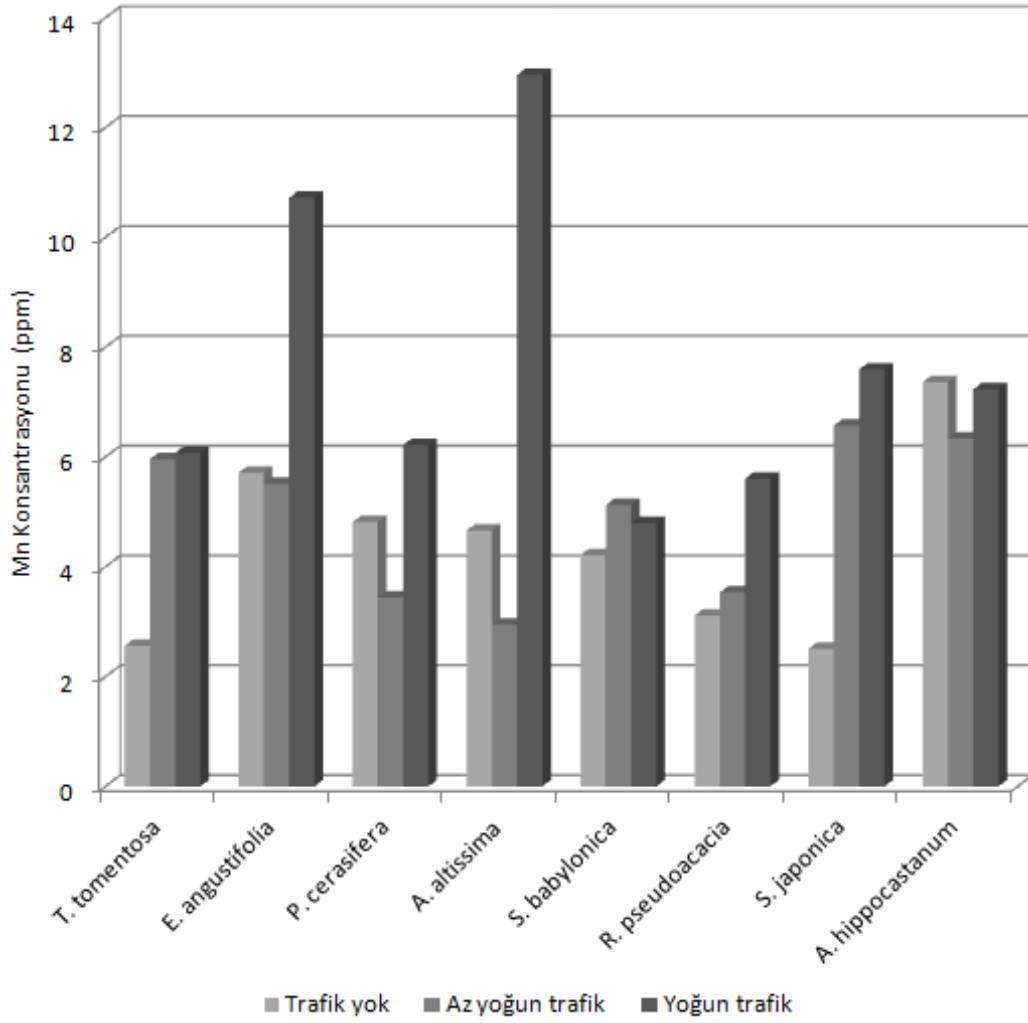
Duncan testi sonuçlarına göre, trafik yoğunluğuna bağlı olarak veriler *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* ve *Sophora japonica*'da üç homojen grupta toplanmıştır. Bu türlerden *Prunus cerasifera*'da trafiğin olmadığı alanlardan toplanan yaprak numunelerinde Mn konsantrasyonu 4,813 ppm iken trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak numunelerinde 3,440 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde ise 6,220 ppm olarak hesaplanmıştır. Benzer bir durum *Ailanthus altissima*'da görülmektedir. *Ailanthus altissima*'da trafiğin olmadığı alanlardan toplanan yaprak numunelerinde Mn konsantrasyonu 4,660 ppm iken trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak numunelerinde 2,946 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde ise 12,960 ppm olarak hesaplanmıştır. Bu iki türde Duncan testi sonuçlarına göre veriler üç homojen grupta toplanmış, trafiğin az yoğun olduğu alanlar ilk homojen grubu oluştururken, trafiğin olmadığı alanlar ikinci, trafiğin yoğun olduğu alanlar ise son homojen grubu oluşturmuştur.

Duncan testi sonuçlarına göre *Robinia pseudoacacia* ve *Sophora japonica*'da da veriler üç homojen grupta toplanmıştır. Ancak bu iki türde Mn konsantrasyonu trafik yoğunluğu ile birlikte artmaktadır. *Robinia pseudoacacia*'da trafiğin olmadığı alanlardan toplanan yaprak numunelerinde Mn konsantrasyonu 3,113 ppm iken trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak numunelerinde 3,533 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde ise 5,606 ppm olarak hesaplanmıştır. *Sophora japonica*'da da trafiğin olmadığı alanlardan toplanan yaprak numunelerinde Mn konsantrasyonu 2,506 ppm iken trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak numunelerinde 6,573 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde ise 7,593 ppm olarak hesaplanmıştır.

Tilia tomentosa, *Eleagnus angustifolia*, *Salix babylonica* ve *Aesculus hippocastanum*'da ise veriler Duncan testi sonuçlarına göre iki homojen grupta toplanmıştır. Bu türlerden *Tilia tomentosa* ve *Salix babylonica*'da trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen veriler ilk homojen grubu oluştururken, trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlar ise ikinci homojen grubu oluşturmuştur. *Eleagnus angustifolia* ve *Aesculus hippocastanum*'da ise trafiğin olmadığı alanlardan elde edilen veriler ile trafiğin az yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler ilk homojen

grubu oluştururken, trafiğin yoğun olduğu alanlardan elde edilen veriler ise ikinci homojen grubu oluşturmuştur.

Mn konsantrasyonu bakımından trafięin olmadıęı alanlarda elde edilen deęerler 2,506 ppm ile 7,360 ppm arasında deęiřmektedir. Trafięin olmadıęı alanlarda en dūřuk deęerler *Sophora japonica* ve *Tilia tomentosa*'da elde edilirken en yūkses deęerler ise *Aesculus hippocastanum* ile *Eleagnus angustifolia*'da elde edilmiřtir. Trafięin az yoęun olduęu alanlarda elde edilen deęerler ise 2,946 ppm ile 6,573 ppm arasında deęiřmektedir. Trafięin az yoęun olduęu alanlardaki Mn konsantrasyonu en dūřuk *Ailanthus altissima* ve *Prunus cerasifera*'da elde edilirken en yūkses deęerler *Sophora japonica* ile *Aesculus hippocastanum*'da elde edilmiřtir. Trafięin yoęun olduęu alanlardan toplanan Őrneklerde hesaplanan Mn konsantrasyonu ise 4,800 ppm ile 12,960 ppm arasında deęiřmektedir. Trafięin yoęun olduęu alanlarda en dūřuk deęerler *Salix babylonica* ve *Robinia pseudoacacia*'da elde edilirken, en yūkses deęerler *Ailanthus altissima* ve *Eleagnus angustifolia*'da elde edilmiřtir. Mn konsantrasyonunun tūr bazında trafik yoęunluęuna baęlı deęiřimini gŐsterir grafik Grafik 3.11.'de verilmiřtir.



Grafik 3.11.Mn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Grafik 3.11’de, tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimler incelendiğinde, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenen Mn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Mn konsantrasyonuna oranının *Tilia tomentosa*’da 2,328 kat, *Eleagnus angustifolia*’da 0,965 kat, *Prunus cerasifera*’da 0,715 kat, *Ailanthus altissima*’da 0,632 kat, *Salix babylonica*’da 1,217 kat, *Robinia pseudoacacia*’da 1,135 kat, *Sophora japonica*’da 2,623 kat ve *Aesculus hippocastanum*’da 0,861 kat olduğu hesaplanmıştır. Değerler incelendiğinde *Eleagnus angustifolia*, *Prunus cerasifera*, *Ailanthus altissima* ve *Aesculus hippocastanum*’da, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda hesaplanan Mn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan Mn konsantrasyonundan daha düşük olduğu görülmektedir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Mn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Mn konsantrasyonuna göre ise *Tilia tomentosa*'da 2,372 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,876 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,292 kat, *Ailanthus altissima*'da 2,781 kat, *Salix babylonica*'da 1,139 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 1,801 kat, *Sophora japonica*'da 3,030 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 0,983 kat olduğu hesaplanmıştır. *Aesculus hippocastanum*'da trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlarda hesaplanan Mn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan Mn konsantrasyonundan daha düşük olduğu görülmektedir.

Yapılan hesaplamalara göre *Sophora japonica*'da meydana gelen değişim dikkat çekmektedir. Bu türde trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Mn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Mn konsantrasyonuna göre 2,623 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Mn konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Mn konsantrasyonuna göre 3,030 kat olduğu hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre çalışılan türler arasında trafik yoğunluğuna bağlı olarak Mn kirliliğinin belirlenmesi için en uygun türün *Sophora japonica* olduğu söylenebilir.

3.2.10. Zn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma kapsamında trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örneklerinde Zn konsantrasyonunu belirlenmiştir. Tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amacıyla; verilere varyans analizi ve Duncan testi uygulanmıştır. Yapılan analizler ve değerlendirmeler sonucunda Mn konsantrasyonunun tür bazında ortalama değerleri, varyans analizi sonucu elde edilen F değeri ve istatistiki açıdan önem düzeyi ile Duncan testi sonucu oluşan homojen gruplar Tablo 3.16.'de verilmiştir.

Tablo 3.16. Zn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

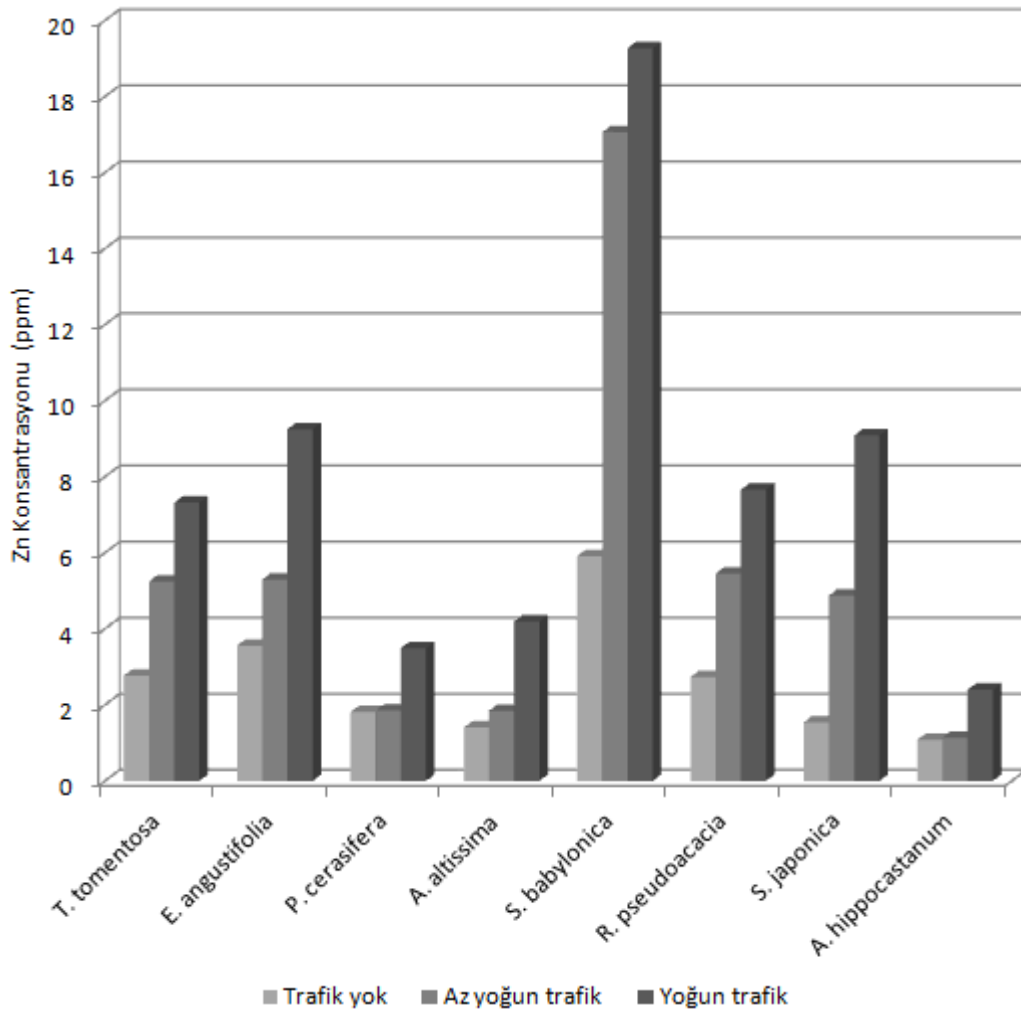
	Yok	Az yoğun	Yoğun	F Val
<i>Tilia tomentosa</i>	2,773 a	5,246 b	7,320 c	357,976***
<i>Eleagnus angustifolia</i>	3,560 a	5,300 b	9,253 c	1720,189***
<i>Prunus cerasifera</i>	1,813 a	1,853 a	3,493 b	169,475***
<i>Ailanthus altissima</i>	1,406 a	1,846 b	4,193 c	247,536***
<i>Salix babylonica</i>	5,913 a	17,066 b	19,273 c	2414,402***
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2,733 a	5,453 b	7,660 c	25,860**
<i>Sophora japonica</i>	1,546 a	4,880 b	9,086 c	682,479***
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1,080 a	1,140 a	2,400 b	735,353***

Tablo değerleri incelendiğinde, varyans analizi sonuçlarına göre Zn konsantrasyonunun, çalışmaya konu türlerin tamamında trafik yoğunluğuna bağlı olarak en az %99 güven düzeyinde anlamlı olmak üzere farklılaştığı görülmektedir. Bu farklılık *Robinia pseudoacacia*'da %99, diğer türlerin tamamında ise %99,9 güven düzeyinde anlamlıdır. Yapılan ölçüm ve hesaplamalara göre bütün türlerde trafik yoğunluğu ile birlikte Zn konsantrasyonu da artmaktadır.

Duncan testi sonuçlarına göre, trafik yoğunluğuna bağlı olarak veriler *Prunus cerasifera* ve *Aesculus hippocastanum*'da iki, diğer türlerin tamamında üç homojen grupta toplanmıştır. Bu türlerden *Prunus cerasifera* ve *Aesculus hippocastanum*'da trafiğin olmadığı alanlar ile trafiğin az yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak numunelerinden elde edilen değerler ilk homojen grupta yer alırken, trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak numunelerinden elde edilen veriler ikinci homojen grupta yer almıştır. Diğer türlerin tamamında trafiğin olmadığı alanlar ilk homojen grubu oluştururken, trafiğin az yoğun olduğu alanlar ikinci, trafiğin yoğun olduğu alanlar ise son homojen grubu oluşturmuştur.

Zn konsantrasyonu bakımından trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen en düşük değerler *Aesculus hippocastanum* (1,080 ppm), *Ailanthus altissima* (1,406 ppm) ve *Sophora japonica*'da (1,546 ppm) elde edilirken en yüksek değerler *Salix babylonica* (5,913 ppm) ve *Eleagnus angustifolia*'da (3,560 ppm) elde edilmiştir. Trafik az yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük değerler *Aesculus hippocastanum* (1,140 ppm), *Ailanthus altissima* (1,846 ppm) ve *Prunus cerasifera*'da (1,853 ppm)

elde edilirken en yüksek değerler *Salix babylonica* (17,066 ppm), *Robinia pseudoacacia* (5,453 ppm) ve *Eleagnus angustifolia*'da (5,300 ppm) elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda elde edilen en düşük değerler ise *Aesculus hippocastanum* (2,400 ppm), *Prunus cerasifera* (3,493 ppm) ve *Ailanthus altissima*'da (4,193 ppm) elde edilirken en yüksek değerler *Salix babylonica* (19,273 ppm) *Eleagnus angustifolia* (9,253 ppm) ve *Sophora japonica*'da (9,086 ppm) elde edilmiştir. Zn konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı değişimini gösterir grafik Grafik 3.12.'de verilmiştir.



Grafik 3.12. Zn Konsantrasyonunun Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Grafik 3.12.'de, Zn konsantrasyonunun tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimi görülmektedir. Değişimler incelendiğinde trafiğin az yoğun olduğu alanlarda belirlenen Zn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Zn

konsantrasyonuna oranının *Tilia tomentosa*'da 1,892 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 1,486 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,022 kat, *Ailanthus altissima*'da 1,313 kat, *Salix babylonica*'da 2,886 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 1,995 kat, *Sophora japonica*'da 3,157 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 1,056 kat olduğu hesaplanmıştır. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Zn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Zn konsantrasyonuna göre ise *Tilia tomentosa*'da 2,640 kat, *Eleagnus angustifolia*'da 2,599 kat, *Prunus cerasifera*'da 1,927 kat, *Ailanthus altissima*'da 2,982 kat, *Salix babylonica*'da 3,259 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 2,803 kat, *Sophora japonica*'da 5,877 kat ve *Aesculus hippocastanum*'da 2,222 kat olduğu hesaplanmıştır.

Yapılan hesaplamalara göre *Sophora japonica* ve *Salix babylonica*'da meydana gelen değişim dikkat çekmektedir. *Salix babylonica*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Zn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Zn konsantrasyonuna göre 2,886 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Zn konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Zn konsantrasyonuna göre 3,259 kat olduğu hesaplanmıştır. *Sophora japonica*'da da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Zn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Zn konsantrasyonuna göre 3,157 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Zn konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Zn konsantrasyonuna göre 5,877 kat olduğu hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre trafik yoğunluğuna bağlı olarak çalışılan türler arasında Zn kirliliğinin belirlenmesi için en uygun türlerin *Sophora japonica* ve *Salix babylonica* olduğu söylenebilir.

4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

4.1. Element Miktarlarının Bitki Türü ve Trafik Yoğunluğuna Bağlı Olarak Değişimi

Çalışma sonucunda trafik yoğunluğunun bütün elementlerde konsantrasyon üzerine etkili olduğu, artan trafik yoğunluğu ile birlikte element konsantrasyonlarının da arttığı belirlenmiştir. Duncan testi sonuçlarına göre Pb, Ca, Fe ve Zn bakımından verilerin üç homojen grup oluşturduğu, diğer elementlerde ise iki homojen grupta toplandığı saptanmıştır. Cu, Ca, Ni ve Mn elementlerinde trafiğin olmadığı ve az yoğun olduğu alanlar bir grupta yer alırken trafiğin yoğun olduğu alanlar ayrı bir grup oluşturmuştur. Cr'da trafiğin olmadığı alanlar bir homojen grupta, trafiğin az yoğun olduğu ve yoğun olduğu alanlar ise diğer homojen grupta yer almıştır.

Trafik yoğunluğunun artması ile birlikte, bitki organellerindeki ağır metal konsantrasyonunun da arttığı yapılan pek çok çalışmada ortaya konulmuştur. Bu çalışmalarda bitkilerin farklı organelleri kullanılmakla birlikte, en yoğun olarak kullanılan organeller yapraklardır. Çünkü yapraklar ağır metal tutma mekanizmaları ile donatılmış etkili absorbe edici yapılardır ve metaller atmosferdeki partiküllerin yaprak yüzeylerinde çökmesinden sonra yaprak transferi yoluyla bitki yapraklarında birikebilmektedir (Xiong vd., 2014; Schreck vd., 2012). Bundan dolayı havadaki ağır metal konsantrasyonunun fazla olduğu alanların (maden sahaları, endüstriyel alanlar, yoğun trafiğin bulunduğu alanlar vb.) yakınında büyüyen bitkilerin yapraklarında yüksek konsantrasyonlarda ağır metaller belirlenmektedir (Shahid vd., 2013; Xiong vd., 2014; Schreck vd., 2013). Bu nedenle atmosferik birikim/transfer yoluyla meydana gelen metal kontaminasyonunu değerlendirmek için endüstriyel bölgelerin veya yolların yakınında biyolojik takip çalışmalarında bitki yaprakları yoğun olarak kullanılmaktadır (Shahid vd., 2017).

Bu güne kadar bitki yapraklarındaki ağır metal birikimini belirlemeyi amaçlayan çok sayıda çalışma yapılmıştır. Bu güne kadar yapılan çalışmalarda *Elaeagnus angustifolia* (Aksoy ve Şahin, 1999), *Robinia pseudoacacia* (Serbula vd., 2012; Çelik vd., 2005), *Cupressus sempervirens* (Çavuşoğlu vd., 2005), *Cedrus libani*

(Çavuşoğlu vd., 2005), *Magnolia grandiflora* (Demirayak vd., 2011), *Sophora japonica* (Li vd., 2007), *Rhododendron pulchrum* (Suzuki vd., 2009), *Alstonia scholaris*, *Ficus bengalensis*, *Morus alba*, ve *Polyalthia longifolia* (Tanushree vd., 2011), *Platanus orientalis* (Sawidis vd., 2011), *Pinus nigra* (Sawidis vd., 2011), *Quercus ilex* (Gratani vd., 2008) gibi pek çok türde yapraklardaki ağır metal birikimi çalışmalara konu olmuştur.

Yapılan varyans analizi sonucunda bütün elementler bakımından türler arasında istatistiki olarak anlamlı düzeyde farklılıkların bulunduğu belirlenmiştir. Tür bazında Duncan testi sonuçlarına göre en düşük değerler Pb ve Cr konsantrasyonu bakımından *Prunus cerasifera*'da, Cu konsantrasyonu bakımından *Tilia tomentosa*'da, Ca, Cd konsantrasyonu bakımından *Eleagnus angustifolia*'da, Ni ve Zn konsantrasyonu bakımından *Aesculus hippocastanum*'da, Fe konsantrasyonu bakımından *Salix babylonica*'da, Mn konsantrasyonu bakımından *Robinia pseudoacacia*'da elde edilmiştir.

En yüksek değerler ise Pb konsantrasyonu bakımından *Aesculus hippocastanum*'da, Cu ve Ni konsantrasyonu bakımından *Prunus cerasifera*'da, Ca, Mg, Cr ve Fe konsantrasyonu bakımından *Sophora japonica*'da, Cd ve Zn konsantrasyonu bakımından *Salix babylonica*'da, Mn konsantrasyonu bakımından *Eleagnus angustifolia*'da elde edilmiştir. Farklı türlerde farklı element miktarlarının daha fazla birikmesi de yine yapılan pek çok çalışmada ortaya konulmuştur (Turkyilmaz vd., 2018).

Çalışmanın ana amacı tür bazında trafik yoğunluğuna bağlı olarak element konsantrasyonlarının değişiminin belirlenmesidir. Bu amaç çerçevesinde trafiğin olmadığı, az yoğun olduğu ve çok yoğun olduğu alanlardan toplanan yaprak örnekleri üzerinde analizler yapılarak element konsantrasyonunun değişimi belirlenmiş ve her bir element için bitki türü ve trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişimleri ayrı ayrı değerlendirilmiştir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlar ile, hiç olmadığı alanlar arasındaki farklılıklar incelendiğinde *Prunus cerasifera*'da trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Pb

konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki kurşun konsantrasyonunun 3,5 katı olduğu hesaplanmıştır.

Aynı oran Cu konsantrasyonunda *Sophora japonica*'da hesaplanmış olup, *Sophora japonica*'da trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Cu konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Cu konsantrasyonunun 9,711 katı olduğu belirlenmiştir. Cr konsantrasyonu bakımından da yine en büyük değişim *Sophora japonica*'da belirlenmiştir. *Sophora japonica*'da trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Cr konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Cr konsantrasyonunun 2,5 katı olduğu hesaplanmıştır. Yapılan hesaplamalara göre *Sophora japonica*'da Fe konsantrasyonunda meydana gelen değişim de dikkat çekmektedir. Bu türde trafiğin olmadığı alanlardaki Fe konsantrasyonu 9,146 ppm iken trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 40,573 ppm'e ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 54,353 ppm'e çıkmıştır. *Sophora japonica*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Fe konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Fe konsantrasyonuna göre 4,436 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Fe konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Fe konsantrasyonuna göre 5,943 kat olduğu hesaplanmıştır.

Benzer bir durum Mn konsantrasyonu için de geçerlidir. *Sophora japonica*'da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Mn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Mn konsantrasyonuna göre 2,623 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Mn konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Mn konsantrasyonuna göre 3,030 kat olduğu hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre trafik yoğunluğuna bağlı olarak Mn kirliliğinin belirlenmesi için en uygun türün *Sophora japonica* olduğu söylenebilir.

Yapılan hesaplamalara göre Zn konsantrasyonunun *Sophora japonica*'da trafik yoğunluğuna bağlı değişimi de dikkat çekmektedir. *Sophora japonica*'da da trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Zn konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Zn konsantrasyonuna göre 3,157 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Zn konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Zn konsantrasyonuna göre 5,877 kat olduğu hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre trafik yoğunluğuna bağlı olarak Zn

kirliliğinin belirlenmesi için en uygun türün de *Sophora japonica* olduğu söylenebilir.

Trafiğin yoğun olduğu alanlarda belirlenen Ca konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlarda belirlenen Ca konsantrasyonuna göre *Tilia tomentosa*'da 3,365 kat, *Robinia pseudoacacia*'da 3,970 kat olduğu hesaplanmıştır. *Robinia pseudoacacia*'da Ni konsantrasyonunun değişimi de dikkat çekicidir. Yapılan hesaplamalara göre trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonu 2,506 ppb iken trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5,326 ppb'ye ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda da 16,213 ppb'ye çıkmıştır. Bu türde trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Ni konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonuna göre 2,125 kat ve trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Ni konsantrasyonunun ise trafiğin olmadığı alanlardaki Ni konsantrasyonuna göre 6,470 kat fazla olduğu belirlenmiştir.

Mg Konsantrasyonu bakımından ise trafiğin yoğun olduğu alanlar ile olmadığı alanlar arasındaki en büyük fark *Ailanthus altissima*'da hesaplanmış olup, hesaplanan fark 7,967 kattır. Trafiğin yoğun olduğu alanlardaki Cd Konsantrasyonunun, trafiğin olmadığı alanlardaki Cd konsantrasyonuna göre *Eleagnus angustifolia*'da 6,619 kat olduğu hesaplanmıştır.

Kısaca özetlemek gerekirse çalışılan türler içerisinde, trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Cr, Fe, Mn ve Zn değişiminin belirlenmesi için en uygun türün *Sophora japonica* olduğu belirlenmiştir. Bunun dışında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimlerin izlenmesinde, çalışılan türler içerisinde en uygun türlerin Pb için *Prunus cerasifera*, Mg için *Ailanthus altissima*, Cd için *Eleagnus angustifolia*, Ca ve Ni için ise *Robinia pseudoacacia* olduğu belirlenmiştir.

Bu konuda yapılan farklı çalışmalarda trafik kaynaklı hava kirliliğinin biomonitörü olarak farklı türlerin kullanılması önerilmiştir. Yapılan çalışmalarda Pb ve Cu için *Aesculus hippocastanum* (Tomasevic ve Anicic, 2010; Anicic vd., 2011), Fe, Zn, Pb, Cu, Mn ve Cd için *Robinia pseudoacacia* (Celik vd., 2005), Zn, Cd, Hg, Pb and Cr için *Sophora japonica* (Li vd., 2007), Fe, Mn, Zn, Cu ve Cd için *Salix babylonica* (Sawidis vd., 2001) kullanılmıştır.

Bu çalışmada çalışmaya konu türlerin farklı ağır metalleri konusunda farklı düzeyde etkili olduklarını yani her türün farklı ağır metali daha yüksek düzeyde biriktirebildiğini ortaya koymaktadır. Benzer sonuçlar bu konuda yapılan pek çok çalışmada dile getirilmiştir (Li vd., 2014; Srivastava vd., 2015; Petrova vd., 2014; Anicic vd., 2011). Ayrıca yapılan çalışmalarda bitkilerin çeşitli kısımları biomonitor olarak kullanılmıştır. Yüksek yapılı bitkilerin yaprakları (Monaci vd., 2000; Anicic vd., 2011) yanısıra, gövde kabukları (Sawidis vd., 2011; Fujiware vd., 2011), odunları (Gao vd., 2015) gibi kısımları da biomonitor olarak kullanılmaktadır. Ancak en sık kullanılan organeller yapraklardır.

4.2.Elementlerin Tür Bazında Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

4.2.1. Pb Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda Pb miktarı 3,733 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 14,580 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında değişirken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 5,733 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 17,540 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 9,200 ppb (*Eleagnus angustifolia*) ile 21,593 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında değiştiği belirlenmiştir.

Kurşun insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en çok zarar veren metallerden birisidir. Atmosfere metal veya bileşik olarak yayılmakta ve her durumda toksik özellik taşımaktadır. Çevresel kirlilik yaratan metaller arasında da ilk sıralarda yer almaktadır. Kurşun çok uzun yıllardan beri insanlar için önemli bir metaldir. Doğada organik ve inorganik halde bulunabilmektedir. İnorganik kurşun partiküller halinde atmosferde bulunurken, organik kurşun uçucu olup çoğunlukla gıda maddeleri ve içme suyuna karışmaktadır. Bu sebeple organik kurşun inorganik kurşuna göre canlı yaşamı üzerinde daha fazla öneme sahiptir (Okcu vd., 1999).

Kurşun endüstriyel ve tarımsal faaliyetlerde yaygın olarak kullanılmakta ve bundan dolayı kurşuna oldukça sık rastlanılmaktadır. Kurşun bitkilerin gelişimi ve büyümesi için mutlak gerekli bir element değildir. Toprakta 15-40 ppm dozunda bulunabilir ve topraktaki konsantrasyonu 150 ppm'i aşmadıkça insan ve bitki sağlığı açısından

tehlike arz etmez. Ancak 300 ppm'i aştığında potansiyel olarak insan sağlığı açısından tehlikelidir. Bitkilerde, hücre turgoru ve hücre duvarı stabilitesini olumsuz etkilemektedir. Bunun yanında, stoma hareketlerini ve yaprak alanını azaltması nedeniyle de bitki su rejimini olumsuz olarak etkiler. Aynı zamanda kökler tarafından tutulması ve kök gelişimini azaltması nedeniyle bitkilerin katyon ve anyon alımını azaltmakta dolayısıyla besin alımını etkilemektedir (Asri ve Sönmez, 2006).

Özellikle şehir merkezlerine yakın yerlerde ve endüstriyel bölgelerde yetiştirilen birçok sebze ve meyveler ile et ürünleri bünyesinde normal seviyelerin üzerinde kurşun bulundurabilmektedirler. Endüstriyel olarak altın rafinasyon ve geri kazanımı esnasında uygulanan işlem illegal olarak önemli oranda kurşunun oksit halinde atmosfere atılmasına neden olmaktadır (Kahvecioğlu vd., 2007). Bunun yanında kurşun içeren benzin de önemli bir kurşun kaynağıdır (Okcu vd., 1999).

Kurşunun endüstri kuruluşlarının bacalarından ve taşıtların egzozlarında çıkan dumanlar, akü, boya, lehim ve petrol sanayine ait atıkları başta olmak üzere çeşitli yollarla toprağa ve atmosfere geçiş yapabilmektedir. Ancak, yapılan çalışmalarda, çevre kirliliğine sebep olan kurşunun yaklaşık % 98'inin egzoz gazlarından kaynaklandığı belirlenmiştir (Okcu vd., 1999). Bundan dolayı Kurşun, en çok üzerinde durulan ve çalışmalara en çok konu edilen ağır metallerin başında gelmektedir.

Bu güne kadar yapılan pek çok çalışmada farklı türlerdeki Pb konsantrasyonu belirlenmiştir. Aksoy ve Şahin (1999) *Elaeagnus angustifolia* L. yıkanmış ve yıkanmamış bitki örneklerindeki Pb konsantrasyonunu belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda; *E. angustifolia*'nın yıkanmayan yapraklarında Pb konsantrasyonunun ortalama olarak endüstri bölgelerinde 180,21 $\mu\text{g g}^{-1}$, yol kenarlarında 75,82 $\mu\text{g g}^{-1}$, şehir merkezinde 50,56 $\mu\text{g g}^{-1}$, şehir kenarlarında 30,45 $\mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alanda ise 16,81 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir.

Tam vd., (1987) Hon Kong'da *Bauhina varigeata* yapraklarında Pb konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda 12 $\mu\text{g g}^{-1}$, iken yol

kenarında $72 \mu\text{g g}^{-1}$ 'a yükseldiğini, yol kenarlarında yıkanmamış yapraklardaki Pb konsantrasyonunun $276 \mu\text{g g}^{-1}$ 'e kadar çıkabildiğini belirlemişlerdir.

Çelik vd., (2005) Denizli'de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.'da yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda Pb konsantrasyonunu belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda Pb miktarının ortalama olarak endüstri bölgesinden toplanan örneklerde $180,85 \mu\text{gg}^{-1}$ şehir içi yol kenarlarından toplanan örneklerde $336,55 \mu\text{gg}^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde $74,86 \mu\text{gg}^{-1}$ ve kırsal alandan toplanan örneklerde ise $34,26 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğu belirlenmiştir.

Çavuşoğlu vd., (2005) *Cupressus sempervirens* ve *Cedrus libani* ağaçlarının yapraklarında Pb miktarını belirledikleri çalışmalarında, her iki bitkide de Pb kirliliğinin şehre yaklaştıkça arttığını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda ayrıca *Cupressus sempervirens* bitkisinin yaprağının anatomik yapısından dolayı *Cedrus libani*'ye göre daha fazla kurşun Pb içerdiği de tespit edilmiştir.

Demirayak vd., (2011) Samsun ilinde bulunan bazı doğal ve egzotik bitkilerde ağır metal birikimini belirledikleri çalışmalarında, il merkezi ve merkezin dışında yer alan Atakum semtinden topladıkları yaprak örneklerinde Pb miktarını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda *M. grandiflora* ve *A. cyanophylla* yapraklarındaki Pb miktarının ortalama 8-12 ppm civarında olduğunu belirlemişlerdir. Oysa bu iki türde Atakum bölgesinden toplanan yapraklardaki Pb konsantrasyonunun yaklaşık 3,5 ppm düzeyinde olduğu belirlenmiştir.

Tanushree vd., (2011) Hindistan'da Anand şehrinde yaptıkları çalışmada *Alstonia scholaris*, *Ficus bengalensis*, *Morus alba*, ve *Polyalthia longifolia* yapraklarında Pb konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda Pb konsantrasyonunun, *Morus alba*'da 89 mg kg^{-1} , *Polyalthia longifolia*'da 87 mg kg^{-1} , *Ficus bengalensis*'de 76 mg kg^{-1} , *Alstonia scholaris*'de 62 mg kg^{-1} düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir.

Sawidis vd., (2011) *Platanus orientalis* yapraklarındaki Pb konsantrasyonunun kontrol grubunda Salzburg'da $2,538 \mu\text{g/g}$, Belgrad'da $2,406 \mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de $2,914 \mu\text{g/g}$ iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da $3,703 \mu\text{g/g}$, Belgrad'da $13,748 \mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de $10,440 \mu\text{g/g}$ düzeyine çıktığını belirlemişlerdir. *Pinus nigra*

yapraklarındaki Pb konsantrasyonunun ise kontrol grubunda Salzburg'da 2,444 µg/g, Belgrad'da 2,223 µg/g ve Thessaloniki'de 2,811 µg/g iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 2,461 µg/g, Belgrad'da 14,447 µg/g ve Thessaloniki'de 12,742 µg/g düzeyine çıktığını belirlemişlerdir.

Li vd., (2007) *Sophora japonica* L., yapraklarındaki ağır metal kirliliğini belirledikleri çalışma sonucunda yol kenarlarındaki *Sophora japonica* L., yapraklarındaki ağır metal miktarının arttığını belirlemişlerdir. *Sophora japonica* L., yapraklarındaki Pb konsantrasyonu parklarda 3,86 mg kg⁻¹ iken yol kenarlarında 5,34 mg kg⁻¹'a yükselmiştir.

4.2.2. Cu Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Trafiğin olmadığı alanlarda en yüksek Cu konsantrasyonu *Prunus cerasifera*'da (148,253 ppb) belirlenirken en düşük değerler *Robinia pseudoacacia* (22,533 ppb) ve *Tilia tomentosa*'da (28,726 ppb) elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda en yüksek Cu değeri *Sophora japonica* (130,853 ppb) ve *Prunus cerasifera*'da (127,593 ppb) belirlenirken en düşük değerler yine *Robinia pseudoacacia* (31,353 ppb) ve *Tilia tomentosa*'da (29,046 ppb) belirlenmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise en yüksek Cu değeri *Sophora japonica* (303,553 ppb) ve *Prunus cerasifera*'da (232,580 ppb) belirlenirken en düşük değerler yine *Robinia pseudoacacia* (56,986 ppb) ve *Tilia tomentosa*'da (40,700 ppb) belirlenmiştir.

Bakır bitki bünyesinde enzim aktivasyonu, karbonhidrat ve lipid metabolizmasında yer alması nedeniyle önemli bir elementtir (Asri ve Sönmez, 2006). Bakırın bitki içindeki görevleri konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalarda bakırın bitki fizyolojisindeki rolü ayrıntılı olarak ortaya konulmuştur. Yapılan çalışmalarda; bakırın, çoğunlukla, molekül ağırlığı düşük olan organik maddelerle ve vitaminlerle bileşik yaptığı, fotosentez, solunum, karbonhidrat parçalanması, azot kullanımı ve depolanması, hücre duvarı metabolizması gibi fizyolojik olaylarda önemli rol oynadığı, ksilem geçirimsizliğini düzenlediği, DNA ve RNA'nın üretimini kontrol ettiği ve hastalıklara karşı, direnç mekanizmasında önemli rol oynadığı belirlenmiştir. Bakır eksikliği durumunda bitki üremesinin durduğu ve ayrıca bakıra,

hem işlevi daha tam olarak çözülememiş bileşiklerde hem de hayati önem taşıyan enzimlerin yapısında rastlanıldığı belirtilmektedir (Okcu vd., 2009).

Bakır eksikliğinde olduğu gibi fazlalığında da bitki zarar görmektedir. Bitki türlerinin farklı miktarlarda ihtiyaç göstermelerine karşın, bakır, oldukça zehirli bir metaldir. Bakır zehirlenmesinin bazı etkilerini doku hasarı, köklerde bozulma ve bitki renginde koyulaşma olarak sayılabilir. Diğer etkiler ise, membran geçirimsizliğinde bozulma sonucunda kök hücrelerinde iyon kaybı, DNA' nın hasar görmesi sonucu fotosentez işleminin bozulmasıdır (Okcu vd., 2009).

Bakır insan ve hayvan metabolizması için mutlak gerekli olan bir iz elementtir. Bakır hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve birçok oksidasyon ve redüksiyon prosesinin vazgeçilmez parçasıdır. Bakır toksisitesi nadiren görülür. Akut bakır zehirlenmesinin başlıca belirtileri karın ağrısı, bulantı, kusma ve ishaldir (Asri ve Sönmez, 2006).

Bakır, çeşitli alanlarda kullanılan bir materyal olduğu için bu elementin oluşturduğu kirliliğin pek çok kaynağı mevcuttur. Bakır kirliliği insan aktivitesi sonucu oluşan emisyon ve atmosferik depositler, pestisid kullanımı, kanalizasyon atıklarının gübre olarak değerlendirilmesi, kömür ve maden yataklarından kaynaklanmaktadır. Toprakta 100 mg/kg, bitki kuru maddesinde ise 15-30 mg/kg'dan fazla bakır toksik etkilidir. Bakır toksisitesi genellikle bitki kök sistemlerinde açığa çıkar ve bitki bünyesinde protein sentezi, fotosentez, solunum, iyon alımı ve hücre membran stabilitesi gibi bazı fizyolojik olayların bozulmasına neden olur (Asri ve Sönmez, 2006). İnsanlarda ise alınan düşük düzeydeki bakır iyonları, karaciğer sirozuna, wilson hastalığına, sistematik romatizma hastalıklarına, böbrek rahatsızlıklarına; yüksek düzeydeki bakır iyonları ise kan kanserine sebep olmaktadır (Hayta, 2006). Bundan dolayı bitkilerdeki bakır konsantrasyonunun belirlenmesi ve trafik yoğunluğu ile ilişkilendirilmesi konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır.

Serbula vd., (2012) beş farklı bölgeden topladıkları *Robinia pseudoacacia* L. yaprakları üzerinde yaptıkları çalışmada, Cu miktarının 38,7 mgkg⁻¹ ile 286,7 mgkg⁻¹ arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Çelik vd., (2005) Denizli'de yaptıkları

çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.'da yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda Cu miktarlarını belirlemiştir. Çalışma sonucunda Cu miktarının ortalama olarak endüstri bölgesinden toplanan örneklerde 54,306 $\mu\text{g g}^{-1}$ şehir içi yol kenarlarından toplanan örneklerde 69,71 $\mu\text{g g}^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde 17,189 $\mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alandan toplanan örneklerde ise 8,68 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğu belirlenmiştir.

Demirayak vd., (2011) Samsun ilinde *M. grandiflora*'da yapraklarda ortalama Cu konsantrasyonunun 35 ppm düzeyinde olduğunu belirtmektedirler. Suzuki vd., (2009) Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* yapraklarının trafik kirliliğinin biyoindikatörü olarak kullanılabilme olanaklarını araştırdıkları çalışma kapsamında 9 farklı lokasyonda Cu konsantrasyonunun 22,22 mg kg^{-1} a kadar çıktığını belirlemiştir.

Tanushree vd., (2011) Hindistan'da Anand şehrinde yaptıkları çalışmada Cu konsantrasyonunun, *Morus alba*'da 103 mg kg^{-1} , *Polyalthia longifolia*'da 81 mg kg^{-1} , *Ficus bengalensis*'de 71 mg kg^{-1} , *Alstonia scholaris*'de 42 mg kg^{-1} düzeyinde olduğu belirlenmiştir. Sawidis vd., (2011) *Platanus orientalis* yapraklarındaki Cu konsantrasyonunun kontrol grubunda Salzburg'da 2,565 $\mu\text{g/g}$, Belgrad'da 4,838 $\mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de 3,074 $\mu\text{g/g}$ iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 13,998 $\mu\text{g/g}$, Belgrad'da 25,197 $\mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de 21,772 $\mu\text{g/g}$ düzeyine çıktığını belirlemiştir. *Pinus nigra* yapraklarındaki Cu konsantrasyonunun ise kontrol grubunda Salzburg'da 3,182 $\mu\text{g/g}$, Belgrad'da 3,263 $\mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de 2,432 $\mu\text{g/g}$ iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 4,875 $\mu\text{g/g}$, Belgrad'da 25,391 $\mu\text{g/g}$ ve Thessaloniki'de 16,486 $\mu\text{g/g}$ düzeyine çıktığını belirlemiştir.

Tam vd., (1987) Hon Kong'da yaptıkları çalışmada *Bauhinia variegata* yapraklarında Cu konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda 27 $\mu\text{g g}^{-1}$, iken yıkanmış yapraklarda 19 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu, yol kenarlarında ise bu rakamın yıkanmamış yapraklarda 47 $\mu\text{g g}^{-1}$ ve yıkanmış yapraklarda 43 $\mu\text{g g}^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir. Li vd., (2007) *Sophora japonica*, yapraklarındaki ağır metal kirliliğini belirledikleri çalışma kapsamında parklar ile yol kenarlarındaki bireylerin ağır metal konsantrasyonlarını karşılaştırmışlardır. Çalışma sonucundan parklarda belirlenen Cu

konsantrasyonunun 7,76 mg kg⁻¹ iken yol kenarlarında 8,45 mg kg⁻¹'a yükseldiğini belirlemişlerdir.

4.2.3. Ca Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Kalsiyum toprak ve bitkide yalnız iki değerlikli katyon olarak bulunur. Bitkiler tarafından toprak çözeltisinden alınır (Türüdü, 1997). Bünnyeyi düzenleyici, kaogulasyonu artırıcı, işlenmeyi kolaylaştırıcı, ortamı nötrleştirici ve kolloidleri doyurucu bir etki yapmaktadır (Türkmen vd., 2002).

Bitki büyümesi ve gelişmesi için mutlak gerekli bir element olan kalsiyum; hücre büyüme ve gelişme sürecinde, membran geçirgenliğinin ayarlanmasında, dokuların stabilizasyonunda ve bitkilerin kalite ile ilgili kriterlerini kazanmasında oldukça önemli rollere sahip bir makro elementtir. Kalsiyum; fauna, mikroflora, bitki ve toprak için vazgeçilmez önemde, toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine önemli etkileri olan, bitki hücresi plazma membranlarının fonksiyon ve yapısal özellikleri için hayati bir elementtir. Kalsiyum noksanlığında bitkilerde verimin yanı sıra genellikle kalite ile ilgili kriterler olumsuz etkilenmekte ve bu durum ürünün pazar payının düşmesinde önemli bir rol oynamaktadır (Tuna ve Özer, 2002).

Bu çalışmada, trafik yoğunluğunun Ca konsantrasyonunu etkilediği belirlenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre, trafiğin olmadığı alanlarda Ca konsantrasyonunun 1,044 ppm ile 2,930 ppm arasında değiştiği belirlenmiştir. Trafiğin olmadığı alanlarda en düşük değerler *Eleagnus angustifolia* ve *Tilia tomentosa*'da elde edilirken en yüksek değerler *Prunus cerasifera* ile *Sophora japonica*'da elde edilmiştir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlarda elde edilen değerler ise 1,548 ppm ile 3,056 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin az yoğun olduğu alanlardaki Ca konsantrasyonu en düşük *Salix babylonica* ve *Eleagnus angustifolia*'da elde edilirken en yüksek değerler *Robinia pseudoacacia* ile *Sophora japonica*'da elde edilmiştir. Trafiğin yoğun olduğu alanlardan toplanan örneklerde hesaplanan Ca değerleri ise 1,682 ppm ile 4,650 ppm arasında değişmektedir. Trafiğin yoğun olduğu alanlarda en düşük değerler *Salix babylonica* ve *Eleagnus angustifolia*'da elde edilirken, en yüksek değerler *Robinia pseudoacacia* ve *Ailanthus altissima*'da elde edilmiştir.

Bitki beslemede asal bir element olan kalsiyumun verim ve kalite üzerine etkili olduğu yapılan birçok araştırma ile rapor edilmiştir. Toprakların kalsiyum içeriklerinde çeşitli nedenlerden dolayı meydana gelen azalmalar, bitkide özellikle generatif devrede kendisini göstermekte ve gelişimi olumsuz etkilemektedir. Kalsiyumlu gübreleme toprak şartları ve bitki çeşidine bağlı olarak toprak ve yaprak yoluyla yapılabilir. Kalsiyum bitki bünyesinde hareketsiz bir elementtir ve yaprak yoluyla verilen kalsiyumdan genellikle daha çabuk cevap alınabilmektedir (Tuna ve Özer, 2002). Bundan dolayı Ca miktarı daha çok gübrelemeyle ilgili çalışmalara konu olmuştur (Yağmur vd., 2002)

4.2.4. Mg Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışma sonucunda trafiğin olmadığı alanlarda Mg konsantrasyonunun 0,153 ppm (*Ailanthus altissima*) ile 0,669 ppm (*Sophora japonica*) arasında değiştiği, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 0,320 ppm (*Eleagnus angustifolia*) ile 0,630 ppm (*Sophora japonica*) arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 0,390 ppm (*Tilia tomentosa*) ile 1,219 ppm (*Ailanthus altissima*) arasında değiştiği belirlenmiştir.

Mg toprakta değişik bileşikler halinde bulunur. Magnezyum çok hafif, havada parlak bir ışıkla yanabilen, beyaz bir madendir. Yeryüzü kabuğundaki magnezyum'un en fazla bulunduğu yer denizlerdir. Magnezyum vücudumuz için hayati önem taşıyan 11 minerale biridir. Vücudumuzda yaklaşık 20-28 gr olan magnezyumun % 60'ı kemik ve dişlerimizde, %49'u kaslarımızda bulunur. Geçmiş yıllara göre kişiler bu minerali daha az almaktadır.

Yaşamsal bir mineraldir. Bağırsaklardan çok zor emilir. Günlük gereksinim 300 mg kadardır. Fazla miktarda alınan magnezyum dışkı yumuşamasına neden olabilir. Gebelikte ve emzirme dönemlerinde ihtiyaç artar. 100 mg kadar daha fazla alınmalıdır. Vücuttaki enerji gerekli olan her yerde magnezyum gereklidir. Bitkilerde de klorofilde yer alır ve güneşten gelen enerji fotonlarını tutar. Eksikliğinde kabızlık, kaslarda kramplar ve kasılmalar görülebilir (Boğa, 2007) Magnezyum Kalsiyum, fosfor, sodyum, potasyum, demir, çinko, bakır, krom, iyot ve selenyum ile birlikte, hayati önem taşıyan 11 minerale birisi, belki de en önemlisidir. Vücut kendi başına

bu minerali üretemediği için magnezyumun besinler yoluyla alınması gerekir (Işık vd., 2004)

Çevre kirliliği sonucu asit yağmurları ve gübrelere etkisi ile topraktaki magnezyum bağirsaklardan emilemeyecek tuzlar haline gelmekte ve besinlerle alım azalmaktadır. Yeşil bitkilerde ve ette magnezyum bulunursa da kuruyemiş türlerinde daha çok bulunur. Magnezyum DNA üretimi, protein ve karbohidrat metabolizmalarına etkili enzimlerin etki yapabilmeleri için gereklidir. ATP molekülünün sitokrom sistemine taşıdığı enerjiyi serbestleştirir. Bu olay hücrelerin enerji üretiminde anahtar bir roldür. Magnezyum azlığı kardiyovasküler kalp hastalığı, yaşlanmada hızlanma ve kanser yapar (Boğa, 2007).

Topraklardaki magnezyum bitkiler tarafından kullanılmaktadır. Magnezyum bitki dünyasının demiridir. İnsanlardaki demir-hemoglobin ilişkisine benzer şekilde, bitkilerde magnezyum klorofil yapısına girer. Hayvansal gübrelere potasyum ve fosforun bitkiler tarafından kullanımı magnezyumu tüketir ve bu da bitkilerin magnezyum alım kabiliyetini değiştirir (Işık vd., 2004).

Bitkiler magnezyumu Mg^{+2} iyonu şeklinde alır. Bitkilerde %0,05-1,50 arasında bulunur. Turunçgillerde optimum magnezyum miktarı %0,26-0,60 arasında değişim göstermektedir. Magnezyum, klorofilin merkez atomudur ve fotosentezde hayati öneme sahiptir. Bu nedenle magnezyum eksikliğinde, klorofil miktarı düşer ve fotosentez geriler. Buna bağlı olarak da bitki gelişimi geriler ve ürün kaybı meydana gelir. Yağ oluşumuna destek olur, protein sentezinde görevlidir. Fosforun alınmasını ve taşınmasını destekler. Noksanlığın ilk belirtileri yaşlı yapraklarda gözlenir. Sürgün dibindeki yaprakların yaprak sapı kısmından ve orta damardan yaprak kıyısına doğru damar aralarında renk sarıya dönüşür. Noksanlığın şiddetli olması durumunda damarlar beyazlaşır, dökülür. Sonbaharda şiddetli yaprak dökümleri olur. Meyve kabuğu kalınlaşır. Meyvenin iç ve dış rengi açılır. Şeker, vitamin C ve asit miktarı düşer. Kök gelişmesi yavaşlar. Ürün miktarı azalır. Magnezyum noksanlığı çinko ve mangan noksanlıklarının da şiddetlenmesine neden olur. Pratikte Mg fazlalığına pek rastlanmamaktadır. Magnezyum fazlalığı nadiren görülür ve

potasyum alımını engeller. Ayrıca ağaçların kök gelişmesini olumsuz etkiler (Aydın, 2017).

4.2.5. Cd Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Ağır metallerden biri olan kadmiyum, günümüzde çeşitli kullanım alanlarıyla ve çevre kirliliğindeki önemli rolü ile gündeme gelmiş oldukça toksik bir metaldir. Kadmiyum'un insanda karsinojen etki yaptığı 1976 yılında gösterilmiş ve 1993 yılında, IARC (International Agency for Cancer Research) tarafından Tip 1 karsinojen olarak sınıflandırılmıştır (Boğa, 2007).

Cd konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda 1,553 ppb ile 29,360 ppb arasında, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 3,300 ppb ile 102,106 ppb ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 3,873 ppb ile 123,340 ppb arasında değiştiği belirlenmiştir.

Kadmiyumun tarım topraklarına girişi ve yayılması endüstriyel faaliyetler, fosforlu gübreler, lağım atıkları ve atmosferik depositler yoluyla olmaktadır. Toprakta 3 mg/kg, bitki kuru maddesinde ise 1 mg/kg'dan fazla kadmiyum toksik etkilidir. Bitki ve topraklara ulaşan kadmiyumun büyük kısmı kadmiyum içeren toz zerreciklerinin havadan çökmesi yolu ile olmaktadır. Trafiğin yoğun olduğu alanlardaki yol kenarlarındaki topraklarda toz çökmesi ile yılda m²'ye 0.2-1.0 mg kadmiyum ilavesinin olduğu ölçülmüştür (Asri ve Sönmez, 2006).

Çevrede geniş oranda bulunan ve en fazla toksisiteye neden olan metallerden birisi olan kadmiyum insan, hayvan ve bitkiler için toksik etkili bir elementtir (Asri ve Sönmez, 2006; Boğa, 2007). Kadmiyum bitki bünyesinde azot ve karbonhidrat metabolizmalarını değiştirmesi nedeniyle birçok fizyolojik değişikliğe neden olmaktadır. Enzimleri inaktive etmekte, fotosentezi engellemekte, stomaların kapanmasına, transpirasyon ile su kaybının azalmasına ve klorofil biyosentezinin bozulmasına neden olmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006).

Kadmiyum nispeten nadir bir elementtir ve doğada saf olarak bulunmaz. Önemli bir kirlenici olmasının nedeni çok düşük dozlarda bile toksik olması ve biyolojik yarı ömrünün uzun olmasıdır. Kadmiyum bitki yaşamında daha çok toksik etkileri ile

bilinen bir elementtir. Kadmiyum fosfatlı gübrelerde, deterjanlarda ve rafine petrol türevlerinde bulunur ve bunların çok yaygın kullanımı sonucunda da önemli miktarda kadmiyum kirliliği ortaya çıkar. Bitki yaşamını etkileyen en önemli kadmiyum kaynakları; su boruları, kömür yakılması, tohum aşamasında ve endüstriyel üretim aşamasında kullanılan gübreler ve endüstriyel üretim aşamalarında oluşan baca gazlarıdır (Kahvecioğlu vd., 2007). Kadmiyumun trafik yoğunluğuna bağlı olarak arttığı pek çok çalışmada ortaya konulmuştur. Aksoy ve Şahin (1999) *Elaeagnus angustifolia* Cd miktarının ortalama olarak endüstri bölgelerinde $3,45 \mu\text{g g}^{-1}$, yol kenarlarında $1,38 \mu\text{g g}^{-1}$, şehir merkezinde $1,11 \mu\text{g g}^{-1}$, şehir kenarlarında $0,80 \mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alanda ise $0,50 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir. Serbula vd., (2012) *Robinia pseudoacacia* üzerinde yaptıkları çalışmada, dal yaprak ve köklerde Cd miktarlarının bütün organellerde tespit edilebilir limitlerin altında kaldığı belirlemişlerdir.

Cd miktarının ortalama olarak endüstri bölgesinden toplanan örneklerde $7,367 \mu\text{g g}^{-1}$ şehir içi yol kenarlarından toplanan örneklerde $4,286 \mu\text{g g}^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde $1,373 \mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alandan toplanan örneklerde ise $0,48 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğu belirlenmiştir. Suzuki vd., (2009) Japonya Okayama'da *Rhododendron pulchrum* yapraklarının trafik kirliliğinin biyoindikatörü olarak kullanılabilme olanaklarını araştırdıkları çalışma kapsamında 9 farklı lokasyonda Cd konsantrasyonunun $1,24 \text{ mg kg}^{-1}$ 'a kadar çıktığını belirlemişlerdir. Li vd., (2007) *Sophora japonica* L., yapraklarındaki ağır metal kirliliğini belirledikleri çalışma kapsamında parklar ile yol kenarlarındaki bireylerin ağır metal konsantrasyonlarını karşılaştırmışlardır. Çalışma sonucundan yol kenarlarındaki *Sophora japonica* yapraklarındaki ağır metal miktarının arttığını belirlemişlerdir. *Sophora japonica* yapraklarındaki Cd konsantrasyonu $0,08 \text{ mg kg}^{-1}$ 'dan $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ 'a, yükselmiştir.

4.2.6. Cr Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Krom paslanmaz çelik üretimi, çeşitli lehim ve pas engelleyicilerin üretimi ile ilgili metalurji endüstrisinde, boya, cila, cam ve seramik malzemelerinde, deri endüstrisinde kullanılmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Krom içeren minerallerin endüstriyel oksidasyonu ve fosil yakıtların, ağaç ve kağıt ürünlerin yanması

sonucunda doğada (hexavalent) altı değerlikli krom oluşmaktadır (Okçu vd, 2009). Cr⁺⁶'nın hava yoluyla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşınma ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra kroma karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülebilir (Asri ve Sönmez, 2006).

Krom doğal olarak toprakta bulunmaktadır. Ana materyale göre değişmekle birlikte toprakta 5-100 mg/kg oranlarında bulunur. Bitkide ise kuru madde de 100 mg/kg bulunması birçok yüksek bitki için toksiktir. Bitki bünyesinde toksik seviyeye ulaşan kromun bitkide tohum çimlenmesini engellemektedir. Krom ayrıca, kök hücrelerinin bölünme ve uzamasını engelleyerek kök gelişimini engeller. Bu durum topraktan alınan bitki besin maddesi ve suyun azalmasına yol açarak bitki büyüme ve gelişmesini azaltır. Dolayısıyla önemli düzeyde verim ve kalite azalması görülür (Asri ve Sönmez, 2006).

Bu çalışmada Cr konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda 10,566 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 30,246 ppb (*Aesculus hippocastanum*) arasında değişirken, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 14,800 ppb (*Prunus cerasifera*) ile 60,553 ppb (*Sophora japonica*) arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 21,720 ppb (*Ailanthus altissima*) ile 43,113 ppb (*Sophora japonica*) arasında değiştiği belirlenmiştir.

Sawidis vd., (2011) Salzburg, Belgrad ve Thessaloniki'de yaptıkları çalışmada *Platanus orientalis* yapraklarındaki Cr konsantrasyonunun kontrol grubunda Salzburg'da 0,227 µg/g, Belgrad'da 0,404 µg/g ve Thessaloniki'de 0,558 µg/g iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 0,388 µg/g, Belgrad'da 0,472 µg/g ve Thessaloniki'de 0,621 µg/g düzeyine çıktığını belirlemişlerdir. *Pinus nigra* yapraklarındaki Cr konsantrasyonunun ise kontrol grubunda Salzburg'da 0,386 µg/g, Belgrad'da 0,333 µg/g ve Thessaloniki'de 0,621 µg/g iken kirli olan bölgelerde Salzburg'da 0,423 µg/g, Belgrad'da 0,576 µg/g ve Thessaloniki'de 0,661 µg/g düzeyine çıktığını belirlemişlerdir. Li vd., (2007) *Sophora japonica* yapraklarındaki ağır metal kirliliğini belirledikleri çalışma kapsamında parklar ile yol kenarlarındaki bireylerin ağır metal konsantrasyonlarını karşılaştırmışlardır. Çalışma sonucundan yol kenarlarındaki *Sophora japonica* yapraklarındaki Cr konsantrasyonunun 2,62 mg kg⁻¹ iken yol kenarındaki bireylerde 3,45 mg kg⁻¹'a yükseldiğini belirlemişlerdir.

4.2.7. Ni Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Günümüzde mutlak gerekli elementlerden biri olarak kabul edilen nikelin tarım topraklarındaki konsantrasyonu genelde çok azdır. Ancak, serpantin gibi ultra bazik püskürük kayalardan oluşan toprakların nikel içeriği 100-5000 mg Ni/kg arasında değişmektedir. Nikel kömür, petrol, çelik, alaşım üretimi, galvaniz ve elektronik endüstrisinde kullanılmaktadır. Kritik toksik düzey toprakta 100 mg/kg, duyarlı bitkilerde $> 10 \mu\text{g/g}$ kuru madde ve orta düzeyde duyarlı bitkilerde ise $> 50 \mu\text{g/g}$ kuru maddedir. Nikel, bitkilerdeki enzimlerde ve fizyolojik aktif merkezlerde bulunan ağır metallerle yer değiştirir. Nikel üreaz ve birçok hidrogenaz enzimlerinin metal yapı maddesidir. Bu nedenle nikel içerikleri az olan bitkiler üre şeklinde uygulanan azotlu gübreden yararlanamadıkları gibi üre bu bitkilere toksik etki de yapmaktadır (Asri ve Sönmez, 2006). Nikel memeliler ve diğer hayvanlar için olası kanserojen bir elementtir (Okçu vd., 2009)

Bu çalışma kapsamında trafiğin olmadığı alanlarda hesaplanan en düşük Ni konsantrasyonu 1,766 ppb ile *Aesculus hippocastanum*'da elde edilirken en yüksek konsantrasyon 8,366 ppb ile *Salix babylonica*'da elde edilmiştir. Nikel, bu güne kadar yapılan, ağır metal ile ilgili pek çok çalışmaya konu olmuştur.

Tanushree vd., (2011) Hindistan'da Anand şehrinde yaptıkları çalışmada *Alstonia scholaris*, *Ficus bengalensis*, *Morus alba*, ve *Polyalthia longifolia* yapraklarında Ni konsantrasyonunun, *Morus alba*'da 67 mg kg^{-1} , *Polyalthia longifolia*'da 51 mg kg^{-1} , *Ficus bengalensis*'de 45 mg kg^{-1} , *Alstonia scholaris*'de 56 mg kg^{-1} düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir. Li vd., (2007) *Sophora japonica* yapraklarındaki Ni konsantrasyonunun parklarda ve yol kenarındaki ağaçlarda $1,63 \text{ mg kg}^{-1}$ ile $2,48 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değiştiğini tespit etmişlerdir.

4.2.8. Fe Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Yapılan çalışmada, Fe konsantrasyonunun bakımından trafiğin olmadığı alanlarda 4,593 ppm ile 13,546 ppm arasında değiştiği belirlenmiştir. Fe konsantrasyon oranı trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 7,860 ppm ile 40,573 ppm arasında, trafiğin yoğun olduğu alanlarda ise 13,033 ppm ile 54,353 ppm arasında değişmektedir.

Demir, klorofil oluşumu üzerine katalitik etki yapmakta, enzim sistemlerine katılmakta ve önemli biyokimyasal ve metabolik olaylarda (solunum ve fotosentezde enerjinin tutulması ve taşınmasında) görev almaktadır. Çeşitli enzimlerin yapısında koenzim olarak yer alan demir, katalaz, peroksidaz ve sitokrom oksidaz gibi önemli solunum enzimlerinin etkinlikleri için de gereklidir. Demir noksanlığı (kloroz) daha çok meyve ağaçlarında, asmalarda, süs ve çalı bitkilerinde görülmektedir (Yağmur vd., 2002). Bundan dolayı Fe, daha çok bitkilerde gübreleme ve kloroz ile ilgili çalışmalara konu olmaktadır (Başar ve Özgümüş, 1999).

Fe, yaprakta ağır metal ile ilgili çalışmalara da konu olmuştur. Tam vd., (1987) Hon Kong'da yaptıkları çalışmada *Bauhinia variegata* yapraklarında Fe konsantrasyonunun değişimini belirlemişlerdir. Çalışma sonucunda Fe konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda $168 \mu\text{g g}^{-1}$, iken yıkanmış yapraklarda $131 \mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu, yol kenarlarında ise bu rakamın yıkanmamış yapraklarda $861 \mu\text{g g}^{-1}$ ve yıkanmış yapraklarda $620 \mu\text{g g}^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir. Çalışmada, yol kenarlarında yıkanmamış yapraklardaki Fe konsantrasyonunun $3051 \mu\text{g g}^{-1}$ 'e kadar çıktığı belirlenmiştir.

4.2.9. Mn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Mn konsantrasyonunun trafiğin olmadığı alanlarda elde edilen değerler 2,506 ppm ile 7,360 ppm, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 2,946 ppm ile 6,573 ppm trafiğin yoğun olduğu alanlarda 4,800 ppm ile 12,960 ppm arasında değiştiği belirlenmiştir. Bitkiler mangani genellikle Mn^{+2} iyonu olarak almaktadırlar. Mangan hem kök hem de yapraklardan alınabilmektedir. Mangan eksikliği genç yapraklarda görülür. Özellikle geniş yapraklı bitkilerde mangan eksikliğinde yaprakta damarlar arası sararır, damarlar yeşil kalır. Mangan eksikliğinde bitkilerde görülen sararma yeterince klorofil oluşturulamamasıyla ilgilidir. Klorofilin bileşiminde yer almamasına karşın mangan noksanlığında klorofil oluşumu önemli oranda azalır (Pak, 2011).

Mangan toksisitesi bitki türlerine göre değişmekle birlikte genellikle kuru madde esasına göre 100 mg kg^{-1} 'dan daha fazla Mn içeren bitkilerde Mn toksisitesi

görölmeye başlamaktadır. Mangan toksisitesi çoğu bitkilerde olgun yapraklarda kahverengi lekeler seklinde ortaya çıkar. Zamanla lekelerin bulunduğu alanlar mantarlaşır. Bu olgu Mn toksisitesinin belirgin bir göstergesidir. Fasulye ve pamuk gibi özellikle çift çenekli bitkilerde bu belirtiler genç yapraklarda sekil bozulmalarına neden olmaktadır (Pak, 2011).

Besin zinciri yoluyla insanlara ulasan Mn'in toksisite belirtileri başlıca solunum sisteminde ve beyinde gözlenir. Mangan zehirlenmesinin belirtileri halusinasyonlar, bitkinlik, uykusuzluk, güçsüzlük, unutkanlık ve sinir hasarlarıdır. Mangan ayrıca parkinson, akciğer ambolisi ve bronsite neden olabilir. Eğer bir erkek Mn toksisitesine uzun süre maruz kalırsa iktidarsızlık oluşabilir (Pak, 2011).

Çelik vd., (2005) Denizli'de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia* L.'da yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarda Mn miktarının ortalama olarak 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 belirlemiştirlerdir. Tam vd., (1987) Hon Kong'da yaptıkları çalışmada *Bauhinia variegata* yapraklarında Mn konsantrasyonunun değişimini belirlemiştirlerdir. Çalışma sonucunda Mn konsantrasyonunun kontrol grubunda yıkanmamış yapraklarda 106 $\mu\text{g g}^{-1}$, iken yıkanmış yapraklarda 103 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğunu, yol kenarlarında ise bu rakamın yıkanmamış yapraklarda 135 $\mu\text{g g}^{-1}$ ve yıkanmış yapraklarda 99 $\mu\text{g g}^{-1}$ olduğunu belirtmişlerdir. Çalışmada, yol kenarlarında yıkanmamış yapraklardaki Mn konsantrasyonunun 227 $\mu\text{g g}^{-1}$ 'e kadar çıktığı belirlenmiştir.

4.2.10. Zn Konsantrasyonunun Trafik Yoğunluğuna Bağlı Değişimi

Çalışmada, Zn konsantrasyonunun en düşük değerleri trafiğin olmadığı alanlarda 1,080 ppm, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 1,140 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 2,400 ppm olarak hesaplanmış ve bu değerler *Aesculus hippocastanum*'da elde edilmiştir. En yüksek değerler ise trafiğin olmadığı alanlarda 5,913 ppm, trafiğin az yoğun olduğu alanlarda 17,066 ppm ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda 19,273 ppm olarak hesaplanmış olup bu değerler de *Salix babylonica*'da elde edilmiştir.

Çinko, insan ve hayvanlarda olduğu gibi bitkilerde de çok çeşitli ve önemli metabolik işlevlere sahiptir. Protein ve karbonhidrat sentezine katılmasının yanı sıra, enzim aktivasyonu, fotosentez, solunum ve biyolojik membran stabilitesi üzerine etkileri nedeniyle üretilen ürün miktarı ve kalitesini direkt olarak etkilemektedir. Endüstride metal kaplama ve alaşımlarda kullanılan önemli bir elementtir. Ayrıca; mürekkep, kopya kâğıtları, kozmetik, boya, lastik, muşamba, maden sanayi gibi pek çok sanayide kullanılır. Çinko, yoğun endüstri alanlarından bırakılan atık sularla, kanalizasyon sularıyla ve asit yağmurları aracılığıyla toprağa ulaşmaktadır. Topraklardaki toplam Zn konsantrasyonu 10-300 ppm, bitkiler tarafından alınabilir Zn konsantrasyonu 3.6-5.5 ppm arasında değişmektedir. Bitkilerdeki Zn konsantrasyonları normal bitkilerde 5-100 ppm arasındadır. Görülen toksisiteler genellikle 400 ppm'den sonra başlamaktadır. Çinko toksisitesinde bitkilerin kök ve sürgün büyümesi azalır, kökler inceler, genç yapraklar kıvrılır ve kloroz görülür, hücre büyümesi ve uzaması engellenir, hücre organelleri parçalanır ve klorofil sentezi azalır (Asri ve Sönmez, 2006). Bazı bitki türlerinin çinko fazlalığına karşı büyük bir toleransı vardır. Ayrıca bitkiler, topraktaki çinko değişimlerine çok çabuk tepki verirler. Yapraklarda oluşan klorosis ve yavaşlamış bitki gelişimi, çinko eksikliğinin ilk belirtilerindendir. Çinko zehirlenmelerinin etkisi diğer ağır metallerinkine benzemesine karşın çinko, diğer metaller kadar zehirli değildir (Okçu vd., 2009)

Çinko, insanlar, hayvanlar ve bitkiler için mutlak gerekli bir elementtir. Özellikle enzim faaliyetlerinde rol oynamakta ve enzimlerin yapısında yer almaktadır. Başlıca görevleri: RNA, DNA, protein sentezi, insulinin aktivasyonu, Vitamin-A'nın hücrelere taşınması ve kullanımı, yaraların iyileşmesi, hücrelerin bölünerek çoğalabilmesidir. Ayrıca tad alma, sperm yapımı, bağışıklık sisteminin güçlendirilmesi, davranış ve öğrenme performansının artışı, anne karnındaki ve doğmuş bebek ve çocukların büyüme ve gelişimi, kanda yağların taşınması gibi birçok olayla görev almaktadır. Ancak, çinko yüksek konsantrasyonlarda toksiktir (Pak, 2011)

Çinko konsantrasyonu da ağır metaller ile ilgili pek çok çalışmaya konu olmuştur. Aksoy ve Şahin (1999) *E. angustifolia*'nın yıkanmayan yapraklarında Zn miktarının

ortalama olarak endüstri bölgelerinde 231,26 μgg^{-1} , yol kenarlarında 83,52 μgg^{-1} , şehir merkezinde 69,14 μgg^{-1} , şehir kenarlarında 38,16 μgg^{-1} ve kırsal alanda ise 22,08 μgg^{-1} düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir.

Serbula vd., (2012) *Robinia pseudoacacia* üzerinde yaptıkları çalışmada, dal yaprak ve köklerde Zn miktarını belirlemişler ve en yüksek konsantrasyonun dallarda dallarda olduğu belirlenmiştir. Çalışmada *Robinia pseudoacacia* yapraklarında Zn konsantrasyonunun 31,6 mgkg^{-1} ile 192,7 mgkg^{-1} arasında değiştiği belirlenmiştir.

Çelik vd., (2005) Denizli’de yaptıkları çalışmada *Robinia pseudoacacia*’da Zn miktarının ortalama olarak endüstri bölgesinden toplanan örneklerde 456,88 $\mu\text{g g}^{-1}$ şehir içi yol kenarlarından toplanan örneklerde 506,43 $\mu\text{g g}^{-1}$ şehir merkezi dışından toplanan örneklerde 81,23 $\mu\text{g g}^{-1}$ ve kırsal alandan toplanan örneklerde ise 10,67 $\mu\text{g g}^{-1}$ düzeyinde olduğu belirlenmiştir.

Demirayak vd., (2011) Samsun ilinde *L.vulgare* yapraklarında ortalama Zn konsantrasyonunun 70 ppm düzeyinde olduğunu belirtmektedirler. Tanushree vd., (2011) Hindistan’da Anand şehrinde Zn konsantrasyonunun, *Morus alba*’da 83 mg kg^{-1} , *Polyalthia longifolia*’da 59 mg kg^{-1} , *Ficus bengalensis*’de 49 mg kg^{-1} , *Alstonia scholaris*’de 42 mg kg^{-1} düzeyinde olduğunu belirlemişlerdir. Li vd., (2007) *Sophora japonica* L., yapraklarındaki Zn konsantrasyonunun parklarda 20,6 mg kg^{-1} iken yol kenarlarında 27,9 mg kg^{-1} ‘a yükseldiğini belirtmektedirler.

4.3.Genel Değerlendirme

Bu çalışmada yapraklardaki ağır metal birikiminin türlere bağlı değişimi belirlenmiştir. Çalışma sonucunda ağır metal birikiminin tür bazında önemli ölçüde değiştiği belirlenmiştir. Ancak, ağır metal birikimi pek çok faktöre bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir. Yapılan çalışmalar bitkilerde ağır metal birikiminin bitki türü (Ozturk ve Bozdogan; 2015), aynı bitkinin farklı organelleri (Yabanli vd., 2014; Tošić vd., 2016) iklim koşulları (Bingol vd., 2008; Březinová ve Vymazal, 2015), hava kirliliği ve trafik yoğunluğu (Turkyilmaz vd., 2017) gibi pek çok faktöre bağlı olarak değiştiğini göstermektedir.

Yapılan çalışmalar, bitkilerde ağır metal biriktirme sürecinin bitki anatomik yapısı ile yakından ilişkili olduğunu ortaya koymaktadır. Bu aşamada özellikle stomaların büyüklüğü ve yapısı etkin rol oynamaktadır. Bitki yapraklarında stomalar yaprağa CO₂ ve su buharı girişini kontrol eder ve yapraklarda ağır metal birikimini belirleme potansiyeli en yüksek olan organellerdendir (Xu ve Zhou, 2008; Xiong vd., 2014). Stomaların büyüklüğü ve yoğunluğu çevre koşullarından önemli ölçüde etkilenmektedir (Pearce et al. 2006; Galmés vd., 2007; Sevik vd., 2017a). Yapılan çalışmalarda stoma yapısı ve yoğunluğunun bitkinin kuraklık stresi (Yang ve Wang, 2001; Zhang vd., 2006; Liu vd., 2006), ışık (Sevik vd., 2016c), tuz stresi (Zhao vd., 2001; Romero-Aranda vd., 2001), iklim koşulları (Cetin vd., 2017) gibi pek çok çevresel faktörden etkilenebildiği belirtilmektedir (Beerling vd., 1997; Banon vd., 2004). Hatta yapılan çalışmalarda hava kirliliğinin de stoma yapısını ve yoğunluğunu etkileyen önemli faktörlerden birisi olduğu ortaya konulmuştur (Sevik vd., 2017b).

Bitkilerin ağır metal birikimi muhtemelen anatomik ve fizyolojik yapıları ile ilgilidir. Bitkilerin anatomik ve morfolojik karakterleri, genetik ve çevre koşullarının karşılıklı etkileşimi sonucunda şekillenir (Sevik vd., 2012). Dolayısıyla öncelikle türler arasında çok büyük farklılıklar bulunduğu gibi (Sevik vd., 2017a) ayrıca, aynı tür içerisinde farklı alt tür, varyete, form ve hatta orijinler arasında anatomik ve morfolojik yapı bakımından büyük farklılıklar bulunabilmekte (Cetin vd., 2017) bu farklılıklar da bitkinin dış etkenlere farklı tepkiler vermesi sonucunu doğurmaktadır (Sevik vd., 2017a). Bu durum bitki genetik yapısı ile ilgilidir. Benzer bir durumun ağır metal biriktirme kapasitesi için de mümkün olması kaçınılmazdır. Dolayısıyla tür yanında ayrıca bitkinin genetik yapısının ve yaşının da ağır metal birikimi konusunda etkili olacağını söylemek mümkündür. Nitekim; Shadid vd., (2017) genç yaprakların üst yaprak derileri daha ince olduğu için yaşlı yapraklara göre daha fazla metal biriktirdiğini belirtmektedirler.

Bitkilerin anatomik ve morfolojik karakterleri, genetik ve çevre koşullarının karşılıklı etkileşimi sonucunda şekillendiğinden, bitki yapısını etkileyen en önemli faktörlerden birisi de çevresel faktörlerdir (Sevik vd., 2012). Çevresel faktörler yani yetiştirme koşullarının bitkilerin stres faktörlerine karşı verdikleri tepkiyi önemli ölçüde etkiledikleri yapılan çeşitli çalışmalarda ortaya konulmuştur (Topacoglu vd.,

2016). Çevre koşullarının bitki anatomik ve fizyolojik yapısında da önemli değişiklikler meydana getirdiği belirlenmiştir. Örneğin Sevik vd., (2013) gölge koşullarında büyüyen yapraklar ile yoğun ışık alan yapraklar arasında klorofil miktarı bakımından 2-3 kat fark olabildiğini belirtmektedir. Benzer sonuçlar diğer faktörler için de ortaya konulmuştur (Cetin, 2016; Zeren vd., 2017). Dolayısıyla farklı yetiştirme ortamı koşullarında yetişen bitkilerde ağır metal biriktirme potansiyeli farklı düzeylerde olabilir.

5. ÖNERİLER

Kentsel yaşam kalitesinin önem kazandığı günümüzde çevre kirliliğinin azaltılması en önemli gündem konularından birisidir. Özellikle trafik ve insan faaliyetlerinin fazla olduğu kent merkezlerinde hava kirliliği kırsal alanlara göre kat kat fazla olabilmektedir (Sevik vd., 2016). Hava kirliliğinin etkilerinin azaltılması konusunda en etkili yöntem olarak ise açık ve yeşil alan miktarının artırılması önerilmektedir. Zira yeşil bitkiler hava kirliliğinin azaltılmasında önemli rol oynamaktadırlar (Sevik vd., 2017).

Hava kirliliği bileşenleri içerisinde ağır metaller ayrı bir öneme sahiptir. Bitkiler ağır metal kirliliğinin izlenmesi konusunda oldukça kullanışlıdır. Ancak, bitkilerin bu konuda etkin kullanılabilmesi için hangi bitkinin hangi ağır metali ne düzeyde biriktirdiğinin bilinmesi gerekmektedir. Bu çalışmada Pb, Cu, Ca, Mg, Cd, Cr, Ni, Fe, Mn ve Zn elementleri için biyomonitor olarak hangi türlerin kullanılmasının daha uygun olduğunun belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışma sonucunda; trafik yoğunluğuna bağlı olarak Cu, Cr, Fe, Mn ve Zn değişiminin belirlenmesi için en uygun türün *Sophora japonica* olduğu belirlenmiştir. Bunun dışında trafik yoğunluğuna bağlı olarak meydana gelen değişimlerin izlenmesinde, çalışılan türler içerisinde en uygun türlerin Pb için *Prunus cerasifera*, Mg için *Ailanthus altissima*, Cd için *Eleagnus angustifolia*, Ca ve Ni için ise *Robinia pseudoacacia* olduğu belirlenmiştir. Bu türlerin trafik yoğunluğuna bağlı ağır metal konsantrasyonunun değişiminin belirlenmesi için en uygun türler olduğu söylenebilir. Dolayısıyla bundan sonra yapılacak olan izleme çalışmalarında bu türlerin belirtilen metallerin izlenmesinde kullanılması önerilebilir.

Bitkiler, hava kirliliğini önemli ölçüde azaltabilmektedir. Fakat farklı kirlilik etmenleri üzerinde farklı türlerin etkileri de değişik düzeylerde olmaktadır. Bu çalışmada ağır metal birikiminin en fazla olduğu türler, havadan ağır metallerin uzaklaştırılması konusunda diğer türlere göre daha etkindir. Dolayısıyla özellikle sanayi bölgeleri ve trafiğin yoğun olduğu alanlarda bu türlerin kullanılması, havadan ağır metallerin uzaklaştırılması konusunda, daha etkili sonuç alınmasını sağlayabilir.

Bu çalışma kapsamında sekiz adet bitki türü değerlendirilmiştir. Benzer çalışmalarda da çok sayıda bitki türü çalışmalara konu edilmiş olmasına rağmen daha pek çok bitki türünün, ağır metalleri biriktirme potansiyelleri hakkında bilgi bulunmamaktadır. Oysa yapılan çalışmalarda bitki türlerinin ağır metal biriktirme potansiyelleri arasında çok büyük farklılıkların olduğu belirlenmiştir. Bundan dolayı, çalışmalara konu edilmeyen türlerin de benzer çalışmalarda kullanılması ve ağır metal kirliliğinin izlenmesi ve azaltılması konusunda daha etkili olabilecek bitkilerin belirlenmesi gerekmektedir. Bu konuda çalışmaların özellikle likenler, yosunlar ve odunsu taksonlar üzerinde yoğunlaştığı, çalimsı türler, yer örtücüler, mevsimlik çiçekler vb. bitkiler hakkında ise az sayıda çalışma yapıldığı görülmektedir. Bundan dolayı benzer çalışmaların çeşitlendirilerek devam ettirilmesi önerilebilir.

Çalışma kapsamında sadece belirli türlerin yaprakları üzerinde ölçümler yapılmıştır. Oysa yapılan çalışmalar, bazı türlerin odun, kabuk, meyve vb. organellerindeki ağır metal konsantrasyonlarının daha fazla olabildiğini göstermektedir. Bundan dolayı bşr bitkinin yapraklarında belirli ağır metal konsantrasyonunun düşük olması, o bitkinin ağır metal birikimi yapmadığı anlamına gelmeyebilir. Aynı bitki başka bir organelinde yoğun miktarda ağır metal birikimi gerçekleştiriyor olabilir. Bundan dolayı bu alanda yapılacak çalışmalara bitkilerin diğer organellerinin de dahil edilmesi önemli sonuçların alınmasını sağlayabilir.

Çalışma kapsamında trafik yoğunluğunun bitkilerde ağır metal birikimini önemli düzeyde artırdığı belirlenmiştir. Bitki bünyesinde biriken ağır metaller havadan uzaklaşmakta ve insan sağlığı açısından risk oluşturmamaktadır. Oysa yukarıda da açıklandığı üzere ağır metallerin diğer organellerde de birikimi söz konusudur. Özellikle trafiğin yoğun olduğu alanlarda yetişen bazı bitkilerin çeşitli organellerinin de gıda olarak tüketildiği bilinmektedir. Örneğin şehir merkezlerinde yetiştirilen elma, erik, dut gibi ağaçların meyveleri yanı sıra adaçayı, kekik, lahana gibi bitkilerin de çeşitli organelleri gıda olarak kullanılmaktadır. Oysa, trafiğin yoğun olduğu alanlarda yetiştirilen bu bitkilerin gıda olarak kullanılan organellerindeki ağır metal birikimi konusunda yapılmış çalışma sayısı oldukça sınırlıdır ve bu bitkilerin gıda olarak tüketilmesi önemli sorunlara yol açabilir. Örneğin bu çalışmada *Tilia tomentosa* yapraklarındaki Pb, Cd ve Zn gibi bazı ağır metallerin, trafiğin yoğun

olduğu alanlara, trafiğin olmadığı alanlara göre konsatrasyonunun en az iki kat arttığı belirlenmiştir. Bundan dolayı, bu konuda çalışma yapılması ve risklerin belirlenmesi oldukça önemlidir.

KAYNAKLAR

- Akbel, E. (2010). Yüksek protein içeren diyetle beslenen sıçanlara atkestanesi ekstrezi (*Aesculus hippocastanum* L.) verilmesinin kemik ve kalsiyum metabolizmasına etkileri. Doktora Tezi, *Afyonkarahisar Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, Afyonkarahisar.
- Aksoy, A. & Sahin, U. (1999). *Elaeagnus angustifolia* L. as a biomonitor of heavy metal pollution. *Turkish Journal of Botany*, 23, p. 83-87.
- Aksoy, A., Sahin, U. & Duman, F. (2000). *Robinia pseudo-acacia* L. as a possible bio-monitor of heavy metal pollution in Kayseri. *Turk. J. Bot.* 24, 279e284.
- Akyüz, S. (2010). *Aesculus Hippocastanum* L. Bitkisinin Fitoterapideki Yeri Ve Önemi. Ankara, Türkiye.
- Alahabadi, A., Ehrampoush, M. H., Miri, M., Aval, H. E., Yousefzadeh, S., Ghaffari, H. R., Ahmadi, A., Talebi, P., Fathabadi, Z. A., Babai, F., Nikoonahad, A., Sharafi, K. & Hosseini- Bandegharaei, A. (2017). A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere*, 172, 459-467.
- Anicic, M., Spasic, T., Tomasevic, M., Rajsic, S., & Tasic, M. (2011) Trace elements accumulation and temporal trends in leaves of urban deciduous trees (*Aesculus hippocastanum* and *Tilia* ssp.). *Ecological Indicators*, 11, 824-830.
- Ares, A., Aboal, J., Carballeira, A., Giordano, S., Adamo, P. & Fernández, J. (2012). Moss bag biomonitoring: a methodological review. *Sci. Toplam Environ.* 432, 143–158.
- Arıcağ, B., Enez, K., Özer, G. Ç. & Şevik, H. (2016). A Method Study to Determine Buffering Effect of Forest Cover on Particular Matter and Noise Isolation. *1st International Symposium of Forest Engineering and Technologies (FETEC 2016)*, 177-184. (Sözlü Bildiri).
- Asri, F. Ö. & Sönmez, S. (2006). Ağır metal toksisitesinin bitki metabolizması üzerine etkileri. *Derim, Batı Akdeniz Tarımsal Enstitüsü, Dergisi*, 23(2), 36-45.
- Ayres, E., Van der Wal, R., Sommerkorn, M. & Bardgett, R.D. (2006). Direct uptake of soil nitrogen by mosses. *Biol. Lett.* 2, 286–288.
- Banon, S., Fernandez, J. A., Franco, J. A., Torrecillas, A., Alarcón, J. J., & Sánchez-Blanco, M. J. (2004). Effects of water stress and night temperature preconditioning on water relations and morphological and anatomical changes of *Lotus creticus* plants. *Scientia Horticulturae*, 101(3), 333-342.

- Bardak, S. (2014). *Kokar Ağaç (Ailanthus Altissima (Mill.) Swingle) Odununun Yongalevha Endüstrisinde Değerlendirilebilme İmkânları*. Trabzon, Türkiye.
- Bari, A., Rosso, A., Minciardi, M.R., Troiani, F. & Piervittori, R. (2001) Analysis of heavy metals in atmospheric particulates in relation to their bioaccumulation in explanted *Pseudevernia furfuracea* thalli, *Environ. Monit. Assess.* 69, 205–220.
- Başar, H. & Özgümüş, A. (1999). Değişik Demirli Gübre ve Dozlarının Şeftali Ağaçlarının Bazı Mikro Besin Elementi İçerikleri Üzerine Etkisi. *Tr. J. of Agriculture and Forestry*, 23, 273–281.
- Bates, J. (2002). 17 Effects on bryophytes and lichens. *Air Pollut. Plant Life*, 309.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., & Taylor, G. (2000), Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biol.* 6, 995–1003.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., & Taylor, G. (2000), The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricult. J.* 24, 209–230.
- Beerling, D.J., Kelly, C.K. & Salisbury, E.J. (1997). Stomatal density of temperature woodland plants over the past seven decades of CO₂ increase: a comparison of Salisbury (1927) with contemporary data. *Am. J. Bot.* 84, 1572–1583.
- Bıçakçı, A., Tosunoğlu, A., Altunoğlu, M. K., & Saatçioğlu, G. (2014). Türkiye’de Salicaceae Familyasına Ait Populus (Kavak Ağacı) Ve Salix (Söğüt Ağacı) Polenlerinin Havadaki Dağılımları. *Asthma Allergy Immunol*, 157-170.
- Bingöl, Ü., Geven, F. & Güney, K. (2008). Cadde Ağacı *Sophora japonica*’nın Dal ve Kabuklarındaki Ağır Metal Birikimi. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 8(1), 93-96.
- Birbilener, S. (2015). *Düzce İli Şehir Ekosisteminde Dağılım Gösteren İhlamur Ağaçlarında (Tilia Tomentosa Moench.) Genetik Çeşitliliğin Rapd İşaretleyicileriyle Araştırılması*. İstanbul, Türkiye.
- Boğa, A., (2007), Ağır Metallerin Özellikleri ve Etki Yolları. *Çukurova Üniversitesi Tıp Fakültesi, Fizyoloji Anabilim Dalı*, ADANA. 16: 218.
- Bondada, B.R., Tu, S., & Ma, L.Q., (2004), Absorption of foliar-applied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vittata* L.). *Sci. Toplam Environ.* 332, 61–70.
- Březinová, T., & Vymazal, J. (2015). Evaluation of heavy metals seasonal accumulation in *Phalaris arundinacea* in a constructed treatment wetland. *Ecological Engineering*, 79, 94-99.

- Carreras, H.A., Wannaz, E.D., Perez, C.A. & Pignata, M.L. (2005), The role of urban air pollutants on the performance of heavy metal accumulation in *Usnea amblyoclada*, *Environ. Res.* 97, 50–57.
- Celik, A., Kartal, A.A., & Kaska, Y. (2005) Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Ro-binia pseudo-acacia* L. *Environment International*, 31, 105-112.
- Cetin, M. (2015a). Determining the bioclimatic comfort in Kastamonu City. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (10), 640.
- Cetin M. (2015b) Using GIS Analysis to Assess Urban Green Space in Terms of Accessibility: Case Study in Kutahya. *Int. J. Sust. Dev. World*, 22 (5), 420.
- Cetin, M. & Sevik, H. (2016a). Measuring the Impact of Selected Plants on Indoor CO₂ Concentrations. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(3), 973-979.
- Cetin, M. & Sevik, H. (2016b). Evaluating the recreation potential of Ilgaz Mountain National Park in Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 188(1), 1-10.
- Cetin M., Sevik H. & Isınkaralar, K. (2017). Changes in the Particulate Matter and CO₂ Concentrations Based on the Time and Weather Conditions: The Case of Kastamonu. *Oxidation Communications*, 40 (1-II), 477-485.
- Chen, Y.-M., Gao, J., Yuan, Y. Q., Ma, J. & Yu, S. (2016). Relationship between heavymetal contents and clay mineral properties in surface sediments:implications for metal pollution assessment. *Cont. Shelf Res.* 124,125–133.
- Cislaghi, C. & Nimis, P.L. (1997). Lichens air-Pollution and lung-cancer, *Nature* 387, 463–464.
- Cocozza, C., Ravera, S., Cherubini, P., Lombardi, F., Marchetti, M., & Tognetti, R. (2016). Integrated biomonitoring of airborne pollutants over space and time using tree rings, bark, leaves and epiphytic lichens. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 177-191.
- Cruz, A.M.J., Sarmiento, S., Almeida, S.M., Silva, A.V., Alves, C., Freitas, M.C., Wolterbeek, H. (2015), Association between atmospheric pollutants and hospital admissions in Lisbon. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 5500–5510.
- Csavina, J., Landázuri, A., Wonaschütz, A., Rine, K., Rheinheimer, P., Barbaris, B., Conant, W., Sáez, A.E. & Betterton, E.A., (2011), Metal and metalloid contaminants in atmospheric aerosols from mining operations. *Water Air Soil Pollut.* 221,145–157.

- Csavina, J., Field, J., Taylor, M.P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E.A. & Sáez, E.A. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci. Toplam Environ.* 433, 58–73.
- Csavina, J., Taylor, M.P., Félix, O., Rine, K.P., Betterton, E.A. & Sáez, E.A. (2014). Size-resolved dust and aerosol contaminants associated with copper and lead smelting emissions: implications for emission management and human health. *Sci. Toplam Environ.* 493, 750–756.
- Çavuşoğlu, K., Kalyoncu, H. & Çavuşoğlu, K. (2005). Çam (*Pinus nigra* Arn. subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe) yapraklarında egsoz gazlarından kaynaklanan kurşun (Pb) birikiminin tespiti. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9(2), 6-10.
- Çelik, A., Kartal, A. A., Akdoğan, A. & Kaska, Y. (2005). Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudo-acacia* L. *Environment International*, 31, 105-112.
- Çetin, M. (2016). Peyzaj Çalışmalarında Kullanılan Bazı Bitkilerde Klorofil Miktarının Değişimi. *Kastamonu Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 16(1), 239–245.
- Demirayak, A., Kutbay, H. G., Kilic, D., Bilgin, A. & Huseyinova, R. (2011). Heavy Metal Accumulation in Some Natural and Exotic Plants in Samsun City. *Ekoloji*, 20(79), 1-11.
- Douay, F., Pruvot, C., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourier, H., Proix, N. & Waterlot, C., (2008). Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters. *Water Air Soil Pollut.* 188, 247–260.
- Douay., F., Pruvot, C., Waterlot, C., Fritsch, C., Fourier, H., Lorette, A., Bidar, G., Grand C. , Vaufleury, D. A. & Scheifler, R., (2009). Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France. *Sci. Toplam Environ.* 407, 5564–5577.
- El-Hasan, T., Al-Omari, H., Jiries, A. & Al-Nasir, F. (2002). Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environmental International*, 28, 513-519.
- Erkan, S. (2012). *Fıstıkçamı (Pinus Pinea L.) Ve Yalancı Akasya (Robinia Pseudoacacia L.) Öz Ve Diri Odunlarının Kimyasal Ve Morfolojik Özelliklerinin Belirlenmesi*. Kahramanmaraş, Türkiye.
- Fageria, N., Filho, M.B., Moreira, A. & Guimaraes, C. (2009). Foliar fertilization of crop plants. *J. Plant Nutr.* 32, 1044–1064.

- Feng, C. (1992). *The Research of Greening Environment*. Beijing: Environmental Science Press of China.
- Fenn, M., Geiser, L., Bachman, R., Blubaugh, T. & Bytnerowicz, A. (2007). Atmospheric deposition inputs and effects on lichen chemistry and indicator species in the Columbia River Gorge, USA. *Environ. Pollut.* 146, 77–91.
- Fernandez, A.G., Ternero, M., Barragan, F.J. & Jimenez, J.C. (2000). An approach to characterization of sources of urban airborne particles through heavy metal speciation. *Chemosphere Glob. Change Sci.* 2, 123–136.
- Fernández, V. & Eichert, T., (2009). Uptake of hydrophilic solutes through plant leaves: current state of knowledge and perspectives of foliar fertilization. *Crit. Rev. Plant Sci.* 28, 36–68.
- Fernández, V. & Brown, P.H., (2013). From plant surface to plant metabolism: the uncertain fate of foliar-applied nutrients. *Front. Plant Sci.* 4, 289.
- Fernández, V., Sotiropoulos, T. & Brown, P.H. (2013). *Foliar Fertilization: Scientific Principles and Field Practices*, International fertilizer industry association.
- Galmés, J., Flexas, J., Savé, R., & Medrano, H. (2007). Water relations and stomatal characteristics of Mediterranean plants with different growth forms and leaf habits: responses to water stress and recovery. *Plant and Soil*, 290(1), 139-155.
- Gao, W., Jiang, W., Xiong, T., Sun, S., & Gao, R. (2015). The sources apportionment of heavy metal pollution base on tree ring in Jinan. In *Intelligent Computation Technology and Automation (ICICTA), 2015 8th International Conference on* (pp. 1040-1043). IEEE.
- Garty, J. (2001). Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Crit. Rev. Plant Sci.* 20,309–371.
- Giordano, S., Adamo, P., Spagnuolo, V., Tretiach, M. & Bargagli, R. (2013). Accumulation of airborne trace elements in mosses, lichens and synthetic materials exposed at urban monitoring stations: towards a harmonisation of the moss-bag technique. *Chemosphere*, 90, 292–299.
- Göktürk, A., Ölmez, Z., Temel, F., & Yahyaoğlu, Z. (2007). Bazı Önışlemlerin İğde (*Elaeagnus Angustifolia* L.) Tohumlarının Çimlenmesi Üzerine Etkileri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 32-41.
- Gratani, L., Crescente, M.F., & Varone, L. (2008) Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmos-pheric Environment*, 42, 8273-8277.
- Gülcü, S., & Uysal, S. Ç. (2010). Kuş İğdesi'nde (*Elaeagnus Angustifolia* L.) Yetiştirme Sıklığının Fidan Morfolojik Özelliklerine Etkisi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 74-81.

- Harguinteguy, C.A., Cofré, M.N., Fernández-Cirelli, A., Pignata, M.L., (2016). The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchem. J.* 124 ,228–234.
- Harmens, H., Buse, A., Bükler, P., Norris, D., Mills, G., Williams, B., Reynolds, B., Ashenden, T.W., Rühling Å. & Steinnes E., (2004). Heavy metal concentrations in european mosses: 2000/2001 survey. *J. Atmos. Chem.* 49, 425–436.
- Harmens, H., Norris, D., Steinnes, E., Kubin, E., Piispane, J., Alber R., Aleksiyenak, Y., Blum, O., Cos, K.M. & Dam, M., (2010). Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environ. Pollut.* 158, 3144–3156.
- Hayta, B., (2006). The Importance and Place of Family in The Precautions of Environmental Pollution, *Ahi Evran Üniversitesi Kırşehir Eğitim Fakültesi Dergisi (KEFAD)*, 7 (2),359-376.
- Hutchinson, T. & Whitby, L. (1974). Heavy-metal pollution in the Sudbury mining and smelting region of Canada, I. Soil and vegetation contamination by nickel, copper, and other metals. *Environ. Conserv.* 1, 123–132.
- Isinkaralar, O., Isinkaralar, K., Ekizler, A. & Ilkdogan, C., (2017). Changes in the Amounts of CO₂ and Particulate Matter in Kastamonu Province Depending on Weather Conditions and Locations. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 7(3), 643-650
- Işık Z., Görmüş, S. & Ergene, N. (2004). Magnezyumun klinik önemi. *Genel Tıp Derg.* 14(2) , 69-75.
- Islam, M. N., Rahman, K., Bahar, M. M. & Habib, M. A. (2012). Pollution attenuation by roadside greenbelt in and around urban areas. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11, 460-464.
- Janta, R. & Chantara, S. (2017). Tree bark as bioindicator of metal accumulation from road traffic and air quality map: A case study of Chiang Mai, Thailand. *Atmospheric Pollution Research*, 8, 956-967.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal G., Güven A. and Timur S. (2007). Metallerin Çevresel Etkileri–I. (www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf, Erişim tarihi: 13.05.2007).
- Kalyoncu, İ. H., Ersoy, N., & Yılmaz, M. (2008). Seleksiyon İslahıyla Belirlenen Bir İgde (*Elaeagnus Angustifolia* L.) Tipinin Yeşil Uç Çeliklerinin Köklenmesi Üzerine Farklı Hormon Ve Nem Seviyeleri Etkisinin Araştırılması. *Süleyman Demirel Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 9-18.

- Karaca, E., & Kuşvuran, A. (2012). Çankırı Kenti Peyzaj Düzenlemelerinde Kullanılan Bazı Bitkilerin Kurakçıl Peyzaj Açısından Değerlendirilmesi. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, 5(2),19-24.
- Kaya, N. (2014). *Kuraklık Stresinin Bazı Ağaç Türlerinde Çimlenme Yüzdeleri Üzerine Etkisi*. Kastamonu, Türkiye.
- Keskin, T. (2007). Ağaçlı-Istanbul Maden Sahalarında Fıstık Çamı (*Pinus Pinea L.*) Ve Salkım Ağacı (*Robinia Pseudoacacia L.*) Ağaçlandırmalarında Bazı Ölü Örtü Ve Toprak Özellikleri. İstanbul, Türkiye.
- Kırbağ, S., & Göztok, F. (2016). *Prunus Cerasifera Cv. 'Pissardii Nigra'*'nın Antioksidan Ve Antimikrobiyal Aktivitesi. *Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 106-111.
- Konuk, E. C. (2012, Nisan). At Kestanesi, *Aesculus Hippocastanum*, Bitkisinin Kimyasal Bileşenlerinin İncelenmesi. İstanbul, Türkiye.
- Korkusuz, E. E. (2014). *Gümüşi İhlamurun (Tilia Tomentosa Moench.) Tohum Özellikleri Üzerine Araştırmalar*. İstanbul, Türkiye.
- Kozlov, M., Haukioja, E., Bakhtiarov, A., Stroganov, D., Zimina, S., (2000). Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: contrasting behaviour of nickel and copper. *Environ. Pollut.* 107, 413–420.
- Kuş, H. (2013). *Çukurova Üniversitesi Yerleşke Alanında Bazı Bitki Türlerinin Renk Etkinliklerinin Belirlenmesi*. Adana, Türkiye.
- Leveque, T., Capowiez, Y., Schreck, E., Xiong, T., Foucault, Y. & Dumat, C. (2014). Earthworm bioturbation influences the phytoavailability of metals released by particles in cultivated soils. *Environ. Pollut.* 191, 199–206.
- Levi, E., Dalschaert, X. & Wilmer J. (1973). Retention and absorption of foliar applied Cr. *Plant Soil*, 38, 683–686.
- Li, F. R., Kang, L. F., Gao, X. Q., Hua, W., Yang, F. W. & Hei, W. L. (2007). Traffic-related heavy metal accumulation in soils and plants in Northwest China. *Soil & Sediment Contamination*, 16(5), 473-484.
- Li, S. N., Kong, L. W., Lu, S. W., Chen, B., Gao, C., & Shi, Y. (2014). Beijing common green tree leaves' accumulation capacity for heavy metals. *Huanjing ke xue= Huanjing kexue*, 35(5), 1891-1900.
- Little, P. E. (1995). *Deposition of exhaust lead and its impact on plants, in: Environmental and Medical Services Division, A.E.R.E., Didcot, Oxford Shire, U.K.*

- Liu, S., Liu, J., Cao, J., Bai, C. & Shi, R. (2006). Stomatal distribution and character analysis of leaf epidermis of jujube under drought stress. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 34, 1315–1318.
- Liu, L., Guan, D. & Peart, M.R. (2012) The morphological structure of leaves and the dust-retaining capability of afforested plants in urban Guangzhou, South China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19, 3440–3449.
- Liu, S., Liu, J., Cao, J., Bai, C. & Shi, R. (2006). Stomatal distribution and character analysis of leaf epidermis of jujube under drought stress. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 34, 1315–1318.
- Løbersli E. M. & Steinnes, E. (1988). Metal uptake in plants from a birch forest area near a copper smelter in Norway. *Water Air Soil Pollut.* 37, 25–39.
- Loppi, S., Ivanov, D. & Boccardi, R. (2002). Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). *Environ. Pollut.* 116, 123–128.
- Martley, E., Gulson, B. & Pfeifer, H. R. (2004). Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Sci. Toplam Environ.* 325, 113–127.
- Megep, (2007). *Bahçecilik, Dış Mekân Bitkileri*. T.C. Millî Eğitim Bakanlığı, Ankara.
- Monaci, F., Moni, F., Lonciotti, E., Grechi, D., & Bargagli, R. (2000). Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead. *Environmental Pollution*, 107, 321–327.
- Niazi, N.K., Bishop, T.F. & Singh, B. (2011). Evaluation of spatial variability of soil arsenic adjacent to a disused cattle-dip site, using model-based geostatistics. *Environ. Sci. Technol.* 45, 10463–10470.
- Norouzi, S., Khademi, H., Cano, A. F. & Acosta, J. A. (2016). Biomagnetic monitoring of heavy metals contamination in deposited atmospheric dust, a case study from Isfahan Iran. *J. Environ. Manage.* 173, 55–64.
- Okcu, M., Tozlu, E., Kumlay, A. M., Pehlivan, M. (2009). Ağır Metallerin Bitkiler Üzerine Etkileri. *Alinteri Dergisi*, 17, 14–26.
- Ozel, H. B. & Ertekin, M. (2012). The change of stand structure in Uludağ fir (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmuelleriana* Mattf.) forests along an altitudinal gradient. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 12(3): 96–104.
- Ozel, H. B., Ozel, H. U., & Varol, T. (2015). Using Leaves of Oriental Plane (*Platanus orientalis* L.) to Determine the Effects of Heavy Metal Pollution Caused by Vehicles. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(6), 2569–2575.

- Ozturk, S., & Bozdogan, E. (2015). The Contribution of Urban Road Trees on Improving The Air Quality in an Urban Area. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(5): 1-9.
- Önder, S. & Polat A. T.(2012). Kentsel Açık-Yeşil Alanların Kent Yaşamındaki Yeri Ve Önemi, *Kentsel Peyzaj Alanlarının Oluşumu ve Bakım Esasları Semineri*, 73-96, Konya.
- Önen, H. (2015). *Türkiye İstilacı Bitkiler Kataloğu*, T.C. Gıda, Tarım Ve Hayvancılık Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar Ve Politikalar Genel Müdürlüğü Bitki Sağlığı Araştırmaları Daire Başkanlığı, ISBN: 978-605-9175-05-0.
- Özay, F. Ş. (1997). *Marmara Bölgesinde Söğütlerde Zarar Yapan Böcekler*. İzmit, Türkiye.
- Özçimder, R. (2014). *At Kestanesinin Sıvı Ekstraksiyonu Ve Ürünlerin Karakterizasyonu*. Ankara, Türkiye.
- Özel, H. B., Ertekin, M., Kırdar, E. & Demirci, A. (2011). Bartın-Arıt yöresi Doğu Kayını (*Fagus orientalis* Lipsky.) doğal gençleştirme alanlarında 23 yıllık büyüme durumunun değerlendirilmesi. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 13(20), 59-70.
- Özkarakaş, İ., Ercan, N., & Gürnil, K. (2006). Ege Bölgesinden Toplanan Bazı Yeşil Erik (*Prunus Cerasifera* Ehrh.) Materyalinin Değerlendirilmesi. *Anadolu, J. Of Aarı*, 35 - 49.
- Pak, O. (2011). An Investigation of Some Heavy Metal Pollution Along the TEM Motorway Soils in Kırklareli, *Namık Kemal University Graduate School of Natural and Applied Sciences Main Science Division of Soil Science and Plant Nutrition*, MSc. Thesis.
- Papinchak, H., Holcomb, E. J., Orendovici, B. T. & Decoteau, D. R. (2009). Effectiveness of houseplants in reducing the indoor air pollutant ozone. *HortTechnol.* 19 (2), 286-290.
- Pearce, D. W., Millard, S., Bray, D. F., & Rood, S. B. (2006). Stomatal characteristics of riparian poplar species in a semi-arid environment. *Tree Physiology*, 26(2), 211-218.
- Petrova, S., Yurukova, L., & Velcheva, I. (2014). Possibilities of using deciduous tree species in trace element biomonitoring in an urban area (Plovdiv, Bulgaria). *Atmospheric Pollution Research*, 5(2), 196-202.
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P. & Pinelli, E., (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 213, 113–136.

- Romero-Aranda, R., Soria, T., & Cuartero, J. (2001). Tomato plant-water uptake and plant-water relationships under saline growth conditions. *Plant Science*, 160(2), 265-272.
- Salim, R., Al-Subu, M. & Atallah, A. (1993) Effects of root and foliar treatments with lead, cadmium, and copper on the uptake distribution and growth of radish plants, *Environ. Int.* 19 393–404.
- 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.
- Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec R. M. & Uzu Dumat, C. (2012). Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead, *Sci. Toplam Environ.* 427–428, 253–262.
- Schreck, E., Laplanche, C., Guédard, L.M., Bessoule, J.J., Austruy, A., Xiong, T., Foucault, Y. & Dumat, C. (2013). Influence of fine process particles enriched with metals and metalloids on *Lactuca sativa* L. leaf fatty acid composition following air and/or soil-plant field exposure, *Environ. Pollut.* 179, 42–249.
- Serbula, M. S., Miljkovic, D.D., Kovacevic, M.R. & Ilic, A.A. (2012). Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76 , 209–214
- Şevik, H. (2011). Dalların Karakterleri Bakımından Noel Ağacı Üretimine Uygun Uludağ Göknarı Populasyonlarının Belirlenmesi. *Kastamonu Üniversitesi, Orman Fakültesi Dergisi*, 11(1), 102-107.
- Sevik, H., Yahyaoglu, Z. & Turna, I. (2012). Determination of Genetic Variation Between Populations of *Abies nordmanniana* subsp. *bornmulleriana* Mattf According to some Seed Characteristics, Genetic Diversity in Plants, ISBN 978-953-51-0185-7, Chapter 12, p:231-248, InTech, March, 2012.
- Sevik, H., Karakaş, H. & Karaca, Ü. (2013). Color - Chlorophyll relationship of some indoor ornamental plant, *International Journal of Engineering Science & Research Technology*, 2(7), 1706-1712.
- Sevik, H., Cetin, M. & Belkayali, N. (2015). Effects of forests on amounts of CO₂: case study of Kastamonu and Ilgaz Mountain National Parks. *Polish Journal of Environmental Studies*. 24 (1), 253-256.
- Sevik, H., Cetin, M., Belkayali, N. & Guney, K. (2016a). The Effect of Plants on Indoor Air Quality, Environmental Sustainability and Landscape Management, ISBN:978-954-07-4140-6, Chapter 8, p:138-149, St. Kliment Ohridski University Press, Sofia

- Sevik, H., Cetin, M. & Belkayali, N. (2016b). The Determination of Characteristics Factors of Grafted Natural Varieties in Landscaping: A Case Study of Black Pine Clone. *Oxidation Communications*, 39 (3-II), 2820–2831
- Sevik, H., Cetin, M. & Kapucu, Ö. (2016c). Effect of Light on Young Structures of Turkish Fir (*Abies nordmanniana* subsp. *bornmulleriana*). *Oxidation Communications*, 39 (1–II): 485–492.
- Sevik, H., Cetin, M., Guney, K. & Belkayali, N., (2017a). The Influence of House Plants on Indoor CO₂, *Pol. J. Environ. Stud.* 26 (4), 1-9.
- Sevik H., Cetin, M., Yigit N., Turkyilmaz A., Canbulat S., Belkayali N., Kravkaz Kusu IS. (2017b). Determination of Plant Leaf Micro-Morphological Characters Depending on Traffic Density: Case Study of *Pyracantha coccinea*. *J. Int. Environmental Application & Science*, Vol. 12(3): 212-216.
- Sevik, H., Cetin, M., Yigit, N., Turkyilmaz, A., Canbulat, S., Belkayali, N. & Kravkaz Kusu, I. S. (2017c). The change of leaf morphological characters in *Morus alba* depending on traffic density. *The Journal of Academic Social Science*. 5(62), 117-126.
- Shahid, M., Xiong, T., Castrec, R. M., Leveque, T., Dumat, C., (2013) .Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves, *J. Environ. Sci. (China)* 25 ,2451–2459.
- Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M., Aslam, M., Dumat C. (2015). Heavy metal stress and crop productivity, in: K.R. Hakeem (Ed.), *Crop Production and Global Environmental Issues SE – 1*, Springer International Publishing, 1–25.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T., & Niazi, 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.
- Sloof, J. E. (1995). Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition, using transplants, *Atmos. Environ.* 29,11–20.
- Stafilov, T., Šajn, R., Pančevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M. V., & Strelkova, L. P. (2010). Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 896-914.
- Srivastava, S., Agrawal, S. B., & Mondal, M. K. (2015). A review on progress of heavy metal removal using adsorbents of microbial and plant origin. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(20), 15386-15415.

- Su, Y. & Liang, Y. (2013). The foliar uptake and downward translocation of trichloroethylene and 1,2,3-trichlorobenzene in air-plant-water systems, *J. Hazard. Mater.* 252–253, 300–305.
- Su, Y. & Liang, Y. (2015). Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (*Chlorophytum comosum*), *J. Hazard. Mater.* 291, 120–128.
- Suzuki, K., Yabuki, T. & Ono, Y. (2009). Roadside *Rhododendron pulchrum* leaves as bioindicators of heavy metal pollution in traffic areas of Okayama, Japan, *Environ Monit Assess*, 149, 133–141
- Szczepaniak, K. & Biziuk, M. (2003). Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution, *Environ. Res.* 93, 221–230.
- Şevik, H., (2011). Dalların Karakterleri Bakımından Noel Ağacı Üretimine Uygun Uludağ Göknarı Populasyonlarının Belirlenmesi, *Kastamonu Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 11 (1), 102-107.
- Şevik, H. (2012). *Kastamonu İli Ormanlarının Noel Ağacı Üretim Potansiyeli*, Kastamonu'nun Doğal Zenginlikleri Sempozyumu, Bildiriler Kitabı, Kastamonu.
- Tam, N. F. Y., Liu, W. K., Wang, M. H. & Wong, Y.S. (1987). Heavy metal pollution in roadside, urban parks and gardens in Hong Kong. *Sci. Toplam Environ.* 59, 325-328
- Tamtürk, P. (2013). *Farklı Kurutma Yöntemlerinin İhlamur Çiçeği (Tilia Tomentosa Moelch.) Uçucu Bilesiklerine Etkisi*. Bartın, Türkiye.
- Tanushree, B., Chakraborty, S., Bhumik, F. & Piyal, B. (2011). Heavy Metal concentrations in Street and Leaf Deposited Dust in Anand City, India, *Research Journal of Chemical Sciences*, 1(5), 61-66.
- Tilki F., Güner, S. & Tüfekçioğlu, A., (2008). Kent Ormancılığı Ve Artvin İli Kent Ormancılığı Uygulamaları. *Artvin Çoruh Üniversitesi, Orman Fakültesi Dergisi*, 9(1-2): 92-100.
- Tomasevic, M. & Anicic, M. (2010) Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterization of deposit-ed particles. *Physics, Chemistry and Technology*, 8, 1-13.
- Topacoglu, O., Sevik, H. & Akkuzu, E. (2016). Effects of Water Stress on Germination of *Pinus nigra* Arnold. Seeds, *Pak. J. Bot.*, 48(2): 447-453.
- Tošić, S., Alagić, S., Dimitrijević, M., Pavlović, A., & Nujkić, M. (2016). Plant parts of the apple tree (*Malus* spp.) as possible indicators of heavy metal pollution. *Ambio*, 45(4), 501-512.

- Tudoreanu, L. & Phillips, C., (2004). Modeling cadmium uptake and accumulation in plants, *Adv. Agron.* 84, 121–157.
- Tuna, L.A. & Özer, Ö.(2005). Effect of Different Calcium Compounds on the Fruit Yield, Nutrition and Some Quality Properties of Watermelon (*Citrullus lanatus*) Plant, *Ege Üniv. Ziraat Fak. Dergisi*, 42(1), 203-212
- Turan, D. Kocahakimoglu, C., Kavcar, P., Gaygısız, H., Atatanir, L., Turgut, C. & Sofuoglu, S. C. (2011). The use of olive tree (*Olea europaea* L.) leaves as a bioindicator for environmental pollution in the Province of Aydın, Turkey, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 18, 355–364.
- Turkyilmaz, A., Sevik, H., Cetin, M. & Saleh, E. A. A. (2018a) Changing of Heavy Metal Accumulation Dependent on Traffic Density in Some Landscape Plants, *Polish Journal of Environmental Studies (InPress)*.
- Turkyilmaz, A., Sevik, H. & Cetin, M. (2018b) The use of perennial needles as biomonitors for recently accumulated heavy metals. *Landscape and Ecological Engineering, (InPress)* DOI: 10.1007/s11355-017-0335-9.
- Türkmen, Ö., Şensoy, S., Erdal, İ. & Kabay, T. (2002). Effects of Calcium on the Emergence and Seedling Growth of Tomatoes Grown in Salty Growing Media Conditions, *Yüzyüncü Yıl Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Tarım Bilimleri Dergisi (J. Agric. Sci.)*, 12(2): 53-57
- Uhlig, C. & Junttila, O. (2001). Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in Sør-Varanger, northern Norway, *Environ. Pollut.* 114, 461–469.
- URL-1. TÜİK , Nüfus ve Vatandaşlık İşleri Genel müdürlüğü, 25/01/2018 tarihinde <http://www.tuik.gov.tr> adresinden alınmıştır.
- URL-2. Cumhuriyet Haber Sitesi, 25/01/2018 tarihinde <http://www.cumhuriyet.com.tr> adresinden alınmıştır.
- URL-3. Kendal Crosslands Arboretum, 23/01/2018 tarihinde <http://www.kcarboretum.org> adresinden alınmıştır.
- URL-4. Ankara Nüfusu, 20/01/2018 tarihinde <https://www.nufusu.com/il/ankara-nufusu> adresinden alınmıştır.
- Uygur, A., & Erkul, S. K. (2014). Karaören Yuva Karkın Köyleri (Aksaray Türkiye) Arasında Kalan Bölgenin Florası. *Bağbahçe Bilim Dergisi*, 39-62.
- Uzu, G., Sauvain, J.J., Baeza-Squiban, A., Riediker, M., Hohl, M.S.S., Val, S., Tack, K., Denys, S., Pradère, P. & Dumat, C.(2011). In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability of lead-rich particles from a lead recycling plant, *Environ. Sci. Technol.* 45, 7888–7895.

- Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M. & Dumat, C. (2010). Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts, *Environ. Sci. Technol.* 44, 1036–1042.
- Vu, D.T., Huang, L., Nguyen, A.V., Du, Y., Xu, Z., Hampton, Li, M.A., P. & Rudolph, V. (2013). Quantitative methods for estimating foliar uptake of zinc from suspension-based Zn chemicals, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176, 764–775.
- Ward, N. (1990) Lead contamination of the London orbital (M25) motorway (since its opening in 1986), *Sci. Toplam Environ.* 93, 277–283.
- WHO (2007). Health Risks of Heavy Metals from Long-range Transboundary Air Pollution, *WHO Regional Office for Europe*, Copenhagen, Denmark.
- Wojcik, P. (2004). Uptake of mineral nutrients from foliar fertilization [review], *J. Fruit Ornamental Plant Res.* 12.
- Xiong, T. T., Leveque, T., Austruy, A., Goix, S., Schreck, E., Dappe, V., Sobanska, S., Foucault, Y. & Dumat, C. (2014). Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter, *Environ. Geochem. Health* 36; 897–909.
- Xu, Z., & Zhou, G. (2008). Responses of leaf stomatal density to water status and its relationship with photosynthesis in a grass. *Journal of experimental botany*, 59(12), 3317-3325.
- Yabanli, M., Yozukmaz, A., & Sel, F. (2014). Heavy metal accumulation in the leaves, stem and root of the invasive submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L.(Haloragaceae): an example of Kadin Creek (Mugla, Turkey). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 57(3), 434-440.
- Yağmur, B., Aydın, Ş. & Çoban, H. (2005). The Effect of Foliar Iron (Fe) Applications on the Mineral Elements Content of Vineyard Leaves, *Ege Üniv. Ziraat. Fak. Dergisi*, 42(3), 135-145.
- Yang, H.M. & Wang, G.X. (2001). Leaf stomatal densities and distribution in *Triticum aestivum* under drought and CO₂ enrichment. *Acta Phytocologica Sinica*, 25, 312–316
- Yazılan, S. (2010). *Dilovası Organize Sanayi Bölgesi (Gebze-Kocaeli)'Ndeki Ağır Metal Kirliliğinin Bitkiler Üzerine Etkisi*. İstanbul, Türkiye.
- Zadeh, A. R. K., Veroustraete, F., Buytaert, J. A. N., Dirckx, J. & Samson, R. (2013). “Assessing urban habitat quality using spectral characteristics of *Tilia* leaves”, *Environmental Pollution*, 178, 7-14.
- Zeren, I., Canturk, U. & Yasar, M. O. (2017). Change of Chlorophyll Quantity in Some Landscaping Plants, *Journal of Bartın Faculty of Forestry*, 19(2), 2-4

Zhang, Y.P., Wang, Z.M., Wu, Y.C. & Zhang, X. (2006). Stomatal characteristics of different green organs in wheat under different irrigation regimes. *Acta Agronomica Sinica*, 32, 70–75.

Zhao, R.X., Zhang, Q.B., Wu, X.Y. & Wang, Y. (2001). The effects of drought on epidermal cells and stomatal density of wheat leaves. *Inner Mongolia Agricultural Science and Technology*, 6, 6-7.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Elnajı A. Ahmaida SALEH
Doğum Yeri ve Yılı : EL GAIGAB / 29.02.1968
Medeni Hali :Evlı
Yabancı Dili : İngilizce, Arapça
E-posta : naje.azez@gmail.com



Eğitim Durumu

Lise : Libya El Arabiya
Lisans : Bingazi University
Yüksek Lisans : The Libyan Academy

Mesleki Deneyim

İş Yeri : Omar AlMukhtar University

Yayınları

- Turkyilmaz A, Sevik H, Cetin M & Ahmaida Saleh M. E. A. (2018). Changing of Heavy Metal Accumulation Dependent on Traffic Density in Some Landscape Plants. Polish Journal of Environmental Studies. in press, DOI: 10.15244/pjoes/78475.
- Sevik H., Saleh E. A. A. & Mehmet Çetin (2017). Chapter 31: Change of the Air Quality in the Urban Open and Green Spaces: Kastamonu Sample. Ecology, Planning and Design. Eds: Irina Koleva, Ulku Duman Yuksel, Lahcen Benaabidate, St. Kliment Ohridski University Press, ISBN: 978-954-07-4270-0, pp. 409-422.
- Cetin M., Mossi M.M.M., Ahmaida E.A. & Sevik H. (2017). The exchanging of leaf micromorphological characters in *Pyracantha coccinea* depends on traffic intensity. The 3rd International Symposium on EuroAsian Biodiversity, 05-08 July, 2017, Minsk, Belarus.
- Cetin M., Saleh A.E.A., Mossi M.M.M. & Sevik H. (2017). The effect of the amount of CO₂ on *Sansevieria trifasciata* in indoor environment. The 3rd International Symposium on EuroAsian Biodiversity, 05-08 July, 2017, Minsk, Belarus.
- Zeren, I., Cesur, A., Saleh, E.A.A., & Mossi, M.M.M. (2017). Variation of Chlorophyll Amount in Some Landscape Plants: a case study of Rize. Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences. *Section B: Biological Sciences*. 7(3); 807-817.