T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TRAFİK KAYNAKLI İNCE PARTİKÜLLERİN METAL İÇERİĞİNİN VE SAĞLIK RİSKİNİN BELİRLENMESİ

SİNEM IZLADIOĞLU

DANIŞMAN
DOÇ. DR. BURCU ONAT

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI

İSTANBUL-2019

T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TRAFİK KAYNAKLI İNCE PARTİKÜLLERİN METAL İÇERİĞİNİN VE SAĞLIK RİSKİNİN BELİRLENMESİ

SİNEM IZLADIOĞLU

DANIŞMAN
DOÇ. DR. BURCU ONAT

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI

İSTANBUL-2019

Bu çalışma 25.11.2019 Tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Mühendisliği Programı Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

TEZ JÜRİSİ

Doç. Dr. Burcu ONAT
İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Mühendislik Fakültesi

Doç. Dr. Selami DEMİR
Yıldız Teknik Üniversitesi
İnşaat Fakültesi

Doç. Dr. Emine ELMASLAR ÖZBAŞ
İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Mühendislik Fakültesi

20.04.2016 tarihli Resmi Gazete' de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa'nın abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

ÖNSÖZ

Bu çalışmayı yöneten, yüksek lisans eğitimim sırasında bana her zaman yön veren, kıymetli bilgilerini ve her türlü yardımını benden esirgemeden çalışmama sonsuz katkı sağlayan, manevi desteğini her zaman hissettiğim değerli danışman hocam Sayın Doç. Dr. Burcu ONAT' a,

Değerli katkılarıyla her zaman yanımda olan ve desteğini benden esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Dr. Ülkü ALVER ŞAHİN' e,

Tez çalışmam sırasında her zaman yanımda olan ve değerli bilgilerini benden esirgemeyerek her daim destek olan arkadaşımlarım Çevre Yüksek Mühendisi Burcu UZUN' a ve Çevre Mühendisliği Bölümü' nde Araştırma Görevlisi Coşkun Ayvaz' a,

Çalışmama katkılarıyla destek olan İstanbul Üniversitesi - Cerrahpaşa Çevre Mühendisliği Bölümü' ndeki tüm hocalarıma ve arkadaşlarıma teşekkürlerimi sunarım.

Anneme ve babama tüm emekleri, katkıları, karşılıksız sevgi ve şefkatleri, sonsuz destekleri için teşekkürü bir borç bilirim.

Kasım 2019 Sinem IZLADIOĞLU

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ……iv
İÇİNDEKİLER……v
ŞEKİL LİSTESİ……viii
TABLO LİSTESİ……....ix
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ……xi
ÖZET……..xiii
SUMMARY……xv
1. GİRİŞ……1
1.1. ÇALIŞMANIN AMAÇ VE KAPSAMI……...1
2. GENEL KISIMLAR……3
2.1. PARTİKÜL MADDENİN TANIMI VE GENEL ÖZELLİKLERİ……..3
2.2. PARTİKÜL MADDE KAYNAKLARI……4
2.3. PARTİKÜL MADDENİN FİZİKSEL ÖZELLİKLERİ……5
2.3.1. Partikül Boyutu……..7
2.3.2. Partikül Madde Boyut Dağılımı……...10
2.4. PARTİKÜL MADDELERİN KİMYASAL ÖZELLİKLERİ……...13
2.4.1. Biyokimyasal Döngüler……...15
2.4.1.1. Amonyak……..15
2.4.1.2. Azot Oksitler……16
2.4.1.3. İnorganik Halojenler……...16
2.4.2. Partikül Madde İçeriğindeki İz Elementler……...16
2.5. PARTİKÜL MADDELERİN İNSAN SAĞLIĞINA ETKİSİ……30
2.6. PARTİKÜL MADDE SINIR DEĞERLERİ……33
2.6.1. Dünya Sağlık Örgütü Partikül Madde Sınır Değerleri……..33
2.6.2. Dünyanın Çeşitli Ülkelerinde Partikül Madde Standartları……..34
2.6.3. Türkiye' de Partikül Madde Sınır Değerleri……35
2.7. İSTANBUL İLİNİN HAVA KİRLİLİĞİNE GENEL BAKIŞ……35
2.7.1. İstanbul İlinin Coğrafi Yapısı……...35
2.7.2. İstanbul İlinin İklimi ve Havası……36

2.7.3. İstanbul İli Hava Kirletici Emisyon Kaynakları……...37
2.7.3.1. Isınmada Kullanılan Yakıtlardan Kaynaklanan Emisyonlar……...37
2.7.3.2. Endüstri Kaynaklı Emisyonlar……37
2.7.3.3. Trafikten Kaynaklanan Emisyonlar……38
2.8. PARTİKÜL MADDELERİN METAL İÇERİĞİNİN İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNE ETKİSİ İLE İLGİLİ YAPILAN ÇALIŞMALAR……39
3. MALZEME VE YÖNTEM……46
3.1. ÇALIŞMA BÖLGESİ……46
3.2. PM ÖRNEKLEMESİ……..47
3.3. PM FİLTRELERİNİN AYRIŞTIRILMASI……48
3.3.1. Asit Çözeltisi İle Ayrıştırma……49
3.3.2. Ultra Saf Su İle Ayrıştırma……...51
3.3.3. Simüle Akciğer Sıvısı (Gamble Çözeltisi) İle Ayrıştırma……51
3.4. METAL ANALİZİ……..53
3.5. SAĞLIK RİSKLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ……..57
3.6. HESAPLAMALAR……57
3.6.1. Partikül Madde Kütle Konsantrasyonu Hesaplamaları ……57
3.6.2. Elementlerin Konsantrasyonlarının Hesaplanması……..58
3.6.3. Sağlık Risklerinin Hesaplanması……58
4. BULGULAR……60
4.1. PARTİKÜL MADDE……..60
4.1.1. Aksaray İstasyonu Partikül Madde Konsantrasyonları……60
4.2. AKSARAY HAVA KALİTESİ ÖLÇÜM İSTASYONUNDAKİ DİĞER KİRLETİCİLERİN YILLIK ORTALAMASI……63
4.3. METAL ANALİZİ SONUÇLARI……...64
4.3.1. Toplam Metal Analizi Element Konsantrasyonları……..64
4.3.2. Ultra Saf Su İle Ayrıştırma Element Konsantrasyonları……..65
4.3.3. Simüle Akciğer Sıvısı (Gamble' s) İle Ayrıştırma Element Konsantrasyonları……66
4.4. SAĞLIK RİSKLERİ DEĞERLENDİRME SONUÇLARI……69
4.4.1. Senaryo I: Çocuklar Ve Yaşlılar Dahil Oturan Sakinler……..71
4.4.2. Senaryo II. Çalışma Bölgesi Dışında Çalışan Çalışma Bölgesinde İkamet Eden Kişiler……74

4.4.3. Senaryo III: Çalışma Bölgesinde İkamet Etmeyip Çalışma Bölgesinde Çalışanlar……..76
5. TARTIŞMA VE SONUÇ……82
KAYNAKLAR……86
ÖZGEÇMİŞ……99

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Partikül maddelerin şekillerine göre sınıflandırılması……7
Şekil 2.2: Saç teli boyutuna göre PM_{10} ve $PM_{2.5}$ boyutları ve karşılaştırılması (Öztürk, 2017). ..……..10
Şekil 2.3: Atmosferdeki partikül boyutunun olası kütlesel dağılımı (Charlson ve diğ., 1992). ……..11
Şekil 2.4: Kanda bulunan kurşun miktarına bağlı olarak ortaya çıkan fonksiyon bozuklukları (Baldwin ve Marshall, 1999). ……21
Şekil 2.5: Partiküllerin boyutlarına göre solunum sisteminde etkili oldukları bölgeler…….31
Şekil 2.6: Akciğerde partikül birikme mekanizmaları (Mirici ve Tutar, 2002). ……..32
Şekil 2.7: İstanbul' daki endüstri tesislerinin günlük yakıt tüketimi…….38
Şekil 3.1: İstasyonun konumu……...47
Şekil 3.2: Sven Leckel SEQ 47/50 PM örnekleme cihazının görünüşü ve blok şeması…….48
Şekil 3.3: $PM_{2.5}$ örneklerinin eşit parçalara bölünmesi……..49
Şekil 3.4: CEM MARSXPress mikrodalga ayrıştırma cihazı……49
Şekil 3.5: PTFE ayrıştırma kapları ve polietilen numune kaplarının görünüşü…….50
Şekil 3.6: Ultra saf su ile çözündürme işlemi……51
Şekil 3.7: Simüle akciğer sıvısının hazırlanması……...52
Şekil 3.8: Atomik absorpsiyon spektrofotometresi genel şeması……..54
Şekil 3.9: Oyuklu katot lambası……54
Şekil 3.10: GF – ASS' de her bir metalin analizi için metot seçimi ve analiz aşamaları……..56
Şekil 4.1: 6-22 Temmuz 2017 tarihleri arasındaki partikül madde konsantrasyonları……..61
Şekil 4.2: 6-22 Temmuz 2017 tarihleri arasında elde edilen $PM_{2.2}$ konsantrasyonları…….62
Şekil 4.3: Senaryo I' de çocuklar için ayrıştırma yöntemine bağlı olarak hesaplanan toplam tehlike indekslerinin karşılaştırılması……...80
Şekil 4.4: Ayrıştırma yöntemine ve senaryolara bağlı olarak yetişkinler için hesaplanan toplam tehlike indekslerinin karşılaştırılması……...80
Şekil 4.5: Ayrıştırma yöntemine ve senaryolara bağlı olarak hesaplanan toplam kanser risklerinin karşılaştırılması……81

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Partikül şekilleri……6
Tablo 2.2: Farklı şekillerdeki partiküllerin aerodinamik çapları……8
Tablo 2.3: Benzer şekil ve farklı yoğunluğa sahip partiküllerin aerodinamik çapları……9
Tablo 2.4: Çeşitli emisyon kaynaklarının karakteristik elementleri (Junfeng ve Lidia, 2002). ……..18
Tablo 2.5: Manganez kullanım alanları ve kullanım oranları (Öztürk, 2009). …….28
Tablo 2.6: WHO tarafından belirtilen PM_{10} ve $PM_{2.5}$ sınır değerleri ($\mu g/m^3$) (Scherbakova, 2010). ……34
Tablo 2.7: Dünyanın çeşitli ülkelerinde kullanılan PM_{10} ve $PM_{2.5}$ sınır değerleri ($\mu g/m^3$) (Turalıoğlu, 2008). ……34
Tablo 2.8: Türkiye' de partikül madde sınır değerleri……..35
Tablo 2.9: İstanbul' da 2009 yılı toplam emisyon değerlerinin kaynaklara göre dağılımı (İncecik ve İm, 2013). ……..38
Tablo 3.1: Partikül maddenin CEM MARSXPress mikrodalga ayrıştırma ünitesi kullanılarak yapılan çözündürme işlemi……50
Tablo 3.2: Gamble' s çözeltisinin bileşimi (Coufalik ve diğ., 2016). ……..52
Tablo 4.1: Aksaray istasyonu PM konsantrasyonları ($\mu g/m^3$). …….60
Tablo 4.2: Aksaray hava kalitesi ölçüm istasyonu $PM_{2.5}$ konsantrasyonuna ait değerler…….62
Tablo 4.3: Aksaray istasyonunda ölçümü yapılan diğer kirleticilerin 2017 yılı ortalama konsantrasyonları ($\mu g/m^3$). …….63
Tablo 4.4: Toplam metal analizinde element konsantrasyonlarının karşılaştırılması (ng/m^3). ……...64
Tablo 4.5: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının karşılaştırılması (ng/m^3). ……..65
Tablo 4.6: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının karşılaştırılması (ng/m^3). ……..66
Tablo 4.7: Çevresel maruziyet senaryoları……...69
Tablo 4.8: Sağlık riski değerlendirmesinde kullanılan parametreler…….70
Tablo 4.9: Toplam metal analizi element konsantrasyonlarının senaryo I için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……71

Tablo 4.10: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo I için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……72
Tablo 4.11: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo I için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri…..73
Tablo 4.12: Toplam metal analizi element konsantrasyonlarının senaryo II için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……74
Tablo 4.13: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo II için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……75
Tablo 4.14: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının Senaryo II için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……..76
Tablo 4.15: Toplam metal analizi element konsantrasyonlarının senaryo III için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……77
Tablo 4.16: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo III için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri……78
Tablo 4.17: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının olası tehlike indeksleri ve sağlık riskleri……....79
Tablo 5.1: Çalışma kapsamında bulunan konsantrasyon değerlerinin, literatürdeki diğer çalışmalarla karşılaştırılması……83

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
μm	**:** Mikrometre
D	**:** Aerodinamik Çap
ρ	**:** Yoğunluk
nm	**:** Nanometre
As	**:** Arsenik
ATiw	**:** Ortalama maruziyet zamanı
Cd	**:** Kadmiyum
CDI	**.** Kronik günlük alım
Co	**:** Kobalt
Cr	**:** Krom
Cu	**:** Bakır
EFiw	**:** Maruziyet frenkansı
EDiw	**:** Maruziyet süresi
Fe	**:** Demir
HCl	**:** Hidroklorik asit
HF	**:** Hidroflorik asit
HNO_3	**:** Nitrik asit
IUR	**:** Solumaya bağlı birim risk
Mn	**:** Mangan
μg/L	**:** Mikrogram/litre
$\mu g/m^3$	**:** Mikrogram/metreküp
ng/m^3	**:** Nanogram/metreküp
Ni	**:** Nikel
Pb	**:** Kurşun
RfC	**:** Referans konsantrasyon
V	**:** Vanadyum
Zn	**:** Çinko

Kısaltmalar	Açıklama
ASS	**:** Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi
Cal/EPA	**:** Kaliforniya Çevre Koruma Ajansı
ELCR	**:** Hayat Boyu Kanser Olma Riski
EPA	**:** Çevre Koruma Örgütü
HKKY	**:** Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği
HKDYY	**:** Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği
HQ	**:** Tehlike İndeksi
ICP - MS	**:** İndüktif Eşleşmiş Plazma – Kütle Spektrometresi
ICP - OES	**:** İndüktif Eşleşmiş Plazma – Optik Emisyon Spektroskopisi
IRIS	**:** Entegre Risk Bilgi Sistemi
LOD	**:** Tayin Limiti
MAK	**:** Müsaade Edilen Azami Konsantrasyon
PM	**:** Partikül Madde
$PM_{2.5}$	**:** 2.5 Mikrometreden Küçük Partiküller
PM_{10}	**:** 10 Mikrometreden Küçük Partiküller
TLV-STEL	**:** Eşik Sınır Değer-Kısa Süreli Maruziyet Sınırı
TLV-TWA	**:** Eşik Sınır Değer-Zaman Ağırlıklı Ortalama
TSP	**:** Toplam Asılı Partikül Maddeler
UVS	**.** Uzun Vadeli Sınır Değer
WHO	**:** Dünya Sağlık Örgütü
XRF	**:** X – ray Floresans

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Sinem IZLADIOĞLU

TRAFİK KAYNAKLI İNCE PARTİKÜLLERİN METAL İÇERİĞİNİN VE SAĞLIK RİSKİNİN BELİRLENMESİ

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman : Doç. Dr. Burcu ONAT

Bu çalışma, İstanbul' da trafiğin yoğun olduğu Aksaray semtinde yol kenarında 6-22 Temmuz 2017 döneminde toplanan $PM_{2.5}$ örneklerinin element içeriklerinin simüle edilmiş akciğer sıvısı yanında saf su ve asit çözeltileri gibi klasik ayrıştırma yöntemleri de kullanılarak çözünürlüklerinin incelenmesi ve trafik kaynaklı ince partiküllere maruz kalan kişilerin tespit edilen metallerden (Cu, Ni, Cr, Co ve Cd) kaynaklanabilecek sağlık risklerinin belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla toplanan filtrelere, üç farklı ayrıştırma işlemi uygulanmış, her bir ayrıştırma işlemi için elementlerin GF–AAS cihazı ile analizi sonucu tespit edilen ortalama konsantrasyonları dikkate alınarak sağlık riskleri hesaplanmıştır.

Örnekleme yapılan dönem için ortalama $PM_{2.5}$ konsantrasyonu ve standart sapma değeri 26,36±6,82 olarak bulunmuştur. GF–AAS cihazı ile yapılan metal analizi sonuçlarına göre Cu, Co, Cr, Cd ve Ni elementlerinin çözünürlüğünün ayrıştırma yöntemlerine göre farklılık gösterdiği belirlenmiştir. Asitle ayrıştırma sonucu $PM_{2.5}$ içindeki Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin ortalama konsantrasyonları ve standart sapmaları sırasıyla, 15,4±20,47, 26,29±35,25, 6,54±1,49, 0,48±0,33 ve 0,27±0,08 ng/m^3 olarak bulunmuş ve elementlerin ortalama konsantrasyonlarına göre Ni> Cu> Cr> Co> Cd şeklinde sıralandıkları görülmüştür.

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu $PM_{2.5}$ içindeki Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin ortalama konsantrasyonları ve standart sapmaları sırasıyla 1,97±1,75, 0,5±0,64, 0,36±0,3, 0,49±0,21 ve 0,12±0,11 ng/m^3 olarak bulunmuş ve elementlerin ortalama konsantrasyonlarına göre Cu>

Ni>Co> Cr> Cd şeklinde sıralandığı görülmüştür. Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin ortalama konsantrasyonları ve standart sapmalarının ise sırasıyla 0,824±0,8, 0,88±1,27, 0,475±0,39, 0,32±0,21, 0,31±0,78 ng/m^3 olduğu ve elementlerin sıralanışının Ni> Cu> Cr> Co> Cd şeklinde olduğu belirlenmiştir.

Çalışma alanında örneklenen trafik kaynaklı $PM_{2.5}$ içeriğindeki metallere üç farklı popülasyon grubunun maruz kaldığı kabul edilerek Cd, Cr(VI) ve Ni elementleri için toplam tehlike indeksi ve kanserojenik risk hesaplamaları yapılmıştır. Asitle ayrıştırma ve simüle akciğer sıvısı (Gamble) ayrıştırma sonucu elde edilen metal konsantrasyonları kullanılarak bölgede yaşayan yetişkinler (yaşlılar), çocuklar ve bölgede çalışan-dışarıda ikamet eden ve bölgede ikamet eden-dışarıda çalışan yetişkinler için yapılan hesaplamalarda kanserojenik riskin kabul edilebilir değerin ($1,0 \times 10^{-6}$) üzerinde olduğu görülmüştür. Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonlarına göre yapılan hesaplamalarda ise tüm gruplar için kanserojenik riskin kabul edilebilir değerlerin altında olduğu belirlenmiştir.

Kanserojenik olmayan risk değerini gösteren toplam tehlike indeksi ise sadece asitle ayrıştırma sonucu elde edilen metal konsantrasyonları için çalışma bölgesinde yaşayan yetişkinler grubunda kabul edilebilir değerin (1,0) üzerinde belirlenmiştir. Simüle akciğer sıvısı ve saf su ile ayrıştırma yöntemleri için tüm gruplarda tehlike indeksleri kabul edilebilir değerin altında hesaplanmıştır. Sonuç olarak PM içeriğindeki elementlerin sağlık risklerinin hesaplanmasında filtrelerin ayrıştırma yöntemlerine göre element çözünürlüklerinin farklılık gösterdiği görülmüş, dolayısıyla sonuçlar değerlendirilirken bu farklılıkların dikkate alınması gerektiği önerilmiştir.

Kasım 2019, [115.] sayfa.

Anahtar kelimeler: AAS, iz element**,** $PM_{2.5}$, simüle akciğer sıvısı, trafik

SUMMARY

M.Sc. THESIS
Sinem IZLADIOGLU

DETERMINATION OF METAL CONTENT AND HEALTH RISK OF FINE PARTICLES SOURCED FROM TRAFFIC

Istanbul University-Cerrahpasa
Institute of Graduate Studies
Department of Environmental Engineering

Supervisor : Assoc. Prof. Dr. Burcu ONAT

This study investigates the solubility of elemental contents of $PM_{2.5}$ samples collected from the roadside of Aksaray district in Istanbul during the period of 6-22 July 2017 by using classical separation methods such as pure water and acid solutions as well as simulated lung fluid. The aim of this study was to determine the health risks of the remaining people from the identified metals (Cu, Ni, Cr, Co and Cd). For this purpose, three different separation processes were applied to the collected filters, for each separation process, health risks were calculated considering the average concentrations of the elements determined by GF-AAS analysis.

The mean $PM_{2.5}$ concentration and standard deviation for the sampling period were found to be 26.36 ± 6.82. According to the results of metal analysis with GF-AAS device, it was determined that the solubility of Cu, Co, Cr, Cd and Ni elements differed according to separation methods. The mean concentrations and standard deviations of Cu, Ni, Cr, Co and Cd elements in $PM_{2.5}$ as a result of acid separation were 15.4 ± 20.47, 26.29 ± 35.25, 6.54 ± 1.49, 0,48 ± 0.33 and 0.27 ± 0.08 ng/m^3, respectively and Ni> Cu> Cr> Co> Cd according to the average concentrations of the elements.

The average concentrations and standard deviations of Cu, Ni, Cr, Co and Cd elements in $PM_{2.5}$ as a result of separation with ultra pure water are 1.97 ± 1.75, 0.5 ± 0.64, 0.36 ± 0.3, 0.49 ± 0.21 and 0.12 ± 0.11 ng/m^3, respectively and Cu> Ni> Co> Cr> Cd according to the average concentration of the elements. The average concentrations and standard deviations of Cu, Ni, Cr, Co and Cd elements determined by separation with simulated lung fluid (Gamble) were

respectively 0.824 ± 0.8, 0.88 ± 1.27, 0.475 ± 0.39, 0.32 ± 0.21, 0.31 ± 0.78 ng/m^3 and the sequence of the elements was determined as Ni> Cu> Cr> Co> Cd.

Total hazard index and carcinogenic risk calculations were calculated for Cd, Cr (VI) and Ni elements by assuming that three different population groups were exposed to the metals derived from traffic $PM_{2.5}$ sampled in the study area. Estimates of carcinogenic risk in adults (elderly), children and working-out-resident and working-out-resident adults in the region using acceptable metal concentrations obtained by acid separation and simulated lung fluid (Gamble) separation (1,0 x 10^{-6}). In the calculations made according to the element concentrations determined as a result of decomposition with ultra pure water, carcinogenic risk for all groups was found to be below acceptable values.

The total hazard index showing the non-carcinogenic risk value was found to be above the acceptable value (1.0) in the adults living in the study area only for metal concentrations obtained by acid separation. Hazard indices were calculated below the acceptable value in all groups for separation methods with simulated lung fluid and distilled water. As a result, it was seen that element solubility differs according to separation methods of filters in the calculation of health risks of elements in PM content, so it is suggested that these differences should be taken into consideration when evaluating the results.

November 2019, [115.] pages.

Keywords: AAS, $PM_{2.5}$, simulated lung fluid, trace metals, traffic.

1. GİRİŞ

1.1. ÇALIŞMANIN AMAÇ VE KAPSAMI

Çevre canlıların yaşamlarını sürdürdükleri ve birbirleriyle etkileşim halinde oldukları ortamdır. Çevre fiziksel ve biyolojik öğelerden oluşmaktadır. Çevre kirliliği, kaynakların aşırı kullanım ve tahribi ile çevrede olumsuz yönde meydana gelen değişimlerdir.

Teknolojinin gelişimi hayatımıza pek çok kolaylık getirirken, çevre üzerindeki olumsuz etkisi de bu gelişime paralel olarak artış göstermektedir. İnsan sağlığını olumsuz yönde etkilemesi nedeni ile çevre kirliliğinin engellenmesi ve bu amaçla alınabilecek önlemler günümüzde ehemmiyet kazanmıştır. İnsan sağlığı-refahı için temiz bir çevre temel nitelik taşımaktadır.

İnsan faaliyetleri ile oluşan atıklar havayı kirletmektedir. Bu kirliliğin önemli bir kısmının kaynağını motorlu taşıtlar oluşturmaktadır. Bu sebeple büyük şehirlerin havası trafik kaynaklı emisyonlardan fazlasıyla etkilenmektedir. İstanbul' da trafik kaynaklı kirlenme her geçen gün artan taşıt sayısıyla bu şehirde yaşayanlar için yaşam kalitesini olumsuz yönde etkileyen ve insan sağlığı için ciddi tehlikeler oluşturan boyutlara ulaşmıştır.

Trafik kaynaklı hava kirliliğine kısa sürelerde maksimum konsantrasyonlarda maruz kalınması insan sağlığı için ciddi tehlikeler oluşturmaktadır. Çevre sağlık risklerinin belirlenmesinde ve riski azaltmak için alınacak önlemlerin kararlaştırılmasında bu kirleticilerin havada kalma süresi, lokasyonu ve maruz kalınan miktarlarının bilinmesi önem taşımaktadır.

Ağır metaller bozunmadıklarından dolayı insan vücudunda birikim göstermektedirler. Bu özellikleri neticesinde vücutta ve sinir sisteminde tahribata yol açarlar. Kardiyovasküler hastalıklara, üreme bozukluklarına neden olurlar. Atmosferik iz elementlerin solunması, uzun vadede ciddi sağlık sorunlarına zemin hazırlamaktadır.

İstanbul Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Kontrol Müdürlüğü tarafından İstanbul' un belli noktalarına yerleştirilen hava kalitesi ölçüm istasyonlarında düzenli olarak ölçümler yapılmaktadır. Bu çalışmada İstanbul Büyükşehir Belediyesi' ne bağlı Aksaray Hava Kalitesi Ölçüm İstasyonu' ndan alınan $PM_{2.5}$ örnekleri metal içeriği açısından incelenerek trafik kaynaklı ince partikül maddelerin sağlık risklerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. İstasyondan alınan $PM_{2.5}$ örneklerine, toplam metal analizi, ultra saf su ile ayrıştırma ve simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma olmak üzere üç farklı ayrıştırma işlemi uygulanmış, elementlerin her bir ayrıştırma işlemi sonucu belirlenen ortalama konsantrasyonları dikkate alınarak sağlık riskleri belirlenmiştir.

Çalışma alanında örneklenen trafik kaynaklı $PM_{2.5}$ içeriğindeki metallere üç farklı popülasyon grubunun maruz kaldığı kabul edilerek kanserojenik risk ve toplam tehlike indeksi hesaplamaları gerçekleştirilmiştir. Senaryo I, çocuklar ve yaşlılar dahil sakinler; Senaryo II, çalışma bölgesinin dışında çalışan sakinler; Senaryo III, çalışma bölgesinde oturmayan çalışanlar. Senaryoların her birinde Cd, Cr(IV) ve Ni elementleri için tehlike indeksi ve kanserojenik risk hesaplanmıştır.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. PARTİKÜL MADDENİN TANIMI VE GENEL ÖZELLİKLERİ

Gazlar ile birlikte havadaki ikinci kirleticileri partikül maddeler oluşturmaktadır. Partikül madde, 0,0002 μm' den büyük, 500 μm' den küçük boyuta sahip atmosferde katı veya sıvı halde bulunabilen maddelerdir. Atmosferik partikül madde birçok element, bileşik, mineral toz, su ve organik kimyasal içeren karmaşık bir yapıya sahiptir. Partikül maddelerin türleri, kaynağına, oluşumuna, fiziksel ve kimyasal pek çok özelliğine, bulundukları veya yayıldıkları ortama göre değişim göstermektedir.

Atmosferik partikül maddenin önemli bir bölümünü ifade eden ve havada uzun süre askıda kalabilen PM_{10} boyuta sahip tanecikler, vücudun savunma mekanizmalarından olan mukoza ve siller tarafından tutunamayarak, vücuda girerler, bronş ve alveollere yerleşebilirler (Iovino ve diğ., 2014; Kim ve diğ., 2015). PM_{10} ile havayı kirleten değişik boyutlardaki tüm kirleticiler arasındaki uyum çok yüksektir ve bu nedenle PM_{10} değeri havanın kalitesinin belirlenmesi için göz önünde bulundurulan önemli bir kriterdir (Iovino ve diğ., 2014). Bununla birlikte ince ve ultra ince partiküller sağlık yönünden kaba partiküllere kıyasla çok daha tehlikelidir.

Partikül maddelerin çevresel etkilerinden biri görüş mesafesini düşürmeleridir. Partikül maddelerin ışığı saçmasında partikül boyutu büyük önem taşımaktadır. Partikül maddelerin diğer çevresel etkileri arasında solar enerji üzerine etkileri, güneş ışığını azaltarak tarımsal üretim miktarını olumsuz etkilemeleri, hava ve su arasındaki geçişleri ve uzun mesafelere taşınmaları suretiyle akuatik sistemleri etkilemeleri, bitkilerin yapraklarının üzerine çökelerek solunumu ve terlemeyi engellemeleri sayılabilir. Şehirlerde ve endüstriyel bölgelerde atmosfere salınan partikül maddelerin içeriğinde bulunan pek çok metal bitkilerin bünyesinde birikerek yaşamsal faaliyetlerini olumsuz etkilemektedir (Singh vd., 1997).

2.2. PARTİKÜL MADDE KAYNAKLARI

Atmosferdeki partikül maddeler bataklık, toprak, çöl, deniz ve volkan gibi doğal kaynaklar ile fosil yakıt kullanımı, endüstriyel faaliyetler, taşıtlardan kaynaklı tozlar, tarımsal aktiviteler vb. antropojenik kaynaklardan meydana gelmektedir. Şehirlerin havasında bulunan partikül maddelerin konsantrasyonunu çoğunlukla bu kaynaklar belirlemektedir (Sun ve diğ., 2004).

Partiküllerin oluşum mekanizması temel olarak iki farklı şekilde gerçekleşmektedir. Partiküller oluşum şekillerine göre iki sınıfa ayrılır:

1) Birincil (*Primer)* Partiküller: Kirletici kaynaktan atmosfere direkt olarak salınan partikül maddelerdir. Birincil partiküllerin kaynakları doğal veya antropojenik olabilir. Boyutları kaynaklarına bağlı olarak farklılık göstermektedir. Deniz aerosolleri ve tuzları, rüzgarlarla savrulan parçacıklar, volkanik tozlar, çöl kumları birincil partiküllerin doğal kaynakları arasında yer almaktadır. Çimento fabrikaları, çöp yakma fırınları, buhar jeneratörleri, ısıtma işlemleri, yangınlar, termik santraller, evsel ısınma işlemleri, trafik, tarım, inşaat faaliyetleri, metal endüstrisi ve madencilik antropojenik kaynaklarındandır.

2) İkincil (Sekonder) Partiküller: Birincil partiküllerin havaya salındıktan sonra havada bulunan diğer bileşenlerle kimyasal reaksiyonları sonucunda ikincil partiküller meydana gelmektedir. Atmosferik gazlar adsorpsiyon, çözünme ve yoğunlaşma sonucunda da askıda partikül madde haline gelebilmektedir.

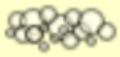
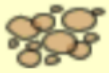
- Adsopsiyon: Ortamda mevcut olan partiküllerce gaz molekülleri hızla çekilerek partikül maddelere yapışır.
- Çözünme: Gazların çoğu suda az veya çok çözünmektedir. Gazların bu özelliğinden dolayı ortamda bulunan kükürt dioksit, azot dioksit ve organik gazlarla sıvı partiküller hızla doymuş hale gelmektedir.
- Yoğunlaşma: Gaz molekülleriyle atmosferde halihazırda olan partiküllerin çarpışması ile yoğunlaşma meydana gelmektedir.

2.3. PARTİKÜL MADDELERİN FİZİKSEL ÖZELLİKLERİ

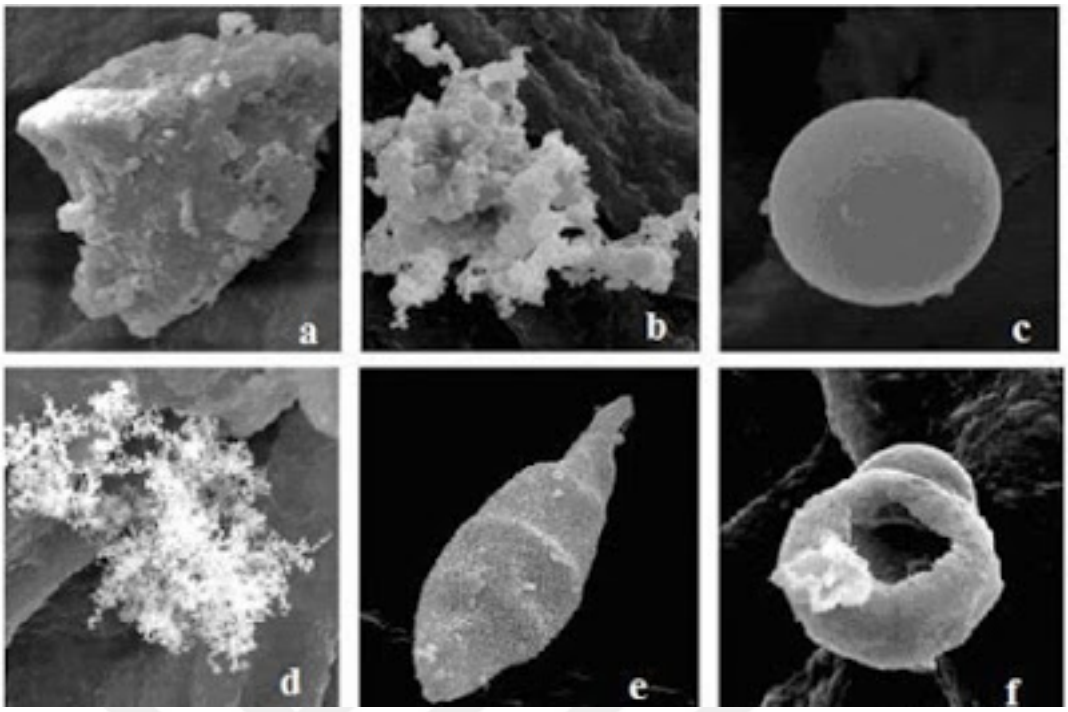
Solunabilir partikül maddeler, optik veya elektron mikroskobu ile gözlemlendiğinde partiküllerden katı toz halinde olanların düzenli olmayan yapıya sahip oldukları görülmektedir. Mineral tozların bir kısmı bölünme özelliklerine ve şekillerine göre ayırt edilebilmektedir. Asbest parçacıkları iğneye benzer şekle sahip olup, boyları çaplarından oldukça büyüktür. Büyük boyutlu partiküllerin rengi tespit edilebilmektedir. Diğer hallerde tozun rengi sadece yüksek absorbans özelliğine sahip partikül maddelerde görülebilmektedir. Buna karşın partikül maddelerin kaynağını kesin olarak bilmeden sadece rengine bakılarak sınıflandırma yapmak mümkün değildir.

Partikül maddeler morfolojik özelliklerine göre küresel ve küresel olmayan partiküller olarak ikiye ayrılmaktadır. Duman parçacıkları, yoğuşma yöntemi aracılığıyla meydana geldiğinden, tozlardan farklı olarak küreye benzerler. Duman partiküllerinin oluşumunda yapışmış halde bulunan mikron altı boyutta birkaç kristal varsa şekilsiz görünüşe sahip olmaktadır. Mist ve spreylerin yapısındaki sıvı parçacıkların şekli çoğunlukla küredir. Tablo 2.1 incelendiğinde çeşitli partikül şekilleri görülmektedir.

Tablo 2.1: Partikül şekilleri (Gökçen, 2015).

Dolu küre (solid sphere)	
İçi boş küre (hollow sphere)	
Düzensiz şekildeki cisim (solid irregular)	
Gevrek (flake)	
İplik (fiber)	
Yoğunlaşmış flok (condensation floc)	
Küme (aggregate)	

Partikül boyut dağılımı ve partikülün bileşimi partikül hakkında bilgi veren en önemli parametrelerdir. “Partikül boyutu partikül maddelerin yer değiştirme işlemleri, atmosferde kalma süreleri, görüş mesafesine olan etkileri gibi fiziksel davranış özelliklerinin belirlenmesinde en önemli parametredir” (Alvarez ve diğ., 2004).



Şekil 2.1: Partikül maddelerin şekillerine göre sınıflandırılması (http://knowgeee.blogspot.com/2016/07/hava-kirliligi-ve-hava-kirliligi.html).

Şekil 2.1' de partikül maddelerin elektron mikroskobundaki görünümlerinden çeşitli örnekler verilmiştir. Şekil 2.1' e göre a şeklinde düzensiz kare, b şeklinde küme, c şeklinde küre, d şeklinde yoğunlaşmış flok, e şeklinde çubuk, f şeklinde ise belirsiz şekle sahip partikül maddeler görülmektedir.

2.3.1. Partikül Boyutu

Partikül maddenin atmosferdeki davranışının temel belirleyicisi partikülün boyutudur. Partikül boyutu partikülün aerodinamik çapını ifade etmektedir. 1 g/cm^3 yoğunluğa ve hareketsizlik özelliklerine sahip olan küresel partikülün çapı, partikülün taşınmasında, uzaklaştırılmasında, toplanmasında ve solunum yollarında birikmesinde önemli olan aerodinamik çapı ifade etmektedir. "Aerodinamik çap bir ışık mikroskobu veya elektron mikroskobu ile ölçülebilir" (Din ve diğ., 2011).

Aynı şekil ve fiziksel boyuta sahip farklı yoğunluklardaki partiküllerin aerodinamik çapları birbirinden farklıdır. Çapları 0.5 μm' den küçük olan partiküllerin aerodinamik çapı aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanır:

$$D_{pa} = D_{ps} \sqrt{\rho_p} \quad (2.1)$$

D_{pa} : Partikülün aerodinamik çapı (µm)

D_{ps} : Stokes çapı (µm)

P_p : Partikülün yoğunluğu (g/cm^3)

Aynı yoğunluğa ve çökelme hızına ait olan kürenin çapı stokes çapı olarak ifade edilmektedir. Stokes çapı düz, küre şeklinde olan partiküller için fiziksel yada gerçek çapına eşittir. Partikülün yoğunluğu ise partikülün sıvıdaki hareketini etkiler. Tablo 2.2' de farklı şekillerdeki partiküllerin aerodinamik çap değerleri verilmiştir. Tablo 2.3' de ise benzer şekilli farklı yoğunluklardaki partiküllerin aerodinamik çapları verilmiştir.

Tablo 2.2: Farklı şekillerdeki partiküllerin aerodinamik çapları (https://www.epa.gov, 2019).

Şekil	Şekil ismi	Partikülün yoğunluğu ve Stoks çapı	Partikülün aerodinamik çapı
	Küre	$P_p = 2.0\ g/cm^3$ $D_{ps} = 1.4\ \mu m$	$D_{pa} = 2\ \mu m$
	Boş küresel kabuğu	$Pp = 0.5\ g/cm^3$ $D_{ps} = 2.8\ \mu m$	
	Düzensiz şekildeki cisim	$Pp = 2.4\ g/cm^3$ $D_{ps} = 1.3\ \mu m$	

Tablo 2.3: Benzer şekil ve farklı yoğunluğa sahip partiküllerin aerodinamik çapları (https://www.epa.gov, 2019).

Şekil	Yoğunluk derecesi	Partikülün yoğunluğu ve Stoks çapı	Partikülün aerodinamik çapı
	Düşük yoğunlu parçacık	$P_p = 1$ g/cm^3 $D_{ps} = 2$ µm	$D_{pa} = 2.0$ µm
	Orta yoğunlu parçacık	Pp = 2 g/cm^3 $D_{ps} = 2$ µm	$D_{pa} = 2.8$ µm
	Yüksek yoğunlu parçacık	Pp = 3 g/cm^3 $D_{ps} = 2$ µm	$D_{pa} = 3.5$ µm

Partikül boyutu partiküllerin sınıflandırılmasında kullanılan parametreler arasında yer almaktadır. Partikül boyutu birkaç nanometre (nm) ile onlarca mikrometre (µm) arasında değişir. Partikül maddenin boyutunu PM_x şeklinde ifade edersek, bu partikül maddenin çapının X mikrometreden küçük olduğu anlaşılmaktadır.

PM boyutuna göre partikül maddelerin sınıflandırılması:

Toplam Asılı Partikül Madde: Aerodinamik çapı 40-50 µm' den küçük partiküllerin kütle konsantrasyonunu ifade etmek için kullanılan bir terimdir.

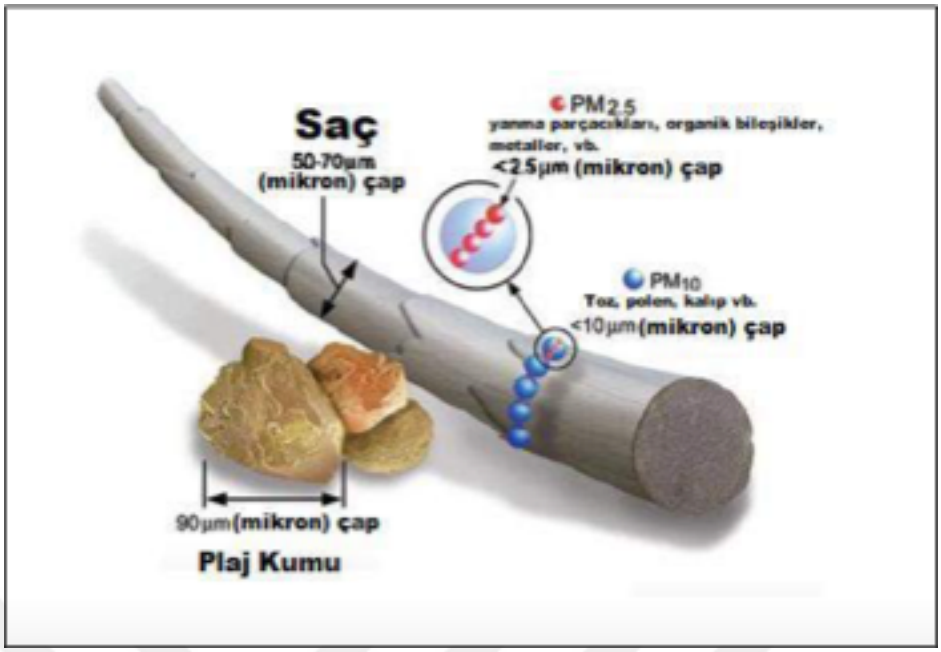
PM_{10}: Aerodinamik çapı 10 µm' nin altında olan partikül maddelerdir.

PM_{10}-$PM_{2.5}$: Aerodinamik çapı 10 µm ile 2.5 µm arasında olan partikül maddelerdir.

$PM_{2.5}$: Aerodinamik çapı 2.5 µm' nin altında olan partikül maddelerdir.

PM_1: Aerodinamik çapı 1 µm' nin altında olan partikül maddelerdir.

Partikül boyutlarının aralığı oldukça geniştir. Bazıları gözle görülebilecek boyutlarda iken, sadece mikroskopla görülebilecek boyuta sahip partiküllerde mevcuttur. EPA' nın yaptığı sınıflandırmada aerodinamik çapı 0.1 µm' den küçük partiküller çok (ultra) ince partiküller (ultrafine), 0.1 µm ile 2.5 µm (2.5 µm dahil) arasındaki partiküller ince partiküller (fine), 2.5 µm ile 10 µm arasındaki partiküller kaba (coarse) partiküller ve 10 µm' den büyük partiküller de çok kaba partiküller olarak tanımlanmaktadır (ASHRAE, 2003).



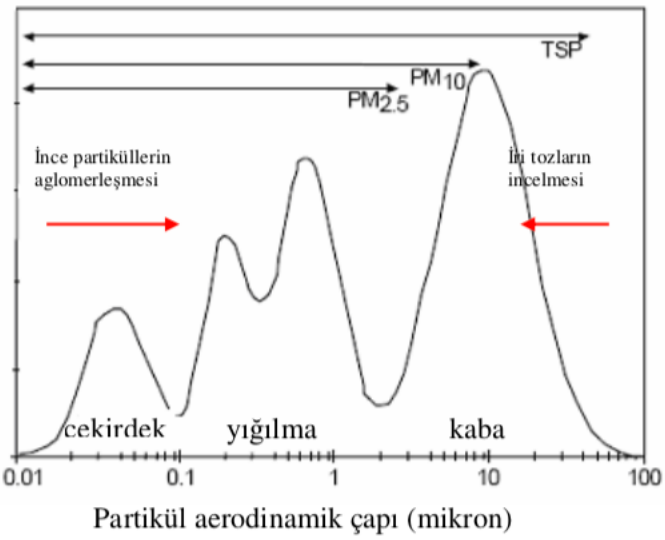
Şekil 2.2: Saç teli boyutuna göre PM_{10} ve $PM_{2.5}$ boyutları ve karşılaştırılması (Öztürk, 2017).

Partikül boyutu ile partiküllerin taşınması ve yer değiştirme mekanizmaları arasında doğrudan bir ilişki vardır. Partiküllerin ömrü de boyutlarına göre değişim göstermektedir. Partiküller boyutlarına bağlı olarak atmosferde günlerce askıda kalabilir ve binlerce kilometre taşınabilirler ya da atmosferde birkaç saat içinde çökelebilir ve yalnızca kısa mesafelere taşınırlar. 0.1 µm' den küçük partiküller molekül gibi davranırlar. Bu partiküller Brown hareketine benzer hareketler yaparak veya gaz ortamında kinetik enerji etkisiyle birbirleriyle çarpışıp aglomer oluşturarak büyüyebilmektedirler. 0.1-1 µm arasındaki partiküller havada rüzgar hızına göre çökelir; durgun havadaki çökelme hızları rüzgarların yatay hız bileşeninden daha küçük olmaktadır. Aerodinamik çapı 20 µm' den büyük olan partiküller çökelme yoluyla durgun havadan kolaylıkla ayrılabilirler. Havadan çökelme yoluyla hemen ayrılan parçacıklar hava kirleticisi olarak fazla önem taşımaz, sadece estetik nedenlerle sorunlara yol açarlar.

2.3.2. Partikül Madde Boyut Dağılımı

Partikül boyut dağılımı; aerosol oluşumuyla sonuçlanan atmosferik prosesin tipinin belirlenmesinde ve maruziyet sonucu oluşabilecek riskin araştırılmasında bilinmesi gereken verilerdendir. Atmosfere salınan partiküller tek bir boyuttan oluşmamaktadır ve boyut dağılımlarını belirleyebilmek amacıyla basamaklı ayrıştırıcılar kullanılmaktadır. Cihazın her

basamağında elde edilen kütle miktarı gravimetrik olarak hesaplanmaktadır. Hesaplanan kütleler geniş bir aralıktaki farklı partikül boyutlarına aittir. Partikül boyut dağılımları ortalama, mod ve medyan olarak farklı matematiksel şekillerde ifade edilebilmektedir. Ortalama çap değeri, örneklemesi yapılan tanecik numunesinin ortalama çapını belirtmektedir. Medyan çap değeri, partiküllerin % 50' sinin kendisinden büyük, geri kalanının ise kendisinden küçük olduğu çap değerini ifade etmektedir. Atmosferik partikül maddeler; partikül maddenin, partikül boyut ölçeğindeki bir veya daha fazla nokta etrafında toplanmaya eğilimli olduğunu ifade eden modlu partikül dağılımına sahiptirler. Mod çap değeri, en çok rastlanan çap değerini ifade etmektedir. Modlu sistem, ilk defa 1978 yılında Whitby tarafından aerosol boyut dağılımını karakterize etmek amacıyla tanımlanmıştır. Partiküllerin boyutu ve bileşimi oluşumlarını etkileyen etmenlere göre değişmektedir. Buna göre, modların sayısı aerosolün birçok özelliğine bağlı olarak farklılık göstermektedir. Rüzgar hızı, hava sıcaklığı ve bağıl nem gibi meteorolojik şartlar partiküllerin ince ve kaba moddaki dağılımlarını etkilemektedir. Atmosferdeki partikül boyutlarının olası kütlesel dağılımı Şekil 2.3' de verilmiştir.



Şekil 2.3: Atmosferdeki partikül boyutunun olası kütlesel dağılımı (Charlson ve diğ., 1992).

Şekildeki ilk mod "çok ince" olarak da ifade edilen "çekirdek modu" dur. Bu kısımdaki partiküllerin çaplarının yaklaşık değeri 0.08 μm' den küçüktür. Doğrudan yanma kaynaklarından veya ortama salındıktan sonra soğuyan gazların yoğuşmasıyla oluşan

partiküllerdir. Çekirdek modundaki partiküller hızla büyük partiküllerle birleşirler veya bulut ve sis zerreleri için çekirdek görevi görürler. Bu sebeple ömürleri 1 saatten kısadır.

"Yığılma modu" ndaki partiküllerin çapları yaklaşık olarak 0.08-2 μm arasında değişmektedir. Yanma kaynakları, uçucu türlerin yoğunlaşması, gazın partiküle dönüşümü ve ince toprak partiküllerinin askıda hale gelmesi ile oluşan ince partiküllerin koagülasyonuyla bu moddaki partiküller oluşmaktadır. Yığılma modunda iki alt mod bulunmaktadır Yaklaşık 0.2 μm' deki pik gaz-faz reaksiyon ürünlerini içeren "yoğunlaşma modu", yaklaşık olarak 0.7 μm' deki pik ise küçük partiküllerin çekirdek modundan su damlacıklarına yapışarak büyümeleriyle oluşan "zerrecik modu (droplet)" olarak tanımlanmaktadır.

"İnce kısım" olarak ifade edilen partiküller çekirdek modu ve yığılma modunun birleşiminden oluşmaktadır. Bu boyut aralığında sülfürik asit, amonyum sülfat, amonyum nitrat, organik ve elementel karbon bulunmaktadır. "Kaba kısım" olarak ifade edilen partiküller aerodinamik çapları 2-3 μm' den büyük olan partiküllerden oluşmaktadır. Bu partikül grubu öğütme aktivitelerinden oluşur ve yoğun olarak jeolojik orjinli maddelerle, polen ve sporları da içermektedir.

Şekil 2.3 incelendiğinde gaz ve buharlardan başlayarak irileşip partikül sınıfına geçen tanecikler ile; iri tozlar şeklinde havaya salındıktan sonra parçalanıp ufalanarak ince toz durumuna geçenler, kirlenme olayı eskidikçe ortadaki modda (zirvede) birikir. Bu nedenle atmosferde görülen orman yangını, fırtına, volkan patlaması vb. bir doğal tozlanma olayının üzerinden yeterince zaman geçtikten sonra, insan elinin değmeyeceği kadar uzaktaki yerlerde, toz irilik sınıfında sadece ortadaki mod kalacaktır. Bu durum uzun bir sürenin sonunda Gauss tipi bir dağılımın yani tek modlu ve simetrik bir dağılımın ortaya çıkacağını göstermektedir. İnsan etkisinden uzak yerlerde toz irilik dağılımı Gauss tipi yani tek modlu dağılıma sahipken, insan etkisine açık, trafik yolları üzerinde, tozlu fabrikalara yakın vb. yerlerde ise çok sayıda zirveye sahip (multi-modal) toz irilik dağılımları görülmektedir.

2.4. PARTİKÜL MADDELERİN KİMYASAL ÖZELLİKLERİ

Partikül maddeler; partikül boyutu, partiküllerin fiziksel özellikleri ve partiküllerin kimyasal bileşimine göre geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Partikül maddelerin kimyasal özelliklerinin bilinmesi, sağlığa etkilerinin ve kaynaklarının belirlenmesinde büyük önem taşımaktadır (Di Tullio vd., 2008). Tozların sağlık üzerine olası etkilerini belirleyen önemli parametreler, kimyasal içeriği, büyüklüğü ve yüzey özellikleridir. İnce partiküller solunum sistemindeki koruyucu bariyerleri aşarak, akciğerlerdeki keseciklere yerleşebilmektedir (Moore ve diğ., 2007). Buna bağlı olarak, yoğun nüfusa sahip kentlerde, aerosollerin zamana ve mekana bağlı derişim değişimlerinin ve fiziko-kimyasal özelliklerinin belirlenmesi amacıyla yoğun çalışmaların yapılması bir zorunluluktur.

Hava kaynaklı partikül madde, inorganik ve organik maddelerin kompleks bir karışımıdır. Kimyasal yapısı itibariyle partikül madde elementel ve organik karbon bileşiklerini, metalleri, sülfat ve nitrat bileşiklerini, silikon oksitleri içermektedir. Partikül maddeler, özellikle de ince partiküller solunum sisteminin en uç noktalarına kadar taşınabilmeleri ve içeriğindeki çok farklı kimyasal bileşenler sebebiyle kanserojenik ve toksik etki gösterebilmektedirler.

İnorganik ikincil partiküllerin oluşum mekanizması bilinirken, ikincil organik aerosollerin oluşum mekanizması tam olarak bilinememektedir. Bu partiküllerin oluşum hızları büyük oranda diğer kirleticilerin konsantrasyonlarına ve meteorolojik değişimlere bağlı olarak farklılık göstermektedir. Gaz fazdaki organik bileşenler OH radikalleri, NO_3 radikalleri ve ozon gibi reaktif özelliğe sahip gazlarla reaksiyon süresince atmosferik değişime uğrarlar.

Suda çözünebilen iyonlar, partikül maddenin önemli kısmını oluşturmaktadır. Bu iyonlardan sülfatın (SO_4^{-2}) kaynağının büyük kısmını biyokütle yakılması oluştururken, deniz tuzu ve toprak da sülfat kaynağıdır. NO_3^- iyonunu içeren partikülün oluşumu temel olarak azot oksitlerin oksidasyonu yolu ile olmaktadır (Wang ve Shooter, 2001).

Çok halkalı aromatik bileşikler kentsel atmosferdeki organik kirleticiler arasında ilk sırada yer almaktadır. PAH' lar, karbon içeren bileşiklerdeki yanmanın tam olarak gerçekleşmemesi sonucu oluşmaktadırlar ve 100' e yakın çeşidi yaygın çevre kirletici olarak tanımlanmaktadır. Sıklıkla dış ortam havasında karşılaşılan PAH bileşiklerinin çoğunun mutajenik ve/veya

kanserojenik etkilere sebep olduğu bilinmektedir (Lodovici vd., 2003). İnce partiküllerin yapısında çokça görülen organik bileşiklerden biri de n-alkanlardır.

Amonyum tuzlarının sülfürik ve nitrik asit ile nötralizasyon reaksiyonlarında atmosferik amonyak meydana gelir. Amonyak atmosferde bulunan tek alkali gazdır. NO ve NO_2 ise troposferik ve stratosferik oluşumunda ve yıkımında görev yapmaktadır.

Klorürün ana kaynağını deniz spreyleri ve kış boyunca kullanılan buzlanma önleyici tuzlar oluşturmaktadır. Klorürün bir diğer kaynağı elektrik santrali ve çöp yakımıyla oluşan HCl' nin amonyak nötralizasyonudur.

Biyolojik maddeler çalışmaların çoğunda organik karbon bileşeninin bir parçası olarak düşünülür. Genellikle kaba partikül sınıfında yer alırlar ve bakteri, spor, polen ve bitki artıklarını içermektedirler.

Elementel karbon, biyokütle veya yakıtın eksik yanma ürünü olarak ortaya çıkan birincil partikül maddedir. Bu sebeple elementel karbon (siyah karbon) yanma kaynaklarının varlığının belirtisidir. Bu partiküller iki modlu dağılıma sahip olup, genellikle boyutları 1 μm' den küçüktür (1. pik 0.05-0.12 μm, 2. pik ise 0.5-1.0 μm). Elementel karbon partikülleri küçük boyutlarına ve inertliklerine bağlı olarak atmosferde uzun süre kalabilmektedir. Bu partiküller ışık absorpsiyonunun % 90' ından daha fazlasından ve görüş azalmasının % 24-45' inden sorumludur.

Partiküler organik karbonun çoğunun ince mod partikül fraksiyonunda olduğu kabul edilir. Partiküler organik karbonun içeriğinde binlerce farklı bileşen vardır. Bu organik bileşenlerin çoğunda 20' den fazla karbon atomu bulunmaktadır. Bazı organik karbonlar birincil partikül madde niteliğinde iken çoğu ikincil gaz-faz partikül dönüşüm prosesi ile oluşmaktadır. İkincil organik partiküllerin kaynağını belirlemek oldukça zordur. Çünkü sadece organik karbon ölçülür ve genellikle organik karbonun kimyasal oluşumu dikkate alınmaz ve birincil organik karbon oluşturan birçok kaynak bulunmaktadır. Bileşen sayısının çokluğu ve bu bileşenlerin yarı-uçucu yapısı nedeniyle organik karbonu tam olarak analiz etmek güçtür. Bu sebeple organik karbon tayini için numune alma ve analiz yöntemleri belirtilmiştir.

Asılı partikül maddede ikincil organik karbonun bulunabildiği durumlar aşağıda belirtilmiştir (Gray ve diğ., 1986):

- Toplam karbon / elementel karbon oranı kaynak emisyonunda arttığında (tipik olarak 2/1 - 3/1 oranındadır, en fazla 4/1' e kadar yükselebilir)
- Yazın ve öğleden sonraları ortamda toplam karbon / elementel karbon oranı daha yüksektir (fotokimyasal üretim etkisinin yüksek olduğu zamanlarda)
- Rüzgar altı bölgeler gibi uzun süre önce oluşmuş aerosollerin ulaştığı bölgelerde toplam karbon / elementel karbon oranı daha yüksektir.

2.4.1. Biyokimyasal Döngüler

Azotun en önemli kaynağı atmosferdeki azot gazıdır. Azot atmosferin yaklaşık % 80' ini oluşturur. Atmosferde değişik miktarlarda NO, NO_2 ve NH_3 bileşikleri bulunmaktadır. Azot atmosferin alt kısımlarında kimyasal olarak inerttir. Havadaki azot oksitlenerek suda eriyen amonyum ve nitrata dönüşüp suya geçer. Azot oksitlerin (NO_X) başlıca kaynağı taşıtlardır. Çoğunlukla azot oksitler kaynaklardan azot monoksit (NO) şeklinde yayılmakta ve bunların bir bölümü fotokimyasal reaksiyonlar sonucu azot dioksit (NO_2) formuna dönüşmektedir (Turalıoğlu, 2011).

2.4.1.1. Amonyak

Biyolojik aktiviteler esas kaynağıdır. Ürenin ve dışkının enzimler yoluyla parçalanması ile organik maddenin toprakta ve denizlerde mineralizasyonu sonucunda oluşmaktadır. Antropojenik kaynaklarını ise gübre üretimi esnasında ortaya çıkan atıklar meydana getirmektedir. Amonyak konsantrasyonu değişkendir. Atmosferde gaz halinde, amonyum sülfat aerosolleri olarak bulunan tek halojen olma özelliğine sahiptir. Toprakta amonyum sülfat birikimi pH' ı düşürür ve bitki gelişimini engeller. Amonyak atmosferde yaklaşık 10 gün kadar bir ömre sahiptir. Atmosferden ıslak veya kuru birikim ve OH radikalleri ile girdiği reaksiyon sonucunda giderilir.

2.4.1.2. Azot Oksitler

NO ve NO_2 saniyelerle ifade edilebilecek kadar çok kısa süre atmosferde bulunmaktadır. Bu iki bileşik eğer NO_X olarak birlikte kabul edilirse atmosferde kalma süreleri birkaç saate ulaşabilmektedir. NO_X konsantrasyonları şehirlerde birkaç yüz ppb seviyesine kadar ulaşırken, temiz deniz havasının hakim olduğu bölgelerde bu değer 5-10 ppt aralığındadır.

2.4.1.3. İnorganik Halojenler

Hidrojen klorür volkanlardan atmosfere direkt olarak verilir. Hidrojen klorürün bir diğer kaynağı deniz tuzunun atmosferde gaz fazındaki asitlerle olan reaksiyonlarıdır.

$$NaCl(k) + HNO_3(g) \rightarrow HCl(g) + NaNO_3(k) \quad (1)$$

$$2NaCl(k) + H_2SO_4(g) \rightarrow 2HCl(g) + Na_2SO_4(k) \quad (2)$$

Deniz tuzunun içeriğinde bulunan NaBr bileşiğinin N_2O_5 ile reaksiyonu sonucunda bromür nitrat ($BrNO_2$) meydana gelmektedir. Bu bileşik kendi kendine fotoliz olarak brom atomlarını oluşturur.

$$NaBr(k) + N_2O_5(g) \rightarrow BrNO_2(g) + NaNO_3(k) \quad (3)$$

$$BrNO_2 + h\upsilon \rightarrow Br + NO_2 \quad (4)$$

Organohalojen bileşikleri inorganik halojen bileşiklerinin oluşumuna katkıda bulunurlar ve serbest halojen atomlarına dönüşürler. İnorganik halojenlerin kaynakları ve atmosferde kalma süreleri mevcut aerosol miktarına bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Brom ve iyot aerosol tarafından alınırlar veya fotoliz olarak ayrışırlar. Böylelikle troposferde kısa süre kalabilirler.

2.4.2. Partikül Madde İçeriğindeki İz Elementler

İz elementler eser miktarlarda doğal suda, toprakta, tozlarda, havada ve sedimentlerde bulunur ve insan yaşamı için gereklidir. İz elementler genellikle az veya çok uçucu olan diğer kirleticilerle birlikte atmosfere salınırlar. İz elementlerin çoğu uçucu özellik taşımadığından, çok ince partiküllere tutunurlar ve çok düşük miktarda kimyasal dönüşüm eğilimine sahiptirler. İz elementler kaba ve ince partiküllerde bulunurlar. Kaba partiküllerdeki iz elementlerine demir, kalsiyum, magnezyum, potasyum, silisyum ve alüminyum oksitler gibi yer kabuğu elementleri örnek gösterilebilir. Bu partiküllerin konsantrasyonu kuru yüzeylerin ve yüksek

hızlı rüzgarların bu tozları atmosferde asılı hale getirme eğiliminde olması nedeniyle iklime bağlı olarak değişmektedir. Kentsel ince partiküllerin içeriğinde, değişik kaynaklardan atmosfere verilen iz elementlerden çokça bulunmaktadır.

Literatürde gerçekleştirilen çeşitli çalışmalar incelendiğinde bazı iz elementlerin çeşitli kaynakların karakteristik elementleri olduğu veya incelenen spesifik kaynaklarda belirli bazı elementlerin baskın olduğu belirlenmiştir.

- Petrol yakan elektrik santrallerinden yayılan partikül maddelerde bulunan majör elementler Fe, Mg, Ni ve V; minör elementler ise Al, Cu, Pb, Cr, Ca, K ve Ti' dir (Xie ve diğ., 2005).
- Kömür yakan elektrik santrallerinden yayılan partiküllerde Al, Ca, Fe, K ve Ti majör elementleri; Cu, Ni, Mg, V minör elementleri bulunmaktadır (Xie ve diğ., 2005).
- Toz fırtınaları sırasında toplanan aerosol partiküllerinde Mg, Al, Si, K, Ca ve Fe elementleri majör fraksiyon oluşturmaktadır (Fan ve diğ., 1996).
- Metalurjik proseslerde Cu, Ni, Cr, Mn ve Zn karakteristik elementlerdir (Hang ve diğ., 2009).
- Al, Ca, Fe ve Mn konsantrasyonu artışı mineral tozun ve yer kabuğu elementlerinin etkisini işaret etmektedir (Hills ve Lee, 2003).
- Deniz tuzu olamayan sülfat ve amonyum artışı fosil yakıt yanmasının karakteristik elementleri As, Mn, V' dir (Hills ve Lee, 2003).
- Deniz tuzu elementleri Na, Mg ve Ca' dır (Canepari ve diğ., 2009).
- Ca, S, Si, Mg, Al, Cl, K ve Fe emisyonları büyük oranda çimento fabrikalarından kaynaklanmaktadır (Xie ve diğ., 2009).
- Taşıt emisyonlarında Cu, Zn, Pb, Br, Fe, Ca ve Ba elementleri sıklıkla bulunmaktadır (Srivastava ve diğ., 2009).
- K ve BC (black carbon) biyokütle yanması veya tuğla ocaklarını karakterize etmektedir (Chow ve Watson, 2001a; Azad ve Kitada, 1998).
- Endüstriyel proseslerde oluşan partikül emisyonları K, Fe, Mn, Zn ile birlikte yüksek miktarda Al, Mg, Si ve Ca elementleri ile karakterize edilebilir (Campos-Ramos ve diğ., 2010).

- Odun yanmasıyla açığa çıkan dumanda önemli miktarlarda Na, K, Fe, Br, Cl, elementleri ile nitrat, sülfat ve amonyum bulunmaktadır (Öztürk, 2008; Shen ve diğ., 2009).
- Al, Si, K, Ca, Ti ve Fe toprak kaynaklı karakteristik elementlerdir (Watson ve diğ., 2001 (a,b)).
- Yol tozları üzerinde yapılan çeşitli çalışmalar sonucunda Fe, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Ag, Mn, Cd elementlerini içerdiği görülmüştür (Yaoa, 2002; Srivastava ve diğ., 2009).
- As, Se, Ni, V tipik olarak kömür ve yağ yakımı emisyonlarında bulunur (Huang ve diğ., 2009; Shen ve diğ., 2009).
- Yağ yanmasından kaynaklanan elementler BCE, Pb, Br, V, Cu, Ni, Zn' dir (Chow, 1995).

Tablo 2.4: Çeşitli emisyon kaynaklarının karakteristik elementleri (Junfeng ve Lidia, 2002).

Emisyon Kaynağı	**Salınan Karakteristik Element**
Yağ Yakıtlı Elektrik Santrali	V, Ni
Motor Taşıt Emisyonları	Br, Pb, Ba
Çöp Yakımı	Zn, Sb, Cu, Cd, Hg
Kömür Yakımı	Se, As, Cr, Co, Cu, Al
Rafineriler	V
Metal Madenleri (Demir Hariç)	As, Cu, Ni
Pestisit Kullanımı	As
Demir-Çelik Fabrikaları	Mn
Mangan Metali ve Kimyasalları Üretim Tesisi	Mn
Bakır Rafinerileri	Cu

Metaller değişik kaynaklardan oluşabilmeleri, değişen çevre şartlarına karşı direnç gösterebilmeleri, biyolojik sistemleri etkilemeleri, yaygın kirlenme nedeni olmaları ve besin zinciri yolu ile canlıların bünyesinde yoğunlukları artarak birikim göstermeleri sebebiyle kimyasal kirleticiler arasında ayrı bir öneme sahiptirler.

Ağır metal tanımı yoğunluğu 5g/cm^3' ten büyük olan metalleri ifade etmektedir. Ağır metaller yer kürede sabit bileşik şeklinde karbonat, oksit, silikat ve sülfür bileşikleri şeklinde veya silikatların yapısında bağlı şekilde bulunmaktadırlar. Metallerin ekolojik sistem üzerindeki

etkilerini araştırırken, metalin bulunduğu grubun özelliklerinin değerlendirilmesi biyolojik etkilerin belirlenmesi açısından önemlidir.

Ağır metaller bozunmadıkları için insan vücudunda birikme eğilimindedirler. Bu sebeple vücutta ve sinir sisteminde tahribata neden olurlar. Kardiyovasküler hastalıklara, üreme bozukluklarına zemin hazırlarlar. Atmosferik iz elementlerin solunması uzun vadede insan sağlığını ciddi olarak etkilemektedir. Belirlenen limitlerin dışında bulunan metaller toksik etkiye sahiptirler. Ağır metallerin çevreye yayılımı, doğal çevrimlerden daha fazla insan eliyle olmaktadır. Ağır metallerin çevreye yayılmasında kazalar da sürekli kullanımının yanında önem taşımaktadır.

Ağır metallerin büyük bir çoğunluğu partikül maddenin küçük modlarında bulunduğundan, çevresel tehlikeleri daha fazla olmaktadır. Özellikle insan faaliyetleri sonucu çevreye salınan ağır metaller, $PM_{2.5}$ boyutundadır ve uzun mesafelere taşınabilirler. Çapı 20 μm ve daha fazla olan partiküller yer çekimi etkisi ile yeryüzüne ulaşırlar. Ağır metaller atmosferdeki çeşitli partiküllere bağlı olarak bulunabilir ve bağlı bulundukları partikülün büyüklüğüne ve fiziksel durumuna göre bölgesel olarak birikebilirler. Ağır metallerin çevrede birikmesinde ve çevresel dağılımında bölgedeki yağış miktarı, hakim rüzgarların yönü ve hızları gibi iklim koşulları ile yükseklik ve bitki örtüsü gibi coğrafi koşullar etkili olmaktadır.

Ağır metaller yaşamsal olan ve yaşamsal olmayan şeklinde sınıflandırılmaktadır. Yaşamsal ağır metallerin organizmada belirli miktarda bulunmaları ve besinler ile düzenli şekilde alınmaları gerekmektedir. Yaşamsal olmayan ağır metaller ise çok düşük konsantrasyon değerlerinde dahi sağlık sorunlarına neden olabilmektedirler. (Dökmeci İ. ve Dökmeci A.H., 2005; Klaassen, 2009).

Kurşun (Pb): Biyosfere insan faaliyetleri sonucu salınan kurşunun üretimi ve kullanımı tarih boyunca artış göstermiştir. Kurşun gri renkli ve parlaktır. Korozyona dayanıklı, şekillendirilmesi kolay bir element olan kurşun, yüksek özgül ağırlığı ile (11.4 t/m^3) değişik alaşımlar olarak kullanılabilmektedir.

Kurşun antropojenik faaliyetler yolu ile atmosfere salınarak ekolojik sisteme zarar veren metallerin ilkidir. Atmosfere kurşunun yayılması metal veya bileşik şeklinde olmaktadır ve her iki durumda da toksik etkiye sahiptir. Çalışma ortamında kurşun için izin verilen sınır değer 0.1

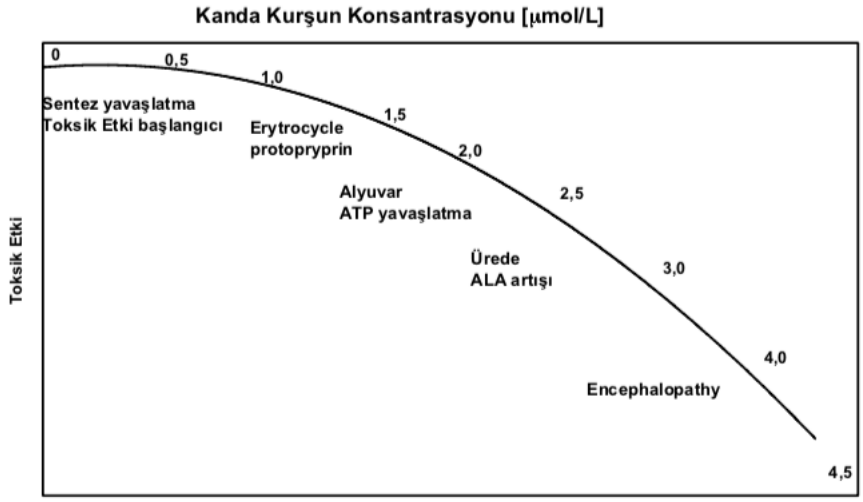
mg/m^3' tür. 1920' li yıllarda kurşunlu bileşiklerin benzine ilave edilmeye başlanmasıyla kurşunun ekolojik sisteme yayılımında artış gözlenmiştir. Kurşun tetraetil ve kurşun tetrametil benzin katkı maddesi olarak kullanılırlar, uçuculukları diğer benzin bileşenlerinden daha fazla olduğundan ilave edildikleri yakıtın uçuculuğunu artırırlar.

Kurşun 20. yüzyılda paslanmayı önlemek amacıyla çelik konstrüksiyonlarda yüksek oranlarda kullanılmıştır. Bunlardan başka besin maddeleri ve su da kurşun kaynakları arasında yer almaktadır. Sanayi bölgelerinin ve şehir merkezlerinin yakınında yetiştirilen tarım ürünleri ve hayvansal gıdalar yüksek seviyede kurşun içermektedir. Eski evlerde su tesisatları ve su borularında malzeme olarak kurşun kullanılması kurşunun suya geçmesine yol açabilmektedir. Kozmetik ürünleri, akü imalatı, kablo izolasyonu, alaşımlar da kurşun kaynaklarındandır. Kuyumculuk sektöründe kullanılan "Kal" yöntemi yasal olmayan bir şekilde yüksek oranda kurşunun oksit halinde atmosfere salınmasına neden olmaktadır.

İnsan vücudunda yaklaşık 125-200 mg kurşun bulunmaktadır. İnsan vücudu günde yaklaşık 1-2 mg kurşunu normal vücut fonksiyonlarıyla atabilmektedir. İnsanlar günlük olarak ortalama 400-500 mg kurşuna maruz kalmaktadır. Mikron boyutundaki partiküler kurşun solunum vasıtasıyla vücuda ulaşır ve % 40 kadarı absorbe olarak kana karışmaktadır. Sindirim yoluyla daha düşük miktarlarda alınır ve % 10 civarında absorbe olarak kana karışmaktadır. Kurşunun vücutta absorpsiyonu % 5 oranında gerçekleşirken, çocuklarda bu oran daha yüksek olmaktadır.

Kandaki kurşun miktarları incelendiğinde 40 μg' den az normal, 40-80 μg kabul edilebilir, 80-120 μg tehlikeli, 120 μg' den fazla olduğunda kurşun zehirlenmesini işaret etmektedir. Yetişkin bir insanın 100 ml kanında 80 mikrogram (μg) kurşuna rastlanması kurşun zehirlenmesinin belirtisidir.

Yakın zamanlara kadar düşük doz kurşun maruziyeti zararsız olarak kabul edilmekteydi. Günümüzde düşük doz kurşun maruziyetlerinin büyümeyi ve sinirsel gelişimi olumsuz yönde etkilediği anlaşılmıştır. Çocukların beyin ve sinir sistemlerini etkilediği için kurşun çocuklarda, beceri gelişimi kaybı, hareket-dikkat problemleri, işitme kaybı, böbrek tahribatı, düşük IQ, zayıflamış vücut büyümesi gibi sağlık sorunlarına yol açmaktadır. Kurşunun kandaki miktarı 40 mg/l seviyesini geçtiğinde vücutta tansiyonu artırıcı etki yapmaktadır.



Şekil 2.4: Kanda bulunan kurşun miktarına bağlı olarak ortaya çıkan fonksiyon bozuklukları (Baldwin ve Marshall, 1999).

Arsenik (As): Arsenik azot ailesinden metalloid özelliğe sahip bir elementtir. Arsenik ametaller sınıfında değerlendirilmektedir. Arseniğin kimyasal formu akut toksisitesini belirlemektedir. İçme suyunda bulunan inorganik arsenik, deniz ürünlerinde bulunan organik arseniğe göre daha çok toksiktir. İnorganik arseniklerden ise üç değerlikli formu daha toksik özelliğe sahiptir. Arseniğin formları, elementel, gaz, organik ve inorganik formlarıdır. Arseniğin en toksik hali gaz halidir. Doğada en yaygın arsenik trioksit (As_2O_3) şeklinde bulunur. Arsenik toprakta, suda ve canlı organizmalarda ppm' den ppd' ye kadar değişen konsantrasyonlarda bulunmaktadır.

Endüstride yarı iletken teknolojilerinde ve lazer üretiminde arsenik kullanılmaktadır. Arseniğin element halinde kullanımı kısıtlıdır ve tüfek saçmalarının üretiminde kullanılmaktadır. Radyoaktif izotopları (As-72, As-74 ve As-76) tıpta tanı yöntemlerinde kullanılmaktadır. Bakır asetoarsenit (Paris yeşili), kurşun ve kalsiyum arsenat tarımda zararlılara karşı kullanılmıştır.

Arseniğin endüstride kullanılması çevreye yayılmasına ve kirlilik oluşturmasına yol açmaktadır. Arsenik solunum yoluyla alındığında % 80 sistematik absorpsiyonla sonuçlanmaktadır.

Arsenik havada ince partiküllerin yüzeyine adsorbe olmuş halde ve genellikle arsenit ve arsenat formunda bulunur. Bu partiküller rüzgar ve hava akımıyla taşınabilir ya da kuru veya ıslak çökelti ile toprağa ulaşırlar. Havadaki arseniğin miktarı kaynaktan uzaklığına göre değişmekle

birlikte baca gazının çıkış hızı ve rüzgar hızı önemli parametrelerdir. Metal endüstrisi yakınlarında bulunan havadaki arseniğin konsantrasyonunun yüksek seviyelerde olduğu belirlenmiştir (Uğur, 1991). Büyük kentsel alanlarda küçük bölgelere kıyasla havadaki arsenik konsantrasyonu daha yüksek olmaktadır.

Arsenik bileşikleri solunduğunda solunum sisteminde birikir ve kanda absorplanır. Alınan miktarın % 30 kadarı alıkonur ve emilir. Günde 20 m^3 hava solunduğu kabul edildiğinde insan bünyesinde kalan arsenik miktarı kırsal alanda 0.006-0.0604 μg/gün, şehir alanında ise 0.06-1.04 μg/gün olarak tahmin edilmektedir (Uğur, 1991).

Arsenik miktarının artışının kronik halde olması kromozom ve genleri olumsuz etkilemektedir. Arsenik vücuda 20 μg/gün gibi düşük miktarlarda alındığında faydalı bir mineraldir (WHO, 1996). Arsenatlar şeklindeki organik arsenik bileşikleri yeryüzünde ve yiyeceklerde doğal olarak bulunur ve zehirlilik dereceleri yüksek değildir. Vücuttan böbrekler yoluyla kolayca atılırlar. Endüstride inorganik arsenik bileşiklerinden faydalanılır, bu bileşikler (arsenik trioksit gibi) toprağın kirlenmesine neden olarak gıda maddelerinin yapısına geçerler. Arsenik miktarı vücutta 10-20 mg' ın üzerine çıkarsa, sorun teşkil etmektedir. Günde ortalama 20-300 mikrogram arsenik besinler yoluyla vücuda alınmaktadır. Günlük alınan toplam arsenik miktarı besinin emilim şekline bağlı olarak değişmektedir.

Krom (Cr): Krom havaya karşı çok dayanıklı olup nemli havada paslanmaz. Bu özelliği ile paslanma olasılığına karşı metallerin kaplanmasında kromdan faydalanılmaktadır. Havada bulunan krom miktarı 0.1 μg/m^3' ten fazla ve temiz suda yaklaşık 1 μg/L krom bulunmaktadır. Yetişkin bir insanın günlük krom ihtiyacı 30-200 μg arasındadır. Vücuttan atılan krom miktarı günlük olarak 0.5-1.5 μg arasında olup, genelde üre bileşiği olarak atılmaktadır.

Kromun günlük alım miktarı, tüketilen besinlerin çeşitleri ile bağlantılıdır. En iyi krom kaynağı olan besinler et, hububat, bakliyat ve baharatlardır. Sebze ve meyvelerin çoğu ile süt ürünleri ise az miktarda krom içermektedir. Krom eksikliği şeker hastalığına sebep olabilmektedir.

Çözelti içerisindeki krom, deri yoluyla vücuda alınır ve böbreklere taşınımı kırmızı kan hücreleri tarafından gerçekleştirilmektedir. Böbreklere ulaşan krom vücuttan atılmaktadır. Bilinen en genel alerjen kromattır. Yapılan pek çok araştırmada krom için kesin sınır değerler belirtilmemiştir. Hegzavalent kromun toksikliği (Cr^{6+}) trivalent kromdan (Cr^{3+}) daha yüksektir (Walter M., 1987; WHO, 1996). Laboratuvar araştırmalarında Cr^{6+}' nın kanserojen etkiye sahip olduğu belirlenmiştir ve bu etki çoğunlukla bronş sistemi üzerinde görülmektedir. Düşük seviyelerdeki maruziyet sonucunda deride iritasyon görülür ve ülsere sebep olmaktadır. Kroma uzun süre maruziyet durumda ise, böbreklerde ve karaciğerde hasar meydana gelirken, kan dolaşım ve sinir sisteminde tahribat görülebilmektedir.

Kadmiyum (Cd): Kadmiyum 1800' lü yılların başında Alman kimyager Friedrich Stromeyer tarafından keşfedilen bir elementtir. Kadmiyum gümüş beyaz ve mavimsi renkte, tatsız ve kokusuz, bıçakla çizilebilecek kadar yumuşak bir geçiş metalidir. Sürtünmeye ve oksidasyona dirençlidir. Elektropozitifliği yüksektir. Nemli havada yavaş oksitlenir ve oksit tabakası metali tamamen kaplar. Kadmiyumun kullanım alanları arasında, nikel/kadmiyum piller, korozyona karşı gemi yapımında çeliklerin kaplanması, boya üretimi, hafif antiseptik özelliği ile tıp, fotoğrafçılık, nükleer reaktörlerde kontrol çubuklarının yapımı, PVC' lerde stabilizatör olarak kullanılması, alaşımlarda ve elektronik sanayinde kullanımı yer almaktadır. Kadmiyum oranı endüstri bölgelerindeki havada, kırsal alanlardan çok daha fazla miktardadır.

Ağır metallerden suda çözünebilirliği en yüksek olanı kadmiyumdur. Bu özelliğinden dolayı, doğadaki yayınım hızı yüksektir. Kadmiyum insan yaşamı için zorunlu olarak alınması gereken elementlerden değildir. Vücudumuzda normal olarak bulunan kadmiyum miktarı 40 mg' a kadardır. 40 μg civarındaki kadmiyum günlük olarak vücuttan atılabilmektedir. 0.01 mg/m^3 kadmiyum içeren hava, 14 günden daha fazla solunduğunda kronik akciğer rahatsızlıkları görülmekte ve böbrek yetmezliğine sebep olmaktadır. Kadmiyum kısa süre içerisinde 0.05 mg/kg miktarında alındığında mide rahatsızlıklarına yol açarken, 14 günden fazla süre ile 0.005 mg/kg/gün dozda kadmiyuma maruz kalınması, böbrek ve kemiklerde önemli sağlık sorunlarına sebep olmaktadır (Kahvecioğlu vd., 2007).

Bakır (Cu): Bakır kırmızı renkli kolayca dövülüp işlenebilen bir metaldir. Bakırın en önemli özellikleri arasında elektrik ve ısı iletkenliğinin yüksekliği, aşınmaya ve korozyona karşı dirençli oluşu, çekilebilme ve dövülebilmeye elverişliliği yer almaktadır. Bakır alaşımları çok çeşitli olup, madencilik ve kimya sektöründeki fabrikalarda, basınçlı sistemlerde ve gemi

yapımında, cıvata ve kıvılcım çıkarmayan atölye malzemelerinin üretiminde, rezistans üretiminde, otomotiv sektöründe, elektrik santralleri, elektrik-elektronik sektöründe, borular ve vanalarda değişik amaçlı kullanılmaktadır.

Bakır kimyasal özellikleri sebebiyle doğaya yayılımı açısından hava sever yapıdadır. Buna karşın havadaki konsantrasyonu, sanayi birimlerine uzaklığı ile bağlantılıdır. Bakır atmosfere yayıldığında % 1' lik kısmı biyolojik olarak kullanılabilir iyon özelliğindeyken, kalan kısmı çökelmektedir. Hava kirliliğine bakır ve bakır bileşenli madde üretimi yapan ve işleyen endüstri tesislerinin etkisi yüksektir.

Erişkin insanların vücudunda ortalama 50-120 mg bakır bulunmaktadır ve metabolizmadaki reaksiyonların gerçekleşmesinde önemli görevler üstlenmektedir. Akut bakır zehirlenmesi nadiren görülür ve bakır çalığı olarak adlandırılır. Belirtileri tükürük salgılamasında artış, sindirim mukozasının tahriş olmasından kaynaklanan mide ağrıları, bulantı ve ishaldir. Havada bulunan bakır tozlarının MAK ve TLV değerleri işyerleri için 1 mg /m^3' tür.

Çinko (Zn): Çinko mavimsi açık gri renginde, düşük erime noktasına sahip ve kırılgan yapıda olan bir geçiş elementidir. Çinkonun mohs sertliği değeri 2.5 olup, 100-150 ºC' ye kadar ısıtıldığında dövülgen hale getirilebilmektedir. 210 ºC' de ise kırılgan hale gelmektedir. Havadan etkilenmeme özelliği ile parlatılması mümkün olan madenlerdendir.

Çinko doğada dağılmış haldedir ve volkanik kayaların tamamına yakınında demir ile yer değiştirmiş biçimde bir miktar çinko bulunmaktadır. Çinko yerkabuğunda % 0.02 civarında bulunmaktadır. Sfalerit diğer adıyla çinko blende (ZnS) en önemli mineralidir. Çinko minerallerinin bulunduğu yerlerde kurşun minerallerine de rastlanmaktadır.

Motor alaşımlarında ve oto lastiği yapımında katkı maddesi olarak kullanılan çinko bileşikleri yol kenarlarında biriken çinkonun kaynağını oluşturmaktadır. Çinko endüstride alaşımlarda, kaplama sanayinde, pillerde, yapı malzemelerinde kullanılırken, birçok kimyasal işlemde çinko ve çinko bileşiklerinden faydalanılmaktadır.

Çinko organizmaların ihtiyaç duyduğu bir elementtir. İnsanlarda büyüme ve gelişme için gereklidir. Eksikliği durumunda bağışıklık sistemi olumsuz etkilenmektedir. Hafif ve orta

dereceli çinko eksikliği çinko desteği ile giderilebilmektedir. Yetişkinler için günlük alınması gereken miktar 9-11 mg arasındadır.

Genellikle aşırı çinko alımına bağlı zehirlenmeler görülmemektedir. Uzun süre çinko oksit (ZnO) buharı solunduğunda (maksimum sınırı 5 mg/m^3) "Çinko Ateşi" olarak bilinen rahatsızlık görülmektedir ve belirtiler birkaç gün içinde kendiliğinden kaybolmaktadır. Yüksek konsantrasyonlarda çinko klorür dumanının solunması durumunda ortaya çıkan akciğer tahribatı ölüme neden olabilmektedir.

Çalışma yerlerinde havada toz halindeki çinko için MAK değeri 5 mg/m^3 iken, TLV-TWA değeri 10 mg/m^3' dür. Çinko oksit dumanı için TLV-TWA değeri 5mg/m^3 ve TLV-STEL değeri ise 10 mg/m^3 olarak belirlenmiştir.

Demir (Fe): Metaller arasında en çok kullanılanlar arasındadır ve tarih boyunca büyük öneme sahip olmuştur. Gümüş beyazı ya da gri renge sahip, dövülebilme ve işlenebilme özellikleri bulunan, tel ve levha haline kolaylıkla getirilebilen bir metal olup hafif manyetik özellik göstermektedir. Demir doğada en çok bulunan metallerdendir, demir cevherlerin elde edilir ve nadiren serbest halde bulunur. Elektrik ve ısıyı iyi iletmektedir. Paslanması nedeniyle korozyona dayanıksızdır. Boyanarak veya çeşitli kaplamalarla kaplanarak korozyondan korunmaktadır. Aktif metallerle birleşme özelliğine sahiptir.

Yeryüzünde % 5 oranında demir bileşikleri halinde bulunurken bunların büyük çoğunluğunu hematit, manyetit ve takonit mineralleri oluşturur. Demir elementinin kullanım alanı oldukça geniştir ve birçok endüstrinin ana malzemesi niteliğindedir. Demir en çok döküm üretiminde kullanılırken çeliğin ana maddesi olarak da çelik endüstrisinde önemli bir yere sahiptir.

Demir insanlarda metabolizma faaliyetleri ve bağışıklık sistemi için gereklidir. İnsan vücudundaki demir miktarı 5 gram civarındadır. Kandaki hemoglobin için demir önemlidir. Yetersiz demir alımı oksijenin hücrelere ulaşımını engeller ve bünyeyi olumsuz etkiler. Bağışıklık sistemini güçlendiren demirin eksikliği yorgunluk, halsizlik, nefes darlığı, baş ağrısı gibi sağlık sorunlarına neden olur. Fazla demir alımı durumunda ise zehirlenmeler hatta ölümler meydana gelebilir.

Nikel (Ni): İlk olarak 1751 yılında İsveçli mineralog Axel Cronstedt tarafından bir gersdorfit minerali üzerinde çalışırken ayrıştırılmıştır. Jeremiah Richter tarafından 1804 yılında ilk saf metal üretimi yapılmış ve temel özellikleri tanımlanmıştır. Sert ve ağır bir metal olan nikel gümüş beyazı rengine sahiptir.

Yeryüzünde bulunma sıklığı ile 24. sırada yer almaktadır. Toplam nikel rezervi tahmini olarak 130×10^6 tondur. Ekonomik açıdan önemli rezervler sülfitler ve oksitler (silikatlar) olmak üzere iki türe ayrılabilir. Nikel ferromanyetik özelliklere sahiptir ve zenginleştirilerek demir ile alaşım elde edilebilmektedir. Oksitlenmeye dayanıklılık gösteren nikel, bazlara ve asitlerin çoğuna karşı da yüksek dayanıklılık göstermektedir.

Nikelin büyük bir kısmı (%80) alaşım üretiminde kullanılmaktadır. Çok çeşitli kullanım alanları olan nikelin başlıca kullanım alanı paslanmaz çelik üretimidir. Nikel başlıca uçak, kamyon, vagon, lokomotif gibi ulaşım araçlarında, motor parçaları ve buzdolaplarında, jet motorları ve gaz türbinlerinde, kimya endüstrisindeki çeşitli aletlerin yapımında, madeni paralarda, batarya ve yakıt hücrelerinde, seramik malzemelerde, elektrotlarda, elektrik fişlerinde, tıbbi protezlerde, pigment olarak cam üretiminde kullanılmaktadır.

Nikelin atmosfere yayılmasında yakıtların yakılması, madencilik ve rafinasyon faaliyetleri ve kentsel atıkların külleştirilme işlemleri etkili olmaktadır. Nikelin toksikolojik etkileri temel olarak 3' e ayrılmaktadır; kanserojen etki, solunum sistemine etki ve dermatolojik (alerjik) etki.

Baklagiller gibi bazı bitki türlerine faydası olan nikel elementi, belli bir dozu aştığında (0.18-5 ppm) zehirleyici etki göstermektedir. Hayvanların yedikleri yiyeceklere veya bitkilerin tükettikleri miktarlara bağlı olarak besinlerden toplam nikel alınımı değişmektedir. Günlük besinlerin nikel içeriğinin 150 μg' dan az olması tavsiye edilmektedir.

Kobalt (Co): 1735 yılında İsviçreli kimyager ve mineralog George Brandt tarafından keşfedilmiştir. Element olarak tanımlanması ise 1780 yılında ise Tornbern Bergman tarafından yapılmıştır. Kobalt, sert ve koyu renge sahip, dayanıklı ve oksitlenmeye karşı demirden daha dirençli bir metaldir. Kobalt serbest element olarak bulunmaz, ancak yer kabuğundaki minerallerde bulunur. Kobalt elementi yer kabuğunda 0.001 oranıyla çok az bulunmasına rağmen çeşitli metal cevherlerinden yan ürün olarak çıkarılmaktadır.

Kobalt rengi ve kimyasal yapısı nedeniyle çok farklı kullanım alanlarına sahiptir. Kobalt, batarya yapımında, manyetiklik özelliği ile mıknatıs ve elektromıknatıslarda, elektrik rezistanslarında, dayanıklı malzemelerin üretiminde, süper alaşım olarak jet motor türbinleri, yüksek hız çelikleri, takım çelikleri, elmas takımları üretiminde kullanılmaktadır. Kobalt bileşiklerinden ise petrol ve seramik endüstrisinde katalizör, boyalarda pigment maddesi, mürekkep ve verniklerde kurutmayı sağlayıcı madde olarak faydalanılmaktadır.

Toz halindeki kobalt solunduğunda ve kobalt tuzlarına deri yoluyla maruziyet ile kobalt zehirlenmesi meydana gelmektedir. Element kobalt vücuda toz halinde alındığında, akciğerlerde çözünerek kana ve idrara geçmektedir. Kobalt tozuna uzun süreli maruziyet neticesinde, alerjik tepkiler ve kronik bronşit ortaya çıkmaktadır. Hayvanlarda yapılan deneylerde, kobaltın ince partiküllerinin (20 nm) yarım saatte ve kaba partiküllerinin (11 μm) 3-4 günde yarısının çözüldüğü belirlenmiştir.

Kobalt ve kobalt bileşikleri sağlık riski taşımaktadırlar ve kanserojen madde gibi muamele görürler. Hayvanlar üzerinde yapılan deneylerde, kobalt bileşiklerinden suda çözünenlerinin kansere neden olduğu kanıtlanmıştır.

Kobalt B12 vitaminin bileşenleri arasında bulunmaktadır. Kobaltın vücuttaki normal miktarı yaklaşık 80-300 μg' dır. Kobalt vücutta yapıtaşı olarak görev yapar ve anemiyi engeller, bununla birlikte B12 vitaminin faydaları arasında yorgunluk ve kas problemlerinin gidermesi, sindirim kolaylığı sağlaması yer almaktadır. Yetersiz kobalt alımı halinde pernisyöz (zararlı) anemi ve sinirlerde bozukluk gibi sağlık problemleri ve belirtiler görülmektedir. Buna rağmen, B12 vitamini yeterli miktarda alındığında, olumsuz etkiler ortadan kalkmaktadır.

Mangan (Mn): Manganın keşfi 1774 yılında gerçekleşmiştir. Geçiş metalleri arasında yer alan mangan, metalik görünüşlüdür, grimsi metal bir rengi vardır. Mangan toz haline getirebilir, sert, gevrek ve kırılgan bir metaldir.

Doğada başta demir olmak üzere birçok elementle bağlı olarak bulunmaktadır. Doğada 300' den fazla mineral mangan içermektedir ve en az % 35 mangan içeriğine sahip olan cevherler "manganez cevheri" olarak tanımlanmaktadır.

Tablo 2.5: Manganez kullanım alanları ve kullanım oranları (Öztürk, 2009).

Ürün/Alan	(%) Oranı
Manganez Metal	
Çelik (Alaşım Çelikleri Dahil)	19
Alüminyumlu Alaşımlar	68
Diğer Alaşımlar	13
Ferro Manganez	
Çelik (Alaşım Çelikleri Dahil)	97
Pik Demirler	3

Demir çelik sanayiinde parça manganez cevheri ve alaşımları şeklinde manganezin % 95' lik kısmı kullanılmaktadır. Geriye kalan kısmın kullanım alanı kimya sanayiidir. Tablo 2.5' de kullanım alanları ve oranları gösterilmiştir.

Mangan bileşikleri doğada kaya içinde katı, suda küçük tanecik şeklinde ve havada toz halinde bulunabilmektedir. Toz halindeki mangan bileşikleri birkaç gün içinde toprağa inmektedirler. Manganın havadaki konsantrasyonu ile endüstriyel faaliyet ve fosil yakıt kullanımı ilişkilidir.

Mangan insan hayatını sürdürmek için gereklidir, ancak vücutta yüksek konsantrasyonda olması durumunda toksik etki göstermektedir. Mangan, insan vücuduna besinler aracılığıyla absorbe edilir. Meyve ve sebzeler mangan içeren besinlerin başında gelmektedir.

Mangan insan sağlığı için temel elementler arasında yer aldığından, eksikliği vücutta bazı problemlere sebep olmaktadır. Mangan eksikliği halinde vücutta sürekli yorgunluk, halsizlik, hafıza problemleri, sinirlilik, unutkanlık, obezite, kısırlık, göz ve işitme problemleri, saç rengi değişiklikleri, hipertansiyon, kas sorunları, kalp rahatsızlıkları ortaya çıkabilmektedir. Mangan eksikliği bebeklerde ve çocuklarda büyüme ve gelişmeyi olumsuz etkilemektedir.

Mangan tüketimi yüksek miktarda olduğunda insan vücudu için toksik etki yapar. Zehirleme özelliği olan üç elementten birisidir. Manganın toksik etkisi özellikle solunum yollarında ve beyinde gerçekleşir. Mangan zehirlenmesinin belirtileri ruhsal bozukluklar, unutkanlık ve sinir hasarlarıdır. Mangana maruz kalındığında ortaya çıkan sendrom şizofrenite, kas zayıflığı, baş ağrısı ve uykusuzluk belirtileriyle kendini göstermektedir. Uzun süreli toz ve dumanın

solunması ile kronik mangan zehirlenmesi gerçekleşmektedir. Sinir sistemi başlıca hasar gören bölgedir ve kalıcı sakatlıkla sonuçlanabilmektedir.

Vanadyum (V): 1869 yılında Henry Roscoe tarafından ilk saf vanadyum üretilmiştir. Yerkabuğunda bulunan vanadyumun oranı % 0.017 civarındadır. Deniz suyunda bulunan vanadyum miktarı 100 tonda 0.3 gramdır. Doğada 65 farklı mineralin yapısında bileşik halinde vanadyum bulunmaktadır.

Vanadyum endüstride metal alaşımlarının önemli bileşenlerindendir. Yapı çelikleri % 0.03-0.2 oranlarında vanadyum içermektedir. Otomotiv, uzay ve uçak sanayilerinde vanadyumun titanyumlu alaşımları yaygın olarak kullanılmaktadır. Vanadyum bileşikleri kimya endüstrisinde katalizör olarak kullanılmaktadır. Fotoğrafçılıkta vanadyum tuzlarından faydalanılmaktadır. Vanadyumun ultraviyole ışınlarının geçişini engelleyici özelliğinden dolayı, ışık filtrasyonunda vanadyum kullanılmaktadır. Mürekkeplerin hızlı kurumasını sağlamaktadır.

Vanadyum, canlıların çoğunda bulunan bir mineraldir. İnsan ve bazı canlı türleri için gerekli mineraller arasında yer almaktadır. Ancak insanların vanadyuma ihtiyacı fazla değildir. Besinlerden günlük olarak 0.01 mg vanadyum absorbe edilmektedir. Vücutta enzim fonksiyonlarında, hücresel büyümede ve sinyal süreçlerinde etkileri bulunmaktadır. Karbonhidrat metabolizmasında görev yapmaktadır. Vanadyum eksikliği halinde vücutta yüksek kolesterol ve trigliserid sorunu, kardiyovasküler rahatsızlıklar ve böbrek rahatsızlıkları görüldüğüne dair kanıtlar bulunmaktadır.

Vanadyum tozlarının solunması halinde kronik zehirlenmeler görülebilmektedir. Zehirlenmenin belirtileri arasında solunum yolu irritasyonu, pnomöni, konjoktivit ve anemi bulunmaktadır. Vanadyum peroksit tozu tahrişe neden olmaktadır. Solunum bozuklukları ve felce sebep olabilmektedir. Karaciğer ve böbreklere olumsuz yönde etkileri görülmektedir.

2.5. PARTİKÜL MADDELERİN İNSAN SAĞLIĞINA ETKİSİ

İç ve dış ortam havasındaki solunabilir partikül maddeler, solunum sistemine nüfuz ederek sağlık sorunlarına yol açmaktadır. Partiküllerin solunumun sistemi içerisindeki hareketi ve meydana getirdiği etkiler, partiküllerin sayısı, partikül boyutu, şekli, konsantrasyonu, spesifik fiziksel ve kimyasal özellikleri, reaktifliği ve kimyasal kompozisyonuna bağlıdır.

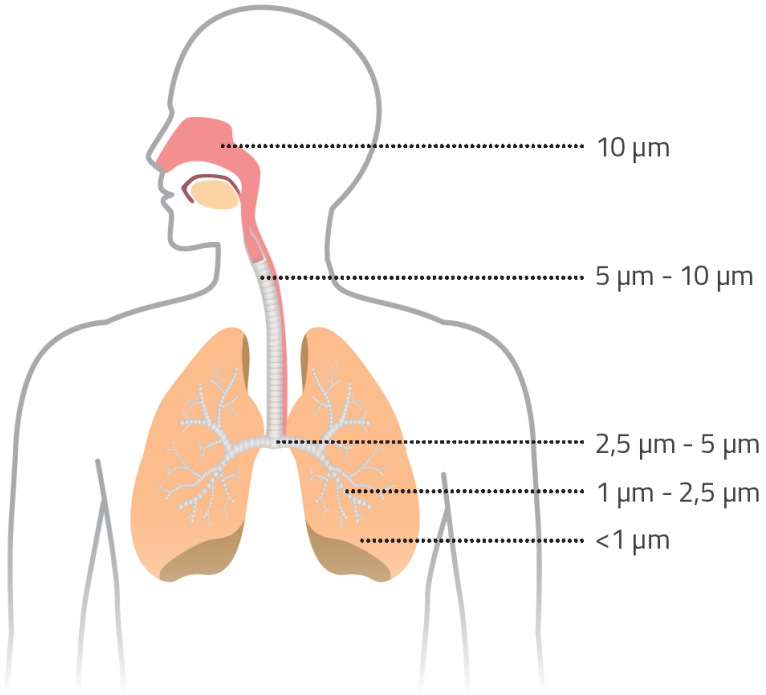
İnsan solunum sistemi, burun-boğaz-larink-nefes borusundan meydana gelen üst solunum sistemi ile bronş ve akciğerlerden oluşan alt solunum sisteminden oluşmaktadır. Nefes borusun ikiye bölünerek bronşları oluşturur. Bronşlar ise çok sayıda kapiler hava borucuklarına (bronşiol) ayrılır ve bunlar da en sonunda alveol dediğimiz hava keseciklerine dönüşür ve son bulur. Alveol yüzeyinde kirli kanı getiren ve temizlenen kanı geri götüren kılcal damarlar bulunmaktadır. Bu dokularda difüzyon yoluyla havanın oksijeni, kanın karbondioksiti ile yer değiştirmektedir. Bu şekilde temizlenen kan dolaşım yoluyla kalbe ulaşır ve vücuda dağılır. Karbondioksiti artan hava ise nefes verme esnasında dışarı çıkar. Hava ile solunan partiküller akciğer alveollerinin nemli ve sıcak ortamında kimyasal olarak çözünüp hidrolize olur ve kılcal damarlar vasıtasıyla kana geçerler. Bunun sonucunda zehirli maddeler dolaşım sistemine karışarak, hedef seçtikleri diğer organlara ulaşabilmektedirler.

Üst solunum sistemine giren büyük partiküller burun kıllarında ve yüzeyinde tutunabilmektedir ve tutulan parçacık öksürme veya hapşırma sonucunda atılabilmektedir. Daha küçük partiküller torakik kısma kadar ulaşırlar; balgam tarafından tutulabilir ve çok küçük tüycüklerin yardımıyla boğaza geri verilip yutma veya tükürme yoluyla uzaklaştırılabilmektedir. Yaklaşık olarak 10 μm' den daha büyük olan partiküller bu koruma mekanizmasıyla üst solunum sisteminden etkin bir biçimde uzaklaştırılmaktadır. Ancak, küçük partiküller bu mekanizma ile tutulamayarak üst solunum sisteminde çok sayıda bulunan kıvrım ve eğriliklerden geçebilmektedir.

Sağlık etkileri açısından partiküllerin boyutu büyük önem taşımaktadır. Partiküllerin boyutuna göre solunum sisteminde tutulduğu yerler farklılık göstermektedir. 10 μm' den küçük partiküller insan akciğerlerine kadar ulaşabilmektedir. Büyüklüğü 10 μm' den fazla olan partiküllerin çoğu ve 5-10 μm arasındaki partiküllerin yaklaşık olarak % 60-80 kadarı boğaz ve burun bölgesinde tutulmaktadır. $PM_{2.5-5}$ partiküllerin bir bölümü akciğerlerin girişinde bulunan silialar tarafından tutulmaktadır ve akciğerlerin derinliklerine nüfuz etmeden üst solunum

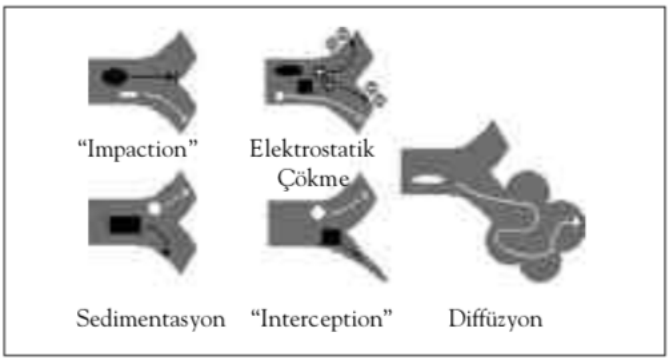
sistemine geri gönderilmektedirler. Silialar şekilleri yelpazeye benzeyen küçük boyutlu kıllar olup devamlı dalgalanırlar ve dalgalanmalarının yönü partikülleri dışarı atacak biçimdedir. Bu sebeple partiküllerin çoğu boğaza (farinks) kadar geri gönderilmektedir.

2.5 µm' den küçük boyuta sahip partiküller akciğerlere kadar ulaşmaktadır ve sağlık riski oluştururlar. Solunan partiküllerden bu fraksiyonda olanlar difüzyon (Brown hareketleri) ile tutulmaktadır. Solunum sisteminin solunum mekanizmasını bozup hücresel hasarlara yol açmaktadırlar. 0.5 µm' den küçük boyuta sahip partikül maddeler akciğerlerde en uç noktalara kadar ulaşarak orada yerleşirler (Şekil 2.5). Bu partiküller toksik gazlara göre daha fazla tehlikelidir. Özellikle 0.1-0.5 µm boyut aralığında bulunan partiküller, solunum yolu ile gaz transferinin gerçekleştiği yapılar olan, akciğerlerin uç noktaları konumundaki ve kılcal damarlarla sarılı halde bulunan alveollere kadar ulaşabilmektedir.



Şekil 2.5: Partiküllerin boyutlarına göre solunum sisteminde etkili oldukları bölgeler (https://www.ulpatek.com/tr/filtre-teknolojisi/iso-16890-hava-filtrelerinde-yeni-standart/).

Partiküllerin akciğerde birikmesinde etkili olan mekanizmaların başlıcaları “çarpma” (impaction), “sedimantasyon” ve “difüzyon” olarak sıralanmaktadır. “Interception” ve “elektrostatik çökme” ise özel durumlarda önem taşımaktadırlar. Partiküller hava yolunun kıvrımlarını izlemek yerine kitlelerinden kaynaklanan ataletlerinden dolayı sahip oldukları çizgideki yollarına devam etmektedirler. Çarpma partikülün çapının karesi ve partikül hızı ile doğru orantılıdır. Çarpma yoluyla birikme, hava yolunda iki dala ayrılma yerinin açıları arttıkça ve hava yolu çapı daraldıkça artmaktadır. Buna göre büyük bronşlarda 4 μm’ den daha büyük ve hızlı solunabilen partiküller birikmektedir.



Şekil 2.6: Akciğerde partikül birikme mekanizmaları (Mirici ve Tutar, 2002).

Sedimantasyon yolu ile birikme, partikülün hızı ve ağırlığı ile bağlantılı olup hız ise partikülün çapının karesi ve partikül yoğunluğu ile orantılıdır. Sedimantasyon ile daha çok 2-6 μm çapında partiküller birikmektedir.

Difüzyon 0.5 μm’ den daha küçük çaplı partiküller için önemlidir. Brown hareketleri olarak da bilinen mekanizmada, partikül çapı küçüldükçe partikülün akciğerlerde katettiği mesafe artmaktadır. Bu özellik, partiküllerden çok küçük olanlarının akciğerlerin merkezden uzak bölgelerine daha fazla miktarda ulaşabilmesini açıklamaktadır.

Elektriksel yüklü partiküller bulunabilmektedir. Elektriksel yük, özellikle 4 μm’ den küçük boyuta sahip partiküllerde birikmeyi artırıcı yönde etki yapmaktadır (Stewart ve Donovan, 1994). Bazı lifler, aerodinamik yapılarından dolayı fazla ilerleyemeden hava yolu duvarında birikme eğilimindedirler. Buna karşın, asbest gibi uzun yapılı (300 μm) lifler, hava akımından kendilerini koruyarak (interception) akciğerlerin uç noktalarına ulaşabilmektedir.

PM_{10} konsantrasyonuna maruz kalınan süre artıkça akciğer ve kalp fonksiyonları olumsuz etkilenmektedir. Partikül madde kirliliği astım hastalığı, kalp ve akciğer rahatsızlıkları bulunan kişilerde daha olumsuz sonuçlar doğurmaktadır. PM_{10} kütle konsantrasyonlarında 10 μg/m^3' lük artış meydana geldiğinde, kısa dönem maruz kalımlarda erken ölüm oranının % 0.5-1.5 artmasına, uzun dönem maruz kalımlarda ise % 5 artmasına neden olduğu belirlenmiştir (Wilson ve Spengler, 1996).

$PM_{2.5}$ partiküllerin sağlık etkileri açısından, akciğerlerde daha derinlere nüfuz edebilmeleri, alveollerdeki birikimlerinin daha uzun süreli olması dolayısıyla kaba partiküllerden daha tehlikeli oldukları belirtilmektedir. Yaşlılar, kalp ve akciğer hastalıkları olanlar ve çocuklar ince partiküllere maruz kalmada riskli grubu oluşturmaktadırlar. $PM_{2.5}$ akciğerlere daha kolay işlediğinden, kısa dönem etkilerini ve erken ölüm gibi uzun dönem etkilerini görmek daha olası olmaktadır.

Tozları oluşturan maddenin kendisinin kimyasal bakımdan aktif olması da insan sağlığını etkilemektedir. Ayrıca partiküller, yüzeyleri üzerine adsorpladıkları diğer kirleticileri, hassas canlı dokulara havadaki normal derişimlerinden daha yüksek konsantrasyonlarda ulaştırmakta ve bu durum maddelerin zararlı etkilerini artırmaktadır. Aktif adsorpsiyon yüzeyindeki artışa bağlı olarak bu etkide artmaktadır. Bu nedenle insan sağlığına daha zararlı etki yapan ağır metaller ve organik maddeleri içeren toksik hava kirleticileri ince partiküller tarafından taşınabilmektedirler. Metal toksisitesinden kaynaklanan sağlık problemlerine ağır metallere maruz kalmak sebep olmaktadır. Organik kirleticiler ise, çok küçük konsantrasyonlarda dahi; kanserojenik, mutojenik ve genotoksiktir. Bu sebeplerle partikül maddelerin boyutunun yanında kimyasal kompozisyonun da bilinmesi büyük önem taşımaktadır.

2.6. PARTİKÜL MADDE SINIR DEĞERLERİ

2.6.1. Dünya Sağlık Örgütü Partikül Madde Sınır Değerleri

Dünya Sağlık Örgütü (World Health Organization – WHO) toplum sağlığıyla ilgili uluslararası çalışmalar yapan Birleşmiş Milletler' e bağlı bir teşkilattır. WHO, havadaki partikül maddenin insan sağlığı ve çevreye verdiği zararı dikkate alarak limit değerler belirtmiştir. Tablo 2.6' da Dünya Sağlık Örgütü' nün partikül madde kirliliğine yönelik belirlemiş olduğu sınır değerler verilmiştir.

Tablo 2.6: WHO tarafından belirtilen PM_{10} ve $PM_{2.5}$ sınır değerleri ($\mu g/m^3$) (Scherbakova, 2010).

PM Türü	Yıllık Ortalaması ($\mu g/m^3$)	Günlük Ortalaması ($\mu g/m^3$)
PM_{10}	20	150
$PM_{2.5}$	10	25

2.6.2. Dünyanın Çeşitli Ülkelerinde Partikül Madde Standartları

Ülkeler havadaki partikül madde konsantrasyonunu azaltmak için çeşitli standartlar geliştirmiştir. Limit değerler belirlenirken insan sağlığına veya çevreye verilen zararlar üzerinde durulmaktadır. Hava Kalitesi Koruma Yönetmeliği 10 mikrondan daha ince tozlara sınırlama getirmektedir. Son yıllarda tüm dünyada A.B.D.' den başlayarak 2.5 mikronun altındaki tozları kısıtlamak amacıyla çalışmalar yapılmaktadır. Bu amaçla yeni limit değerleri geliştirilmekte ve ölçüm cihazları güncellenmektedir. Tablo 2.7' de PM_{10} ve $PM_{2.5}$ için dünyanın çeşitli ülkelerinde kullanılan sınır değerleri verilmiştir.

Tablo 2.7: Dünyanın çeşitli ülkelerinde kullanılan PM_{10} ve $PM_{2.5}$ sınır değerleri ($\mu g/m^3$) (Turalıoğlu, 2008).

Ülke	Yıllık Ortalaması($\mu g/m^3$)		Günlük Ortalaması (24 Saat) ($\mu g/m^3$)	
	PM_{10}	$PM_{2.5}$	PM_{10}	$PM_{2.5}$
ABD	50	15	150	35
Kanada	70	-	120	
AB (şu an kullanılan)	30	20	50[a]	40
AB (2010' a kadar)	20	-	50	-
İngiltere	40	-	50	-
Avustralya	50		-	-
İsviçre	20		50	-
Polonya	50		120	-
Slovenya	50		125	-
Hindistan	60		-	-
Japonya	100		200[b]	
Çin (Classes I/II/III)[c]	40/100/150		50/150/250	
Kuzey Afrika	60		180	
Meksika	50	15	120	65
Brezilya	50		150	
Kaliforniya	20	12	50	65

a – yılda 36 kez bu değeri aşamaz, b – 1 saatlik ortalama maksimum değer, c – Class I: tarihi ve turistik bölgelerde; Class II: kırsal kesimde; Class III: endüstri alanları ve trafiğin yoğun olduğu bölgelerde

2.6.3. Türkiye' de Partikül Madde Sınır Değerleri

6 Haziran 2008 tarih ve 26898 sayı ile yayınlanan "Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği" (HKDYY)' nde hava kalitesine ait sınır değerleri, uzun vadeli sınır değerler (UVS) ve kısa vadeli sınır değerler olmak üzere iki farklı şekilde tanımlanmaktadır. $PM_{2.5}$ için yönetmelikte henüz bir standart mevcut olmayıp PM_{10} için standart değer bulunmaktadır. Ülkemizde PM_{10} sınır değerleri 2019 yılına kadar kademeli şekilde azaltılarak 2008/50/EC sayılı Avrupa Birliği Yönetmeliği sınır değerleri eşitlenecektir (Directive 2008/50/EC Of The European Parliament and Of The Council Of 21 May on ambient air quality and cleaner air for Europe).

Tablo 2.8: Türkiye' de partikül madde sınır değerleri.

	Sınır Değerler				**Yıllık Aşma Sayısı (Toplam Gün)**	
	AB	**Türkiye (2017 yılı)**	**Türkiye (2018 yılı)**	**Türkiye (2019 yılı)**	**AB**	**Türkiye**
PM10 (24 Saatlik Ortalama)	50 ($\mu g/m^3$)	70 ($\mu g/m^3$)	60 ($\mu g/m^3$)	50 ($\mu g/m^3$)	35 kez/yıl	35 kez/yıl
PM2.5 (Yıllık Ortalama)	25 ($\mu g/m^3$)					

2.7. İSTANBUL İLİNİN HAVA KİRLİLİĞİNE GENEL BAKIŞ

2.7.1. İstanbul İlinin Coğrafi Yapısı

İstanbul, Avrupa ve Asya kıtasını birbirine bağlayan köprü görevi gören bir ildir. Kocaeli ve Çatalca Yarımadaları üzerinde yer almaktadır. İstanbul' un sınırları, Avrupa kıtasında Çatalca, Asya kıtasında Kocaeli; güneyden Marmara ve Bursa, güneybatıdan Tekirdağ ve kuzeybatıdan Kırklareli' ne kadar uzanmaktadır. Şehrin adını aldığı ve Haliç ile Marmara arasında kalan yarımada üzerinde yer alan asıl İstanbul' un yüzölçümü 253 km^2, tamamı ise 5712 km^2' dir.

Bölgenin % 74’ ü plato ve yaylalardan, % 16’ sı dağlardan, % 10’ a yakın kısmı ise ovalardan oluşmaktadır. İstanbul konum olarak 28° 01″ ve 29° 55″ doğu boylamları ile 41° 33″ ve 40° 28″ kuzey enlemleri arasında bulunmaktadır. İstanbul’ un nüfusu 2018 yılı nüfus sayımına göre 15.067.724 kişidir.

2.7.2. İstanbul İlinin İklimi ve Havası

İstanbul ili, Akdeniz iklimi ile Karadeniz iklimi arasında geçişin olduğu bir bölgede bulunmaktadır. Daha yoğun yerleşime sahip olan ilin güney kesimleri Akdeniz ikliminin karakteristik özelliklerine daha yakın iken, kuzeye doğru gidildikçe Karadeniz ikliminin özellikleri görülmektedir.

İstanbul İlinin yıllık sıcaklık ortalaması 14.3 ˚C’ dir. İlde yaz ve kış mevsimleri arasında ve gece ile gündüz büyük ısı farkları görülmemektedir. Ortalama sıcaklık Ocak ayında 6 ˚C civarında ölçülürken Temmuz ayında yaklaşık 23 ˚C olmaktadır. Maksimum ve minimum sıcaklar ile ortalama sıcaklık arasındaki fark, Ocak ayında yaklaşık 6 ˚C olurken, Temmuz ayında fark artarak 12 ˚C civarına yükselmektedir. Sonuç olarak, en sıcak ay olan Temmuz ayının maksimum sıcaklığı ile en soğuk ay olan O Ocak ayının minimum sıcaklığı arasındaki fark 25 ˚C civarında gözlenmektedir. Genellikle yazlar sıcak ve kurak geçerken, kışlar ılık ve yağışlı olmaktadır.

Normal şartlarda kar yağışı görülen gün sayısı 10 günü geçmemektedir. İstanbul’ da yıllık ortalama nem oranı % 73’ tür. Yıllık ortalama yağış miktarı 747 mm’ dir. Ortalama 24 mm ile en az yağış Temmuz ayında görülmektedir. Ortalama 124 mm ile en fazla yağış Aralık ayında düşmektedir.

İstanbul’ da hakim rüzgar yönü kuzeydoğudur ve bu yönden esen rüzgarın adı poyrazdır. İstanbul’ un bir diğer hakim rüzgar yönü güneybatıdır ve bu yönden esen rüzgara lodos denilmektedir. İstanbul’ un mevsimleri bu iki rüzgar tarafından şekillenmektedir. Lodos sıcaklığın yükselmesini sağlarken, poyraz yazın sıcaklığını hafifletmektedir. İstanbul ilinde rüzgar şiddetinin yıllık ortalaması 3.2 m/sn olup, kuzey-kuzeybatı yönü yıllık hakim rüzgar yönüdür.

2.7.3. İstanbul İli Hava Kirletici Emisyon Kaynakları

İstanbul' daki emisyon kaynakları zaman geçtikçe önemli miktarda değişime uğramıştır. Antropojenik kaynaklar yirmi yıl kadar önce çoğunlukla evsel ısınma ve endüstriyel kaynaklı iken, günümüzde endüstriyel kaynaklarla birlikte araç trafiği ve trafik nedeni ile tekrar havalanan çökmüş tozlar en önemli antropojenik kaynakları oluşturmaktadır.

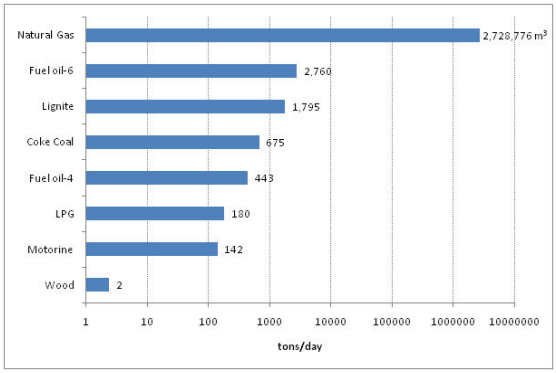
2.7.3.1. Isınmada Kullanılan Yakıtlardan Kaynaklanan Emisyonlar

1970' lerdeki enerji krizinden dolayı petrol fiyatları çok fazla miktarda artmış, bunun sonucunda özellikle evsel ısınma amacı ile kömüre yönelim gerçekleşmiştir. Türk linyit kömürünün düşük kalorifik değerinin yanında, yüksek sülfür ve kül içeriği, kullanımı sırasında yanma prosesinin verimsiz olması gibi nedenlerle emisyon üretimi yüksek seviyede olmuş hava kalitesini olumsuz etkilemiştir. 1983 ve 1986 yılında yapılan yasa ve yönetmelik düzenlemeleri ile kömür kullanımı kısıtlanmıştır. 1992 yılının Ocak ayında İstanbul Gaz Dağıtım Anonim Şirketi' nin faaliyete geçmesi ile birlikte birincil gaz ve partikül emisyonları azalmaya başlamıştır. 2016 yılı Şubat ayı itibari ile İstanbul' da 6.351.256 doğal gaz abonesi bulunmaktadır.

2.7.3.2. Endüstri Kaynaklı Emisyonlar

Endüstri tesislerinin çoğu tarafından, bacaları vasıtasıyla atmosfere çeşitli hava kirleticileri yayılmaktadır. Sanayi bacalarında emisyon bir tek noktadan atmosfere verildiğinden nokta kaynaktır.

İstanbul sanayi tesislerinde sıklıkla doğal gaz kullanılmaktadır. Fosil yakıtların sekiz farklı türü sanayilerde enerji ihtiyacını karşılamak amacıyla kullanılmaktadır. Bu yakıtlar sırasıyla, fuel oil-6, fuel oil-4, motorin, linyit, kok kömürü, LPG, odun ve doğal gazdır. Şekil 2.7' de 2007 yılında İstanbul' da sanayi tesisleri tarafından kullanılan fosil yakıt miktarının toplamı sınıflandırılarak verilmiştir.



Şekil 2.7. İstanbul' daki endüstri tesislerinin günlük yakıt tüketimi (http://www.ibb.gov.tr/sites/airqualistanbul/documents/emission.htm).

Kentte faaliyet gösteren ana imalat sektörleri arasında, tekstil üretimi, metal üretimi, gıda işleme, petrol ürünleri, kauçuk, deri, kimya, ilaç, elektronik, cam, makine, otomotiv, ulaşım araçları, kağıt ve kağıt ürünleri ve alkollü içeceklerin üretimi bulunmaktadır. 2014 yılı itibariyle İstanbul' da 12200 işletme faaliyet göstermektedir.

2.7.3.3. Trafikten Kaynaklanan Emisyonlar

1980' lerde yaklaşık 0.3 milyon adet olan trafiğe kayıtlı araç sayısı 2010 yılında üç milyona yaklaşmıştır. Şehrin büyümesi neticesinde cadde ve otoyolların sayısı ve uzunluğu da artmıştır. Trafikteki büyüme araç emisyonlarının seviyesini yükseltmiş, trafik CO ve NO_X gibi kirleticilerin birinci emisyon kaynağı olmuştur. İstanbul' daki araçların % 60' ı benzinli, % 40' ı ise dizel motorlu ve dizel motor oranı otobüs ve kamyon gibi ağır vasıtalarda daha fazladır. Bu durum araç emisyonlarında artışa neden olmaktadır. Tablo 2.9' da 2009 yılında emisyon kaynaklarına göre yıllık toplam emisyon miktarlarının dağılımı verilmiştir.

Tablo 2.9: İstanbul' da 2009 yılı toplam emisyon değerlerinin kaynaklara göre dağılımı (İncecik ve İm, 2013).

Kaynak (ton/yıl)	CO	NO_X	SO_2	VOC	PM_{10}
Evsel Isınma	123 510	7 014	10 983	18 451	13 531
Endüstri	1 714	9 394	58 458	117	7 630
Trafik	270 000	158 000	1 016	38 500	5 200
Toplam	395 224	174 408	70 457	57 068	26 361

2.8. PARTİKÜL MADDELERİN METAL İÇERİĞİNİN İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNE ETKİSİ İLE İLGİLİ YAPILAN ÇALIŞMALAR

Trafik kaynaklı partikül maddelerin insan sağlığı üzerine etkilerini araştıran çalışmalar incelendiğinde çalışmaların çok ince, ince ve kaba olmak üzere üç farklı boyut fraksiyonunda yoğunlaştığı görülmektedir. Avrupa' da ve diğer ülkelerde atmosferdeki partikül madde ve metal içerikleri konusunda yapılmış pek çok çalışma bulunmaktadır.

Frankfurt, Almanya' da yapılmış bir çalışmada PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 örneklerinde metal çözünürlüğü araştırılmıştır. (Wiseman ve Zereini, 2014). Bu çalışmada, simüle edilmiş akciğer sıvıları (yapay lizozomal sıvı (ALF) ve Gamble çözeltisi) ile fizyolojik temelli bir ekstraksiyon testi kullanılarak, insan sağlığı sorunuyla ilgili havadan yayılan PM' in içeriğindeki trafikle ilişkili metal çözünürlüğü değerlendirilmiştir. Çalışmanın sonuçlarına göre, tüm PM boyut fraksiyonlarında Cu' nun en bol bulunan element olduğu görülmüştür. Havadaki PM' de ölçülen birçok toksik elementin, simüle edilmiş akciğer sıvılarında çözündüğü ve her iki simüle edilmiş akciğer sıvısında en çok çözünür olan elementlerin Cu, As, V ve Sb olduğu görülmüştür.

Çek Cumhuriyeti – Brno' da yapılan çalışmada simüle edilmiş altı farklı akciğer sıvısı kullanılmış, kentsel aerosolde metallerin biyolojik olarak erişilebilen fraksiyonu belirlenmiştir. PM_1 fraksiyonunun aerosol örnekleri Çek Cumhuriyeti' ndeki Brno' da toplanmıştır. Çalışmanın sonuçlarına göre DPPC' ye dayanan yeni bir sıvı "Simüle edilmiş Alveoli Sıvısı" (SAF) önerilmiştir. Düşük yüzey gerilimi olan sıvıların, en düşük ekstraksiyon verimini sağladığı görülmüş ve düşük ekstraksiyon verimliliğine rağmen düşük yüzey gerilimine sahip sıvılar önerilmiştir (Coufalik ve diğ., 2016).

Çin' de 3 farklı şehirde (doğuda Şangay ve Nanjing, güneyde Guanzhou) yapılan çalışmada $PM_{2.5}$ içindeki elementlerin biyoerişilebilirliği simüle edilmiş akciğer sıvıları ve DGT (ince filmlerde difüzyon gradyanları) kullanılarak incelenmiştir. Akciğer sıvısındaki partikül metallerin çözünürlüğünü gösteren elementlerin simüle akciğer sıvısında biyolojik olarak erişilebilirliklerinin (%) Ni > Cd > Mn >> Pb olarak sıralandığı görülmüştür (Luo ve diğ., 2018).

Lawrence ve diğ., (2013) tarafından yapılan çalışmada tünelde egzoz kaynaklı ve egzoz kaynaklı olmayan emisyonları ve bunlarla ilişkili belirsizlikleri yenilikçi otoyol tüneli örneklemesi ve kaynak dağılımı modellemesi ile birleştirmek amaçlanmıştır. Analitik teknikler, ICP-AES ve GC-MS, PM_{10}' un metalik ve organik bileşimini tanımlamak için kullanılmıştır. Fe, Cu, Mn, Ni, Pb ve Sb elementleri ile trafik hacmindeki değişiklik arasında iyi bir korelasyon gözlenmiştir. Polisiklik aromatik hidrokarbonların ve diğer organiklerin konsantrasyonu, tünelin giriş ve çıkış bölgesinde, en yüksek artış konsantrasyonlarına sahip olan florantenchrysen, piren, benzo[a]piren, krizen ve benzotiyazol ile önemli ölçüde değiştiği görülmüştür. Bu çalışmada, PM_{10}' un sağlıkla ilgili başlıca kimyasal türlerinin, egzoz dışı kaynaklardan kaynaklandığını ve bu emisyonların azaltılması için mevzuatın gerekli olduğu belirtilmiştir.

Çin' de yapılan çalışmada kuvars ve PTFE filtreler kullanılarak havadaki partikül maddelere bağlı potansiyel olarak toksik elementlerin in vitro inhalasyon biyoerişilebilirliği değerlendirilmiştir. PTFE filtrelerinde ve kuvars elyaf filtrelerinde toplanan $PM_{2.5}$' de farklı yüzey fonksiyonel grupları bulunmuştur. PTE' ler arasında Zn, Cu ve Pb, hem TSP hem de $PM_{2.5}$' de daha yüksek konsantrasyonlara sahipken, As ve Cd daha düşük olduğu görülmüştür. As, Cu, Cr, Ni, Zn, Cd, Pb, Mn, Sr, Co ve V konsantrasyonları çok çeşitli olduğu görülmüştür. Genel olarak, in vitro inhalasyon biyolojik olarak erişilebilirliği, dört in vitro inhalasyon biyolojik olarak erişilebilirlik prosedürü kullanılarak ekstrakte edilen TSP veya $PM_{2.5}$' e bağlı PTE' ler arasında büyük ölçüde değiştiği brelirlenmiştir. En düşük biyolojik erişim, değiştirilmiş Gamble' ın çözeltisi kullanılarak yapılan PTFE filtreleri ve kuvars fiber filtreler için görülmüştür (Tang ve diğ., 2018).

İngiltere' de farklı şehirlerden toplanan yol tozu örneklerinde, kentsel sokak tozundaki kurşunun insan sağlığı riskini değerlendirilmiştir. Simüle edilen epitelyal akciğer sıvısının kullanıldığı çalışmada solunum yolunun maruz kalma değerlendirmesinde kentsel tozların PM_{10} fraksiyonunda yüksek pseudo-toplam Pb olduğu görülmüştür. Simüle epitel akciğer sıvısı kullanılarak gerçekleştirilen ekstraksiyonda PM_{10}' da Pb' nin solunan biyolojik olarak erişilebilirliği % 10 olduğu görülmüştür (Dean ve diğ., 2017).

Kentsel ve endüstriyel alan arasında metal (loid) biyolojik olarak erişilebilirlik ve soluma riski değerlendirilmesinin yapıldığı çalışmada iki farklı alandan PM_{10} örnekleri toplanmıştır. Cd, Cu,

Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb ve Zn' nin simüle edilmiş akciğer sıvılarında (SLF' ler) toplam içerik ve biyolojik olarak erişilebilen fraksiyonlar ICP-MS ile belirlenmiştir. Metallerin (loid) çoğu, Gamble' ın çözeltisinde ve ALF' de orta ve yüksek biyoerişilebilirlik göstermiştir. Sadece Fe' nin Gamble' ın çözeltisinde çok düşük bir çözünürlüğe sahip olduğu görülmüştür. Her iki örnekleme noktasında da en yüksek biyolojik olarak erişilebilen fraksiyonlar ALF ile elde edilmiştir, Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, çalışılan alanların çevrelerinde meydana gelen Mn ve Cd soluma maruziyetinin insan sağlığı riski oluşturabileceğini göstermektedir (Hernandez-Pellon ve diğ., 2018).

Simüle akciğer sıvısı kullanılarak Toronto' daki yol tozlarında platinum grubu elementlerinin soluma ile biyolojik olarak erişilebilirliğinin incelendiği çalışmada üç farklı ulaşım bölgesinden (birincisi trafik hacminin < 2500 araç/gün, hız sınırının ise 30-50 km/saat olduğu yerel yollar, ikincisi trafik hacminin 8000-40000 araç/gün, hız sınırının 40-60 km/saat olduğu arteriyel. yollar, üçüncüsü trafik hacminin >40000 araç/gün ve hız sınırının 80-100 km/saat olduğu otoyollar) partikül örnekleri toplanmıştır. Pt, Pd ve Rh' un yol tozu örneklerinde biyolojik olarak erişilebilirlik yüzdesi, Pt için % 16, Pd için % 3.4 ve Rh için % 14 olarak hesaplanmıştır. Gamble' ın çözeltisi kullanılarak yol tozundaki ölçülen Ir ve Ru' nun biyolojik olarak elde edilebilir fraksiyonları LOD (limit of detection=tayin değeri) değerinin altında olduğu görülmüştür(Wiseman ve diğ., 2018).

Çin' de yol çevresindeki tozlardan toplanan PM_{10} örnekleri üzerinde metallerde kirlilik karakter analizi ve risk değerlendirmesi amacıyla çalışma yapılmıştır. Yol tozlarında ağır metal konsantrasyonları (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, Cr), şehir içi yollardan toplanan PM_{10} ve otoyollardan toplanan PM_{10} örnekleri için hesaplanmıştır. Kentsel karayolu tozlarında Pb, Cd kaynaklarının çoğunlukla trafik ve sanayi faaliyetlerinden kaynaklandığı görülmüştür. Genel olarak, Çin' deki karayolu tozlarından kaynaklanan Cd kirliliği seviyesinin daha ciddi olduğu düşünülürken diğer ağır metallere bağlı kirliliğin orta düzeyde olduğu görülmüştür (Chen ve diğ., 2015).

Hindistan' da bir yerleşim yerinde yapılan çalışmada PM_{10} boyutlu partiküllerdeki ağır metallere çoklu maruz kalma sonucu sağlık riski değerlendirilmiştir. Ağır metallerin analizi, kuvars elyaf filtre kağıdının çözündürülmesinin ardından, Endüktif Olarak Eşleşmiş Plazma Kütle Spektrometresi (ICP-MS) ile gerçekleştirilmiştir. PM_{10} için yıllık ortalama konsantrasyon 214.61$\mu g/m^3$ olarak hesaplanmıştır ve WHO ve NAAQS limitinden daha yüksek olduğu

belirlenmiştir. Ağır metaller ortalama değerlerine göre: Fe> Zn> Cr> Mn> Pb> Ni> Cu> Co> As> Cd olarak sıralandığı görülmüştür. Dermal temas ve yutma yoluyla hem çocuklar hem de yetişkinler için As, Cd, Co, Cr, Ni ve Pb' nin kanserojen riskleri kabul edilebilir düzeyde ($<1 \times 10^{-4}$) olduğu görülmüştür. Co, sadece yetişkinler için kanserojen risk oluşturduğu görülürken Cr' nin soluma yoluyla hem çocuklar hem de yetişkinler için risk teşkil ettiği görülmüştür. Hem çocuklar hem de yetişkinler için yutulması halinde ve dermal temas yoluyla As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb ve Zn için HQ (hazard quotient=tehlike indeksi) değerleri güvenli seviyeden düşük olduğu görülmüştür. Hem çocuklar hem de yetişkinler için Mn, Co, Ni ve As için HQ değerleri soluma ve Co' a sadece yutma yoluyla maruz kalan çocuklarda güvenli seviyeden daha yüksek olduğu görülmüştür (Sah ve diğ., 2018).

Huang ve diğ., (2018) tarafından yapılan çalışmada ticari bir alan (CA), bir yerleşim alanı (RA) ve bir endüstriyel alan (IA) dahil olmak üzere Çin' in Şangay kentindeki üç işlevsel bölgesinden $PM_{2.5}$ ve PM_{10} örneklerinde ağır metallerin biyolojik olarak erişilebilirliği ve insan sağlığı riskleri araştırılmıştır. Sırasıyla insan solunum ve sindirim sistemini simüle etmek için Gamble' ın çözeltisi ve fizyolojik bazlı ekstraksiyon testi kullanılmıştır. Genel olarak, Zn ve Pb' nin hem $PM_{2.5}$ hem de PM_{10}' da en yüksek konsantrasyonlara sahip olduğu, Cd konsantrasyonu ise en düşük olduğu görülmüştür. Elde edilen sonuçlar, Şangay' daki hava kalitesinin iyileştirilmesi gerektiğini ve atmosferik Pb' nin yutulması sonucu insanların sağlığa yönelik risklerinin dikkate alınması gerektiğini göstermiştir.

Budai ve Clement (2018) tarafından yapılan çalışmada Budapeşte (Macaristan)' de şehir merkezindeki bir caddenin üç farklı lokasyonunda, seçilen dört ağır metalin (Zn, Cu, Pb ve Sb) kesitsel yüzey yüklerinde toplam miktarı ve mekansal değişimi değerlendirilmiştir. Cu, Sb ve Zn yükleri (öncelikle lastik aşınmasıyla ve daha az derecede fren aşınmasıyla yayılan), yol kesiti boyunca yalnızca zayıf bir eğim göstermiştir ve tüm yol yüzeyi boyunca, muhtemelen daha büyük ortalama parçacık nedeniyle arka plan değerlerinden tutarlı şekilde daha yüksek olacağı düşünülmüştür. Sonuçlar incelendiğinde, bir yağış olayından sonra kaldırıma yapışan fren aşınması kaynaklı metallerin % 70' inin, ıslak toz kuruduğunda atmosfere geri dönebileceğinin belirtilmiş olduğu görülmektedir.

Leipzig (Almanya)' de ve dört eyaletindeki dört tesiste ve onların çevresinde PM_{10} boyutlu partiküllerdeki iz metal konsantrasyonları değerlendirilmiştir. Toplamda 19 iz metal, yani As,

Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, V ve Zn, toplam x-ışını floresans yansıması kullanılarak analiz edilmiştir (TXRF). As, Cu, Pb, Sb, Se, Sn, Zn konsantrasyonlarının % 80' inden fazlasına antropojenik kaynakların katkıda bulunduğu görülmüştür. Muhtemel kaynaklar lastik ve fren aşınması, egzoz emisyonları, fosil yakıtların yanı sıra kömürün yakılması olarak belirtilmiştir. Cu ve Zn' nin lastik ve fren aşınmasından kaynaklandığı belirtilmiştir. PM_{10}' a fren aşınmasının % 0.1-0.75, lastik aşınmasının % 1.6-2.7 oranında etkisinin olduğu görülmüştür. Bu çalışmanın sonuçlarına göre egzoz dışı emisyonlar PM_{10} kütlesinin yaklaşık olarak % 5 – 22' ini oluşturduğu ve özellikle kış aylarında V, Zn, Pb, As ve Se gibi yüksek miktarda iz element içerdiği görülmüştür (Fomba ve diğ., 2017).

Harrison ve diğ., (2017) tarafından yapılan çalışmada Suudi Arabistan' ın Cidde kentindeki yedi bölgede, dört mevsimde, $PM_{2.5}$ ve PM_{10} örnekleri toplanmış ve sağlık riski açısından incelenmiştir. Bu çalışmada yedi örnekleme bölgesinin her birinden $PM_{2.5}$ ve PM_{10} fraksiyonları için ortalama verilerin kullanılması ile partikül madde kütlesindeki Cr, Mn, Ni, Pb, As, Cd ve V elementleri için ve Cidde içinde daha önce yapılmış bir çalışmanın verilerini kullanarak polisiklik aromatik hidrokarbonlar için sağlık riskleri belirlenmiştir.

Türkiye' de yapılan çalışmalar arasında simüle akciğer sıvısı kullanılarak partikül maddelerin sağlık riskinin değerlendirildiği bir çalışma bulunmamasına karşın, ultra saf su veya asit ile çözündürme işlemi ile metal analizinin yapıldığı birçok çalışma mevcuttur.

Yatkın ve Bayram (2008) tarafından İzmir' de yapılan çalışmada, trafik kaynaklı partikül maddelerin tayini ve element derişimlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla trafiğin yoğun olduğu saatlerde belirli bir nokta seçilerek $PM_{2.5}$ ve PM_{10} örneklemesi yapılmıştır. Toplanan örneklerde Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, V ve Zn elementlerinin derişimi belirlenmiştir. Analiz sonuçlarına göre her iki partikül boyutunda da en fazla bulunan elementler Ca, Al, Fe gibi toprak elementler olduğu görülmüştür.

Şamlıoğlu ve Örnektekin (2008) tarafından yapılan diğer bir çalışmada ise, Antakya şehir atmosferindeki partiküllerin metal içeriğini belirlemek amacıyla PM_{10} örneklerinde Ca, Na, K, Cr, Fe, Mn, Pb, Cu, Al, Ba, Zn, Mg, Co, Ni ve Cd elementlerinin analizi yapılmıştır. Yüksek derişimde çıkan Fe, Al ve Ba elementleri ile Na, Mg, Ca elementlerinin doğal kaynaklardan, Cu, Cr, Zn, Pb ve K elementlerinin ise antropojenik kaynaklardan atmosfere yayıldığı

belirlenmiştir. Co, Ni ve Cd elementlerine ise rastlanmadığı görülmüştür. Çalışmada metallerin havadaki derişiminin rüzgar hızına bağlı olarak değiştiği ve rüzgar hızının düşük seyrettiği dönemlerde tüm metallerin havadaki derişiminin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Karaca ve diğ, (2006) tarafından İstanbul Büyükçekmece Gölü çevresinde $PM_{2.5}$ ve $PM_{2.5-10}$ fraksiyonlarında krom derişimlerinin miktarı incelenmiştir. Yapılan analizler sonucunda bir yıllık krom derişimi ortalamaları $PM_{2.5}$ boyutunda partiküller için 0.099 $\mu g/m^3$, $PM_{2.5-10}$ boyut aralığında 0.101 $\mu g/m^3$ ve PM_{10} partiküllerinde ise 0.200 $\mu g/m^3$ olarak hesaplandığı görülmüştür.

Bozkurt ve diğ, (2015) tarafından yapılan çalışmada, Düzce İlinde PM_{10} konsantrasyonlarını ve element içeriklerini belirlemek amacıyla kentsel istasyonda ve yarı kırsal istasyonda aynı dönemde örneklemeler yapılmıştır. Kentsel istasyonda PM_{10} konsantrasyonun kütle ortalaması 85,67 $\mu g/m^3$, yarı kırsal istasyonda ise 27,13 $\mu g/m^3$ olarak belirlenmiştir. Ölçüm sonuçlarına göre kentsel istasyonda sınır değer olan 50 $\mu g/m^3$ değerinin aşıldığı, yarı kırsal örnekleme istasyonunda ise günlük konsantrasyonun sınır değerin altında olduğu görülmüştür. PM örneklerinde ICP-MS cihazı kullanılarak Ag, Al, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Sc, Se, Sn, V ve Zn elementlerinin analiz yapılmıştır. Sonuçlar incelendiğinde en yüksek element konsantrasyonları Al (5,35 $\mu g/m^3$) ve Fe (2,47 $\mu g/m^3$) için elde edildiği görülürken, Ag (0.133 ng/m^3), Bi (0,286 ng/m3), Cd (0,6117 ng/m^3), Co (0,708 ng/m^3) ve Se' nin (0,879 ng/m^3) ise sırasıyla en düşük konsantrasyonlara sahip elementler olduğu görülmüştür

Karadeniz ve diğ, (2014) tarafından Bolu İlinde PM_{10} ve $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla Mart 2013 – Şubat 2014 tarihleri arasında Abant İzzet Baysal Üniversitesi Gölköy Kampüsü' nde bulunan istasyondan örnekler toplanmış ve metaller, iyonlar, elementel ve organik karbon konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla analizler gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre $PM_{2.5}$' de Al, Ca, Ce, Cr, Mg, Na, P, Pb, Rb, Sc, Ti ve Zn, en çok gözlemlenen elementler olurken, Al, Ca, K ve Na en yüksek aritmetik ortalamaya sahip olduğu görülmüştür. Organik karbon konsantrasyonlarının elementel karbon konsantrasyonlarına göre daha yüksek olduğu ve en fazla gözlemlenen katyon ve anyonların Na^+ ve Cl^- iyonları olduğu belirlenmiştir. PM_{10}' da Na, Mg, Al, Fe, Ca en fazla gözlemlenen ve en fazla aritmetik ortalamaya sahip elementler oldukları görülmüştür. NH_4^+ ve SO_4^- konsantrasyonlarının diğer

iyonlardan daha yüksek olduğu görülmüştür. Organik karbon ve elementel karbon konsantrasyonları $PM_{2.5}$' deki değerlerden düşük bulunmuştur.

Kabadayı ve Cesur (2009) tarafından yapılan çalışmada Samsun' da ana yolun kenarındaki 52 farklı noktadan cadde tozu örnekleri toplanmış, FAAS cihazı ile metal içerikleri belirlenmiştir. Metal konsantrasyonları Cu, Pb, Co, Zn, Ni, Mn ve Cd için sırasıyla 11,92-352,43, 5,47-223,57, 4.52-41,69, 40,85-173,10, 18,71-131,29, 133-19-179,13 ve 0,02-6,16 mg/kg olarak bulunduğu görülmüştür.

3. MALZEME VE YÖNTEM

Bu çalışmada İstanbul İli' nin Fatih İlçesi' ne bağlı Aksaray semtinde bulunan İstanbul Büyükşehir Belediyesi (İBB)' ne bağlı trafik kaynaklı hava kirliliği ölçüm istasyonundan toplanan ince partikül maddelerin ($PM_{2.5}$) metal içeriği ve sağlık riskinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu bölümde örnekleme yapılan istasyonun genel özellikleri, partikül madde örnekleme ve analiz yöntemleri açıklanmıştır.

BÖLÜM 3.1. ÇALIŞMA BÖLGESİ

Örnekleme istasyonu olarak seçilen İstanbul' un Avrupa yakasının Fatih ilçesinde bulunan Aksaray Hava Kalitesi Ölçüm İstasyonu (Aksaray HKÖİ), 41,0144 kuzey enlemleri ile 28,9539 doğu boylamları arasında yer almaktadır. İstasyon konum itibariyle deniz seviyesinden 40 m yüksektedir. İstasyonun karayoluna uzaklığı 3 m ve ölçüm yüksekliği 4 m' dir. İstasyonun kuruluş tarihi 1 Ocak 1998' dir. Aksaray istasyonu trafik kaynaklı kirleticileri temsil eden bir istasyondur. İstasyonda PM_{10}, $PM_{2.5}$, BC, CO, NO, NO_2, NO_X ve O_3 parametreleri izlenmektedir.

Aksaray, Fatih ilçesinde Vatan Caddesi ile Millet Caddesi' nin kesiştiği noktada bulunan, İstanbul' un en bilinen semtlerindendir. Aksaray' ın etrafında yer alan semtler, Fatih, Fındıkzade, Laleli, Unkapanı ve Yenikapı' dır. Semt günümüzde şehir içi ulaşımın aktarma noktaları arasında yer alması ve civarında bulunan sağlık kuruluşlarıyla önem kazanmıştır. Aksaray semtinin nüfusu 2018 nüfus verilerine göre 11.553 kişidir. Bağlı bulunduğu Fatih ilçesinin nüfusunun ise 2018 yılı verilerine göre 436.539 kişi olduğu görülmektedir.



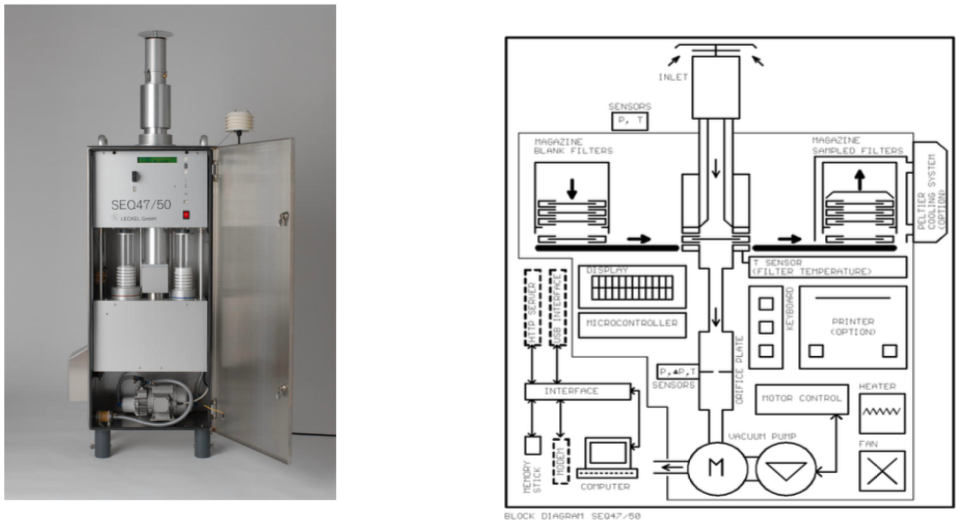
Şekil 3.1: İstasyonun konumu.

3.2. PM ÖRNEKLEMESİ

İBB tarafından Aksaray istasyonunda PM izleme, hem sürekli ölçümle hem de PM örneklemesi ile gravimetrik yöntemle yapılmaktadır.

Bu çalışmada İBB tarafından 19 Haziran 2017 – 8 Ağustos 2017 tarihleri arasında toplanan 42 adet PM filtresinin gravimetrik analizi ve kimyasal karakterizasyon belirlemesi çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Örneklemede Quartz ve PTFE filtreler kullanılmıştır.

Aksaray Hava Kalitesi Ölçüm İstasyonu' nda örnekleme yapan cihaz Sven Leckel marka SEQ 47/50-RV model $PM_{2.5}$-PM_{10} cihazıdır. Bu cihaz CEN EN 12341:2014' e göre PM_{10} ve $PM_{2.5}$ örneklemesi yapmaktadır. Cihazda doğrudan filtrenin akış yönünde sıcaklık ölçümleri yapılabilmektedir. 47 mm çaplı ve 50 mm çaplı filtrelerin kullanımına uygundur. Cihazın akış hızı 1,0-2,3 m^3/sa' dir.



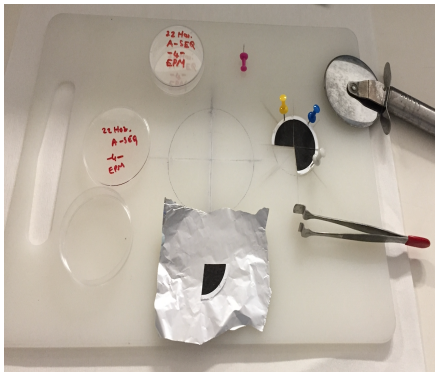
Şekil 3.2: Sven Leckel SEQ 47/50 PM örnekleme cihazının görünüşü ve blok şeması (http://www.leckel.de).

3.3. PM FİLTRELERİNİN AYRIŞTIRILMASI

Aksaray HKÖİ' da toplanan PM filtrelerin gravimetrik analizleri İBB' de yapıldıktan sonra İstanbul Üniversitesi - Cerrahpaşa Çevre Mühendisliği laboratuvarına getirilmiştir. 14 adet filtrenin her biri dört eşit parçaya bölünmüş ve her bir filtre parçasına farklı ayrıştırma işlemi uygulanmıştır.

Filtrelere 3 farklı ayrıştırma işlemi uygulanmıştır:

1. Asit çözeltisi ile ayrıştırma
2. Ultra saf su ile ayrıştırma
3. Simüle akciğer sıvısı (Gamble Solution) ile ayrıştırma

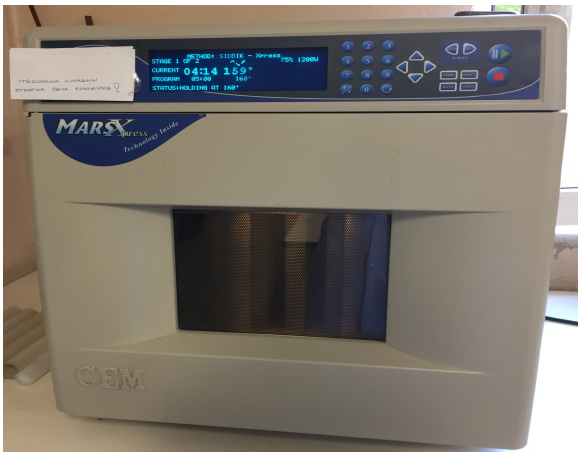


Şekil 3.3: $PM_{2.5}$ örneklerinin eşit parçalara bölünmesi.

Şekil 3.3' de görüldüğü gibi filtreler dört eşit parçaya bölündükten sonra her bir parça alüminyum folyo ile sarılarak örnekleme tarihlerine göre sırasıyla petri kaplarına konularak analiz işlemleri için saklanmıştır. Filtre kağıdının içeriğinden gelen metal konsantrasyonunu ve asit çözeltisiden kaynaklanabilecek metal konsantrasyonunu belirlemek amacıyla her iki filtre tipinin şahit örnekleri de dört eşit parçaya bölünerek petri kaplarına yerleştirilip analiz için saklanmıştır.

3.3.1. Asit Çözeltisi İle Ayrıştırma

Ayrıştırma işleminde CEM MARSXPress model Mikrodalga Ayrıştırma ünitesi kullanılarak en uygun metot ve asit karışımı ile çözündürme işlemi gerçekleştirilmiştir. İstanbul Üniversitesi – Cerrahpaşa Çevre Mühendisliği laboratuvarında bulunan mikrodalga ayrıştırma ünitesinin görünüşü Şekil 3.4' de verilmiştir.



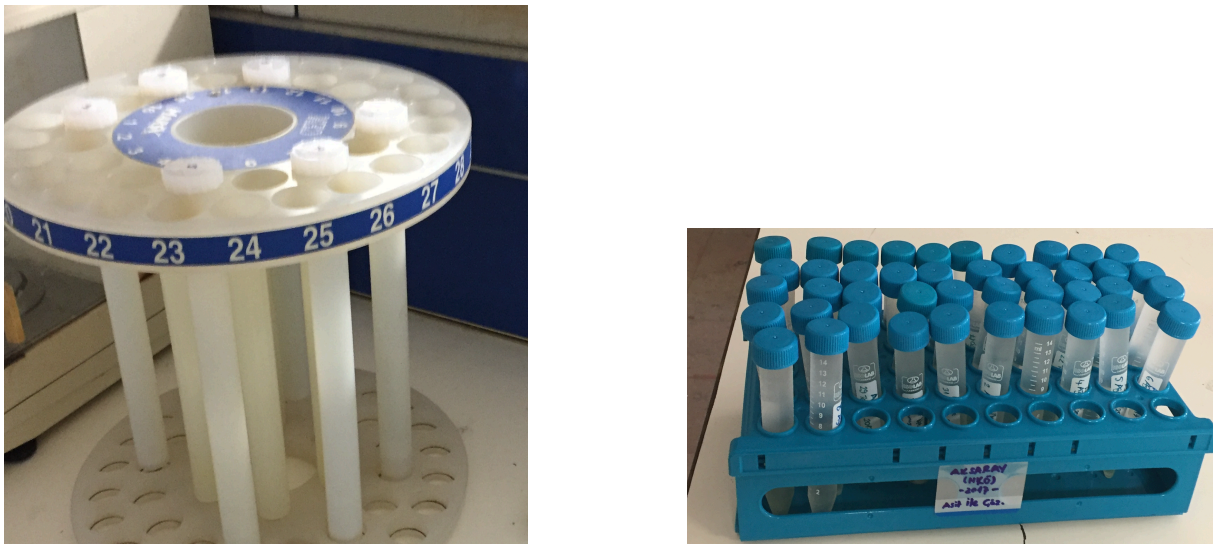
Şekil 3.4: CEM MARS XPress mikrodalga ayrıştırma cihazı.

Filtrelerin asit ile ayrıştırma işleminde 5 ml HNO_3 (% 65 Merck, Pure, Germany), 1 ml HCl (% 30-40 Merck, Pure, Germany) ve 0.5 ml HF (% 38-40 Merck, Extra pure, Germany) asit karışımı kullanılmıştır. PTFE ayrıştırma kaplarına öncelikle filtre parçaları sonrasında asit karışımı ilave edilerek 2 aşamalı çözündürme prosedürü uygulanmıştır. Tablo 3.1' de çözündürme prosedürüne ait işlemler özetlenmiştir.

Tablo 3.1: Partikül maddenin CEM MARSXPress mikrodalga ayrıştırma ünitesi kullanılarak yapılan çözündürme işlemi.

Aşama	**Süre (dk)**	**Sıcaklık (C)**	**Isıl Güç (W)**	**Bekleme**
1	10	25 → 160	1200	-
	-	160	1200	5
2	5	160 → 190	1200	-
	-	190	1200	20
Havalandırma	15	190 → 26	1200	-

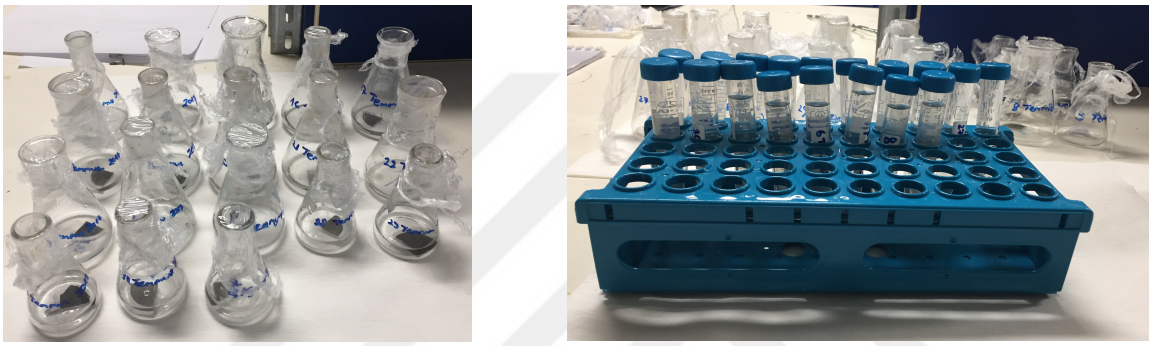
Çözündürme işleminden sonra çözündürme kaplarının oda sıcaklığına kadar soğuması beklenmiş ve daha sonra çözeltiler polietilen numune kaplarına alınmıştır. İşlem tamamlandığında 6.5 ml' lik çözelti elde edilmiştir. Ayrıştırma prosedürü sonunda çözeltiler 15 ml' ye ultra saf su ile tamamlanmış ve polietilen numune kaplarında buzdolabında (4˚C) analiz için muhafaza edilmiştir. Şekil 3.5' de PTFE numune kapları ve polietilen numune kaplarının görünüşü verilmiştir.



Şekil 3.5: PTFE ayrıştırma kapları ve polietilen numune kaplarının görünüşü.

3.3.2. Ultra Saf Su İle Ayrıştırma

Suda çözünebilen metallerin analizi amacıyla filtrelerin dörtte birlik parçaları sırasıyla erlenlere koyulmuş ve üzerine 15 ml ultra saf su eklenmiştir. 24 ˚C ve 200 rpm' e ayarlanmış çalkalayıcı inkübatörde 1 saat süre ile karıştırılmıştır. Bu karışımın üst fazı şırınga vasıtasıyla 0.45 µm filtreden geçirilerek süzülmüş ve metal analizi için polipropilen numune kaplarına koyulmuştur. Numunelerin her 10 ml' si için 100 µl HNO_3 (%65 Merck, Pure Germany) ilave edilerek numune içerisindeki metallerin stabilizasyonu sağlanmıştır. Numune kapları 4^{o}C' de muhafaza edilmiştir.



Şekil 3.6: Ultra saf su ile çözündürme işlemi.

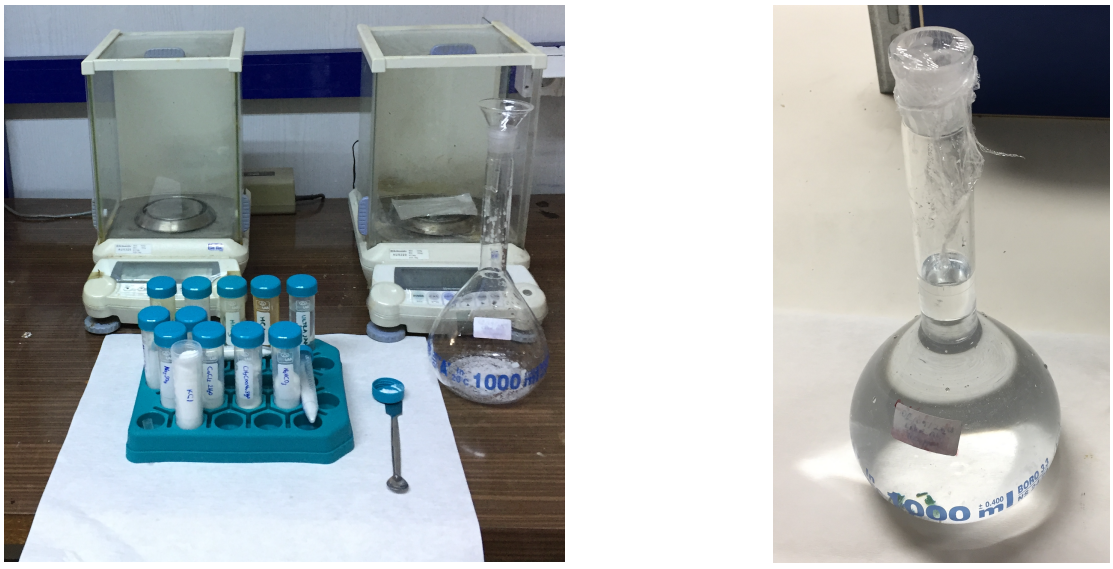
3.3.3. Simüle Akciğer Sıvısı (Gamble Çözeltisi) İle Ayrıştırma

Simüle akciğer sıvısı çözeltisinin hazırlanmasında 0.055 µs/cm iletkenliğe sahip deiyonize su kullanılmıştır. Numunelerin tamamen ayrıştırılması ve stabilizasyonu amacıyla (% 65 Merck, Pure, Germany) nitrik asit kullanılmıştır. Gamble çözeltisi Tablo 3.2' de verilen tarife göre hazırlanmış ve iz elementlerin analizi amacıyla kullanılmıştır. Çözeltiyi hazırlarken çökelmeyi önlemek için kimyasalları doğru sırayla eklemek ve yeterli miktarda su kullanmak önem taşımaktadır (Şekil 3.7).

Tablo 3.2: Gamble' s çözeltisinin bileşimi (Coufalik ve diğ., 2016).

Simüle Akciğer Sıvısı	1 L Başına Bileşimi
Gamble' s Çözeltisi	0.2033 g $MgCl_2.6H_2O$
	6.0193 g NaCl
	0.2982 g KCl
	0.142 g Na_2HPO_4
	0.071 g Na_2SO_4
	0.3676 g $CaCl_2.2H_2O$
	0.9526 g $CH_3COONa.3H_2O$
	2.6043 g $NaHCO_3$
	0.097 g sodium citrate dihydrate ($C_6H_9Na_3O_9$)

Filtrelerin her biri erlenlere koyularak üzerlerine 20 ml Gamble çözeltisi ilave edilmiştir. Filtrelerin ayrıştırılma işlemi çalkalayıcı inkübatörde 24 saat süre ile 37 °C (± 0.5 ˚C) ve 200 rpm' de gerçekleştirilmiştir. Ayrışma işleminden sonra numuneler, bir şırınga yardımı ile filtrelerden (0.45 µm) süzülerek polipropilen numune kaplarına aktarılmıştır. Süzüntüler 10 ml çözelti başına 100 µl % 65 Pure, HNO_3 ilavesiyle stabilize edilmiştir. Numune kapları 4 °C' de saklanmıştır.



Şekil 3.7: Simüle akciğer sıvısının hazırlanması.

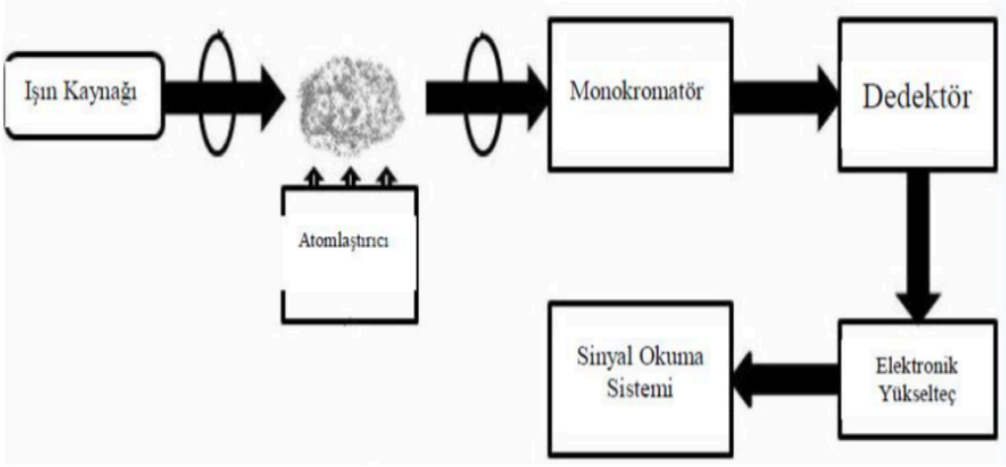
3.4. METAL ANALİZİ

Bu çalışmada Perkin Elmer marka AAS 600 model Grafit Fırınlı Atomik Absorpsiyon cihazı metal analizinde kullanılmıştır. Analiz amacıyla sıvı örnekler, otomatik pipetler veya otomatik örnekleyiciler kullanılarak örnek verme oyuğundan soğuk tüpün içine veya tüpün içinde bulunan platforma aktarılır. Sonraki aşamada ise tüp ayarlanabilir bir güç kaynağı ile ısıtılır. Grafit fırının sıcaklık programlaması farklı amaçlar için düzenlenen çok sayıda sıcaklık basamaklarından oluşmaktadır:

- Kurutma Basamağı: Bu basamakta sulu çözeltiler 110 ^{o}C' ye kadar ısıtılarak çözücü uzaklaştırılır. Bu sıcaklık değeri çözücünün kaynama noktasının altındadır.
- Piroliz (Ön Atomlaştırma) Basamağı: Piroliz basamağında örnek içerisinde bulunan bütün organik ve uçucu bileşikler uzaklaştırılmaktadır. Bu aşamada sıcaklık 350-1200 ^{o}C arasında değişmektedir.
- Atomlaştırma Basamağı: Bu aşamada tayin elementinin gaz atomları oluşuncaya kadar sıcaklık yükseltilmektedir. Genellikle sıcaklık aralığı 2000-3000 ^{o}C arasındadır. Atomlar bu basamakta absorpsiyon sinyali oluşturur ve absorpsiyonları ölçülür.
- Temizleme Basamağı: Kalıcı ya da az uçucu bileşenleri uzaklaştırmak için tüp yüksek sıcaklıklara kadar ısıtılmaktadır.
- Soğutma Basamağı: Fırın oda sıcaklığına gelene kadar soğutulmaktadır (İnce, 2005, Tokman, 2007).

Atomik absorpsiyon spektrofotometresi çok düşük miktarlardaki metal elementlerinin belirlenmesinde kullanılan önemli yöntemler arasında yer almaktadır. Bu yöntem gaz fazındaki atomların ışığı emme miktarlarını ölçme tekniğine dayanmaktadır.

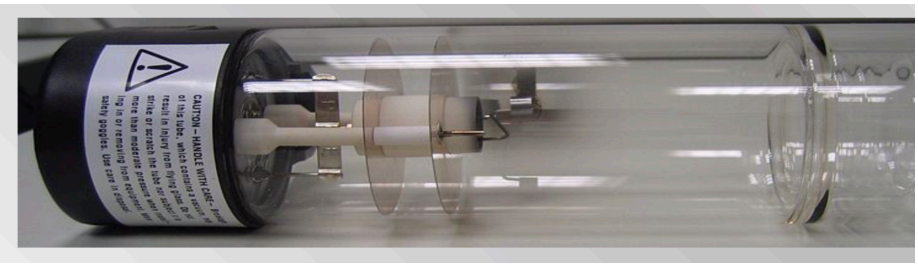
Atomik absorpsiyon spektrofotometresi, analizi yapılacak elementin absorplayacağı ışığı yayan ışık kaynağı, örnek çözeltisinin atomik buhar haline getirildiği atomlaştırıcı, çalışılan dalga boyunun diğer dalga boylarından ayrıştırılmasını sağlayan monokromatör ve ışık şiddetinin ölçüldüğü dedektör birimlerinden oluşmaktadır.



Şekil 3.8: Atomik absorpsiyon spektrofotometresi genel şeması (http://www.megep.meb.gov.tr/mte_program_modul/moduller_pdf/Atomik%20Absorpsiyon%20Spekt).

AAS' de en fazla tercih edilen ışık kaynağı oyuk katot lambasıdır. Oyuk katot lambası düşük basınç altında asal gazlar arasında bulunan neon veya argon gazı ile doldurulmuştur. Lamba silindir şeklinde olup içerisinde anot ve katot yer almaktadır. Katot yapısı analizi yapılacak elementten oluşurken anot ise tungten veya nikelden yapılmaktadır.

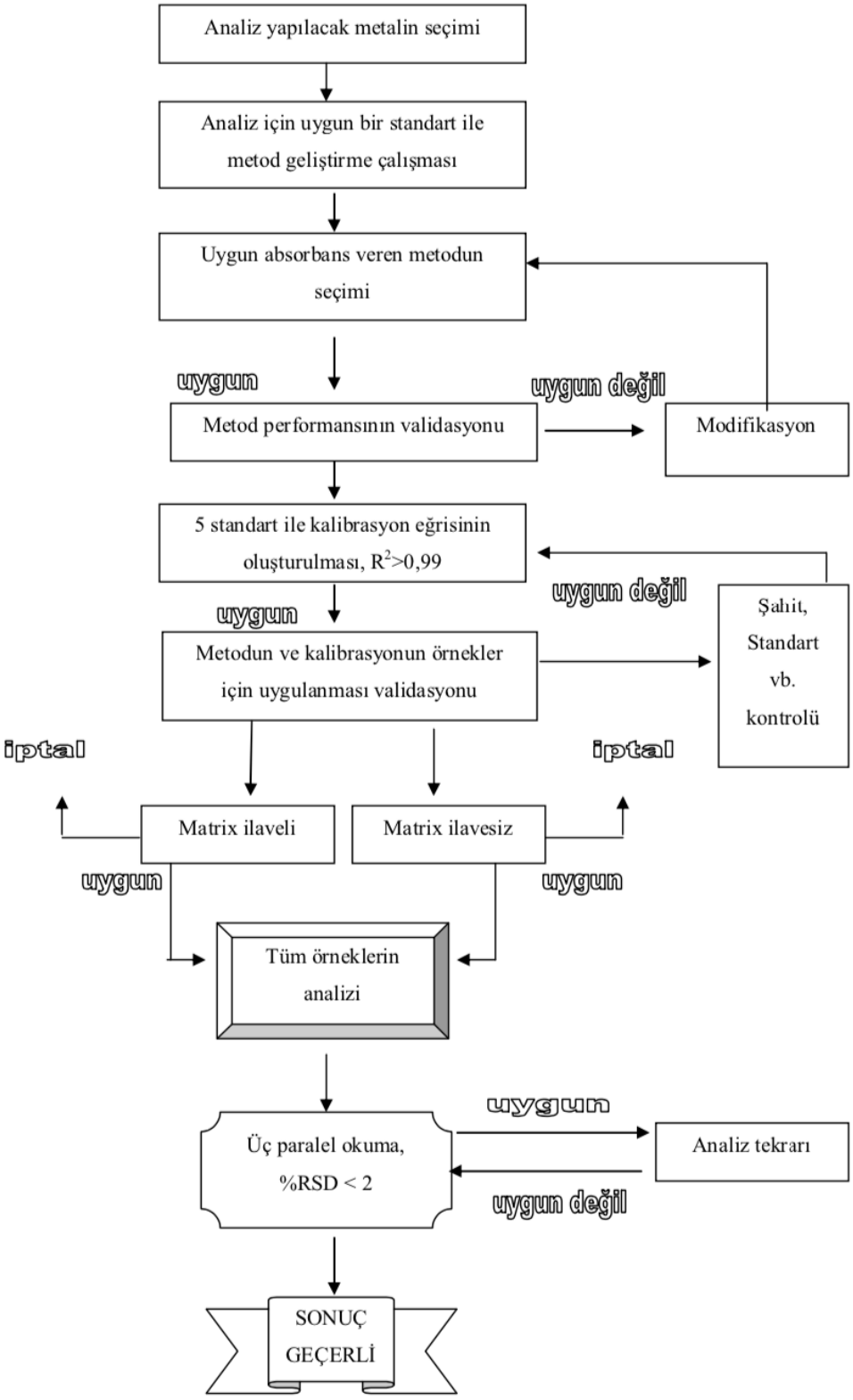
Ortamda bulunan iyon ve elektronlar katot kısmına çarpmak suretiyle metal atomlarını katodun yüzeyinden koparak uyarırlar. Atom uyarılmış enerji düzeyinde kararsız olduğundan temel enerji düzeyine dönme eğilimindedir. Temel enerji düzeyine dönüş esnasında atom katot elementine özgü dalga boyunda ışıma yapmaktadır. Analiz esnasında ölçümü yapılacak elemente ait oyuk katot lambasının kullanılması gerekmektedir.



Şekil 3.9: Oyuklu katot lambası (http://content.lms.sabis.sakarya.edu.tr/Uploads/78029/33485/2-aas_mt.pdf).

Analizi yapılacak metalin seçiminden sonra standart çözelti ile metod geliştirme aşamasına geçilmektedir. Örnekleri okumaya başlamadan önce standart çözelti, boş filtre çözeltisi kullanılarak tekrarlanabilirlik çalışmaları yapılmıştır. %2' nin altında tekrarlanabilirlik değeri elde edilen ölçümler doğru kabul edilmiştir. Kullanılan grafit tüp metallerin her birinin analizinde değiştirilerek kirlilik bulaşması önlenmiştir. Kalibrasyon eğrisi hazırlanırken her metal için 5 standart çözelti kullanılmış ve R^2>0,99 koşulu sağlanmıştır. Metal analizlerinin her bir serisi tamamlanırken son olarak standart çözelti ile okuma gerçekleştirilerek tekrarlanabilirlik kontrol edilmiştir. Tüm okumalar 3' er kere tekrar edilerek gerçekleştirilmiştir. Şahit numune için boş filtreler kullanılmıştır. GF-AAS' de metal analizi için kullanılacak metodun seçimi ve analiz aşamaları Şekil 3.9' da verilmiştir.

Bu çalışmada trafik kaynaklı ince partiküllerin içeriğindeki Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin tayininde bu metot kullanılmıştır.



Şekil 3.10: GF-ASS' de her bir metalin analizi için metot seçimi ve analiz aşamaları.

3.5. SAĞLIK RİSKLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Çalışma kapsamında, trafik kaynaklı kirleticilerin hava yoluyla alınması neticesinde ortaya çıkabilecek olası sağlık riskleri belirlenmiştir. GF-AAS' de analiz edilen elementlerin $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının ortalama değerleri esas alınarak sağlık riski değerlendirmesi gerçekleştirilmiştir. Sağlık riski değerlendirilirken EPA tarafından önerilen adımların takip edilmesi, çalışmanın sonuçlarının uygunluğuna olumlu katkı sağlamaktadır:

1. Bazı ajanlara maruz kalmanın neden olabileceği olumsuz sağlık etkilerinin türlerinin belirlenmesi ve bu tanımlamayı destekleyen bulguların karakterizasyonunun incelenmesi,
2. Doz – cevap ilişkisinin değerlendirilmesi: Olası sağlık etkilerinin şiddeti ve ciddiyeti, bir maddeye maruz kalma miktarı ve durumu (verilen doz) ile bağıntılıdır.
3. Maruz kalma değerlendirmesi, insanın çevredeki bir maddeye maruz kalmasının miktarını, sıklığını ve süresini ölçme veya tahmin etme ya da henüz salınmamış bir ajanın gelecekteki risklerini tahmin etme sürecidir.
4. Risk karakterizasyonu, risk değerlendiricisinin, risklerin niteliğini değerlendirdiği ve riskin varlığına ya da yokluğuna ilişkin yargıda bulunduğu, varsayımları ve belirsizlikleri irdelediği ve politika seçimine ilişkin görüşlerini bildirdiği adımdır.

Sonuç olarak, genel risk karakterizasyonu, bireysel risk karakterizasyonu ve bütünleştirici bir analizden oluşmaktadır.

3.6. HESAPLAMALAR

3.6.1. Partikül Madde Kütle Konsantrasyonu Hesaplamaları

Partikül maddelerin kütlesel ölçümlerini belirlemek için örnekleme öncesinde ve örnekleme sonrasında filtrelerin hassas tartımları gerçekleştirilmiştir.

$$\text{PM}\ (\mu g/m^3) = \frac{B-A}{V} \times 10^6 \qquad (3.1)$$

Bu denklemde;

A = Örnekleme öncesi tartım, mg
B = Örnekleme sonrası tartım, mg
V = Örnekleme hacmi, L

3.6.2. Elementlerin Konsantrasyonlarının Hesaplanması

Elementlerin konsantrasyonları, Grafit Fırınlı Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi (GF-AAS) kullanılarak gerçekleştirilen analiz neticesinde X (µg/L) cinsinden hesaplanmış olup aşağıdaki şekilde birim düzeltmesi uygulanmıştır. İlk olarak, cihazda okunan örnek konsantrasyonundan boş filtre kağıdı değeri çıkarılarak X (µg/L) hesaplanmıştır.

Cihazda okunan örnek konsantrasyonu – Blank konsantrasyonu = X (µg/L)

X (µg/L) değeri, µg/mL' ye dönüştürülerek hesaplamalar esnasında her ayrıştırma için kendi seyreltme oranları (mL) ile çarpılmıştır.

$$\text{Y (µg)} = \text{Seyreltme oranı (mL)} \times \frac{X\ \mu g}{1000\ mL} \tag{3.2}$$

Örnekleme hacmi (Z) pompa ile çekilen havanın debisine bağıntılıdır ve aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

$$\text{Z} = \text{Pompa ile çekilen hava debisi } (\frac{L}{dk}) \times \text{Örnekleme süresi (dk)} \tag{3.3}$$

Bulunan değer, 1000' e bölünerek örnekleme hacmi m^3 cinsinden elde edilmiştir.

Element derişimini hesaplamak için ise aşağıdaki formül kullanılmıştır;

$$\text{Element derişimi} = \frac{1000\ ng}{\mu g} \times \frac{Y\ \mu g}{Z\ \text{m3}} \tag{3.4}$$

3.6.3. Sağlık Risklerinin Hesaplanması

Bu çalışmada, kanser riski ve tehlike indeksi hesaplamaları için Ni, Cr ve Cd elementleri seçilerek hesaplamalar gerçekleştirilmiştir. Tehlike indeksi hesaplamasında maruz kalan kişilerin günlük alım (CDI) değerleri ve kronik soluma referans konsantrasyonu (RfC – mg/m^3)

kullanılmıştır. Trafik kaynaklı kirleticiler için CDI değerleri, aşağıda verilen formül ile hesaplanmıştır.

$$\text{CDIiw– air (mg/m}^3\text{)} = \frac{Cair(\mu g/m3) \times EFiw \times EDiw \times ETiw \times (1\ gün/24saat)}{ATiw(365\ gün/yıl) \times EDiw(25\ yıl) \times 1000\ \mu g/mg} \quad (3.5)$$

Bu denklemde,

Cair : Kirletici konsantrasyonu (μg/m^3),

EFiw : Maruziyet frekansı (gün/yıl),

EDiw : Maruziyet süresi (yıl),

ETiw : Günlük maruziyet süresi (saat/gün),

ATiw : Ortalama maruziyet zamanı (gün).

Toksisite ve maruziyet hesaplamaları gerçekleştirildikten sonra tehlike indeksi (HQ), aşağıdaki formül ile hesaplanarak risk karakterizasyonu değerlendirilmesi yapılmıştır (US EPA, 1997).

$$\text{HQ} = \frac{CDI}{RfC} \quad (3.6)$$

$$\text{Toplam tehlike indeksi} = \sum\text{Kirleticilerin tehlike indeksleri} \quad (3.7)$$

ELCR (Kanser Riski) kanserojenik maddelere bağlı risk karakterizasyonunu ifade etmektedir.

$$\text{Kanser riski (ELCR)} = \text{IUR} \times \text{Cair} \quad (3.8)$$

IUR: Solumaya bağlı birim risk (μg/m^3)$^{-1}$,

Cair: Kirletici konsantrasyonu (μg/m^3).

$$\text{Toplam hayat boyu kanser olma riski} = \sum \text{Kirleticilerin kanser riskleri} \quad (3.9)$$

4. BULGULAR

4.1. PARTİKÜL MADDE

4.1.1. Aksaray İstasyonu Partikül Madde Konsantrasyonları

Bu çalışma kapsamında 6 Temmuz 2017-22 Temmuz 2017 tarihleri arasında İBB' ye bağlı Aksaray hava kalitesi ölçüm istasyonundan 24 saat süre ile örneklenen $PM_{2.5}$ boyutlu partiküllerin kütle konsantrasyonları gravimetrik olarak tayin edilmiştir. İBB tarafından Aksaray istasyonunda PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 konsantrasyonu ölçümleri online cihazlar ile yapılmaktadır. $PM_{2.5}$ kütlesel konsantrasyonları gravimetrik olarak tayin edilen (ortalama) ve sürekli ölçüm cihazı ile ölçülen PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve PM_1 konsantrasyonları Tablo 4.1.' de verilmiştir.

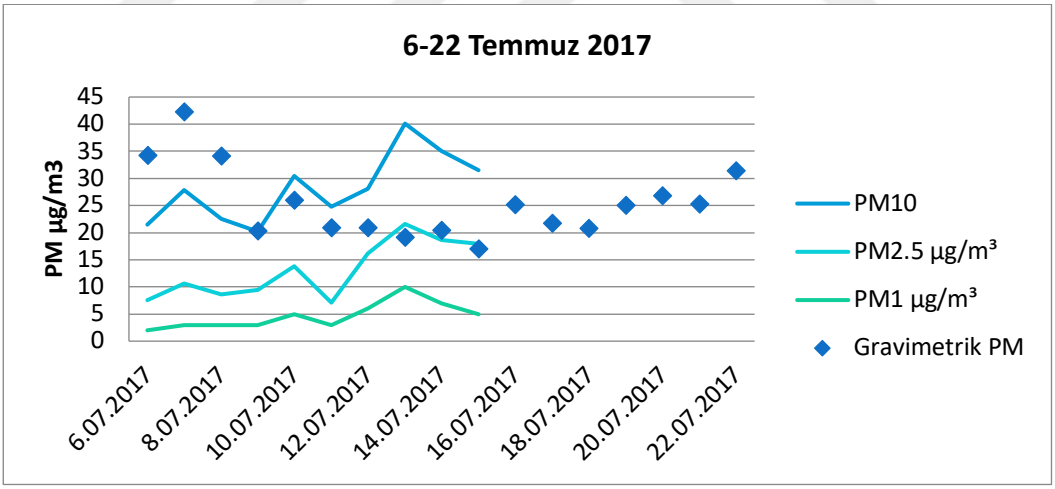
Tablo 4.1: Aksaray istasyonu PM konsantrasyonları ($\mu g/m^3$).

Tarih	$PM_{2.5}$ Kons. ($\mu g/m^3$)	PM_{10} ($\mu g/m^3$)	$PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)	PM_1 ($\mu g/m^3$)
6.Tem.17	34	21,5	7,6	2
7.Tem.17	42	27,8	10,6	3
8.Tem.17	34	22,5	8,6	3
9.Tem.17	20	20,2	9,5	3
10.Tem.17	26	30,5	13,8	5
14.Tem.17	20	35	18,6	7
15.Tem.17	17	31,5	17,9	5
16.Tem.17	25	-	-	-
17.Tem.17	22	-	-	-
18.Tem.17	21	-	-	-
19.Tem.17	25	-	-	-
20.Tem.17	27	-	-	-
21.Tem.17	25	-	-	-
22.Tem.17	31	-	-	-

* - ölçüm yapılmamıştır.

Tablo 4.1 incelendiğinde aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir;

- PM_1 ortalama konsantrasyonu için en düşük değer 2 µg/m^3 ile 6 Temmuz 2017 tarihinde ölçülmüştür. En yüksek PM_1 konsantrasyonu ise ölçüm yapılan bu dönem için 7 µg/m^3 ile 14 Temmuz 2017 tarihinde gözlenmiştir.
- $PM_{2.5}$ ortalama konsantrasyonunun en düşük değeri, 7,6 µg/m^3 ile 6 Temmuz 2017 tarihinde gözlenirken, 11 Temmuz 2017 tarihinden 13 Temmuz 2017 tarihine kadar $PM_{2.5}$ konsantrasyonu büyük miktarda artış göstererek 13 Temmuz 2017' de 21,6 µg/m^3 ile en yüksek değerine ulaşmıştır.
- PM_{10} ortalama konsantrasyonu için en düşük değer 20,2 µg/m^3 ile 9 Temmuz 2017 tarihinde gözlenirken, en yüksek PM_{10} konsantrasyonunun 35 µg/m^3 değeri ile 14 Temmuz 2017 tarihinde olduğu görülmüştür.
- $PM_{2.5}$ konsantrasyonları sonuçlarına göre en yüksek değer 42 µg/m^3 ile 7 Temmuz 2017 tarihinde gözlenirken, en düşük $PM_{2.5}$ konsantrasyonunun 15 Temmuz 2017 tarihinde ölçülen 17 µg/m^3 olduğu görülmüştür.

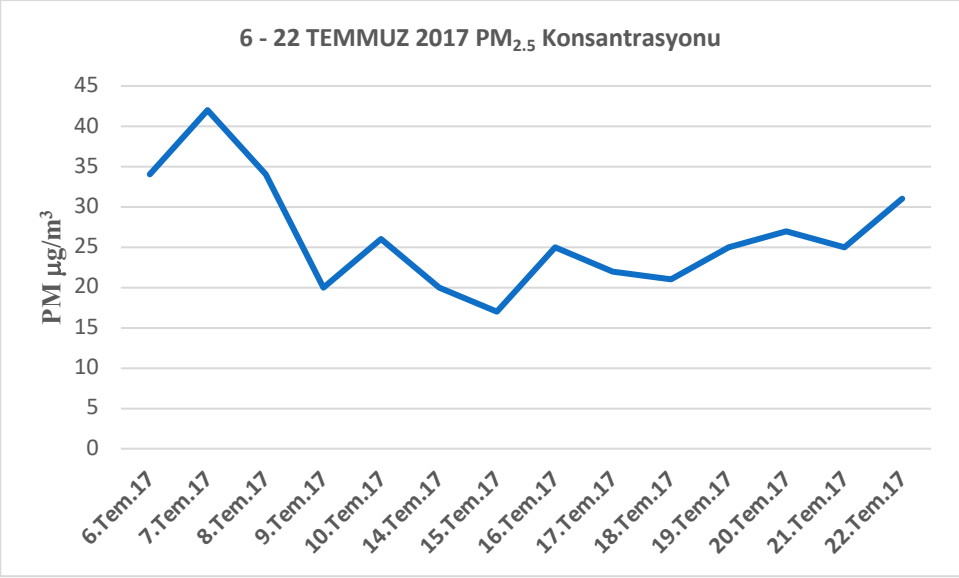


Şekil 4.1: 6-22 Temmuz 2017 tarihleri arasındaki partikül madde konsantrasyonları.

Tablo 4.2: Aksaray hava kalitesi ölçüm istasyonu $PM_{2.5}$ konsantrasyonuna ait değerler.

Parametre	Aritmetik Ortalama	Standart Sapma	Medyan
$PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)	26,36	6,82	25

Tablo 4.2 incelendiğinde 6-22 Temmuz 2017 tarihleri arasında örneklenen $PM_{2.5}$ partikül konsantrasyonlarının aritmetik ortalamasının 26,36 $\mu g/m^3$, standart sapmanın 6,82 ve medyan değerinin ise 25 olduğu görülmektedir.



Şekil: 4.2: 6-22 Temmuz 2017 tarihleri arasında elde edilen $PM_{2.5}$ konsantrasyonları.

Şekil 4.2 incelendiğinde $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının 6-22 Temmuz 2017 tarihleri arasında çeşitlilik gösterdiği görülmekle birlikte, 6 ve 8 Temmuz tarihlerinde 34 $\mu g/m^3$, 9 ve 14 Temmuz tarihlerinde 20 $\mu g/m^3$, 16, 19 ve 21 Temmuz tarihlerinde ise 25 $\mu g/m^3$ ile aynı değerlerin ölçüldüğü görülmektedir.

Aksaray hava kalitesi ölçüm istasyonunda PM_{10} için gözlenen konsantrasyonların HKDY' nde belirtilmiş olan günlük ortalama sınır değer olan 50 $\mu g/m^3$' ün altında olduğu görülmektedir. $PM_{2.5}$ konsantrasyonları için ülkemizde henüz kabul edilmiş bir sınır değer bulunmamakla birlikte, istasyondaki $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının ölçüm yapılan günler için WHO tarafından kabul edilen günlük ortalama sınır değeri 25 $\mu g/m^3$' ün altında olduğu görülmüştür.

4.2. AKSARAY HAVA KALİTESİ ÖLÇÜM İSTASYONUNDAKİ DİĞER KİRLETİCİLERİN YILLIK ORTALAMASI

Aksaray hava kalitesi ölçüm istasyonunun genel hava kalite durumunu belirleyebilmek amacıyla partikül madde kirleticilerinin dışında, ölçümü yapılan diğer parametrelerinde ölçüm sonuçlarını bilmek önem taşımaktadır. Bu amaçla 2017 yılı boyunca istasyonda ölçümü yapılan PM_{10}, $PM_{2.5}$ SO_2, NO_2, CO, O_3 gibi kirleticilerinin 2017 yılı ortalama değerleri Tablo 4.2' de gösterilmiştir.

Tablo 4.3: Aksaray istasyonunda ölçümü yapılan diğer kirleticilerin 2017 yılı ortalama konsantrasyonları ($\mu g/m^3$).

Parametre	**Yıllık Ortalama ($\mu g/m^3$)**
PM_{10}	58,5
$PM_{2.5}$	28
SO_2	5,5
NO_2	72,9
CO	659,2
O_3	6

Tablo 4.3' deki veriler incelendiğinde istasyonun 2017 yılı boyunca PM_{10} için orta seviyede, SO_2, CO, NO_2 parametreleri için ise iyi seviyede hava kalitesine sahip olduğu gözlenmiştir. AHKÖİ' de $PM_{2.5}$ konsantrasyonu için hedeflenen yıllık ortalama değer 25 $\mu g/m^3$ olup henüz hedeflenen seviyede hava kalitesine ulaşılamamıştır.

4.3. METAL ANALİZİ SONUÇLARI

Metal analizleri için filtrelerin dörtte birlik kısımlarının her birine asitle ayrıştırma, ultra saf su ile ayrıştırma ve simüle akciğer sıvısı (Gamble' s solution) ile ayrıştırma işlemleri uygulanmıştır. Ayrıştırma işlemleri sonrasında elde edilen örneklerin GF-AAS' de analizi yapılmış ve element konsantrasyonları belirlenmiştir. İncelenen metaller Cu, Ni, Cr, Co ve Cd olup ayrıştırma işlemine göre belirlenen ortalama metal konsantrasyonları Tablo 4.4' de verilmiştir.

4.3.1. Toplam Metal Analizi Element Konsantrasyonları

Asit ile ayrıştırma işlemi uygulanan filtrelerin süzüntü örneklerinde metal analizi GF-AAS cihazı ile yapılmış ve Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementleri için konsantrasyon değerleri Tablo 4.4' de verilmiştir.

Tablo 4.4: Toplam metal analizinde element konsantrasyonlarının karşılaştırılması (ng/m^3).

Element	n	Min.	Maks.	Ort.	Std. Sapma	Med.
Cu	14	2,52	79,45	15,4	20,47	8,825
Ni	14	3,67	118,86	26,29	35,25	14,895
Cr	14	5,15	10,73	6,54	1,49	6,03
Co	14	0,03	1,29	0,48	0,33	0,445
Cd	14	0,15	0,44	0,27	0,08	0,265

$PM_{2.5}$ fraksiyonu içindeki Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin ortalama konsantrasyonları ve standart sapmaları sırasıyla, 15,4±20,47, 26,29±35,25, 6,54±1,49, 0,48±0,33 ve 0,27±0,08 ng/m^3 olarak bulunmuştur.

Elementlerin ortalama konsantrasyonlarına göre, Ni> Cu> Cr> Co> Cd şeklinde sıralandıkları görülmektedir.

Toplam metal analizi element konsantrasyonları incelendiğinde;

Cu konsantrasyonlarının 2,52 – 79,45 ng/m^3 arasında değiştiği görülmektedir. Tüm örneklerde Ni elementinden sonra en yüksek konsantrasyon değeri 79,45 ng/m^3 ile Cu elementinde gözlenmiştir.

Ni elementinin konsantrasyonlarının 3,67 – 118,86 ng/m^3 aralığında değiştiği görülmektedir. Toplam metal analizi element konsantrasyonları arasında en yüksek konsantrasyon 118,86 ng/m^3 ile Ni elementinde gözlenmiştir. En düşük ve en yüksek konsantrasyon değerleri arasındaki farkın oldukça yüksek olduğu görülmektedir.

Cr elementinin örneklerdeki konsantrasyonlarının 5,15 – 10,73 ng/m^3 aralığında değiştiği görülmektedir. Tüm örneklerde Cr elementinin konsantrasyonlarında yakın değerler gözlenmiştir.

Co elementinin konsantrasyonlarının alınan örneklerde 0,03 – 1,29 ng/m^3 aralığında değiştiği görülmektedir. Tüm örneklerde en düşük konsantrasyon 0,03 ng/m^3 ile Co elementinde gözlenmiştir.

Cd elementinin konsantrasyonlarının 0,15 – 0,44 ng/m^3 aralığında değiştiği görülmektedir. Tüm örneklerde Cd elementi konsantrasyonlarının yakın değerlerde olduğu gözlenmiştir.

Cd, Co, Cr, Cu ve Ni gibi iz elementler partikül maddelerin içeriğinde toprak metallerine göre oldukça düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadır. İz elementler düşük konsantrasyonlarına karşın insan sağlığı açısından daha tehlikelidir.

4.3.2. Ultra Saf Su İle Ayrıştırma Element Konsantrasyonları

Filtreleri ultra saf su ile ayrıştırma işlemi sonrası GF-AAS cihazı ile analiz edilen numunelerdeki Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin konsantrasyonları Tablo 4.5' de verilmiştir.

Tablo 4.5: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının karşılaştırılması (ng/m^3).

Element	n	Min.	Maks.	Ort.	Std. Sapma	Med.
Cu	14	0,42	6,8	1,97	1,75	1,38
Ni	14	0,04	2,33	0,5	0,64	0,36
Cr	14	0,09	1,09	0,36	0,3	0,245
Co	14	0,3	1,1	0,49	0,21	0,43
Cd	14	0,03	0,43	0,12	0,11	0,085

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin ortalama konsantrasyonları ve standart sapmaları sırasıyla, 1,97±1,75, 0,5±0,64, 0,36±0,3, 0,49±0,21 ve 0,12±0,11 ng/m^3 olarak bulunmuştur.

Elementler ultra saf su ile ayrışma sonucu belirlenen ortalama konsantrasyonlarına göre Cu> Ni> Co> Cr> Cd şeklinde sıralanmıştır.

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları incelendiğinde;

Cu konsantrasyonlarının 0,42 – 6,8 ng/m^3 aralığında olduğu görülmektedir. Tüm örneklerde en yüksek konsantrasyon 6,8 ng/m^3 ile Cu elementinde gözlenmiştir.

Ni konsantrasyonlarının 0,04 – 2,33 ng/m^3 arasında değiştiği görülmektedir. Tüm örneklerde 2,33 ng/m^3 ile Cu elementinden sonra en yüksek konsantrasyon Ni elementinde gözlenirken, 0,04 ng/m^3 ile Cd elementinden sonra en düşük konsantrasyon da Ni elementinde gözlenmiştir.

Cr konsantrasyonlarının 0,09 – 1,09 ng/m^3 aralığında olduğu görülmektedir.

Co elementi konsantrasyonlarının 0,3 – 1,1 ng/m^3 arasında değiştiği görülmektedir. Co elementi için tüm örneklerde yakın konsantrasyon değerleri gözlenmiştir.

Cd elementi konsantrasyonlarının toplanan örneklerde 0,03 – 0,43 ng/m^3 aralığında olduğu görülmektedir. Tüm örneklerde 0,03 ng/m^3 ile en düşük konsantrasyon Cd elementinde gözlenmiştir.

4.3.3. Simüle Akciğer Sıvısı (Gamble' s) İle Ayrıştırma Element Konsantrasyonları

Simüle akciğer sıvısı (Gamble' s) ile filtreler ayrıştırıldıktan sonra numuneler GF-AAS cihazı kullanılarak analiz edilmiş ve Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin belirlenen konsantrasyonları Tablo 4.6' da verilmiştir.

Tablo 4.6: Simüle akciğer sıvısı (Gamble' s) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının karşılaştırılması (ng/m^3).

Element	n	Min.	Maks.	Ort.	Std. Sapma	Med.
Cu	14	0,13	2,84	0,824	0,8	0,585
Ni	14	0,17	3,45	0,88	1,27	0,375
Cr	14	0,06	1,48	0,475	0,39	0,355
Co	14	0,04	0,58	0,32	0,21	0,36
Cd	14	0,03	3	0,31	0,78	0,08

Simüle akciğer sıvısı (Gamble' s) ile ayrıştırma sonucu belirlenen Cu, Ni, Cr, Co ve Cd elementlerinin ortalama konsantrasyonları ve standart sapmaları sırasıyla, 0,824±0,8, 0,88±1,27, 0,475±0,39, 0,32±0,21, 0,31±0,78 ng/m^3 olarak bulunmuştur.

Simüle akciğer sıvısı (Gamble' s) ile ayrıştırma sonucu belirlenen ortalama konsantrasyonlarına göre elementlerin sıralanışının Ni> Cu> Cr> Co> Cd şeklinde olduğu görülmektedir.

Simüle akciğer sıvısı (Gamble' s) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları incelendiğinde;

Cu konsantrasyonlarının 0,13 – 2,84 ng/m^3 arasında değiştiği görülmektedir. Cu elementi 2,84 ng/m^3 ile Ni elementinden sonra tüm örneklerde en yüksek ikinci konsantrasyonun görüldüğü element olmuştur.

Ni konsantrasyonlarının 0,17 – 3,45 ng/m^3 aralığında olduğu görülmektedir. Toplanan tüm örneklerde en yüksek konsantrasyon 3,45 ng/m^3 ile Ni elementinde gözlenmiştir.

Cr konsantrasyonlarının 0,06 – 1,48 ng/m^3 arasında değiştiği görülmektedir.

Co konsantrasyonlarının 0,04 – 0,58 ng/m^3 aralığında olduğu görülmektedir. Tüm örneklerde Co konsantrasyonlarında yakın değerler gözlenmiştir.

Cd konsantrasyonlarının 0,03 – 3 ng/m^3 arasında değiştiği görülmektedir. Toplanan tüm örneklerde 0,03 ng/m^3 ile en düşük konsantrasyon Cd elementinde gözlenmiştir.

Çin' de bulunan üç farklı büyük şehirden toplanan $PM_{2.5}$ örneklerinde toplam metal analizi ve simüle akciğer sıvısıyla (Gamble' s) ayrıştırma sonucu element konsantrasyonlaının karşılaştırıldığı çalışmada iz elementlerin toplam ortalama konsantrasyonları Pb (115±82,5)> Mn (50,8±33,0)> Ni (12,4±7,2)> Cd (6,16±5,22) ng/m^3 olarak gözlenmiştir. AB hava kalitesi direktifleri ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından iz elementler için çeşitli eşik değerler belirlenmiştir. Eşik değerler, 2008/50/EC sayılı direktifte Pb için 500 ng/m^3, 2004/107/EC direktifte Ni için 20 ng/m^3 ve Cd için 5 ng/m^3 belirlenmiş olup WHO ise Mn için yıllık ortalama 150 ng/m^3 konsantrasyonunu önermektedir. Bu seviyeler dikkate alındığında Nanjing' deki

(8,02±5,90) ve Şangay' daki (6,07±5,04) ng/m^3 ortalama Cd konsantrasyonlarının ve Şangay ve Guangzhou' da bazı günler için Ni konsantrasyonlarının eşik değerleri geçtiği görülmüştür. $PM_{2.5}$ kaynaklı olan akciğerde biyolojik olarak erişilebilen metallerin konsantrasyonun sıralamasının Mn> Ni> Pb> Cd şeklinde olduğu görülmüştür (Luo ve diğ., 2018). Bu çalışma, Aksaray HKÖİ' den alınan örneklerle yapılan çalışmayla kıyaslandığında ortalama konsantrasyonların sıralanmasında Aksaray istasyonunda da, Ni konsantrasyonunun Cd konsantrasyon büyük olduğu görülmektedir. Aksaray istasyonunda Ni=26,29 ng/m^3 değeri ile Ni elementinin ortalama konsantrasyonun eşik değerin üzerinde olduğu gözlenmiştir. Cd' nin ortalama konsantrasyonunun ise eşik değerin altında olduğu görülmektedir.

İspanya' da iki farklı bölgede (kentsel ve endüstriyel) yapılan çalışmada ETSIIT kentsel bölgesinden elde edilen PM_{10} verilerini dikkate aldığımızda iz elementlerin ortalama konsantrasyonlarının, Ni=0,6 ng/m^3, Cu= 8,2 ng/m^3, Cd= 0,3 ng/m^3 olduğu görülmektedir (Hernandez-Pellon ve diğ, 2018). Bu çalışmanın sonuçları Aksaray İstasyonu' ndan toplanan $PM_{2.5}$ örneklerinin içeriğinde bulunan ve analizi gerçekleştirilen elementlerin ortalama konsantrasyonları, Cu=15,4 ng/m^3, Ni=26,29 ng/m^3, Cd= 0,44 ng/m^3 olarak hesaplanmıştır. Cd konsantrasyonları her iki çalışmada da yakın değerlere sahipken, Aksaray istasyonunda Cu ve Ni konsantrasyonunun daha yüksek olduğu görülmektedir. Bu duruma C u ve Ni elementlerinin ince partiküllerde ($PM_{2.5}$) PM_{10} partiküllere oranla daha yüksek konsantrasyonlarda bulunmasının sebep olduğu düşünebilir.

Almanya' nın Leipzig şehrinin dört farklı bölgesinde gerçekleştirilen çalışmada trafik bölgesi (Leipzig – Mitte, LMI), trafik ve yerleşim bölgesi (Eisenbahnstrasse, EIB), kentsel bölgenin arka kısımlarında yer alan (TROPOS, TRO) ve bölgesel alandan (Melpitz, MEL) beş farklı boyutta partikül örnekleri toplanmıştır. Sonuçlar incelendiğinde, LMI' deki trafik kaynaklı partiküller Cr, Ba, Cu, Sb, Sn, Ca, Co, Mn, Fe ve Ti konsantrasyonlarının %75' ini temsil etmektedir. Bölgesel faaliyetler ise K, Rb, Pb, Se, As ve V gibi iz elementlerin konsantrasyonlarının % 70' inden fazlasını oluşturmaktadır. Trafik kaynaklı iz elementler genellikle kaba modda gözlenmiştir. Fe, K, Ca belirlenen ana elementler olup konsantrasyonları sırasıyla 31 – 440 ng/m^3, 42 – 153 ng/m^3 ve 23 – 322 ng/m^3 aralığında gözlenmiştir. İz elementlerden en düşük konsantrasyonların gözlendiği elementler <0,3 ng/m^3 ile Co, <0,5 ng/m^3 ile Rb ve 0,5 – 0, ng/m^3 ile Se olmuştur (Fomba ve diğ, 2017). Aksaray HKÖİ' den toplanan partikül örneklerinde Co elementinin ortalama konsantrasyonu 0,48 ng/m^3 olarak

hesaplanmıştır. Co konsantrasyonları karşılaştırıldığında iki çalışmada birbirine yakın konsantrasyon değerleri gözlenmektedir.

4.4. SAĞLIK RİSKLERİ DEĞERLENDİRME SONUÇLARI

Bu çalışma kapsamında trafiğin yoğun olduğu İstanbul Aksaray semtinde yol kenarında alınan örneklerde farklı yöntemlerle ayrıştırılan filtre örneklerinin metal konsantrasyon sonuçları kullanılarak sağlık riski belirlenmiştir. Maruziyet sonucu sağlık risklerinin belirlenmesi genellikle aşağıda verilen aşamaları içerir (EPA, 2003):

1) Potansiyel olarak maruz kalan popülasyonların tanımlanması;
2) Potansiyel yolların ve maruz kalma koşullarının belirlenmesi;
3) Potansiyel dozların veya kimyasal alımın miktarını belirleme.

Bu çalışmada, çalışma alanında örneklenen trafik kaynaklı $PM_{2.5}$ içeriğindeki metallere üç farklı popülasyon grubunun maruz kaldığı kabul edilmiş ve üç farklı senaryo için sağlık risk hesabı yapılmıştır. Tablo 4.7' de senaryolara göre hesaplamalarda dikkate alınan maruziyet süreleri verilmiştir.

Senaryo I, Çocuklar ve yaşlılar dahil sakinler;
Seanaryo II, Çalışma bölgesinin dışında çalışan sakinler;
Senaryo III, Çalışma bölgesinde oturmayan çalışanlar.

Tablo 4.7: Çevresel maruziyet senaryoları.

Parametre	Senaryo I		Senaryo II	Senaryo III
	Yetişkinler	Çocuklar		
ET (saat/gün)	24	24	12	8
EF (gün/yıl)	350	350	350	250
ED (yıl)	20	6	20	25

∗ ET: Günlük maruziyet süresi (saat/gün),

∗ EF: Maruziyet frenkansı (gün/yıl),

∗ ED: Maruziyet süresi (yıl).

Birinci ve üçüncü senaryolar, EPA tarafından kabul edilen maruz kalma senaryolarıdır (US EPA, 2009). İkinci senaryo ise bir ara maruz kalma olarak kabul edilmiştir.

IARC (Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı) tarafından tanımlanan sınıflandırma grubuna göre, Ni bileşikleri, Cd ve Cd bileşikleri sınıf I kanserojen elementlerdir. Co ve Co bileşikleri olası kanserojen olarak nitelendirilen 2B sınıfındadır. Cu ve Mn ise bu sınıflandırmaların dışında yer almaktadır (IARC, 2009).

Cr elementi (+3) veya (+6) değerlikli olarak bulunabilmektedir. EPA tarafından Cr(VI), A sınıfı kanserojen madde olarak sınıflandırılırken; Cr(III), D sınıfı olarak (kanserojen olmayan) sınıflandırılmıştır. Literatürde, toplam Cr içinde bulunan Cr(VI) ve Cr(III) arasındaki oranın 1/6 olduğu belirtilmiştir (Park ve diğ., 2008; Hieu ve Lee, 2010; US EPA, 1998). Bu çalışmada, GF–AAS ile ölçülen Cr konsantrasyonu toplam Cr konsantrasyonunu ifade etmektedir. Cr(VI) elementi toplam Cr konsantrasyonunun 1/7' si olarak değerlendirilerek hesaplamalar yapılmıştır.

Sağlık riski değerlendirilmesinde kullanılan ortalama metal konsantrasyonları, RfC ve IUR değerleri Tablo 4.8' de verilmiştir.

Tablo 4.8: Sağlık riski değerlendirmesinde kullanılan parametreler ($\mu g/m^3$).

Metal	Toplam Metal Analizi Kons. ($\mu g/m^3$)	Ultra Saf Su İle Ayrış. Kons. ($\mu g/m^3$)	Gamble İle Ayrış. Kons. ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	KAYNAK
Cu	0,0154	0,00197	0,000824	-	-	-
Ni	0,0263	0,0005	0,00088	1,40E-05	2,40E-04	Cal EPA, IRIS
Cr(IV)	0,0009	0,00005	0,000068	1,00E-04	1,20E-02	IRIS
Co	0,00048	0,00049	0,00032	-	-	-
Cd	0,00027	0,00012	0,00031	1,00E-05	1,80E-03	Cal EPA, IRIS

4.4.1. Senaryo I: Çocuklar Ve Yaşlılar Dahil Oturan Sakinler

-*Toplam Metal*

Toplam metal analizi element konsantrasyonları kullanılarak $PM_{2.5}$ içindeki elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanser riskleri Senaryo I' de Cd, Cr(IV) ve Ni elementleri için hesaplanmış ve sonuçları Tablo 4.9' da verilmiştir. Senaryo I, çalışma bölgesinde ikamet eden yetişkinler ve çocukların maruziyet hesaplamalarını temsil etmektedir.

Tablo 4.9: Toplam metal analizi element konsantrasyonlarının senaryo I için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Toplam Metal Analizi ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava) (Yetişkinler)	CDI(hava) (Çocuklar)	HQ (Yetişkinler)	HQ (Çocuklar)	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi									
Cd	0,00027	1,00E-05	2,07E-07	6,21E-08	2,07E-02	6,21E-03			Cal EPA
Cr(VI)	0,0009	1,00E-04	6,90E-07	2,07E-07	6,90E-03	2,07E-03			IRIS
Ni	0,0263	1,40E-05	2,01E-05	6,05E-06	**1,44E+00**	4,32E-01			Cal EPA
					Σ=1,47E+00	**Σ=4,40E-01**			
Kanser Riski									
Cd	0,00027						1,80E-03	4,86E-07	IRIS
Cr(VI)	0,0009						1,20E-02	1,08E-05	IRIS
Ni	0,0263						2,40E-04	6,31E-06	IRIS
								Σ=1,76E-05	

Toplam kanser riskinin (toplam ELCR) kabul edilebilir limit değeri $1{,}0x10^{-6}$' dır (US EPA, 1991). Toplam metal konsantrasyonları kullanılarak Senaryo I için yapılan hesaplamalarda kanserojen risk değerlendirildiğinde toplam kanser riski (toplam ELCR) $1{,}76\ x10^{-5}$ olarak hesaplanmış olup bu değerin kabul edilebilir değerin üzerinde olduğu görülmüştür. Bu sonuç kabul edilebilir değerin 17,6 katı ($1{,}76\ x\ 10^{-5}$) olup 1.000.000 kişiden 18' inin kanser olma ihtimalini göstermektedir.

Kanserojen olmayan (Toplam Tehlike İndeksi – Toplam HQ) risk ise yetişkinler için 1,47 ve çocuklar için 0,44 olarak hesaplanmıştır. Yetişkinler için hesaplanan kanserojen olmayan risk değeri 1,47 olup kabul edilebilir değerin (1,0) üzerinde olduğu görülmüştür. Yetişkinler için her bir elementin ayrı ayrı tehlike indeksi incelendiğinde Cd ve Cr(VI) elementlerinin tehlike indekslerinin sırasıyla 0,027 ve 0,0069 olduğu ve tehlike indeksi (HQ) için kabul edilebilir

değerin altında oldukları görülmektedir. Ni elementinin HQ değeri ise 1,44 olup kabul edilebilir değerin üstündedir. Çocuklar için hesaplanan kanserojen olmayan risk 0,44 olup kabul edilebilir değerin altında olduğu görülmektedir. Çocuklar için her bir elementin tehlike indeksi incelendiğinde Cd, Cr(VI) ve Ni elementlerinin tehlike indeksinin, kabul edilebilir değerin altında olduğu görülmektedir (sırasıyla 0,00621, 0,00207, 0,432).

Tablo 4.10' da ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak çalışma bölgesine ikamet eden yetişkinler ve çocuklar için $PM_{2.5}$ içeriğindeki elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksi ve kanserojen risk hesaplamalarının sonuçları verilmiştir.

Tablo 4.10: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo I için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Ultra Saf Su İle Ayrış. Kons. ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava) (Yetişkinler)	CDI(hava) (Çocuklar)	HQ (Yetişkinler)	HQ (Çocuklar)	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi									
Cd	0,00012	1,00E-05	9,21E-08	2,76E-08	9,21E-03	2,76E-03			Cal EPA
Cr(VI)	0,00005	1,00E-04	3,84E-08	1,15E-08	3,84E-04	1,15E-04			IRIS
Ni	0,0005	1,40E-05	3,84E-07	1,15E-07	2,74E-02	8,20E-03			Cal EPA
					Σ=3,70E-02	**Σ=1,11E-02**			
Kanser Riski									
Cd	0,00012						1,80E-03	2,16E-07	IRIS
Cr(VI)	0,00005						1,20E-02	6,00E-07	IRIS
Ni	0,0005						2,40E-04	7,00E-09	IRIS
								Σ= 8,23E-07	

-*Ultra Saf Su*

Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının Senaryo I için yapılan hesaplamalarında kanserojen risk (toplam ELCR) 8,23 x 10^{-7} olarak bulunmuştur. Bu değer kabul edilebilir limit değerinin (1,0 x10^{-6}) altındadır.

Kanserojen olmayan risk yetişkinler için 0,037 ve çocuklar için 0,0111 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçların toplam tehlike indeksi kabul edilebilir değerinin (1,0) altında olduğu görülmektedir.

Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının, çalışma bölgesinde ikamet eden yetişkinler ve çocuklar için kanserojen risk ve toplam tehlike indeksi açısından limit değerlerin altında olduğu görülmektedir.

-*Gamble' s Solüsyonu*

Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak $PM_{2.5}$ içindeki Cd, Cr(IV) ve Ni' den kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanserojen riskler çalışma bölgesinde yaşayan yetişkinler ve çocuklar için hesaplanmıştır. Sonuçlar Tablo 4.11' de verilmiştir.

Tablo 4.11: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo I için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Gamble Çözeltisi İle Ayrış. Kons. ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava) (Yetişkinler)	CDI(hava) (Çocuklar)	HQ (Yetişkinler)	HQ (Çocuklar)	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi									
Cd	0,00031	1,00E-05	2,38E-07	7,13E-08	2,38E-02	7,13E-03			Cal EPA
Cr(VI)	0,000068	1,00E-04	5,22E-08	1,56E-08	5,22E-04	1,56E-04			IRIS
Ni	0,00088	1,40E-05	6,75E-07	2,03E-07	4,82E-02	1,45E-02			Cal EPA
					Σ=7,25E-02	**Σ=2,18E-02**			
Kanser Riski									
Cd	0,00031						1,80E-03	5,58E-07	IRIS
Cr(VI)	0,000068						1,20E-02	8,16E-07	IRIS
Ni	0,00088						2,40E-04	2,11E-07	IRIS
								Σ=1,59E-06	

Kanserojen risk değeri 1,59 $x10^{-6}$ olarak hesaplanmış olup bu değer kabul edilebilir limit değerinin (1,0 $x10^{-6}$) 1,59 katıdır. Bu sonuç 1.000.000 kişiden 2' sinin kanser olma ihtimalinin olduğunu göstermektedir.

Kanserojen olmayan risk, çalışma bölgesinde yaşayan yetişkinler için 0,0725 ve çocuklar için 0,0218 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlar toplam tehlike indeksi için kabul edilebilir değerin (1,0) altındadır.

4.4.2. Senaryo II: Çalışma Bölgesi Dışında Çalışan Çalışma Ve Çalışma Bölgesinde İkamet Eden Kişiler

-Toplam Metal

Toplam metal analizi element konsantrasyonları kullanılarak partikül maddelerin içerdikleri elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanser riskleri Senaryo II için hesaplanmış olup sonuçları Tablo 4.12' de verilmiştir. Senaryo II çalışma bölgesi dışında çalışan ve çalışma bölgesinde ikamet eden kişiler için maruziyet hesaplamalarını temsil etmektedir.

Tablo 4.12: Toplam metal analizi element konsantrasyonlarının senaryo II için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Toplam Metal Analizi ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava)	HQ	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi							
Cd	0,00027	1,00E-05	1,04E-07	1,04E-02			Cal EPA
Cr(VI)	0,0009	1,00E-04	3,45E-07	3,45E-03			IRIS
Ni	0,0263	1,40E-05	1,00E-05	7,14E-01			Cal EPA
				∑=1,76E-01			
Kanser Riski							
Cd	0,00027				1,80E-03	4,86E-07	IRIS
Cr(VI)	0,0009				1,20E-02	1,08E-05	IRIS
Ni	0,0263				2,40E-04	6,31E-06	IRIS
						∑=1,76E-05	

Çalışma bölgesi dışında çalışan ve çalışma bölgesinde yaşayan sakinler için toplam metal analizi element konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan toplam kanser riski 1,76 x 10^{-5} olarak hesaplanmıştır ve bu değer kabul edilebilir limit değerin (1,0 x 10^{-6}) üzerindedir. Bu sonuç kabul edilebilir değerin 17,6 katı (1,76 x10^{-5}) olup 1.000.000 kişiden 18' inin kanser olma ihtimalini göstermektedir.

Kanserojen olmayan risk, 0,176 olarak hesaplanmış olup toplam tehlike indeksinin kabul edilebilir değerinin (1,0) altındadır.

-*Ultra Saf Su*

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonlarını kullanarak partikül maddelerin içeriğindeki elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanser riskleri çalışma bölgesi dışında çalışan ve çalışma bölgesinde yaşayan sakinler için hesaplanmış ve sonuçlar Tablo 4.13' de verilmiştir.

Tablo 4.13: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo II için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Ultra Saf Su İle Ayrış. Kons. ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava)	HQ	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi							
Cd	0,00012	1,00E-05	4,60E-08	1,04E-02			Cal EPA
Cr(VI)	0,00005	1,00E-04	1,92E-08	1,92E-04			IRIS
Ni	0,0005	1,40E-05	1,92E-07	1,37E-02			Cal EPA
				Σ=2,43E-02			
Kanser Riski							
Cd	0,00012				1,80E-03	2,16E-07	IRIS
Cr(VI)	0,00005				1,20E-02	6,00E-07	IRIS
Ni	0,0005				2,40E-04	7,00E-09	IRIS
						Σ=8,23E-07	

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak Senaryo II için hesaplanan kanserojen risk 8,23 $x10^{-7}$ olup, toplam ELCR için kabul edilebilir limit değerinin (1,0 x 10^{-6}) altındadır.

Kanserojen olmayan risk ise 0,0243 olarak hesaplanmıştır. Bu sonucun toplam tehlike indeksi için kabul edilebilir değerin (1,0) altında olduğu görülmektedir.

-*Gamble' s Solüsyonu*

Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak partikül maddelerin içeriğinde bulunan elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanserojen riskleri çalışma bölgesi dışında çalışan ve çalışma bölgesinde yaşayan sakinler için hesaplanmış ve sonuçları Tablo 4.14' de verilmiştir.

Tablo 4.14: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo II için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Gamble Çözeltisi İle Ayrış. Kons. (μg/m^3)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava)	HQ	IUR (μg/m^3)$^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi							
Cd	0,00031	1,00E-05	1,19E-07	1,19E-02			Cal EPA
Cr(VI)	0,000068	1,00E-04	2,60E-08	2,60E-04			IRIS
Ni	0,00088	1,40E-05	3,38E-07	2,41E-02			Cal EPA
				∑=3,63E-02			
Kanser Riski							
Cd	0,00031				1,80E-03	5,58E-07	IRIS
Cr(VI)	0,000068				1,20E-02	8,16E-07	IRIS
Ni	0,00088				2,40E-04	2,11E-07	IRIS
						∑=1,59E-06	

Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak çalışma bölgesi dışında çalışan ve çalışma bölgesinde yaşayan sakinler için kanserojen risk 1,59 x 10^{-6} olarak hesaplanmış olup bu değer kabul edilebilir limit değerin (1,0 x 10^{-6}) üzerindedir. Bu sonuç kabul edilebilir değerin 1,59 katı olup 1.000.000 kişiden 2 kişinin kanser olma ihtimalini göstermektedir.

Kanserojen olmayan risk 0,0363 olarak hesaplanmıştır. Toplam tehlike indeksi için hesaplanan bu sonuç kabul edilebilir değerin (1,0) altındadır.

4.4.3. Senaryo III: Çalışma Bölgesinde İkamet Etmeyip Çalışma Bölgesinde Çalışanlar

-*Toplam Metal*

Toplam metal analizi element konsantrasyonları kullanılarak partikül maddelerin içerdikleri elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanser riskleri Senaryo III için hesaplanmıştır ve sonuçlar Tablo 4.15' de verilmiştir. Senaryo III çalışma bölgesinde ikamet etmeyen çalışanların maruziyet hesaplamalarını temsil etmektedir.

Tablo 4.15: Toplam metal analizi element konsantrasyonlarının senaryo III için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Toplam Metal Analizi ($\mu g/m^3$)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava)	HQ	IUR $(\mu g/m^3)^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi							
Cd	0,00027	1,00E-05	6,16E-08	6,16E-03			Cal EPA
Cr(VI)	0,0009	1,00E-04	2,05E-07	2,05E-03			IRIS
Ni	0,0263	1,40E-05	6,00E-06	4,28E-01			Cal EPA
				∑= 4,36E-01			
Kanser Riski							
Cd	0,00027				1,80E-03	4,86E-07	IRIS
Cr(VI)	0,0009				1,20E-02	1,08E-05	IRIS
Ni	0,0263				2,40E-04	6,31E-06	IRIS
						∑=1,76E-05	

Çalışma bölgesinde ikamet etmeyen çalışanlar için toplam metal analizi element konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan kanserojen risk değeri 1,76 x 10^{-5} olarak bulunmuştur. Bu sonuç toplam kanser riski kabul edilebilir değerinin (1,0 x 10^{-6}) 17,6 katıdır. 1.000.000 kişiden 18' inin kanser olma ihtimalinin bulunduğunu göstermektedir.

Kanserojen olmayan risk ise 0,436 olarak hesaplanmıştır. Bu sonucun toplam tehlike indeksi kabul edilebilir değerinin (1,0) altında olduğu görülmektedir.

-*Ultra Saf Su*

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonlarını kullanarak partikül maddelerin içeriğindeki elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanser riskleri çalışma ortamında ikamet etmeyen çalışanlar için hesaplanmıştır ve sonuçlar Tablo 4.16' da verilmiştir.

Tablo 4.16: Ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo III için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Ultra Saf Su İle Ayrış. Kons. (μg/m^3)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava)	HQ	IUR (μg/m^3)$^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi							
Cd	0,00012	1,00E-05	2,74E-08	2,74E-03			Cal EPA
Cr(VI)	0,00005	1,00E-04	1,14E-08	1,14E-04			IRIS
Ni	0,0005	1,40E-05	1,14E-07	8,10E-03			Cal EPA
				∑=1,10E-02			
Kanser Riski							
Cd	0,00012				1,80E-03	2,16E-07	IRIS
Cr(VI)	0,00005				1,20E-02	6,00E-07	IRIS
Ni	0,0005				2,40E-04	7,00E-09	IRIS
						∑=8,23E-07	

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak çalışma bölgesi dışında ikamet eden çalışanlar için kanserojen risk 8,23 x 10^{-7} olarak hesaplanmış olup toplam kanser riski için kabul edilebilir limit değerinin (1,0 x 10^{-6}) altındadır.

Kanserojen olmayan risk 0,011 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuç toplam tehlike indeksi kabul edilebilir değerinin (1,0) altındadır.

-*Gamble' s Solüsyonu*

Çalışma bölgesi dışında ikamet eden çalışanlar için simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak partikül maddelerin içeriğinde bulunan elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanserojen riskler hesaplanmıştır ve Tablo 4.17' de verilmiştir.

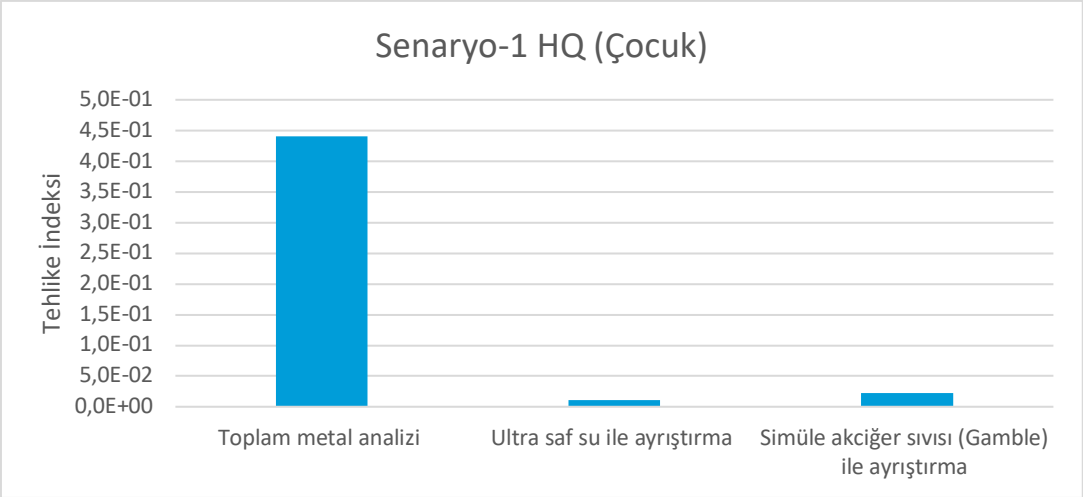
Tablo 4.17: Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma element konsantrasyonlarının senaryo III için olası tehlike indeksleri ve kanser riskleri.

Element	Gamble Çözeltisi İle Ayrış. Kons. (μg/m^3)	RfC (mg/m^3)	CDI(hava)	HQ	IUR (μg/m^3)$^{-1}$	ELCR	KAYNAK
Tehlike İndeksi							
Cd	0,00027	1,00E-04	7,08E-08	7,08E-03			Cal EPA
Cr(VI)	0,0009	1,00E-05	1,55E-08	1,55E-03			IRIS
Ni	0,0263	1,40E-05	2,00E-07	1,43E-02			Cal EPA
				∑=2,29E-02			
Kanser Riski							
Cd	0,00027				1,80E-03	5,58E-07	IRIS
Cr(VI)	0,0009				1,20E-02	8,16E-07	IRIS
Ni	0,0263				2,40E-04	2,11E-07	IRIS
						∑=1,59E-06	

Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak çalışma ortamı dışında ikamet eden çalışanlar için kanserojen risk 1,59 x 10^{-6} olarak hesaplanmıştır ve toplam kanser riski için kabul edilebilir limit değerinin (1,0 x 10^{-6}) 1,59 katıdır. Bu sonuç 1.000.000 kişiden 2' sinin kanser olma ihtimalinin olduğunu göstermektedir.

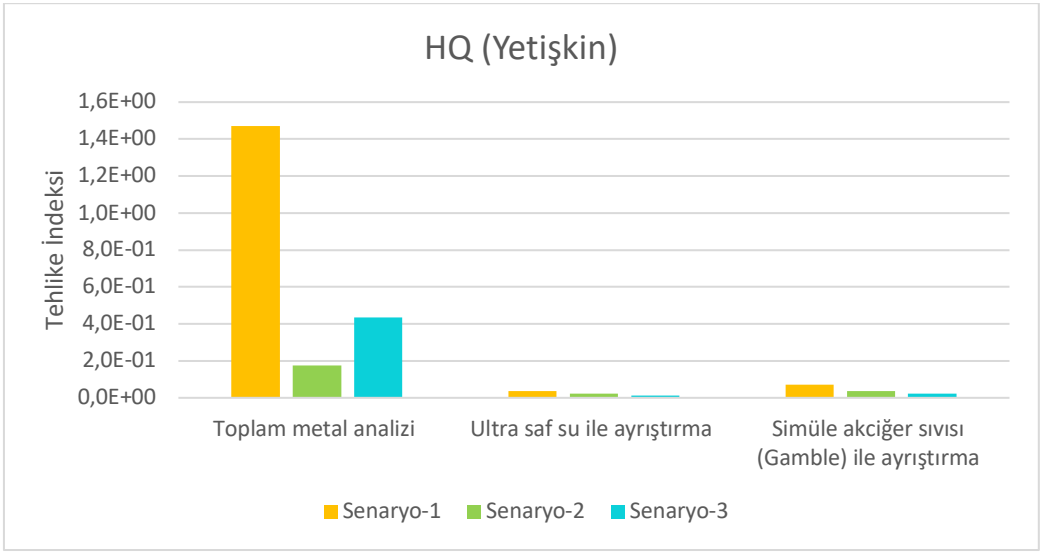
Kanserojen olmayan risk 0,0229 olarak hesaplanmıştır. Bu sonucun toplam tehlike indeksi için kabul edilebilir değerin (1,0) altında olduğu görülmektedir.

Şekil 4.3' de Senaryo I' de ayrıştırma yöntemlerine bağlı olarak çocuklar için hesaplanan toplam tehlike indekslerinin karşılaştırılması verilmiştir. Çocuklar için en yüksek toplam HQ değeri toplam metal analizi element konsantrasyonları ile hesaplanırken, en düşük toplam HQ değeri ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonları kullanılarak hesaplanmıştır.



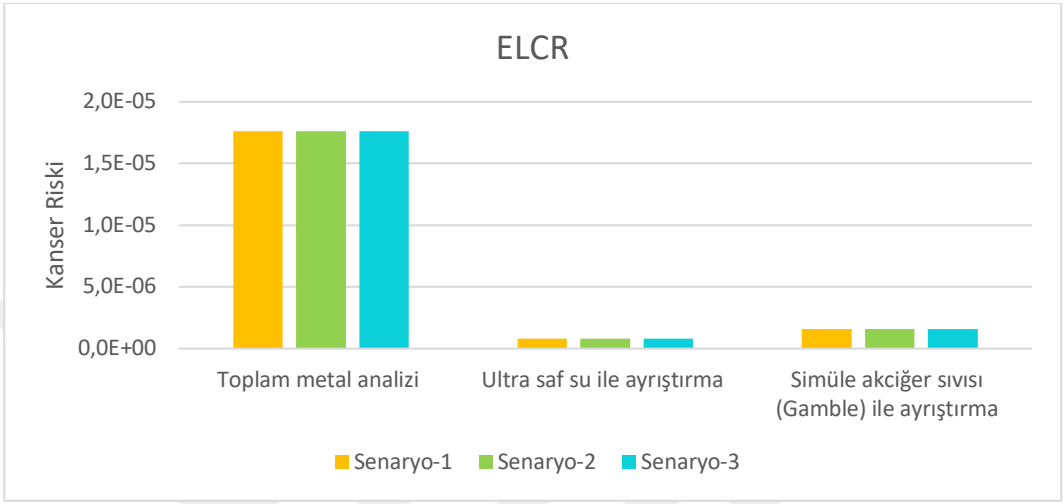
Şekil 4.3: Senaryo I' de ayrıştırma yöntemine bağlı olarak çocuklar için hesaplanan toplam tehlike indekslerinin karşılaştırılması.

Şekil 4.4' de ayrıştırma yöntemi ve senaryolara bağlı olarak yetişkinler için hesaplanan toplam tehlike indekslerinin karşılaştırılması verilmiştir. Yetişkinler için en yüksek toplam HQ değeri Senaryo I' de toplam metal analizi element konsantrasyonları kullanılarak hesaplanırken, en düşük toplam HQ değeri Senaryo II' de ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonları kullanılarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.4: Ayrıştırma yöntemi ve senaryolara bağlı olarak yetişkinler için hesaplanan toplam tehlike indekslerinin karşılaştırılması.

Ayrıştırma yöntemine ve senaryolara bağlı olarak hesaplanan toplam kanser risklerinin karşılaştırılması Şekil 4.5' de verilmiştir. En yüksek toplam ELCR değeri, Senaryo I' de toplam metal analizi element konsantrasyonları ile hesaplanırken, en düşük toplam ELCR değeri Senaryo II' de ultra saf su ile ayrıştırma element konsantrasyonları kullanılarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.5: Ayrıştırma yöntemine ve senaryolara bağlı olarak hesaplanan toplam kanser risklerinin karşılaştırılması.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışma, İstanbul' un Fatih ilçesine bağlı Aksaray semtinde yol kenarında örneklenen $PM_{2.5}$ filtrelerinin kütle konsantrasyonlarının, element içeriklerinin belirlenmesi ve bölgede trafik kaynaklı ince partiküllere maruz kalan kişilerin olası sağlık risklerinin değerlendirilmesi amacıyla gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla toplanan filtrelere sit ile ayrıştırma, ultra saf su ile ayrıştırma ve simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma olmak üzere üç farklı ayrıştırma işlemi uygulanmış, elementlerin her bir ayrıştırma işlemi sonucu belirlenen ortalama konsantrasyonları dikkate alınarak sağlık riskleri belirlenmiştir.

Örneklemenin yapıldığı yaz döneminde (Temmuz 2011) ortalama $PM_{2.5}$ konsantrasyonlarının 17 $\mu g/m^3$ ile 42 $\mu g/m^3$ arasında değiştiği görülmüştür. $PM_{2.5}$ ortalama konsantrasyonu ve standart sapma değeri ise 26,36±6,82 olarak bulunmuştur.

Bu çalışma kapsamında GF – AAS cihazı ile farklı ayrıştırma yöntemleri sonucu numunelerdeki Cd, Co, Cr, Cu ve Ni elementlerinin konsantrasyonları belirlenmiştir. Çalışmada farklı ayrıştırma yöntemlerinin kullanılmasındaki amaç ayrıştırma yöntemine bağlı olarak element konsantrasyonlarındaki değişimi belirlemektir. Element konsantrasyonlarının Cd için 0,03 – 3,0 ng/m^3, Co için 0,03 – 1,29 ng/m^3, Cr için 0,06 – 10,73 ng/m^3, Cu için 0,13 – 79,45 ng/m^3 ve Ni için 0,04 – 118,86 ng/m^3 aralığında değiştiği ve elementlerin çözünürlüğünün ayrıştırma yöntemlerine göre farklılık gösterdiği görülmüştür. Literatürde yapılmış olan bazı çalışmalar ile bu çalışmada belirlenen element konsantrasyonlarının karşılaştırılması Tablo 5.1' de verilmiştir

Tablo 5.1: Çalışma kapsamında bulunan konsantrasyon değerlerinin, literatürdeki diğer çalışmalarla karşılaştırılması.

Çalışma Bölgesi	PM Kaynağı	PM Boyutu	Metot	PM Konsantrasyonu $\mu g/m^3$	İz Element Konsantrasyonu ng/m^3	Kaynak
Brno Çek Cumhuriyeti	Kentsel	PM_1	Toplam Metal	2,8 - 26,8	Cu:0,66 - 2,59, Ni:0,35 - 0,92 Cr:0,35 - 1,20, Cd:0,022 - 0,26 Fe:12,6 -74, Pb:0,77 - 6,7	Coufalik ve diğ., 2016
Brescia İtalya / Kuzey	Kentsel Trafik	$PM_{0.5-3}$	Toplam Metal	14,2 - 36,8	Cu:26482,0 - 56777,5, Ni:3,7 - 8,2 Co:0,4 - 1,4, Cr:15,3 - 21,7 Cd:0,2 - 8,6	Feretti ve diğ, 2018
Cidde Suudi Arabistan	Kentsel Trafik	$PM_{2.5}$ PM_{10}	Toplam Metal	PM2,5: 14,2 - 24,2 PM10: 69,8 - 143	Ni:2,6 -7,2, Cr:0,5 - 1,7, Cd:6,7 -13,5 Ni:6,6 -15,0, Cr:4,9 - 14,2, Cd:80,2 - 231	Harrison ve diğ., 2017
Zilina Slovakya	Kentsel Trafik	PM_1 $PM_{2.5}$ PM_{10}	Toplam Metal	PM1: 12,0 - 83,8 PM2.5: 17,2 - 112,6 PM10: 22,4 - 125,0	Ortalama - Cu:10,5, Ni:0,4, Cr:1,2, Cd:0,5 Ortalama - Cu:5,8, Ni:0,2, Cr:0,9, Cd:0,1 Ortalama - Cu:19,5, Ni: 0,6, Cr: 1,7, Cd: 0,0	Jandacka ve diğ., 2017
Yangzhou Çin	Kentsel Yerleşim Alanı	$PM_{2.5}$	Toplam Metal Simüle Akciğer Sıvısı (ALF)	135,9± 48,9	Cu:12,1 - 82,6 (38,8), Ni:10,5 - 74,7 (27,5) Co:0,40 - 1,94 (1,01), Cd:2,64 - 121 (11,1) Cu:6,59 - 41,7 (21,8), Ni:1,05 - 8,73 (3,30) Co:0,16 - 1,04 (0,21), Cd:0,72 - 5,41 (2,68)	Nie ve diğ., 2018
Bu Çalışma	Trafik	$PM_{2.5}$	Toplam Metal Ultra Saf Su Simüle Akciğer Sıvısı (SLF)	26,36±6,82	Cu:2,52 - 79,45 (15,4), Ni:3,67 - 118,86 (26,29) Co:0,03 - 1,29 (0,48), Cr:5,15 - 10,73 (6,54), Cd:0,15 - 0,44 (0,27) Cu:0,42 - 6,8 (1,97), Ni:0,04 - 2,33 (0,5) Co:0,3 - 1,1 (0,49), Cr:0,09 - 1,09 (0,36) Cd:0,03 - 0,43 (0,12) Cu:0,13 - 2,84 (0,824), Ni:0,17 - 3,45 (0,88), Co:0,04 - 0,58 (0,32), Cr:0,06 - 1,48 (0,475) Cd:0,03 - 3 (0,31)	

Bu çalışmada, çalışma alanında örneklenen trafik kaynaklı $PM_{2.5}$ içeriğindeki metallere üç farklı popülasyon grubunun maruz kaldığı kabul edilerek toplam tehlike indeksi ve kanserojenik risk hesaplamaları yapılmıştır. Sağlık risklerini değerlendirmek amacıyla Cd, Cr(VI) ve Ni elementleri için tehlike indeksi ve kanserojenik risk hesaplanmıştır.
Asit ile ayrıştırma sonucu bulunan toplam element konsantrasyonları kullanılarak Senaryo I, Senaryo II ve Senaryo III için yapılan hesaplamalarda kanserojenik risk değerlendirildiğinde toplam kanser riskinin $1,76 \times 10^{-5}$ olduğu ve bu değerin kabul edilebilir değerin ($1,0 \times 10^{-6}$) 17,6 katı olduğu belirlenmiştir. Bu değer 1.000.000 kişiden 18' inin kanser olma ihtimalini göstermektedir.

Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak Senaryo I, Senaryo II ve Senaryo III için kanserojenik risk $1,59 \times 10^{-6}$ olarak hesaplanmıştır. Bu sonuç 1.000.000 kişiden 2 kişinin kanser olma ihtimalini göstermektedir.

Asit ile ayrıştırma sonucu bulunan toplam metal konsantrasyonları ile Senaryo I için yapılan hesaplamalarda kanserojenik olmayan risk değeri 1,47 olarak bulunmuştur. Bu değer kabul edilebilir değerin (1,0) üzerindedir. Senaryo I' de yetişkinler için elementlerin tehlike indeksleri ayrı ayrı incelendiğinde Ni elementinin tehlike indeksi 1,44 olarak hesaplanmış ve kabul edilebilir değerin üzerinde olduğu görülmüştür. Çocuklar için hesaplanan kanserojenik olmayan risk değeri 0,44 olup kabul edilebilir değerin altında olduğu görülmüştür.

Ultra saf su ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonlarını kullanarak Senaryo I, Senaryo II ve Senaryo III için, $PM_{2.5}$ içeriğindeki elementlerden kaynaklanan toplam tehlike indeksleri ve kanser riskleri hesaplandığında kabul edilebilir değerlerin altında oldukları görülmüştür.

Simüle akciğer sıvısı (Gamble) ile ayrıştırma sonucu belirlenen element konsantrasyonları kullanılarak Senaryo I, Senaryo II ve Senaryo III için hesaplanan toplam tehlike indeksinin kabul edilebilir değerin altında olduğu görülmektedir.

Sonuç olarak PM içeriğindeki elementlerin sağlık risklerinin hesaplanmasında filtrelerin ayrıştırma yöntemlerine göre element çözünürlüklerinin farklılık gösterdiği görülmüş, dolayısıyla sonuçlar değerlendirilirken bu farklılıkları dikkate alınması gerektiği önerilmiştir.

Trafik kaynaklı ince partiküller ile ilgili daha fazla sayıda nitelikli çalışma yapılması ve sonuçlarının değerlendirilmesi sağlık risklerinin belirlenmesi ve yorumlanmasında önem arz etmektedir.

KAYNAKLAR

Abu-Allaban, M., Gillies, J.A., Gertler, A. W., Clayton, R., Proffitt, D. T., 2003, Resuspended road dust and brake-wear emission factors fron on-road vehicles, *Atmospheric environment*, 37, 5283-5292.

Adachi, K, Tainosho Y., Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust, 2004, *Environmental international*, 30, 1009-1017.

Adrese Dayalı Nüfus Kayıt Sistemi Sonuçları – 2019, [online], https://adres.nvi.gov.tr/Home#, [Ziyaret tarihi: 15 Mart 2019].

Álvarez, F.F., Rodríguez, M.T., Espinosa, A.J., F. Dabán, A.G., 2009, Physical speciation of arsenic, mercury, lead, cadmium and nickel in inhalable atmospheric particles, *Analytica chimica acta,* 524, 33.

Ambient particulate matter characterization guidelines, Canadian Chemical Producers Association, April, 2001.

Arı, A., Ertürk, P., Gaga, E.O., 2015, Yarı-kentsel bir bölgede toplanan $PM_{2.5}$ örneklerinin kimyasal bileşiminin belirlenmesi, *6. Ulusal hava kirliliği ve kontrolü sempozyumu, 2015*, 7-9 Ekim 2015, İzmir, 826-839.

Azad, A.K., Kitada, T., 1998, Characteristics of the air pollution in the city of Dhaka, Bangladesh in winter, *Atmospheric environment,* 32, 1991.

Baldwin, D.R., Marshall, W.J**.** 1999, Heavy Metal Poisoning and Its Laboratory Investigation, *Annals of clinical biochemistry*, 36, 267-300.

Bozkurt, Z., Taşpınar, F., Gaga E.O., Döğeroğlu, T., Özden, Üzmez, Ö., Pekey, B., Pekey, H., 2015, Düzce İlinde partikül madde (PM_{10}) konsantrasyonlarının ve element içeriklerinin belirlenmesi, *6. Ulusal hava kirliliği ve kontrolü sempozyumu, 2015*, 7-9 Ekim 2015, İzmir, 94-106.

Budai, P., Clement, A., 2018, Spatial distribution patterns of four traffic-emitted heavy metals in urban road dust and the resuspension of brake-emitted particles: Findings of a field study, *Transportation research part d,* 62, 179-185.

Campos-Ramos, A.A., Aragon-Pina, A., Alastuey, A., Galindo-Estrada I., Querol, X., 2011, Levels, composition and source apportionmnet of rural background PM_{10} in western Mexico (state of Colima), *Atmospheric pollution research* 2, 409-417.

Canepari, S., Pietrodangelo, A., Perrino, C., Astolfi, M., Marzo, M., 2009, Enhanccement of source traceability of atmospheric PM by elemental chemical fractionation, *Atmospheric environment*, 43, 4754-4765.

Charlson, R.J., Atmospheric visibility relatedto aerosol mass concentration, 1969, *Environmental science and technology,* 3, 913.

Charlson, R.J., Schwartz, S.E., Hales, J.M., Cess, R.D., Coakley, J.A., Hanse, J.E., Hofmann, D.J., 1992 Climate forcing by anthropogenic aerosols, *Sciences,* 255, 423.

Chellam, S., Kulkarni, P., Fraser, M.P., 2005, Emissions of organic compounds and trace metals in fine particulate matter frommotor vehicle a tunnel study in Houston, Texas, *Journal of air and waste management association*, 55, 60-72.

Chen, R.H., Wang, B.Q., Wang Z.B., Yao, S., 2015, Review: The pollution character analysis and risk assessment for metals in dust and PM_{10} around road from China, *Biomed environ sci,* 28, (1), 44-56.

Chow, J.C., 1995 Critical Review: Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles, *J. air and waste mgmt. assoc*, 45, 320.

Coufalík, P., Mikuška, P., Matoušek, T., Vecera, Z., 2016, Determination of the bioaccessible fraction of metals in urban aerosol using simulated lung fluids, *Atmosferic environment,* 140, 469-475.

Dean, J.R., Elom, N.I., Entwistle, J.A., 2017, Used of simulated epithelial lung fluid in assesing the human health risk of Pb in urban street dust, *Science of the total environment,* 579, 387-395.

Di Tullio, A., Reale , S., Ciammola, M., Arrizza, L., Picozzi, P., De Angelis, F., 2008, Characterization of atmospheric particulate: Relationship between chemical composition, size, and emission source*, Chemsuschem*, 1, 110-117.

Din, S.A., Pooley, F.D., 2011, The effects of fine ($PM_{2.5}$) and ultra-fine (PM_{10}) particulates towards human health, *2ndInternational conference on air pollution and control, abstract book,* September 19-23, Antalya, Turkey, 103.

Dolar, A., Saraç, H.T.K., 2015, Türkiye' nin doğu illerindeki hava kalitesinin PM_{10} yönüyle incelenmesi, *Iğdır Univ., j. inst. sci. & tech,*, 5, (4), 25-32.

Dökmeci, İ., Dökmeci, A.H., 2005*, Toksikoloji zehirlendirmede tanı ve tedavi,* 4.Baskı, Nobel Tıp Kitabevleri.

Elkoca, E., 2003, Hava kirliliği ve bitkiler üzerindeki etkileri, *Atatürk Üniversitesi ziraat fakültesi dergisi*, 34, (4), 367-374.

EPA, U.S. Environmental Protection Agency, www.epa.gov.

Fan, X., Okada, K., Niimura, N., Kai, K., Arao, K., Shi, G., Qin, Y., Mitsuta, Y., 1996, Mineral particles collected in China and Japan during the same dust-storm event, *Atmospheric environment,* 30, (2), 347.

Feretti D., Pedrazzani, R., Ceretti, E., Dal Grande, M., Zerbini, I., Viviana Viola, G. C., Gelatti, U., Donato, F., Zani, C., 2019, Title: Risk is in the air: Polycyclic aromatic hydrocarbons, metals and mutagenicity of atmospheric particulate matter in a town of Northern Italy, *Mutation research – genetictoxicology and environmental mutagenesis*, 842, 35-49.

Fomba, K.W., Van Pinxteren, D., Müller, K., Spindler, G., Herrmann, H., 2018, Assessment of trace metal levels in size-resolved particulate matter in the area of Leipzig, *Atmospheric environment,* 176, 60-70.

Gökçen, N., 2015, *Bir boya fabrikasında iç hava kalitesi ve işçi sağlığı üzerinde etkilerinin değerlendirilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.

Gray, H.A., G.R. Cass, J.J. Huntzicker, E.K. Heyerdahl, J.A. Rau, 1986 Characteristics of atmospheric organic and elemental carbon particle concentrations in Los Angeles, *Environmental science and technology*, 20, 580.

Hang, T., Nguyen, C.H., Kang, C., Ma, J., Kum, C.C, 2009, Evidence of Long- Range Transport of Pollutants from the Size-Fractionated Ionic Composition of Aerosols in the Jeju Island of Korea, *Water air soil pollut.*, 196, 225–243.

Harrison, R.M., Tilling, R., Romero, M.S.S., Harrad, S., Jarvis, K., 2003, A study of trace elements and polyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environments, *Atmospheric environment*, 37, 2391-2402.

Harrison, R.M., Bousiotis , D., Mohorijy, A.M., Alkhalaf, A.K., Shamy, M., Alghamdi, M., Khoder, M., Costa, M., 2017, Health risk associated with airborne particulate matter and its components in Jeddah, Saudi Arabia, *Science of the total environment,* 590-591, 531-539.

Hernández-Pellón, A., Nischkauer, W., Limbeck, A., Fernández-Olmo, I., 2018, Metal(loid) bioaccessibility and inhalation risk assesment: A comparison between an urban and an industrial area, *Enviromental research,* 165, 140-149.

Hieu, N. T., Lee, B. K., 2010, Characteristics of particulate matter and metals in the ambient air from residential area in the largest industrial city in Korea, *Atmospheric Research,* 98, 525-537.

Huang , H., Jiang Y., Xu, X., Cao, X., 2018, In vitro bioaccessibility and health risk assessment of heavy metals in atmosphere particulate matters from three different functional areas of Shanghai, China, *Science of the total environment,* 610-611, 546-554.

Huang, X., Olmez, I., Aras, N.K., Gordon, G.E., 1994, Emissions of trace elements from motor vehicles: potential marker elements and source composition profile, *Atmosphere environment,* 28 (8), 1385-1391.

International Agency Research on Cancer (IARC), 1990, Chromium, nickel and welding, *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*, 677.

International Agency Research on Cancer (IARC), 1993, Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufactoring industry, *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans,* 444.

International Agency Research on Cancer (IARC), 2006, Inorganic and organic lead compounds, *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*, 506.

International Agency Research on Cancer (IARC), 2009, A review of human carcinogens part c: arsenic, metals, fibres and dusts, *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*, 499.

İnce, M., 2005, *Ultra eser düzeydeki ağır metallerin amberlite – XAD ile önderiştirilmesi ile atomik absorpsiyon spektrofotometresiyle tayini*, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ.

İncecik , S., İm U., 2013, Mega şehirlerde hava kalitesi ve İstanbul örneği, *Hava kirliliği araştırmaları dergisi,* 2 (2013), 133-145.

Iovino, P., Canzano, S., Leone, V, Berto, C, Salvestrini, S, Capasso, S, 2014, Contribution of vehicular traffic and industrial facilities to PM_{10} concentrations in a suburban area of Caserta (Italy), *Environ sci pollut res*, 21, 13169–13174.

Jandacka, D., Durcanska, D., Bujdos, M., 2017, The contribution of road traffic to particulate matter and metals in air pollution in the vicinity of an urban road, *Transportation research part d*, 50, 397-408.

Kabadayı, F., Cesur, H., 2010, Determination of Cu, Pb, Zn, Ni, Co, Cd and Mn in road dusts of Samsun City, *Environmental monitoring and assessment*, 168, 241-253.

Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A., Timur, S., 2007, *Metallerin Ççevresel etkileri-I,II, III,* İTÜ Metalurji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü, 11, 38-53.

Karaca, F., Alagha, O., Elçi, E., Ertürk, E., Yılmaz, Y.Z., Özkara, T., 2006, Büyükçekmece Gölü havzasında havanın $PM_{2.5}$ ve $PM_{2.5-10}$ gruplarında krom derişimleri, *Ekoloji*, 16 (61), 16-21.

Karadeniz, H., Öztürk, F., Karakaş, D., Yenisoy-Karakaş, S., 2015, Bolu İli PM_{10} ve $PM_{2.5}$ örneklerinin kompozisyonları, *6. Ulusal hava kirliliği ve kontrolü sempozyumu 2015*, 7-9 Ekim 2015, 364-374.

Karakaş, B., Güllü, G., 2013, Evlerde iç ortam partikül madde boyut dağılımı ve konsantrasyonuna etki eden faaliyetler, *Hava kirliliği araştırmaları dergisi 2*, 96-102.

Kim, K., Kabir, E., Kabir, S., 2015, A review on the human health impact of airborne particulate matter, *Environmental international*, 74, 136-143.

Klaassen, C.D., 2009 (Çeviri: Kalkan Ş., Soner, B.C.), *Ağır metaller ve ağır metal antagonistleri (Konu:65),* Brunton L.L., Lazo J.S., Parker K.L. (Editors), (Çeviri Editörü: Süzer, Ö.), Tedavinin Farmakolijik Temeli, Nobel Tıp Kitapevleri.

Lawrence, S., Sokhi, R., Ravindra, K., Mao, H., Prain, H.D., Bull, I.D., 2013, Source apportionment of traffic emissions of particulate matter using tunnel measurements, *Atmospheric environment,* 77, 548-557.

Lee, Y .C., Hills, P .R., 2003 Cool season pollution episodes in Hong Kong, 1996–2002, *Atmospheric environment*, 37, 2927.

Lidia, M., Junfeng, J.Z. , 2002, Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures, *Chemosphere,* 49, 1045.

Lodovici, M., Venturini, M., Marini, E., Grechi, D., Dolara, P., 2003, Polycyclic aromatic hydrocarbons air levels in Florence, Italy, and their correlation with other air pollutants, *Chemosphere*, 50, 377-382.

Luo, X., Zhao, Z., Jiawen, X., Luo, J., Yang C., Li, H., L, Jing, J., 2019, Pulmonary bioaccessibility of trace metals in $PM_{2.5}$ from different megacities simulated by lung fluid extraction and DGT method, *Chemosphere,* 218, 915-921.

Mirici, A., Tutar, Ü., 2002, İnhale edilen partikülün solunum sistemindeki serüveni, *Toraks dergisi,* Ek 3 (2), 3-6.

Moore, K.F., Ning, Z., Ntziachristos, L., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2007, Daily variation in the properties of urban ultrafine aerosol - Part I, Physical characterization and volatility, *Atmospheric environment*, 41, 8633-8646.

Morawska L, (Jim) Zhang J., 2002, Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures, *Chemosphere,* 49, 1045.

Nie, D., Wu, Y., Chen, M., Liu, H., Zhang, K., Ge, P., Yuan, Y., Ge, X., 2018, Bioaccessibility and health risk of tra e elements in fine particulate matter in different simulated body fluids, *Atmospheric environment*, 186, 1-8.

Özdemir, M.T., Ertaş, S., 2011, Çöl tozu taşınımlarının partikül madde konsantrasyonu üzerine etkisi: Ankara ili örneği, *Türk hijyen ve deneysel biyoloji dergisi*, 68 (1), 23-34.

Öztürk, H.İ., 2009, *İstaç tıbbi atık yakma tesisinin atıklarında belirlenen ağır metallerin dağılımının araştırılması,* Yüksek Lisans, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.

Öztürk, M., 2008, *Şehir içi bölgelerdeki havadaki partikül maddenin insan sağlığı üzerine etkisi*, Çevre ve Orman Bakanlığı Yayınları, Ankara.

Öztürk. M., Ulaşım kaynaklı hava kirliliğinin sağlık üzerine etkileri, 2017, http://www.cevresehirkutuphanesi.com/assets/files/slider_pdf/k5ZJrB8L2eyV.pdf.

Park, E., J., Kim D., S., Park, K., 2008, Monitoring and ambient particles and heavy metals in a residental area of Seoul, Korea, *Environmental monitoring and assessment,* 137, 441-449.

Sah, D., Verma, P.K., Kandikonda, M.K., Lakhani, A., 2019, Pollution characteristics, human health risk exposure pathways, and source apportionment of heavy metals in PM_{10} at Indo-Gangetic site, *Urban climate,* 27, 149-162.

Scherbakova, K**.,** 2010, *İstanbul'daki solunabilir partikül maddenin boyut dağılımının istatistiksel analizi*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Shen, Z., Cao, J., Tong, Z., Liu, S., Reddy, L.S., Han, Y., Zhang, T.,Zhou, J., 2009, Chemical characteristics of submicron particles in winter in Xi' an, China, *Aerosol and air quality research*, 1, 80-93.

Singh, R.P., Tripathi, R.D., Sinha, S.K., Maheswari, R., Srivastava,H.S., 1997, Response of higher plants to lead cantamined environment, *Chemosphere*, 34, (11), 2467-2493.

Srivastava, A., Jain, V.K., 2007, Size distribution and source identification of total suspended particulate matter and associated heavy metals in the urban atmosphere of Delhi, *Chemosphere,* 68 (3), *579-589*.

Srivastava, A., Jain, V.K., Srivastava, A., 2009, SEM-EDX analysis of various size aerosols in Delhi India , *Environ monit Assess,*, 150 (1-4), 405-416.

Stewart, W.C., Donovan, B.Y., 1994, Deposition and clearance, Murray JF, Nadel JA (Eds). Textbook of respiratory medicine (Second edition), *WB Saunders Company*, 345-69.

Sternbeck, J., Sjödin, A., Andreasson, K., 2002, Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies, *Atmospheric environment,* 36*,* 4735.

Sun, Y., Zhuang, G., Wang, Y., Han, L., Guo, J., Dan, M., Zhang, W., Wang, Z., Hao, Z., 2004, The air-borne particulate pollution in Beijing-Concentrations, composition, distribution and sources, *Atmospheric environment*, 38, 5991-6004.

Süren, P., 2007, *Zonguldak kent merkezindeki atmosferik partikül madde kirliliğinin $PM_{2.5}$ ve PM_{10} boyut dağılımı, kaynak ve metalik kompozisyon temelinde incelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Şamlıoğlu, M., Örnektekin Ş, Antakya şehir atmosferindeki partiküllerin metal içeriğinin ve kaynağının belirlenmesi, *Hava kirliliği ve kontrolü ulusal sempozyumu 2008*, 22-25 Ekim 2008, Hatay, 708-719.

Tang, Z., Chai, M., Cheng J., Jin, J., Yang, Y., Nie, Z., Huang, Q., Li, Y., 2017, Contamination and health risks of heavy metals in street dust from coal-mining city in eastern Chine, *ecotoxicology and enviromental safety,* 138, 83-91.

Temürçin K., Aldırmaz, Y., 2017, *İstanbul ilinde sanayi: Tarihsel gelişim , yapısal değişim, mekânsal dönüşümler,* Türkiye' de mekânsal ve bölgesel dönüşümler, Süleyman Demirel Üniversitesi Yayınları, Süleyman Demirel Üniversitesi Baskı Tesisleri, Isparta, ISBN: 978-605-9454-04-9.

Tokman, N., 2007, *Grafit fırınlı atomik absorpsiyon spektrofotometresinde bizmut ve demir üzerine bazı inorganik tuzların girişim etkilerinin araştırılması*, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Turalıoğlu, F.S., Bayraktar, H., Tuncel, G., Mayıs-2008, Erzurum atmosferinde TSP, PM_{10}, $PM_{10\text{-}2,5}$, $PM_{2,5}$ kütlesel konsantrasyonları, *Ulusal Hava Kalitesi Sempozyumu*, Konya, 89-97.

Turalıoğlu, F.S., 2011, Bitkilere zararlı olan ozon, azot dioksit ve kükürt dioksitin Erzurum atmosferindeki değişimleri, *GOÜ, Ziraat fakültesi dergisi*, 28, (1), 73-77.

Uğur Gümüş, F., 1991, *İstanbul Fatih ilçesinde bazı hava kirliliği parametrelerinin tesbiti ve irdelenmesi*, Yayınlanmamış Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Marmara Üniversitesi, 5-23.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1989, Risk assessment guidance for superfund*, Volume I, EPA/540/1-89/002*, 19-21.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1991, *Role of the baseline risk assessment in superfund remedy selection decisions.*

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1994, Methods for derivation of inhalation reference concentrations and application of inhalation desimetry, *Office of research and development*, EPA600/8-90/066F, 409.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1997, EPA superfund record of decision, *Risk assessment guidence for superfund,* Volume I, EPA/ROD/R02-97/166.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1998, Risk assessment guidance for superfund: Volume I – *Human health evaluation 426 manual (Part D), Interim, Solid waste and emergency response*, EPA 427 540-R-97-003.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004, Air quality criteria for particulate matter, *Office of research and development* EPA 600/P-99/002aF-bF.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2005, Guidelines for carcinogen risk assessment, *Risk assessment forum*.

United States Environmetal Protection Agency (USEPA), 2010, Atmospheric sampling course – *Particulate matter sampling*, APTI 435, 1-5.

Walter M., 1987, Trace elements in human and animal nutrition-5th Edition, Volume 1, *Academic pres.*

Wang, H. Shooter, D., 2001, Water soluble ions of atmospheric aerosols in three New Zealand cities: seasonal changes and sources, *Atmospheric environment*, 35, 6031-6040.

Watson, J.G., Chow, J.C., 2001(a), $PM_{2.5}$ chemical sources profiles for vehicular exhaust, vegetation burning, geological materials and coal burning Northwestern Colorado during 1995, *Chemosphere,* 43 (8), 1141-1151.

Watson, J.G., Chow, J.C., 2001(b), Source caharacterization of major emission sources in the imperial and Mexicali valleys along The US/Mexico border, *The science of the total environment*, 276 (1-3). 33-47.

Whitby, K., 1978, The physical caharacteristics of sulphur aerosols, *Atmospheric environment*, 12, 135.

WHO, 1996, Trace elements in human nutrition and health, World Health Organization, Geneva.

Wilson, R., Spengler, J.D., 1996, Particles in our air: Concentrations and health effects, *Harvard University Press,* Cambridge.

Wiseman, Clare, L.S., Zereini, F., 2014, Characterizing metal(loid) solubility in airborne PM_{10}, $PM_{2.5}$ and PM_1 in Frankfurt, Germany using simulated lung fluids, *Atmospheric environment*, 89, 282-289.

Wiseman, Clare, L.S., Niu, J., Levesque, C., Chénier M., Rasmussen, P.E., 2018, An assessment of the inhalation bioaccesibility of platinum group elements in road dust using a simulated lung fluid, *Environmental pollution,* 241, 1009-1017.

Yaoa, X., Chanb, C.K., Fanga, M., Cadlec, S., Chanc, T., Mulawac, P., Hed, K., Yee, B., 2002, The water-soluble ionic composition of $PM_{2.5}$ in Shanghai and Beijing, China, *Atmospheric environment,* 36, 4223–4234.

Yatkın, S., Bayram, A., 2008, Trafikten kaynaklanan PM_{10}, $PM_{2.5}$ ve element derişimlerinin belirlenmesi, *Hava kirliliği ve kontrolü ulusal sempozyumu 2008*, 22-25 Ekim 2008, Hatay, 854-865.

Xie, R.K., Seip, H.M., Leinum, J.R., Winje, T., Xiao, J.S., 2005, Chemical characterization of individual particles (PM_{10}) from ambient air in Guiyang City, China, *Science of the total environment*, 343, 261–272.

Xie, R.K., Seip, H.M., Liu, L., Zhang, D.S., 2009, Characterization of individual airborne particles in Taiyuan City, China, *Air qual atmos health*, 2, 123–131.

http://cevreonline.com, [Ziyaret tarihi: 15 Mart 2019].

https://havakalitesi.ibb.gov.tr/Icerik/hakkimizda/olcum-cihazlari, [Ziyaret tarihi: 23 Nisan 2019].

https://hsgm.saglik.gov.tr/tr/cevresagligi-ced/ced-birimi/650-hava-kirliliği-ve-sağlık-etkileri.html, [Ziyaret tarihi: 30 Nisan 2019].

www.ibb.gov.tr, [Ziyaret tarihi, 25 Nisan 2019].

http://knowgeee.blogspot.com/2016/07/hava-kirliligi-ve-hava-kirliligi.html, [Ziyaret tarihi: 26 Nisan 2019].

www.makaleler.com, [Ziyaret tarihi, 30 Mayıs 2019].

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Sinem IZLADIOĞLU
Doğum Yeri	ÜSKÜDAR/İSTANBUL
Doğum Tarihi	07.01.1986
Uyruğu	☑ T.C. ❒ Diğer:
Telefon	0535 985 46 47
E-Posta Adresi	sinemizladioglu@icloud.com
Web Adresi	



Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	Kocaeli Üniversitesi
Fakülte	Mühendislik Fakültesi
Bölümü	Çevre Mühendisliği Bölümü
Mezuniyet Yılı	24.06.2009

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Enstitü Adı	Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Anabilim Dalı	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Programı	Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Makale ve Bildiriler