

**ARAÇ LASTİK TOZLARININ ÇEVRESEL ETKİSİNİN
DEĞERLENDİRİLMESİ**

DAMLA AKTAŞ



T.C.

ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ARAÇ LASTİK TOZLARININ ÇEVRESEL ETKİSİNİN
DEĞERLENDİRİLMESİ**

Damla AKTAŞ

ORCID: 0000-0003-1279-7961

Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

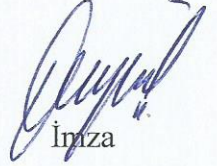
BURSA - 2020

TEZ ONAYI

Damla AKTAŞ tarafından hazırlanan “ARAÇ LASTİK TOZLARININ ÇEVRESEL ETKİSİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

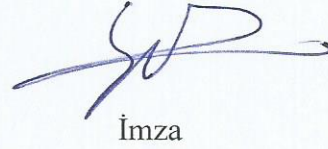
Danışman: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Orcid No: 0000-0002-6364-4087

Başkan :Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0002-6364-4087



İmza

Üye :Doç. Dr. Selnur UÇAROĞLU
Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0003-4888-7934



İmza

Üye :Dr. Öğr. Üyesi Aşkın BİRGÜL
Bursa Teknik Üniversitesi, Mühendislik ve Doğa
Bilimleri Fakültesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0002-7718-0340



İmza

Yukarıdaki sonucu onaylarım

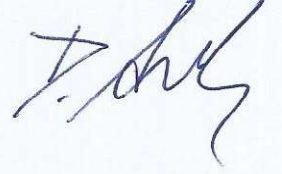
Prof. Dr. Hüseyin Aksel EREN
Enstitü Müdürü
21/12/2020

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
 - görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
 - başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
 - atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
 - kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
 - ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı
- beyan ederim.**

21/12/2020

Damla AKTAŞ



ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ARAÇ LASTİK TOZLARININ ÇEVRESEL ETKİSİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Damla AKTAŞ

Bursa Uludağ Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

Ülkemizde taşıt ve karayolu kirliliği önemli derecede artmıştır. Yapılan çalışmalar ile egzoz kaynaklı partikül maddeler hakkında önemli sonuçlara ulaşılmıştır. Fakat egzoz dışı (taşıt lastik tozu vb.) partikül maddeler hakkında fazla bilgi bulunmamaktadır. Bu tez çalışmasında araç lastikleri ile yol arasında oluşan sürtünme sonucu toz haline gelen lastiklerin yol kenarlarındaki topraklara olan etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Lastik tozlarının topraklar üzerindeki olası etkileri bazı toprak verimlilik parametreleri üzerinden değerlendirilmiştir. Bu kapsamda topraklara %1, %5 ve %10 oranlarını sağlayacak miktarlarda lastik tozu eklenmiştir ve laboratuvarında gerçekleştirilen 45 günlük bir inkübasyon çalışması ortaya konulmuştur. İnkübasyon süresi boyunca örnekler alınarak üreaz ve alkali fosfataz enzim aktivitesi ile arginin amonifikasyon hızı değişimleri gözlenmiştir. Ayrıca örnekler stabilize atıksu arıtma çamuru ilave edilmiştir ve çamurun topraklardaki iyileştirici etkisi de değerlendirilmiştir. Bu çalışmanın sonucunda lastik tozu uygulanan topraklardaki üreaz enzim aktivitesinin ciddi miktarda (%90-95) düştüğü görülmüştür. İlaveten, toprağa %10 oranında uygulanan lastik tozlarının da arginin amonifikasyon hızı üzerinde inhibisyon etkisi gösterdiği görülmüştür (%81). Uygulanan lastik tozlarının topraktaki alkali fosfataz enzim aktivitesini inhibe etmediği gözlenmiştir ve ayrıca, lastik tozu uygulanan topraklara arıtma çamuru uygulanması sonucunda da aktivite değerlerinin belirgin şekilde yükseldiği görülmüştür. Sonuç olarak bu çalışma, topraktaki amonifikasyon proseslerinin araç lastik tozlarından kaynaklanan çevresel kirliliğe daha duyarlı olduğunu göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Amonifikasyon, taşıt lastik tozu, enzim aktivitesi, inkübasyon, toprak kirliliği

2020, x + 110 sayfa

ABSTRACT

MSc Thesis

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT OF VEHICLE TIRE DUSTS

Damla AKTAŞ

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

Vehicle and road pollution has increased significantly in our country. Significant conclusions have been reached regarding the particulate matter of exhaust sources with the studies conducted. However, there is not much information about non-exhaust (vehicle tire dust etc.) particulate matter. In this thesis, it was aimed to determine the effects of in this thesis, it is aimed to determine the effects of the tires that become dust as a result of the friction between the vehicle tires and the road on the soils. The possible effects of tire dust on soils were evaluated based on some soil fertility parameters. In this context, vehicle tire dusts was added to the soils in amounts to provide 1%, 5% and 10%, and 45 days incubation study was carried out in the laboratory. Changes in urease and alkaline phosphatase enzyme activity and arginine amination rate were observed during the incubation period. In addition, stabilized wastewater treatment sludge was added to the samples and the healing effect of sludge on soils was also evaluated. As a result of this study, it was observed that urease enzyme activity in soils where vehicle tire dusts was applied decreased significantly (90-95%). In addition, it was observed that vehicle tire dusts applied to the soil at a rate of 10% had an inhibitory effect on arginine amination rate (81%). It was observed that the applied vehicle tire dusts did not inhibit the alkaline phosphatase enzyme activity in the soil, and also, as a result of the application of treatment sludge to the vehicle tire dusts applied soil, the activity values were observed to increase significantly. As a result, this study has shown that ammonification processes in soil are more sensitive to environmental pollution from vehicle tire dusts.

Keywords: Ammonification, vehicle tire dust, enzyme activity, incubation, soil pollution

2020, x + 110 pages

TEŐEKKÖR

Hayatım boyunca yanımdan ayrılmayan hem arkadaşım hem dostum olan dünyanın en tatlı annesi Samime AKTAŞ'a ve desteklerini benden esirgemeyen babam İlhami Serdar AKTAŞ'a çok teşekkür ederim.

Deneylerimin ilk aşamasında bana yardımcı olan güzel arkadaşım Esra DEMİR'e, yönlendirme ve bilgilendirmeleri ile tez çalışmamı bilimsel temeller ışığında şekillendiren, güler yüzü ve desteğini benden hiçbir zaman esirgemeyen saygıdeğer danışman hocam Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ'a ve yüksek lisans eğitimim boyunca bana katkısı olan tüm hocalarıma teşekkürlerimi sunarım.

Damla AKTAŞ

24/11/2020

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	x
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	4
2.1. Trafikten Kaynaklanan Atmosferik Partikül Maddeler.....	4
2.1.1. Egzoz Kaynaklı Atmosferik Partikül Madde.....	4
2.1.2. Egzoz Dışı Atmosferik Partikül Madde.....	6
2.2. Yol Tozu ve Yeniden Süspansiyonu.....	12
2.2.1. Yol Tozu Kaynakları ve Kompozisyonu.....	16
2.2.2. Yol Tozunun Yeniden Süspansiyonunu Etkileyen Faktörler.....	22
2.2.3. Örnekleme Yöntemleri.....	23
2.3. Lastik Tozları.....	24
2.3.1. Genel Bilgiler.....	24
2.3.2. Lastik Malzemeleri.....	30
2.3.3. Lastik Aşınması Parçacıkları ile Fiziksel Özellikleri.....	36
2.3.4. Aşınmış Lastik Parçalarının Kimyasal Bileşimi.....	39
2.3.5. Lastik Aşınma Parçacıklarının Toprak ile Su Ortamında Oluşumu ve Davranışı.....	47
2.4. Lastik Aşınma Parçalarının Çevresel ve Sağlık Etkileri.....	48
2.4.1. Yol Akışları ve Alıcı Sular.....	48
2.4.2. Sedimanlar.....	52
2.4.3. Hava.....	53
2.4.4. Lastik Tozlarından Biyoyararlanım.....	54
2.4.5. Lastik Tozlarının Oluşturduğu Karasal Toksikite.....	55
2.4.6. Sağlık Etkileri.....	56
2.5. Enzim Aktiviteleri.....	59
2.5.1. Oksidoredüktazlar.....	65
2.5.2. Hidrolazlar.....	66
2.5.3. Transferazlar.....	67

3. MATERYAL ve YÖNTEM	68
3.1. Materyal	68
3.1.1. Toprak Materyali.....	68
3.1.2. Kullanılan Arıtma Çamuru.....	69
3.1.3. Kirletici Olarak Kullanılan Araç Lastik Tozu.....	70
3.2. İnkübasyon Çalışmasının Kurulması	70
3.3. Yöntem.....	72
3.3.1. Numunelerde Üreaz Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi.....	72
3.3.2. Numunelerde Alkali Fosfataz Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi.....	73
3.3.3. Numunelerde Arginin Amonifikasyon Potansiyeli İndofenol Mavisi Yöntemi ile NH ₄ Belirlenmesi.....	74
3.4. İstatistik Analizler	78
4. BULGULAR ve TARTIŞMA	79
5. SONUÇ.....	87
KAYNAKLAR	89
ÖZGEÇMİŞ	110

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
g	Gram
ha	Hektar
kg	Kilogram
l	Litre
m	Metre
m ²	Metre kare
µg	Mikrogram
µm	Mikrometre
mg	Miligram
ml	Mililitre
mm	Milimetre
mS	Milisiemens
nm	Nanometre
sa	Saat
°C	Santigrat derece
cm	Santimetre
%	Yüzde

Kısaltmalar	Açıklama
AB	Avrupa Birliği
Al	Alüminyum
Al ₂ O ₃	Alüminyum oksit
As	Arsenik
Ba	Baryum
Br	Brom
BT	Benzotiyazol
Ca	Kalsiyum
Ca ⁺	Kalsiyum iyonu

Kısaltmalar	Açıklama
Cd	Kadmiyum
Cu	Bakır
Cl	Klor
Cl ⁻	Klorür
Cr	Krom
CO ₂	Karbondioksit
EC	Elemental karbon
Fe	Demir
Fe ₂ O ₃	Demir III oksit
HoBT	2-Hidroksi benzotiazol
K	Potasyum
Mg ⁺²	Magnezyum iyonu
Mo	Mobilden
Mn	Mangan
MoBT	2-(4-Morfolinil) benzotiazol
NO ₂	Azotdioksit
NO ₃ ⁻	Nitrat
NH ₄ ⁺	Amonyum
Ni	Nikel
NR	Doğal kauçuk ko-polimeri
O ₃	Ozon
OC	Organik karbon
P	Fosfor
PAH	Polisiklik Arotmatik Hidrokarbon
Pb	Kurşun
PBR	Poli-bütadien kauçuğu
PM	Partikül madde
Rb	Rubidyum
S	Kükürt
Sb	Antimon
SBR	Stiren-bütadien kauçuğu

Kısaltmalar	Açıklama
Se	Selenyum
Si	Silisyum
SiO ₂	Silisyum dioksit
SO ₄ ⁻²	Sülfat
Sr	Stronsiyum
Te	Tellür
THAM	Tris hidroksi metil amino metan
Ti	Titan
USEPA	ABD Çevre Koruma Ajansı
V	Vanadyum
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
Zn	Çinko
ZnO	Çinko oksit

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Çevresel kompartmanlar arasındaki partikül dağılımları.....	11
Şekil 2.2. Lastik ve yol yüzeyi etkileşiminden oluşan parçacıkların genelleştirilmiş şeması	25
Şekil 2.3. Lastik bileşimine basit bakış.....	27
Şekil 2.4. Motorlu araçların kirletici kaynaklarından solumaya maruz kalma yoluyla insanı etkileyen toksik etkilerin akış şeması	58
Şekil 2.5. Enzimlerin yerleri.	62
Şekil 2.6. Toprak enzimlerinin biyotik ve abiyotik olarak gösterimi	64
Şekil 3.1. Deneyde kullanılan toprak çamur ve lastik tozu karışımları	71
Şekil 3.2. Tez kapsamında hazırlanan ağız tıpa ile kapalı numune dolu erlenler.....	72
Şekil 3.3. Destilasyon süreci	73
Şekil 3.4. Alkali fosfataz enzim aktivitesinde oluşan sarı renk	74
Şekil 3.5. Hazırlanan süspansiyonlar santrifüjlenmeden önce (solda) ve santrifüjlendikten sonra (sağda)	76
Şekil 3.6. Standart kurvenin su banyosuna konulmadan önceki renksiz hali	77
Şekil 3.7. Su banyosunda bekletildikten sonra standart kurvede oluşan mavi renk	77
Şekil 4.1. Lastik tozu uygulanmış topraklarda üreaz aktivitesinin değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama....	80
Şekil 4.2. Lastik tozu uygulanmış topraklarda arginin amonifikasyon hızının değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama	83
Şekil 4.3. Lastik tozu uygulanmış topraklarda alkali fosfataz aktivitesi değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama....	85

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Yol tozu partiküllerinde bulunan inorganik bileşikler	18
Çizelge 2.2. Yol tozu parçacıklarında bulunan organik bileşikler	19
Çizelge 2.3. Lastik aşınması partiküllerinin havadaki PM'ye katkısının literatür tahminleri (%).....	29
Çizelge 2.4. Lastiklerin genel bileşimi.....	31
Çizelge 2.5. Lastik aşınması partiküllerinde bulunan inorganik bileşikler.....	33
Çizelge 2.6. Lastik aşınması partiküllerindeki organik türler	34
Çizelge 2.7. Çeşitli örnekleme koşullarında elde edilen lastik malzemelerinin morfolojileri	37
Çizelge 2.8. Lastik kauçuğunun elemental metal içeriği	42
Çizelge 2.9. Lastik aşınması parçacıklarının tanımlanması için kullanılan en yaygın organik ve inorganik temel izleyiciler.....	45
Çizelge 2.10. Topraklardan elde edilen bazı enzimler, katalizledikleri reaksiyonlar ve faaliyet alanları.....	61
Çizelge 3.1. Toprağın kimyasal karakterizasyon özellikleri	68
Çizelge 3.2. Arıtma çamurunun kimyasal karakterizasyon özellikleri.....	69
Çizelge 3.3. Standart kurvenin hazırlanışında kullanılan çözeltiler.....	75
Çizelge 4.1. Topraktaki üreaz aktivitesi, arginin amonifikasyon hızı ve fosfataz aktivitesi değerlerinin toprağa yapılan uygulamalar ile inkübasyon süresine göre farklılaşma durumunu gösteren iki yönlü varyans analizi sonuçları.....	86

1. GİRİŞ

İnsan sağlığı üzerindeki en bđyđk etkilerden biri hava kirliliğidir ve hava kirliliği seviyelerinin en yđksek olduğu Şehirlerde insan sağlığının daha fazla bozulduğu gđrđlmektedir. Hava kirliliğinin en 3nemli sebeplerinden biri partikđl maddelerdir ve partikđl maddeler 7eŐitli sebeplerle ortaya 7ıkabilmektedirler. Partikđl maddeler havada asılı kalarak insan sağlığı i7in tehlike oluŐturabilirken bazı bđyđk fraksiyonlu partikđller 7evreye, topraklara ve sulara 73kelerek buralarda 7eŐitli kirliliklere sebep olabilirler. Partikđl maddelerin fraksiyonu deđiŐtik7e 73kelmesi ve havada kalması durumu da değişmektedir. Bu yzden toprak kirliliğinin anlaŐılabilmesi i7in havada ne kadar partikđl bulunuyor ne kadar topraklara 73keliyor ve ne kadar partikđl madde yeniden sđspans olarak tekrar risk haline geliyor anlamak 3nemlidir. Avrupa genelinde, kentsel nđfusun % 20-30'unun AB referans değerlerinin 3stunde PM_{2.5} seviyelerine, nđfusun %91-96'sının da Dđnya Sağlık 3rgđtđ (WHO) y3nergelerinin 3zerindeki seviyelere maruz kaldığı tahmin edilmektedir (Guerreiro ve ark. 2013). Uluslararası olarak, Ekonomik İŐbirliđi ve Kalkınma TeŐkilatı “kentsel hava kirliliğinin, 2050 yılına kadar kirli su ve sanitasyon eksikliği yzđnden dđnya 7apında en bđyđk 3lđm sebebi haline geleceğini” belirtmektedir (OECD 2012).

Epidemiyolojik 7alıŐmalar, yđksek atmosferik partikđl konsantrasyonları ile hastane baŐvurularındaki artış ve 3lđm oranları arasında zayıf bir bağlantı olduğunu g3stermiŐtir (Dockery ve ark. 1993, Dockery ve Pope 1994, Vedal 1997).

3zellikle kentsel alanlarda partikđl maddenin en 3nemli kaynaklarından biri karayolu taŐımacılıđıdır. İngiltere Ulusal Emisyon Envanteri'ne g3re, karayolu taşımacılığı Şehirlerde solunabilir partikđl maddenin %80'ini oluşturmaktadır (Salway ve ark. 1997). Bununla birlikte, karayolu taşıtlarından elde edilen par7acıkların emisyon oranları, fiziksel 3zellikleri, kimyasal 3zellikleri ve sağlık 3zerindeki etkileri ile ilgili hala bazı belirsizlikler bulunmaktadır. Daha kapsamlı bilgi, par7acıkların insan sağlığını etkileme mekanizmalarının netleŐtirilmesine yardımcı olacak ve sonu7 olarak kirlilik azaltma stratejilerinin geliŐtirilmesini destekleyecektir.

Partikđl madde ile hava kirliliği kentsel alanlarda giderek artan bir endiŐe kaynağıdır, 73nkđ partikđl maddenin hem 7evre hem de insan sağlığına ciddi etkileri bulunmaktadır.

Birçok çalışma, kentsel aerosollerin kökenini, kaynağını ve oluşum mekanizmasını incelemiştir (Lanz ve ark. 2007, Wehner ve Wiedensohler 2013). Birçok kirletici emisyon kaynağı arasında trafik kaynaklı partikül madde önemli bir kentsel aerosol kaynağı olarak kabul edilmektedir (Holmén ve Ayala 2002). Emisyonların kentsel alanlara olan yakınlığı nedeniyle, trafikle ilgili PM (partikül madde) doğrudan insan sağlığını etkileyebilmektedir (Bukowiecki ve ark. 2010, Juda-Rezler ve ark. 2011). Ayrıca, yayılan partikül madde, gazlı kirleticilerle birleşebilir ve kentsel atmosferde ikincil aerosoller oluşturabilir (Castro ve ark. 1999, Kavouras ve Stephanou 2002, Zhang ve ark. 2007). Bu nedenlerden ötürü, daha sıkı bir düzenleme ve çeşitli trafik kaynakları için bir emisyon envanterinin inşasına acilen ihtiyaç duyulmaktadır.

Trafikle ilgili partikül madde özelliklerinin çok sayıda deneysel ve teorik araştırması yapılmıştır (Harris ve Maric 2001, Knothe ve ark. 2006). Bu çalışmalar, motor yanma, yakıt ve arıtma teknolojilerine dayalı partikül madde oluşumunu açıklığa kavuşturmuştur. Egzoz gazında bulunan partikül maddelerin aksine, trafik kaynaklı egzoz dışı partikül maddeler yoğun olarak araştırılmamıştır ve oluşturdukları çevre kirliliği konusunda bilgi eksiklikleri ortaya çıkmıştır (AQEG 2005).

Yol kenarı toprak ve bitkileri, trafiğe bağlı ağır metaller için ana birikim yerleri olarak kabul edilmektedir. Topraktaki konsantrasyonların yol inşaatı ve trafikten önemli ölçüde etkilendiği ve otoyolun uzaklığı ile ters orantılı olduğu kanıtlanmıştır (Zhang ve ark. 2015, De Silva ve ark. 2016). Trafikle ilgili metaller, kuru ve ıslak çökeltiler yoluyla toprakta ortaya çıkar. Bitki dokularındaki metal dağılımları da, trafik yakınlığının bir fonksiyonu olarak değişkenlik göstermektedir (Wiseman ve ark. 2014). Topraklardan farklı olarak, bitki dokuları sadece topraktan köke aktarma yoluyla değil, aynı zamanda bitkinin hava bölümlerinde biriken ıslak ve kuru parçacıklardan emilimle de ağır metalleri bünyelerine alırlar (Sánchez-López ve ark. 2015).

Anlaşılabacağı üzere trafikten kaynaklanan tozlar ve sürtünmeden dolayı parçalanarak yol kenarlarındaki topraklara dağılan lastik tozları çevre sağlığı açısından sorun teşkil etmektedir. Literatürde lastik parçalarını da içeren yol tozları değerlendirilerek, yol tozlarıyla kirlenen toprakların genellikle metal içeriklerine bakılmıştır fakat lastik tozlarının toprak aktiviteleri üzerindeki değişimi pek incelenmemiştir. Bu çalışmada lastik tozlarının yol kenarlarındaki topraklara nasıl bir etkide bulunacağını ortaya koymak

amacıyla laboratuvar ortamında gerçekleştirilen 45 günlük bir inkübasyon çalışması yrtlmştir. Araç lastik tozları laboratuvar ortamında topraklara eklenerek topraklar yapay olarak kirletilmiştir. Çalışmada ayrıca lastik tozu uygulanmış topraklara atıksu arıtma çamuru ilave edilerek çamurun bu topraklardaki iyileştirici etkisi de değerlendirilmiştir. Toprak verimliliğinin bir ölçütü olan enzim aktiviteleri 15, 30 ve 45 günlük inkübasyon periyotlarının ardından belirlenmiştir. Bu kapsamda üreaz enzim aktivitesi, alkali fosfataz enzim aktivitesi ve arginin amonifikasyon oranı değerlerinde meydana gelen zamana bağlı değişimler irdelenmiş ve toprağın lastik tozu kirliliğine bağlı kirlenme-iyileşme süreçleri değerlendirilmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Trafikten Kaynaklanan Atmosferik Partikül Maddeler

Karayolu taşımacılığı faaliyetlerinin sonucunda oluşan PM, oluşum şekline göre kategorize edilebilir. Genellikle yakıt yanmasının oluşturduğu parçacıkların, oluşan birincil mekanizma olduğu varsayılmaktadır ve şu ana kadar araştırmalar esas olarak egzoz emisyonlarına odaklanmış görünmektedir. Bu belirgin önyargı, araştırmaların çoğunun egzoz partiküllerinin örneklenmesi, analizi ve karakterizasyonunun belirlenmesi üzerinde yoğunlaşılmasına sebep olmuştur. Böylelikle partiküllerin çalışma programına çoğunlukla örnekleme, analiz ve karakterizasyon işlemleri yansımıştır. Bununla birlikte, PM'nin atmosferde askıya alınmasına neden olabilecek aşınma, korozyon ve türbülans içeren karayolu taşımacılığına ilişkin bir dizi egzoz dışı işlem vardır. Egzoz dışı ana işlemlerin şunlar olduğu düşünülmektedir:

- Lastik aşınması
- Fren aşınması
- Debriyaj aşınması
- Yol yüzeyi aşınması
- Şasi, kaporta ve diğer araç bileşenlerinin korozyonu
- Sokak mobilyalarının aşınması ve çarpma bariyerleri
- Yol tozunun askıya alınması veya süspanse edilmesi (Warner ve ark 2000).

2.1.1. Egzoz Kaynaklı Atmosferik Partikül Madde

Atmosferik PM çok çeşitli fiziksel ve kimyasal özellikler gösterir. Atmosferde sürekli değişiklik veya dönüşüm geçiren katı veya sıvı halde organik ve inorganik maddelerin karmaşık bir karışımıdır. Parçacıklar boyut olarak yaklaşık 10 µm ila 100 µm arasında değişir. 100 µm'den daha büyük parçacıklar atmosferde taşınma esnasında uzun süre havada kalamaz, çökmeye meğillidir. Günümüzde yaygın olarak kullanılan konsantrasyon parametresi, PM₁₀ fraksiyonunun kütle derişimidir. PM₁₀, bir örnekleme girişini 10 µm'de %50 verimle geçiren parçacıkları tarif eder. Daha basit bir anlatımla, PM₁₀, 10 µm aerodinamik çaptan daha küçük PM'yi ifade eder. Bu parçacıklar gırtlaktan içeri girebilir ve solunum sisteminin torasik bölgesine girebilir (Defra 2010). Yaygın

olarak kullanılan diğer konsantrasyon ölçümleri $PM_{2.5}$, PM_1 ve $PM_{0.1}$ partikül fraksiyonlarının kütle konsantrasyonlarıdır.

Havadaki parçacıkların kaynakları ve boyut dağılımı ile ilgili tanınmış üç mod vardır. Bunlar çekirdeklenme modu, biriktirme modu ve kaba parçacık modudur. Çekirdeklenme modu çok sayıda ultra-ince parçacıktan ($PM_{0.1}$ fraksiyonunda) oluşur, ancak her parçacık çok küçük olduğu için, bu fraksiyon genellikle toplam aerosol kütle konsantrasyonunun sadece küçük bir kısmını oluşturur. Biriktirme modu partikülleri atmosferde birkaç saat bulunur ve birleşme ve yoğunlaşma ile daha büyük birikim modu partiküllerine dönüştürülür. Birikim modu parçacıkları çapı $0,05 \mu m$ ile $2 \mu m$ arasında değişmektedir, günlük atmosferik kalma süreleri oldukça uzundur ve genellikle toplam aerosol kütlelerinin önemli bir kısmını oluşturur. Aynı zamanda verimli ışık saçarlar ve genellikle görünürlük gibi optik etkilere hâkimdirler. $2 \mu m$ 'den büyük olan partikül maddeler ise kaba partikül modunu oluşturur. Kaba partiküller, toplam aerosol kütlelerine büyük ölçüde katkıda bulunmasına rağmen, biriktirme modu partiküllerinden daha kısa atmosferde kalma sürelerine sahiptir (Harris ve Maric 2001, Knothe ve ark. 2006).

Atmosferik partikül madde, hem doğal hem de antropojenik, çok çeşitli kaynaklardan elde edilir. Farklı kaynakların toplam atmosferik parçacık konsantrasyonlarına katkısı bölgeye (yerel kaynakların sayısı ve türleri dahil), mevsim ve günün saatlerine göre değişir ve hava koşullarından etkilenebilir. Emisyon kaynakları, partiküllerin doğrudan atmosfere salındığı “birincil kaynaklar” veya gazfaz bileşenleri arasındaki reaksiyonlarla oluştukları “ikincil kaynaklar” olarak adlandırılır (APEG 1999). Burada ele alınacak olan egzoz olmayan işlemler, birincil ve temel olarak antropojenik bir parçacık kaynağıdır. Bununla birlikte, yeniden süspanse edilmiş yol tozu dikkate alındığında doğal parçacık kaynaklarının da dikkate alınması gerekir.

Çekirdeklenme modu ve biriktirme modu parçacıkları, esas olarak, karayolu taşıtlarının egzozu, atık yakma ve endüstriyel ve evsel yanma gibi yanma kaynaklarından kaynaklanmaktadır. Öte yandan kaba parçacıklar genellikle erozyon, inşaat, taşocağı ve lastik aşınması gibi mekanik işlemler sonucu üretilir. Çekirdeklenme / biriktirme modları ve kaba parçacık modu arasında ihmal edilebilir bir kütle taşınımı vardır. Birincil parçacıkların ana bileşenleri kabuk elementleri (örneğin, Si, Al, Ca, Fe), element karbon

ve çeşitli organik bileşiklerdir. İkincil parçacıklar ise sülfatlar ve nitratlar dahil inorganik bileşiklerden oluşur.

Emisyon envanterleri, atmosfere verilen kirleticilerin listesi, miktarı ve bunların toplam kirlilik içindeki paylarını gösteren bilgilerdir. Atmosferik emisyonlar için bir rehber görevi görürler, ancak farklı kaynaklar farklı emisyon yüksekliklerine sahip olduklarından veya günlük veya mevsimsel farklılıklar bulunduğundan, envantere zorunlu olarak kentsel hava kalitesinin yer almasına gerek yoktur. Ayrıca, stokların hazırlanması genelleştirilmiş emisyon faktörlerine dayanmaktadır ve yerel ölçeklerde uygulandığında önemli hatalara yol açabilmektedir. Egzoz dışı işlemlerle ilgili emisyon faktörleri bazı belirsizliklere tabidir ve stokların tümü egzoz dışı kaynakları dikkate almamaktadır. Avrupa'da, emisyon envanterleri, farklı kaynak kategorilerine sahip az sayıda ülkeden temin edilebilir ve bu envanterler, her tür kaynağı kapsamadıkları için kirletici kaynağı açısından gelişmemiştir (APEG 1999).

2.1.2. Egzoz Dışı Atmosferik Partikül Madde

Hava kalitesi yönetimi, çevre politikasının önemli bir yönüdür. 2005 yılında Avrupa Komisyonu, 6. Çevre Eylem Programı olan hava kirliliğinin insan sağlığı ve çevre üzerindeki olumsuz etkilerini ve uzun vadeli bir politika stratejisi oluşturmayı hedefleyen Avrupa İçin Temiz Hava (CAFE 2005) programını yayınlamıştır. Taşıt trafiğinin, kentsel ortamdaki en büyük birincil atmosferik partikül madde kaynağı değilse de en büyüklerinden biri olduğu bilinmektedir (EEA 2009). Karayolu trafik emisyonları, yalnızca egzoz borusundan kaynaklanan egzoz emisyonlarını değil, aynı zamanda yol üzerinde biriken tozun, aracın neden olduğu yeniden süspansiyonundan ve araç aşınmasından (frenler, lastikler, diskler vb.) doğrudan gelen egzoz olmayan emisyonları da içerir. Yol tozu; toprak, kaldırım, lastik, fren ve debriyaj aşınması, şasi, kaporta ve diğer araç bileşenlerinin korozyonunu içeren mekanik aşınmadan kaynaklanan malzemelerin yanı sıra sokak levhalarının, kılavuz rayların ve çitlerin korozyona uğraması sonucu oluşur (Luhana ve ark. 2004). Yol tozu, doğal kaynaklar (örneğin toprak, bitki parçaları ve diğer biyolojik malzemeler) ve trafikle ilgili kaynaklar dahil olmak üzere çok sayıda kaynağa sahip ve kimyasal yapıda bir karışımdır.

Trafiğe bağılı egzoz dışı emisyonlar şu anda yasama kontrollerine tabi değildir ve sonuç olarak bu emisyonlar, egzoz partikülü emisyonları azalsa bile partiküllerin vresel yüküne önemli katkılar sağlamaktadır (Denier van der Gon ve ark. 2013).

Son on yılda, Avrupa'daki kentsel alanlarda PM_{10} seviyeleri düşmemektedir (Harrison ve ark. 2008). Bunun sebebi olarak, trafik yoğunluğunun sürekli artmasından dolayı egzoz olmayan emisyonların egzoz emisyonlarına oranla kontrol edilmesinin daha zor olduğu gösterilmiştir. Egzoz dışı emisyonlar, yol yüzeyindeki lastiklerin sürtünme işlemlerinden, frenler ve trafik kaynaklı türbülans nedeniyle partiküllerin yeniden askıya alınmasından kaynaklanır. Yapılan alışmalar bu emisyonların PM_{10} 'un yerel karayolu trafik emisyonlarının %50'sine katkıda bulunduğunu göstermiştir (Abu-Allaban ve ark. 2003, Harrison ve ark. 2004, Sillanp ve ark. 2006, Ketzel ve ark. 2007, Thorpe ve ark. 2007, Amato ve ark. 2009a). İşkandinav lkelerinde, egzoz dışı emisyonların katkısının, ilkbaharda kaymayı önleyici tedbirler (rneğin ivil lastikler ve sokak zımparası) nedeniyle yol boyunca PM_{10} 'un %90'ına kadar çıkabildiği grlmştir (Omstedt ve ark. 2005, Pohjola ve ark. 2002, Johansson ve ark. 2007). Egzoz dışı partikül maddeler, temel olarak 3 ila 5 arasında bir ortalama geometrik çapa sahip kaba parçacıklardan oluşur (Hussein ve ark. 2008). Bu parçacıklar $PM_{2.5}$ 'ten ayrı olarak olumsuz sağlık etkileri ile ilişkilidir (Brunekreef ve Forsberg 2005, Gustafsson ve ark. 2008, Perez ve ark. 2009).

Bir yol simülatörü (Kupiainen ve ark. 2003- 2005, Gustafsson ve ark. 2009) ve yakın yol araştırması (Abu-Allaban ve ark. 2003, Querol ve ark. 2004, Norman ve Johansson 2006, Amato ve ark. 2009b) yoluyla mobil yol üstü ölçümleriyle egzoz dışı emisyonlar üzerine çeşitli çalışmalar yapılmıştır (Etyemezian ve ark. 2003a-b, Kuhns ve ark. 2003, Hussein ve ark. 2008, Pirjola ve ark. 2009). Bu çalışmalardan, aşağıdaki faktörlerin egzoz dışı emisyonları karakterize ettiği özetlenmiştir:

- Yeniden askıya alma, yol aşınması, fren aşınması ve lastik aşınması; karayolu taşıtları ve yol simülatörleri ile yapılan ölçümlerin karşılaştırılması, birikmiş PM 'nin yeniden askıya alınmasının, egzoz dışı emisyonların kütlesine ana katkı olduğunu göstermektedir. Yeniden askıya alınan PM , daha önce yol ve yol vresine okelmiş olan trafikle ilgili PM 'den ve genel olarak PM 'nin kuru birikmesinden oluşur. ivil lastiklerin kullanıldığı koşullar ve okelen partikül maddelerin yeniden süspansiyonundan daha büyük yol aşınması emisyonlarına

neden olabilecek durumlar haricinde, doğrudan yol aşınması emisyonları egzoz olmayan emisyonların yalnızca küçük bir kısmıdır. Sürtünme sonucu oluşan fren balataları ve çivili olmayan lastiklerin aşınmasının, trafikle ilişkili partikül madde kütlesine katkısı yol aşınmasına göre çok azdır.

- Yol kaplaması; genel olarak yol döşemesi, yoğun asfalt betonu ve taş mastik asfalt olarak adlandırılan, çeşitli ebatlarda granit veya kuvarsit taş malzemedan oluşan asfalt betonundan oluşmaktadır. Egzoz gazı emisyonları için yol kaplama tipleri önemlidir. Örneğin, granit döşeme ile döşenmiş yollardaki yol aşınma emisyonları, daha sert kuvarsit döşeme ile döşenmiş yollarda oluşan yol aşınma emisyonları ile karşılaştırıldığında, PM_{10} 'un granit döşemeli yollarda belirgin şekilde daha yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca, yoğun asfalt betonu döşeli yollar açık gözenekli asfalttan daha az aşınma özelliğine sahiptir. Yoğun asfalt, yağmur sırasında gürültü azaltma ve daha iyi görüş sağlamak için çoğunlukla otoyollara uygulanır. Yoğun asfalt betonunda yeniden süspansiyonun açık gözenekli asfalt ile karşılaştırıldığında daha büyük olması beklenir, çünkü biriken yol tozu açık gözeneklere nüfuz eder veya yıkanma sonucu yeniden süspansiyona daha az duyarlı olan açık gözeneklere dolar.
- Yağış; egzoz dışı emisyonlar çoğunlukla kuru yol koşullarında meydana gelir. Yağışlar, bu parçacıkların akma sonucu giderilmesini sağlamaz fakat yolda oluşan ıslaklık PM_{10} 'un yeniden askıya alınmasını azaltır. Sonuç olarak, yağışlar bittikten sonraki dönemde yolların da kurumasıyla PM_{10} emisyonları oldukça hızlı bir şekilde artar ve biriken yol tozunun yeniden dağılması ile birlikte emisyon miktarı tekrar dengelenir.
- Coğrafi konum; kuzey ülkelerinde (örneğin İskandinavya), egzoz dışı emisyonlar özellikle ilkbaharda, sokak zımparası ve çivili lastikler gibi kaymayı önleme yöntemleri nedeniyle yüksektir. Çivili lastikler, asfalt tipine bakılmaksızın çivisiz kış lastikleri ve yaz lastikleri ile karşılaştırıldığında onlarca kat daha yüksek PM_{10} emisyonlarına yol açar. Benzer şekilde, yol zımparası, hem eklenen kumdan yüksek PM_{10} emisyonlarına yol açar hem de zımpara kağıdı etkisi nedeniyle yol aşınmasını artırır. Güney Avrupa kentlerinde az yağış nedeniyle orta ve kuzey ülkelerine kıyasla, topraklaşmış parçacıkların ve yol tozunun yeniden askıya alınmasının emisyon katkısı nispeten yüksektir.

- Hız bağımlılığı; genel olarak egzoz dışı emisyon miktarı hızla artmaktadır. Bununla birlikte, türbülansın hızla artmasının ve dolayısıyla askıya alınmış PM'nin kuru birikmesi artışının etkisi net değildir.

Yeniden süspansiyonun asgariye indirildiği bir yol simülatörü ile yapılan ölçümler, yol aşınmasının silisyum (Si), alüminyum (Al), demir (Fe), potasyum (K) ve kalsiyum (Ca) gibi mineral kaynaklı kimyasal izleyiciler ile karakterize olduğunu göstermektedir. (Gustafsson ve ark. 2008). Genel olarak, karayolu taşımacılığında sürtünme sonucu oluşan lastik aşınması için çinko (Zn) (Gustafsson ve ark. 2008) ile fren aşınması için bakır(Cu), baryum(Ba) ve antimon(Sb) gibi ağır metaller spesifik izleyiciler olarak kullanılır (Denier van der Gon ve ark. 2007, Gietl ve ark. 2010).

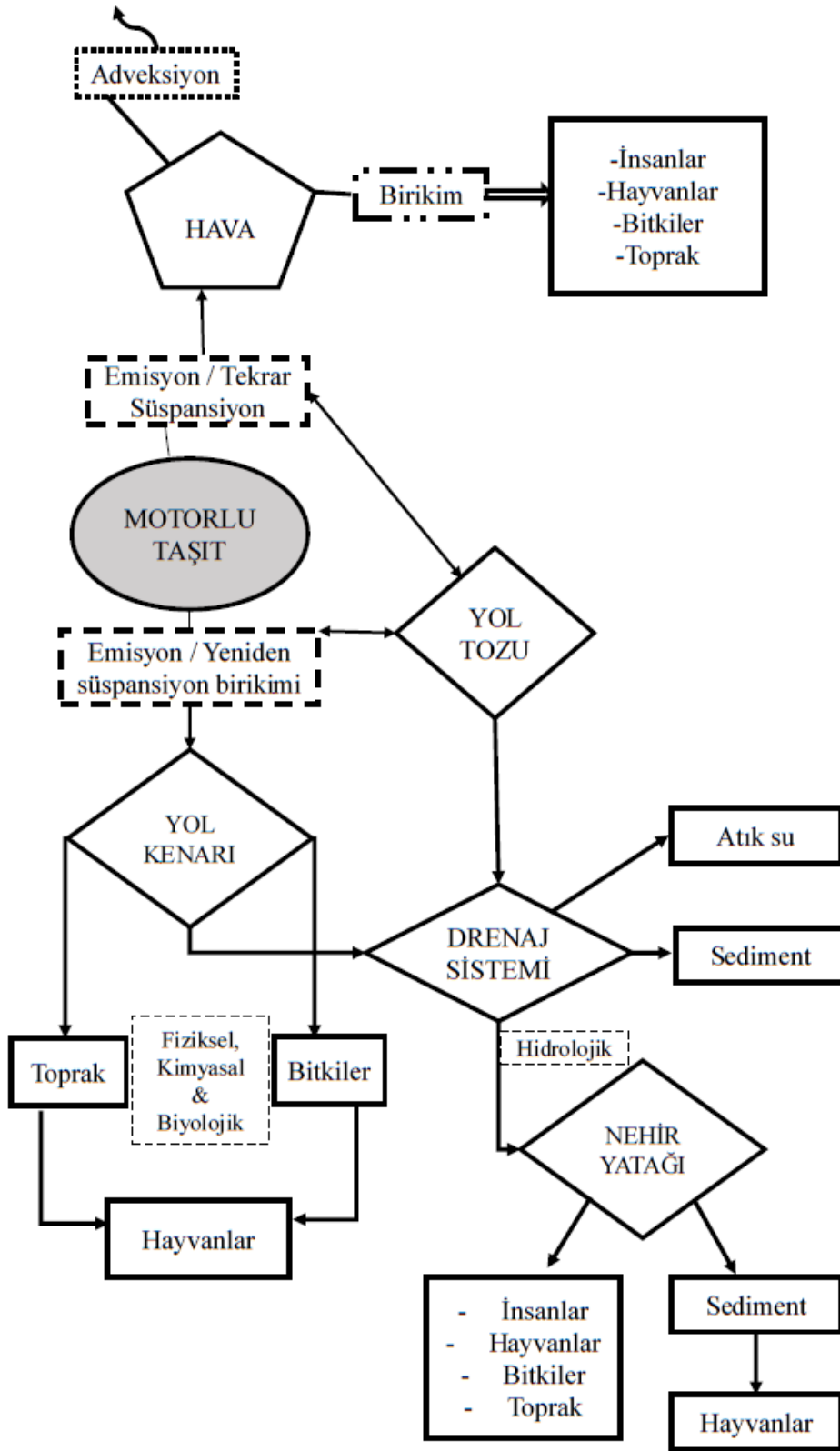
Yeniden süspanse olan kara yolu tozu, temel olarak kuru PM birikmesinden (örneğin deniz tuzu, ikincil inorganik ve organik parçacıklar ve yeniden süspanse edilmiş toprak parçacıkları), egzoz kuyruk borusundan ve yukarıda belirtilen sürtünme / aşınma işlemlerinden kaynaklanan parçacıkların bir karışımıdır.

Egzoz dışı emisyonları azaltmak için çeşitli yöntemler önerilmiştir. İskandinavya'da, erken ilkbaharda tipik olarak yüksek PM₁₀ emisyonlarını azaltmanın en etkili yolu çivili lastik kullanımını azaltmaktır. Ayrıca İskandinavya'da, biriken tozun magnezyum klorür (Aldrin ve ark. 2008) ve kalsiyum magnezyum asetatla (Norman ve Johansson 2006) bağlanması belirli yerlerde uygulanmıştır. Sonuçlar, günlük PM₁₀ ortalamalarında on güne kadar süren etkiyle % 35-55 arasında bir düşüş olduğunu göstermiştir. Birikmiş yol tozunu gidermek için yol süpürme, 1990'da zaten önerilmiş ve başka birkaç çalışmada da uygulanmıştır (Chow ve ark. 1990, Kuhns ve ark. 2003). Kanalizasyon sistemindeki partikülleri yıkamak için (Gromaire ve ark. 2000, Norman ve Johansson 2006) elektrikli süpürgeler ve basınçlı su ile birleştirilen mekanik süpürücüler veya basınçlı su ile yıkama veya sadece yıkama (süpürmeden) ile testler yapılmıştır (Vaze ve Chiew 2002, Chang ve ark. 2005, Amato ve ark. 2009a-b-c). Son zamanlarda, kentsel önlemlerin kontrolünde bu önlemlerin etkinliği üzerine bir inceleme yayınlanmıştır (Amato ve ark. 2010). Sonuçlar, mekanik süpürücülerin büyük partikülleri (örneğin toprak, çöp ve yapraklar) çıkarmak için 100 µm'den küçük parçacıklardan daha etkili olduğunu göstermektedir. Yol süpürme PM₁₀ seviyelerini bile arttırabilir, çünkü daha büyük parçacıklar yol yüzeyi boyunca yeniden dağıtılır ve daha fazla taşlama ve karayolu trafiğiyle yeniden askıya alınma için

kullanılabilir hale gelir. Bu çalışmalardan, yalnızca caddelerin süpürülmesinin kısa vadede PM seviyelerini düşürmede etkisiz kaldığı, süpürme ve yüksek basınçlı yıkama kombinasyonunun günlük PM₁₀ seviyelerini düşürmede daha etkili olabileceği sonucuna varılmıştır (Amato ve ark. 2010).

Mekanik aşınma ve korozyon işlemleri, partiküllerin doğrudan atmosfere salınmasına ve partiküllerin yol yüzeyinde birikmesine neden olabilir. Genel olarak yol tozu olarak adlandırılan, yol yüzeyinde toplanan malzeme ayrıca egzoz partikülleri, buz tutucu tuz ve kışın bakımı sırasında biriktirilen grit ve karayolu taşımacılığı ile ilgili olmayan çeşitli kaynaklardan gelen maddeleri de içerebilir (kristal ve bitkisel materyal ve endüstriyel / ticari / ev içi faaliyetten materyaller). Ardından karayolu tozu, araç tarafından üretilen türbülans, lastik kayması ve rüzgarın etkisiyle atmosferde askıya alınabilir veya yeniden süspansiyon edilebilir. Ek olarak, rüzgâr bu süreçlerden elde edilen PM'nin başka yerlerde de görülmesinden sorumlu olabilir. Açıkça, egzoz olmayan PM'nin kaynak dağılımı ve miktarının belirlenmesi oldukça karmaşıktır (Warner ve ark. 2000).

Yukardan da anlaşılacağı gibi ortamdaki partikül maddelerin kaderi karmaşıktır. Şekil 2.1, çeşitli çevresel bölmeler içinde ve arasında, karayolu taşıtlarının egzoz ve egzoz olmayan parçacıklarının işlemlerini ve dağılımını göstermektedir. Ayrıca her bölümdeki kirlilik alıcılarını da gösterir.



Şekil 2.1. Çevresel kompartmanlar arasındaki partikül dağılımları

2.2. Yol Tozu ve Yeniden Süspansiyonu

Sabit ve hareketli kaynaklardan yayılan ağır metaller suya, havaya ve toprağa taşınabilir ve hatta bitkilere, hayvanlara ve insan vücuduna girebilir. Birçok ağır metalin emisyonu, başlangıçtaki toksisiteleri ve biyobirikimin etkileri nedeniyle düzenlenmiştir (Adriano 2001). Ağır metaller hem insan sağlığı sorunlarına hem de olumsuz çevresel etkilere neden olabilir. Ek olarak, ağır metaller atmosferik birikmeyle yol tozunda birikebilir. Yol tozu genellikle çevremizdeki ağır metal kirliliğinin bir göstergesi olarak kullanılmıştır (Li ve ark. 2001). Bu nedenle, karayolu tozundaki ağır metal kirlenme seviyeleri uzun bir süredir dünya genelinde incelenmiştir (Han ve ark. 2008, Arslan 2001, Narin ve Soylak 1999, Kim ve ark. 1998, Chon ve ark. 1995, Fergusson ve Kim 1991, Harrison ve ark. 1981, Day ve ark. 1975). Ağır metaller çeşitli kaynaklardan gelebilir. Karayolu taşıtları havaya, suya ve toprağa önemli miktarda ağır metal verebilir. Bu nedenle, taşıt emisyonları, kentsel ortamlarda ağır metal kirliliğinin ana kaynaklarından biri olarak kabul edilmektedir. Trafik faaliyetlerinin yol açtığı yol tozundaki ağır metal konsantrasyonlarının özellikleri üzerine birçok çalışma yapılmıştır (Christoforidis ve Stamatis 2009, Sezgin ve ark. 2003, Divrikli ve ark. 2003a-b, Miguel ve ark. 1997, Akhter ve Madany 1993). Modern toplumda birçok şehirde yoğun trafik vardır ve son zamanlarda kentsel alanlarda işletilen toplam araç sayısı hızla artmıştır. Trafik, özellikle nüfus yoğunluğu yüksek olan büyük şehirlerde ciddi sorunlara neden olmaktadır. Örneğin, Kore'de 1,1 milyon nüfusa sahip bir metropol şehir olan Ulsan'da kayıtlı araç sayısı her yıl yaklaşık %3 oranında artmıştır. Yoğun trafik ve araçların hızlı hareketi, kentsel alanlarda çok miktarda yol tozu üretebilir. Bu nedenle, karayolu tozu büyük bir partikül kirliliği kaynağı haline gelmiştir.

Taşıt egzozu, yol lastiği ve fren aşınması tarafından üretilen ağır metaller, kuru veya ıslak atmosferik birikim ile yol tozunda birikebilir (Thorpe ve Harrison 2008). Bu nedenle, kaldırım kullanan ve kentsel ve kırsal alanlarda karayollarının yakınında yaşayan birçok kişi, yol tozundaki toksik ağır metallere maruz kalabilir. Yol tozunun ağır metallerle kirlenmesi, araç hacminden, hız ve aracın türünden, yol türünden, komşu çevreden ve meteorolojik koşullardan büyük ölçüde etkilenir. Büyük şehirlerin birçoğu henüz sistematik olarak araştırılmamıştır, ancak yol tozunun yüksek konsantrasyonlarda toksik ağır metal içerdiği bilinmektedir. Karayolu trafiğinden salınan ağır metaller, akış suyunda

ve yol kenarındaki toprakta kronik bir ağır metal kirliliğine neden olur (Legret ve Pagotto 2006) ve çok yüksek ağır metaller ile organik maddeler içeren kentsel yol tozları, kentsel yağmur suyu akış kirliliğinin önemli kaynaklarından (Zhu ve ark. 2008).

Yol tozu, asfaltsız ve toz kaplı asfalt yollarda seyahat eden lastiklerin sürtünmesinden kaynaklanan havadaki bir toprak malzemesi veya kir olarak da tanımlanabilir (USEPA 2012). Karayolu tozu kuru ve rüzgârlı koşullarda havaya karışır ve hareketli taşıtlarla ağırlaşır. Motorlu taşıtlar, kentsel ortamlardaki kirlilik düzeyine katkıda bulunan bir yol tozu kaynağı olabilir (Lu ve ark. 2009, Faiz ve ark. 2009). Yol tozu varlığında biriktirme, çarpma ve durdurma yollarıyla yol ve yol çevrelerinde ağır metal birikebilir. Karayolu tozundaki metallerin kaynakları arasında, taşıt trafiği, yakıtın yanması, bina ve yolların bozulması ile inşası ve metalik malzemelerin aşınması bulunmaktadır (Li ve ark. 2001, Karmacharya ve Shakya 2012).

Araçlardan salınan ortak iz metaller kadmiyum (Cd), krom (Cr), bakır (Cu), kurşun (Pb), nikel (Ni) ve çinko (Zn) içerir (Al-Khashman 2004, Elik 2003, Li ve ark. 2001). Mehmood ve ark. (2009) ile Pagotto ve ark. (2001) 'na göre, metaller toprak yüzeylerine ve toza bağlanır. Bu nedenle, artan emisyon ve uzun süreli birikim, çevre yüzeyinde zenginleşmeye ve ardından metal kirlenmesine neden olabilir. Norouzi ve ark. (2012), Cu, Zn ve Ni gibi metallerin biyolojik sistemlerdeki önemli rolleri nedeniyle gerekli olduğunu, Cd ve Pb gibi diğer metal elementlerin gerekli olmadığını belirtmiştir. Ayrıca, Cd ve Pb önemli biyolojik işlevler göstermeyen fakat bitkiler ve hayvanlar için oldukça toksik olan nispeten nadir metallerdir (Mohammadnabizadeh ve ark. 2012, Nogueirol ve Alleoni 2013). Aynı zamanda araştırmalar, Cr (VI)'nin solunması halinde insanlara yüksek derecede toksik ve kanserojen olduğunu göstermiştir (USEPA 1999). Farklı metal türlerinin insan sağlığı üzerinde farklı etkilere neden olabileceği göz önüne alındığında, ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA 1996) tarafından önerilen yöntem, yol tozundaki metallere maruz kalmadan kaynaklanan sağlık riskini belirlemek için kullanılmıştır. Yakındaki insanlar üç ana yoldan yol tozuna maruz kalırlar, bunlar:

- Doğrudan alım
- Soluma
- Dermal temastır.

Cu, Ni, Pb, Cd, Cr ve Zn iz metallerinden Ni, Cr, Cd, ve Pb Uluslararası Kansere ve USEPA Araştırma Ajansı tarafından kansere neden olmak üzere sınıflandırılmıştır. Ayrıca Ni, Cd, Cu ve Zn'nin trafik yoğunluğu ve motorlu taşıt lastiği aşınması ile ilişkili olduğu bildirilmiştir çünkü bu metaller fren, lastik, metalik gövde ve çerçeve gibi araç parçalarında kullanılmaktadır (Taşpınar ve Bozkurt 2018).

Ağır metallerin / metaloitlerin kaynak olarak tanımlanması, etkili toz giderme ve kirlilik kontrolü için çok önemlidir (Guo ve ark. 2015). Bu nedenle, metallerin potansiyel riskini belirlemek için kirlilik seviyesini ölçme değerlendirme araçları, kirlilik indeksi ve kirlilik yük indeksi kullanılmaktadır (Ma ve ark. 2016).

Kentsel yol yüzeyleri PM için bir depo görevi görür, ancak yollar bir partikül kaynağı olarak da işlev görebilir. Yoldaki toz, aracın oluşturduğu türbülansın bir sonucu olarak, atmosferin altında hava sıkışması, dönme ve rüzgârın etkisiyle askıya alınabilir veya meydana gelen lastik kayması nedeniyle tekrar süspansiyon haline getirilebilir (Sehmel 1973-1976). Islak koşullarda, lastik spreyi önemli bir yeniden süspansiyon mekanizmasıdır (Smith 1970), ancak bu yol kenarlarında daha fazla partikül birikmesine neden olabilir. Rüzgâr, bu süreçlerden elde edilen PM'nin başka yerlerde de adveksiyonundan sorumlu olabilir. Bu nedenle karayolu tozu havadaki PM ile dinamik bir ilişki içindedir ve yağış dönemlerinde akan su ile uzaklaştırılabilir ve ardından suyollarındaki toksin seviyelerine katkıda bulunabilir.

Şu anda, Birleşik Krallık atmosferik emisyon envanterleri, emisyon faktörlerinin bulunmamasından dolayı yol tozunun bir partikül kaynağı olarak yeniden süspansiyonunu yeterince içeremez. USEPA, süspansiyonun katkısını hesaplamak için bir formül türetmiştir, ancak istisnai olarak tozlu yollara yakın eski ölçümlere dayanmaktadır. Bu koşulların İngiltere ile ilgili olduğu düşünülmektedir (APEG 1999). Birleşik Krallık'ta daha fazla tekrar süspansiyon ölçümü yapıncaya kadar, bu kaynak Birleşik Krallık partikül emisyon envanterinde ana belirsizlik alanı olmaya devam etmektedir.

Bununla birlikte, Amerika Birleşik Devletleri'nde yapılan son çalışmalar, asfalt yol tozunun yeniden süspansiyonunun atmosferik PM₁₀ ve PM_{2.5} konsantrasyonlarına önemli ölçüde katkıda bulunduğunu göstermiştir (Chow ve ark. 1995, Schauer ve ark. 1996,

Kleeman ve Cass 1999). Hildemann ve ark. (1991) tarafından derlenen Los Angeles bölgesi atmosferine ince partikül organik karbon emisyonları envanteri, asfalt yol tozunun kent atmosferine en büyük ikinci aerosol organik karbon partikül kaynağı olduğunu göstermiştir. Ayrıca fren balataları ve lastik aşınmasının sırasıyla on birinci ve on üçüncü en büyük kaynaklar olduğu bulunmuştur. Kleeman ve Cass (1999), asfalt ve asfaltsız yollardan yol tozunun sürüklenmesinin PM_{10} 'un %34'ünden ve $PM_{2.5}$ 'in %20'sinden sorumlu olduğunu bulmuştur. Aynı çalışmanın, karayolu taşıtlarından kaynaklanan egzoz emisyonlarının tüm PM_{10} 'un %5'inden sorumlu olduğunu ve tüm $PM_{2.5}$ 'in %14'ünün tekrar süspansiyon süreçlerinin potansiyel önemini gösterdiğini ortaya koymuştur. Ayrıca, asfalt yol tozu kaynaklarından yayılan parçacıkların ve asfalt yol tozu dışındaki kabuk malzemesinin, $1\mu m$ 'den daha büyük parçacıklar için 24 saatlik boyut dağılımına hâkim olduğu da tespit etmişlerdir.

Atmosferik partiküllerin kaynaklarına daha fazla dikkat edildiğinden, yol tozunun solunabilir partiküllerin ($10\mu m$ 'den küçük) en büyük kaçak kaynaklarından biri olduğu bulunmuştur. Bunun nedeni, yol tozunun, özellikle de daha küçük bileşenlerinin, ilgili politikaların eksikliği nedeniyle, rüzgâr veya taşıtlar tarafından atmosfere yeniden askıya alınabilmesidir. Yol tozu aynı zamanda atmosferik aerosollerin ıslak ve kuru biriktirilmesi, araç egzozu, lastik ve fren aşınması, kışın buz çözme işlemleri ve toprak erozyonu gibi birçok kaynaktan elde edilen belirli malzemelerden de oluşur (Thorpe ve Harrison 2008).

Parçacık yapısının temel bileşiminin incelenmesi sonucunda, toksik, tozlu ve bozunmazlığı nedeniyle çok fazla dikkat çekmiştir (Apeagyei ve ark. 2011, Bourliva ve ark. 2016, Charlesworth ve ark. 2003, Joshi ve ark. 2009). Yol tozunun (veya sokak tozunun) temel içeriği, trafik ile ilgili parçacıkların (egzoz ve egzoz olmayan) çökmesinden ve yol kenarındaki toprağın erozyonundan doğrudan etkilenen parçacık kütlesi ve boyut dağılımları ile yakından ilişkilidir (Acosta ve ark. 2011, Fujiwara ve ark. 2011, Han ve ark. 2008, Lee ve ark. 2013, McKenzie ve ark. 2008). Katkıda bulunan elementlere ek olarak (Cu, Mn, Fe, Zn, Sn, Ni, V, Mo, Sb, Zr, Pb ve Ba) (Pant ve Harrison 2013) taşıtların geçişi, tozları daha küçük parçacıklara böler. Bununla birlikte, araçsız park yollarından çıkan toz, kentsel yol tozundan farklı olabilir.

2.2.1. Yol Tozu Kaynakları ve Kompozisyonu

Yol tozu, çok çeşitli kaynaklardan elde edilen malzemenin bir araya gelmesidir; kentsel atmosferde bulunan neredeyse tüm antropojenik ve biyojenik kaynak emisyonları, yol tozu kompleksine katkıda bulunabilir ve aşağıdaki kaynaklardan elde edilen parçacıkları içerebilir:

(i) Araç kaynakları

- Egzoz parçacıkları
- Lastik aşınması
- Fren balatalarının aşınması
- Debriyaj aşınması
- Şasi, kaporta ve diğer araç bileşenlerinin korozyonu

(ii) Karayolu kaynakları

- Yol yüzeyi aşınması
- Sokak mobilyalarının aşınması ve çarpma bariyerleri
- Kışlık bakım kimyasalları, yol tuzu ve kum.

(iii) Ulaştırma dışı kaynaklar

- Kabuk malzemesi
- Bitkisel ürün
- Endüstriyel ve ticari faaliyetlerden materyaller
- Yerli faaliyetlerden materyaller

(iv) Yukarıdaki kaynaklardan türetilmiş hava kaynaklı parçacıkların başka yerlerde biriktirilmesi.

Legret ve Pagotto (1999b) yarı nicel olarak yol tozunu % 60 kum, % 20 ince kum ve % 20 silt olarak sınıflandırmıştır. Hildemann ve ark. (1991), asfalt yol tozu örneklerinin % 27 SiO₂, % 17 organik, % 11 Al₂O₃, % 9 Fe₂O₃ ve % 4 Ca'dan oluştuğunu bulmuşlardır. Bu örneklerin daha ayrıntılı bir kimyasal bileşimi Çizelge 2.1'de sunulmuştur ve Rogge ve ark. (1993) tarafından belirlenen yol tozunun çözücü-çözünür organik bileşeninin ayrıntılı bileşimi Çizelge 2.2'de verilmiştir. Mevcut bileşiklerin potansiyel kaynakları da bu tabloda listelenmiştir. Legret ve Pegotto (1999b) yol tozunun lastik ve fren aşınmasından kaynaklanan Pb, Cu, Cd ve Zn tarafından kirlendiğini tespit etmiştir. Burada Cr ve Ni konsantrasyonları düşük bulunmuştur.

Çizelge 2.1. Yol tozu partiküllerinde bulunan inorganik bileşikler (Hildemann ve ark. 1991)

Türler	Yol Tozu (kütlenin % 'si)
Al	5,890
Si	12,400
P	0,072
S	0,560
Cl	0,170
K	1,870
Ca	4,400
Ti	0,560
V	0,027
Cr	0,017
Mn	0,120
Fe	6,230
Ni	0,012
Cu	0,056
Zn	0,150
As	0,002
Se	0,001
Br	0,005
Rb	0,013
Sr	0,130
Ba	0,076
Pb	0,110
EC	1,06
OC	13,5
Mg ⁺²	0,170
Ca ⁺	0,150
Cl ⁻	0,150
NO ₃ ⁻	0,250
SO ₄ ⁻²	1,200
NH ₄ ⁺	0,053

Çizelge 2.2. Yol tozu parçacıklarında bulunan organik bileşikler (Rogge ve ark. 1993)

Organik bileşik	Yol tozu ($\mu\text{g} / \text{g}$)	
	($\mu\text{g}/\text{g}$)	Muhtemel kaynak (lar)
n-Alkanlar		
Nonadekan	14,30	Taşıt egzoz emisyonları
İkazan	15,00	
Heneikazan	28,80	
Dokazan	35,70	
Trikozan	34,90	
Tetrakozan	39,50	
Pentakozan	90,70	Bitkisel döküntü
Hekzakozan	51,10	
Heptakozan	100,80	
Oktokozan	47,10	
Nonakozan	214,70	
Triakontan	61,90	
Hentriakontan	150,70	
Dotriakontan	84,30	
Tritriakontan	98,50	
Tetratriakontan	42,70	
Pentatriakontan	44,10	Lastik aşınması
Hekzatriakontan	31,30	
Heptatriakontan	34,20	
Octatriakontan	34,40	
Nonatriakontan	20,50	
n-Alkanoik Asitler		
Hekzanoik	71,40	Bitkisel döküntü
Heptanoik	28,60	
Oktanoik	57,70	
Nonanoik	135,40	
Dekanoik	55,40	
Undekanoik	146,90	
Dodekanoik	105,30	
Tridekanoik	33,60	
Tetradekanoik	171,80	
Pentadekanoik	64,40	
Hekzadekanoik	1216,70	
Heptadekanoik	61,30	
Oktadekanoik	689,00	
Nonadekanoik	27,00	
İkosanoik	119,00	
Henikosanoik	20,90	
Dokosanoik	70,20	

Çizelge 2.2. Yol tozu parçacıklarında bulunan organik bileşikler (devam)

Organik bileşik	Yol tozu (µg / g)	
	(µg/g)	Muhtemel kaynak (lar)
Trikosanoik	23,60	Bitkisel döküntü
Tetrakosanoik	116,20	
Pentakosanoik	21,90	
Hekzakosanoik	93,40	
Heptakosanoik	20,60	
Oktakosanoik	124,00	
Nonakosanoik	21,50	
Triakontanoik	120,30	
Hentriakontanoik	12,50	
Dotriakontanoik	48,90	
n-Alkenoik Asitler		
Oleik asit	130,90	
Linoleik asit	129,10	
Linolenik asit	17,30	
n-Alkanallar		
Oktokosanal	144,40	Bitki balmumu
Trikontanal	232,20	
Dotriakontanal	85,90	
n-Alkanoller		
Hekzakosanol	61,70	
Oktakosanol	152,90	
Benzoik Asitler		
Benzoik asit	114,10	Araç egzozu, lastik ile fren aşınması, bitki materyali
4-metil-benzoik asit	5,20	
3,4-dimetoksibenzoik asit	5,50	
Tiyazol		
Benzotiyazol	4,40	
Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)		
Fenantren	3,90	
Antrasen	0,84	
Metil (fenantrenler, antrasenler)	1,50	
Dimetil (fenantrenler, antrasenler)	3,10	
Fluoranten	6,90	
Piren	9,40	
benzasenaftilen	0,23	
2-fenilnaftilen	0,16	
Metil (fluorantenler, pirenler)	2,10	
Benzo[a]flore / Benzol[b]flore	0,37	
Benzo[ghi]floranten	1,30	
Benz[a]antrasen	1,20	

Çizelge 2.2. Yol tozu parçacıklarında bulunan organik bileşikler (devam)

Organik bileşik	Yol tozu (µg / g)	
	(µg/g)	Muhtemel kaynak (lar)
Krizen / Trifenilen	7,70	
Metil(benz[a]antrasenler, krizenler, trifenilenler)	1,30	
Benzo[k]floranten	5,50	
Benzo[b]floranten	4,40	
Benzo[e]piren	2,70	
Benzo[a]piren	2,30	
Perilen	0,48	
İndeno[1,2,3-cd]floranten	1,20	
Benzo[ghi]perilen	2,10	
Polisiklik Aromatik Ketonlar ve Kinonlar		
Florenon	0,72	Yanma
Fenantrenedion	0,41	
Antradion	1,10	
4-siklofenta[def]Fenantren-4-van	0,62	
7H-benzo[de]antresen-7-van	0,98	
Steranlar		
Kolestanlar	12,10	Motor yağı, araç egzozu, lastik aşınması, fren aşınması
Kolestan	13,80	
Ergostanlar	17,30	
Sitostanlar	12,50	
Pentasiklik Triterpanlar		
22,29,30-trisnorhopan	10,10	Motor yağı, araç egzozu, lastik aşınması, fren aşınması
17Ξ(H),21Ξ(H)-30-norhopan	21,20	
17V(H),21Ξ(H)-30-hopan	38,30	
22S-17V(H),21Ξ(H)homohopan	16,70	
22R-17V(H),21Ξ(H)homohopan	10,30	
22S-17V(H),21Ξ(H)bishomohopan	9,50	
22R-17V(H),21Ξ(H)bishomohopan	8,30	
Doğal Reçineler		
Dehidroabietik asit	6,80	
Pestisitler		
İridomirmecin	18,40	Yol kenarındaki bahçeler
Simazin	22,60	
Diğer Bileşikler		
isopulegol	296,10	Ağaçlar, çiçekler
V-terpineol	27,40	
Ξ-sitronellol	71,30	

2.2.2. Yol Tozunun Yeniden Süspansiyonunu Etkileyen Faktörler

Tekrar süspansiyonu ve oranlarını etkileyen faktörler, başka bir yerde geniş ölçüde incelenmiştir (Nicholson 1988). Bu çalışmaya göre, tekrar süspansiyonlamayı etkileyen birçok faktör olduğunu ve tekrar süspansiyon oranlarının belirsiz kaldığını söylemek yeterlidir.

Dikkate alınması gereken bir faktör yolun silt yüklemesidir. Silt yüklemesi, metrekarelik bir yol yüzeyindeki silt kütlesine denir ($75\mu\text{m}$ 'den az malzeme). ABD için bir dizi silt yüklemesi $0,01$ ila 30 g/m^2 arasında verilir. İngiltere için çok az bilgi mevcuttur, ancak Ball ve Caswell (1983) tarafından yapılan bir çalışma, yaklaşık $0,02 \text{ g/m}^2$ 'ye eşit olacak verileri göstermektedir. Bu rakam doğru bir tahmin olsaydı, PM_{10} için üç yollu bir katalizörle donatılmış benzinli motorlu taşıtlardan çıkan egzoz emisyonlarıyla karşılaştırılabilir bir emisyon faktörü ortaya çıkardı. Birleşik Krallık'taki çevresel koşullar ABD'den belirgin bir şekilde farklı olduğu için ve yağış miktarının fazla olmasından dolayı bu rakamın normalinden daha fazla tahmin edildiği düşünülmektedir.

Nicholson ve Branson (1990), bilinen boyutlardaki küresel silika parçacıklarının yüzey konsantrasyonlarını ölçerek trafik kaynaklı resüspansiyonun önemini incelemiştir. Bu inceleme için dört nominal parçacık boyutu kullanılmıştır ($5, 10, 12$ ve $20\mu\text{m}$) ve tespitlerini sağlamak için parçacıklara bir floresan boya takılmıştır. Parçacıklar yol yüzeyi üzerinde dağıtılarak kapalı bir hacimde yerleşmesine izin verilmiştir. Floresan parçacıkların yüzey miktarları, birikimlerinden kısa bir süre sonra belirlendikten sonra bir araç tarafından birkaç geçiş içeren bir dönemde ek ölçümler yapılmıştır. Araç, tekerlekleri test alanlarının her iki yanından geçecek şekilde sürülmüştür. Partikül büyüklüğünün azaltılmasıyla türbülans kaynaklı yeniden süspansiyonun daha zorlaştığı ve biriken malzemenin büyük fraksiyonlarının, bir taşıtın tek geçişiyle bulunduğu ortamdan uzaklaştığı bulunmuştur.

Nicholson (2000), yol yüzeyinden net giriş ve çıkışı olan bir model geliştirmiştir. Çökme ve diğer girdiler (örneğin, otomobillerden çökme, lastiklere aktarma ve egzozdan üflenen malzeme) yeniden süspansiyon ve yüzey akışı ile dengelenmiştir. Süspansiyonun ilk tahmini iki varsayıma dayanmaktadır; (i) atmosferik birikim dışındaki tüm girdiler temizlenme akışına eşittir ve (ii) yağmurda biriken malzeme yeniden

süspansiyon için elverişli değildir. Sonuç olarak, trafikte oluşan yeniden süspansiyonlanma, karadaki kuru birikime eşittir. Bu model kullanılarak, İngiltere'de tekrar süspansiyon haline getirilmiş malzeme için 0,04 g/km (veya yılda 20 000 ton) tahmini PM₁₀ değeri elde edilmiştir.

APEG (1999) tarafından sunulan veriler, bireysel mevsimlerde PM₁₀ ve PM_{2.5} konsantrasyonlarının güçlü bir şekilde korele olduğunu göstermiştir. Kaba partiküllerin oranı ilkbahar ve yaz aylarında en az, yağışlı sonbahar ve kış mevsiminde en büyük görülmüştür. Bu, muhtemelen sıcak aylarda daha iyi dağılımın sonucu olarak yorumlanmaktadır, ayrıca yaz aylarında PM_{2.5} konsantrasyonlarının düştüğüne ve kuru havalarda kaba partiküllerin daha etkili şekilde süspansiyona alınmasına neden olduğu ortaya konulmuştur. Yoğun bir cadde kanyonu yakınındaki ve Londra'daki daha önceden daha sık kullanılan kentsel bir caddedeki partikül konsantrasyonları arasındaki yapılan bir karşılaştırmaya göre, eski bölgede kaba partiküllerin konsantrasyonunun oldukça yüksek olduğu dikkati çekmiştir. Bu olay, trafiğe bağlı türbülans kaynaklanan yeniden süspansiyona bağlanmıştır. Kütle terimleriyle, yeniden süspansiyondan dolayı iri taneli partiküllerde yükselme, egzoz emisyonlarından dolayı ince partiküllerde ki yükselti ile aynı büyüklükte olmuştur. İnce partiküllerin egzoz emisyonları ile iri taneli partiküllerle birleşmesi, partikül konsantrasyonları ve NO_x konsantrasyonları arasında gözlenen korelasyonlara dayandığı belirtilmiştir. Kentsel ve kırsal yerlerdeki partikül büyüklüğü dağılımları arasındaki karşılaştırmalar, kırsal yerlerdeki hem ince hem de kaba partikül seviyelerinin düşük olduğunu göstermiştir. Kentsel bölgelerdeki daha yüksek seviyeli ince parçacıklar, araç egzoz emisyonlarına bağlanabilir.

2.2.3. Örnekleme Yöntemleri

Yol tozunu örnekleme için kullanılan ana yöntem vakumlamadır, örnekleme aparatı piyasada bulunan bir elektrikli süpürge esasına dayanır. ABD'deki bazı işçiler, örnek toplama için kuru bir yöntem kullanmışlardır. Örneğin, Hildemann ve ark. (1991) ile Rogge ve ark. (1993), iki haftalık bir kuruma süresi boyunca biriken yol tozunu toplamak için Pasadenaarea caddelerinin birkaç bloğunda küçük bir elektrikli süpürgeyi yukarı ve aşağı sürüldüğü deneylerini bildirmişlerdir. Malzeme, torbada hafif bir pozitif basınç sağlamak için saflaştırılmış laboratuvar havası kullanılarak temiz bir teflon torbasında yeniden süspansiyon edilmiştir ve daha sonra parçacık yüklü hava, kaba yol parçacıklarını

çıkarmak için torbadan siklon ayırıcılar yoluyla çekilmiştir. Kalan ince parçacıkları toplamak için kuvars elyaf filtreler (Pallflex 2500 QAO) ve Teflon filtreler (Gelman Teflo, 2 mikron gözenek boyutu) kullanılmıştır. Tüm kuvars fiber filtreler organik maddeler için düşük kontaminasyon seviyelerini sağlamak amacıyla kullanımdan önce iki ila dört saat 750°C'de yakılmıştır. Miguel ve ark.'nın (1999) yapmış olduğu deneyde yol tozları, yalnızca ticari olarak temin edilebilir bir ıslak / kuru elektrikli süpürge kullanarak kuru sokak yüzeylerinden örneklenmiştir. Numune toplanırken numuneleri işlemek için polivinil klorür eldivenleri kullanılarak numuneler otoklavlanmış polietilen torbalarda laboratuvara iade edilmiştir. Yoldaki toz numuneleri, farklı boyut fraksiyonlarını elde etmek amacıyla aşamalı olarak elenmiştir.

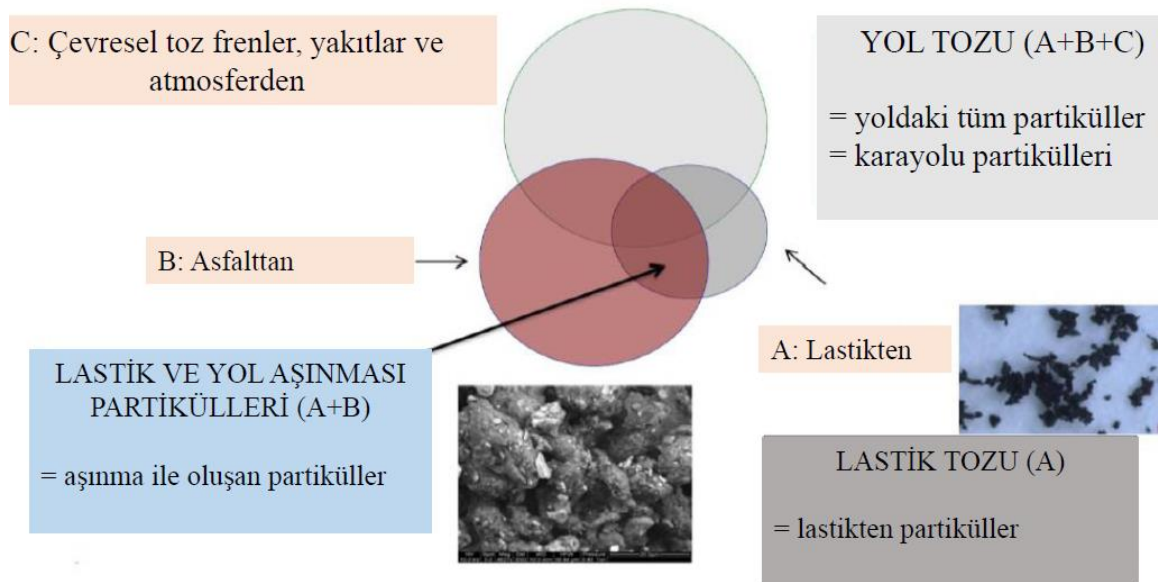
Aberdeen Üniversitesi'ndeki araştırmacılar, yüzey suyundan tortu giderebilen endüstriyel bir elektrikli süpürge kullanarak benzer bir ıslak sistem (Orr ve Deletic 2000) geliştirmişlerdir. Aberdeen sisteminde, numunenin alınacağı yere bilinen boyutta bir toplama çerçevesi yerleştirilir. Elle çalıştırılan basınç kontrollü portatif püskürtme ekipmanı (genellikle böcek ilacı vermek için kullanılır) örnekleme alanına deiyonize su vermek için kullanılır. Parçacıkların sıkışabileceği çatlaklara dikkat edilir. Çerçevenin kenarları ayrıca bütün numunenin toplandığından emin olmak için yıkanır. Toplama çerçevesi, suyun ve dolayısıyla asılı parçacıkların çıkmaması için tasarlanmıştır. Numune daha sonra, kalıplanmış polipropilenden oluşan bir oda birimine vakumlanır. Havada bulunan parçacıklardaki ve yolda bulunan tozdaki lastik tozu ölçümleri Leeds'de Pollard (1997) tarafından yapılmıştır. Yol tozu numuneleri yaklaşık 1 m² yoldan süpürülmüştür ve bazı durumlarda yağmursuz en az 4 gün geçirildiği zaman, kaba taneciği uzaklaştırmak için elenerek daha sonra PM₁₀ fraksiyonunu elde etmek için boyutlar ayrılmıştır. Numunelerin organik bileşenlerini çözmek için piroliz gazı kromatografisi kullanılmıştır.

2.3. Lastik Tozları

2.3.1. Genel Bilgiler

Lastik aşınması parçacıkları, lastik sırtı ile yol döşemesi arasındaki kesme kuvvetleri tarafından üretilir; bu durumda, yayılan parçacıklar mekanik olarak üretilir ve esas olarak kaba büyüklük fraksiyonunda dağıtılır (Kreider ve ark. 2010), ya da genellikle çok daha küçük parçacıkların üretilmesiyle sonuçlanan uçucu hale gelir. İnce parçacıkların

üretilmesi, lastik sırtındaki lokal sıcak noktaların yüksek sıcaklıklara ulaştığı ve lastiklerin uçucu içeriğinin buharlaşmasına neden olan termo-mekanik bir işlem olarak tanımlanmaktadır (Mathissen ve ark. 2011). Lastiklerin ve asfaltların etkileşimi, yol yüzeyi malzemesinin de dahil edilmesinin yanı sıra, ısı ve sürtünmeden dolayı üretilen partiküllerin orijinal lastik dişine kıyasla kimyasal bileşimini ve özelliklerini değiştirir (Panko ve ark. 2013). Bazı araştırmacılar, saf lastik aşınması parçacıklarının çevrede çok düşük miktarlarda bulunduğunu, lastik aşınması parçacıklarının çoğunun yol malzemesi ile ilişkili olduğunu belirtmişlerdir (ETRMA 2014). Lastik ve yol yüzeyi etkileşiminden oluşan parçacıkların genelleştirilmiş şeması Şekil 2.2’de verilmiştir.

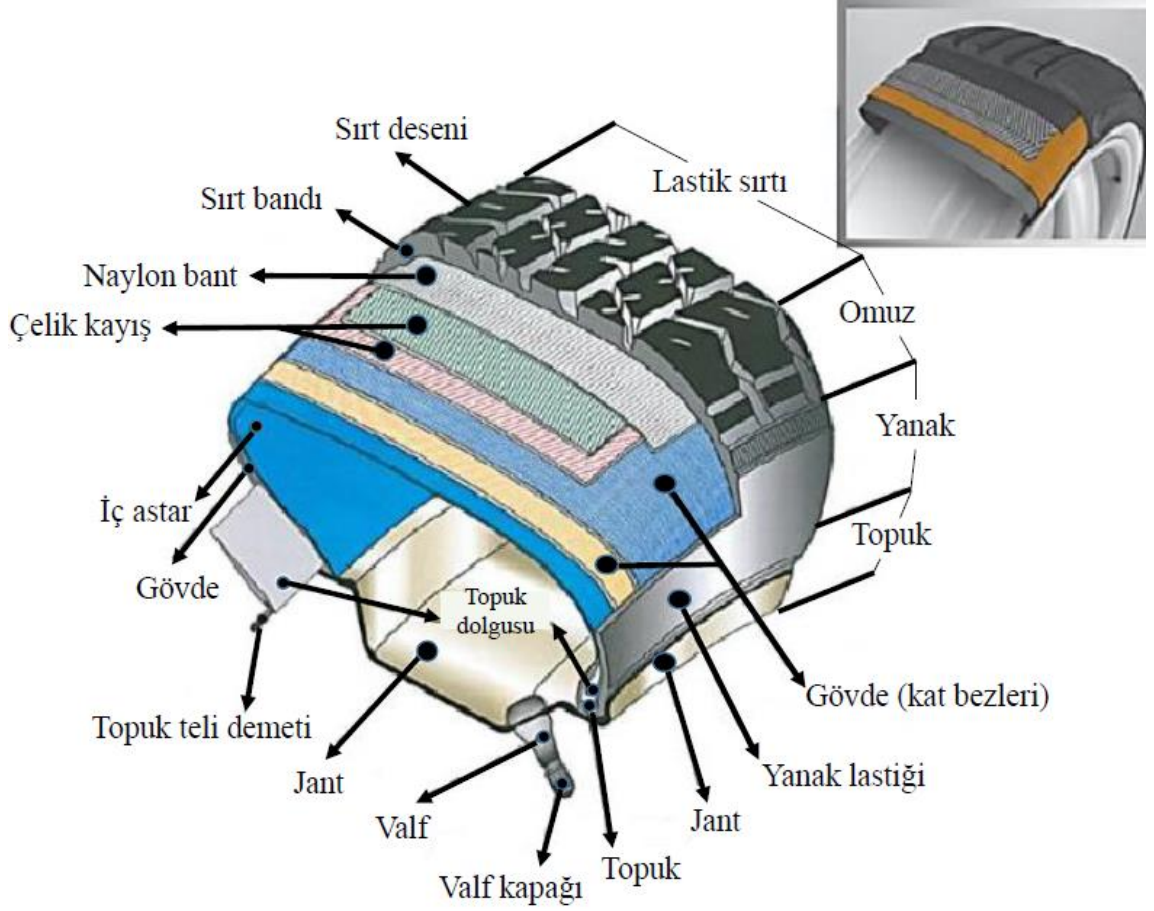


Şekil 2.2. Lastik ve yol yüzeyi etkileşiminden oluşan parçacıkların genelleştirilmiş şeması (ETRMA 2014)

Ortalama bir binek araç lastiğinin yıpranmadan önce 40 000-50 000 km boyunca sürüldüğü ve lastik sırtının yaklaşık % 10-30'unun çevreye yayıldığı tahmin edilmektedir. Aşınma faktörü (kilometre başına kaybedilen toplam malzeme miktarı olarak tanımlanır) aşağıdakiler gibi çeşitli parametrelere bağlı olarak büyük ölçüde değişir: a) En önemli parametrelerden biri olan boyut (yarıçap / genişlik / derinlik), diş derinliği, yapı, basınç ve sıcaklık değerlerine sahip lastik özellikleri, temas yaması bölgesi, kimyasal bileşim, birikmiş kilometre ve kurulum; b) ağırlık, yük dağılımı, sürüş tekerleklerinin konumu,

motor gücü, elektronik fren sistemleri, süspansiyon tipi ve bakım durumu gibi araç özellikleri; c) malzeme (bitüm / beton), doku deseni ve dalga boyu, gözeneklilik, durum, ıslaklık ve yüzey pansumanı olan yol yüzeyi özellikleri; d) hız, doğrusal hızlanma, radyal hızlanma, sıklık ve frenleme ve virajların uzatılması gibi araç kullanımı (Boulter 2006). Örneğin, ağır hizmet araçlarının hafif hizmet araçlarına ve binek araçlara kıyasla yaklaşık on kat daha yüksek lastik aşınması parçacıkları yaydığı, betonarme yolların PM₁₀ açısından daha düşük aşınma emisyonları ürettiği görülmüştür (Amato ve ark. 2011, Denier van der Gon ve ark. 2012).

Gerekli performans standartlarına ve imalatçı firmaya bağlı olarak araç lastiklerinde çok çeşitli kimyasallar bulunabilir. Yaygın olarak kullanılan tüm mevsim yolcu lastiği ticari lastiğinin yaklaşık 30 çeşit sentetik kauçuk, 8 çeşit doğal kauçuk, 8 çeşit karbon siyahı, kayışlar için çelik kordon, polyester ve naylon elyaf, çelik boncuk tel ve 40 farklı kimyasal, mumlar, yağlar, pigmentler, silika ve killer içerdiği bildirilmiştir (Evans ve Evans 2006). Şekil 2.3, lastik tabakalarının ve jenerik bileşiminin bu tabakalara basit bir görünümünü sağlar. Ticari nedenlerden dolayı, lastik imalatçıları lastik bileşiminin tam ayrıntılarını vermek istememektedirler. Genel olarak, sırt bileşenleri, dolgu maddeleri (% 30), güçlendirici maddeler (% 15), plastikleştiriciler (% 6), vulkanizasyon kimyasalları (% 6) ve yaşlanma karşıtı maddelerden oluşan farklı kauçukların (% 41) karışımlarından oluşur (Continental 2012).



Şekil 2.3. Lastik bileşimine basit bakış (Evans ve Evans 2006, Continental 2012)

Lastik sırtının büyük kısmı, doğal kauçuk ko-polimerleri (NR), poli-bütadien kauçuğu (PBR), stiren-bütadien kauçuğu (SBR), nitrit kauçuğu, neopren kauçuğu, izopren kauçuğu ve polisülfür kauçuğu dahil olmak üzere çeşitli kauçuklardan oluşur. Binek araçlarda yaygın olarak kullanılan kauçuk karışımlarının genel bileşimi; doğal kauçuk (% 40), stiren-bütadien kauçuk (% 30), bütadien kauçuk (% 20) ve diğer kauçuk (% 10) şeklindedir. Sertlik ve aşınma direnci açısından mukavemet özelliklerini geliştirmek için kauçuğa dolgu maddeleri eklenir. Karbon siyahı yaygın olarak dolgu maddesi olarak kullanılmıştır, ancak son zamanlarda, mukavemet ve uzun ömürlülüğünden ödün vermeden yuvarlanma direncini azaltmak için kısmen diğer malzemelerle (bir silan birleştirme maddesi içeren karbon silika, karbon-silika çift fazlı dolgu maddesi ve “nano yapı” karbon siyahları) ikame edilmiştir. Vulkanize edici ajanlar (S, Se, Te, tiyazoller, organik peroksitler, nitro-bileşikler) tipik olarak lastik kauçuğunun kütlesinin % 1'ini oluşturur ve lastik kauçuğunun dayanıklılığını arttırmak için kullanılır. Vulkanizasyon işleminde

kullanılan diğerkimyasal maddeler hızlandırıcılar (Pb, Mg, Zn, kükürt bileşikleri ve kalsiyum oksitler) ve geciktiricilerdir (terpen-reçine asit karışımları). Yaşlanma karşıtı maddeler esas olarak koruyucular (halojenli siyanoalkanlar), antioksidanlar (aminler, fenoller), anti-ozonantlar (diaminler ve balmumları) ve kurutucuları (kalsiyum oksitler) içerir. Plastikleştiriciler, lastiğeesneklik ve yapışkanlık sağlamak için yumuşatıcı olarak kullanılır. Yaygın olarak kullanılan plastikleştiriciler sentetik organik yağlar ve reçinelerdir. Uzun yıllar boyunca, genişletici yağın ana bileşenlerinden biri, 300-700 mg kg⁻¹ aralığında önemli miktarda PAH içeren oldukça aromatik bir yağdır (Aatmeeyata ve Sharma 2010). Bununla birlikte, 2010'dan bu yana AB PAH'lara ilişkin sağlık endişelerinin artması nedeniyle üretim prosedüründe, direktifte listelenen tüm PAH'ların toplamının 1 mg kg⁻¹ Benzo(a)piren veya 10 mg kg⁻¹'den daha fazla içeren genişletici yağların kullanımının durdurulmasını zorunlu kılmıştır. (Avrupa Komisyonu 2005).

Mutlak konsantrasyon açısından, ortam havası, literatürde bildirilen en yüksek lastik işaretleyici konsantrasyonlarına dayanarak, yaklaşık 0,2–11 µg m⁻³ lastik parçacıkları içerir (Cardina 1974, Cadle ve Williams 1978, Kumata ve ark. 2000, Wik ve Dave 2009, Sjödin ve ark. 2010, Panko ve ark. 2013). Çivili lastikler kullanıldığında ve/veya bakımlı gözenekli kaplamalar kullanıldığında PM₁₀'a lastik aşınma katkısının anlamlı derecede daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Forsberg ve ark. 2005, Gustafsson ve ark. 2008, Denier Van der Gon ve ark. 2012). Avrupa'daki çivili lastikler çoğunlukla kış aylarında İskandinav ülkelerinde kullanılır ve lastik ile yol yüzeyi arasındaki ara yüzde önemli miktarda aşınma partikülü oluşturduğu bulunmuştur. Çivili lastikler, solunabilir parçacıklar için Avrupa çevre kalite standardının ihlalleri (PM₁₀), özellikle yoğun caddelere ve yollara yakın kentsel ortamlardaki ihlallerle ilişkilendirilmiştir (Forsberg ve ark. 2005, Gustafsson ve ark. 2008, Hussein ve ark. 2008). Çeşitli araştırmacıların ortaya koymuş olduğu lastik aşınması partiküllerinin havadaki PM'ye katkısının literatür tahminleri Çizelge 2.3'te verilmiştir.

Çizelge 2.3. Lastik aşınması partiküllerinin havadaki PM'ye katkısının literatür tahminleri (%)

Kaynak	PM ₁₀	PM _{2,5}
Annema ve ark. 1996	5,0	-
İsraël ve ark. 1994	10	-
Rauterberg-Wulff 1999	8,6	-
Fauser 1999	5,0	-
Hüeglin ve Gehrig 2000	1,0 - 7,5	-
Gualtieri ve ark. 2005	3,0 - 7,0	-
BLIC 2005	6,0	3,0
Sjödın ve ark. 2010	0,1 - 3,9	-
Panko ve ark. 2013	0,84	-
Kwak ve ark. 2013	3,0 - 4,0	4,0 - 7,0

Üretilen lastik aşınması parçacıklarının tümü hava yoluyla bulaşmaz. Aşındırılmış lastiğin büyük bir kısmı göreceli olarak büyük parçacıklar (> 20 µm) olarak salınır ve bu nedenle yolda biriktirilir. Bazı araştırmacılar % 30'a varan oranlardan bahsetmelerine rağmen (Boulter 2006, Barlow ve ark. 2007, Gualtieri ve ark. 2008, Wik ve Dave 2009, Panko ve ark. 2013), üretilen lastik aşınması partiküllerinin sadece % 0,1 ila % 10'unun hava ile uçtuğu tahmin edilmektedir (Luhana ve ark. 2004). Genel olarak, lastik aşınması, özellikle bordür kenarlarında, egzoz trafiğine bağlı olmayan emisyonların (kütle olarak %5-30) önemli bir kaynağı olarak kabul edilir, ancak bu katkı, bu iki kaynak arasında ayırım yapmak kolay olmadığı için yol aşınmasını da içerebilir (Lohmeyer ve ark. 2004 Boulter 2006, USEPA 2009, Kreider ve ark. 2010, Amato ve ark. 2011, Harrison ve ark. 2012). Öte yandan, bazı araştırmacılar örnekleme alanına ve kullanılan spesifik izleyiciye bağlı olarak (kütlece %7'ye kadar) daha yüksek katkılar bulmalarına rağmen (Fauser 1999, Rauterberg-Wulff 1999, Gualtieri ve ark. 2005a, Kwak ve ark. 2013), PM₁₀

ortamına lastik aşınması parçacıklarının katkısının düşük olduğunu (kütlece < % 1) bildirilmiştir (Panko ve ark. 2013).

Çizelge 2.3, havadaki PM₁₀'a lastik aşınma katkısı hakkındaki bazı literatür tahminlerini göstermektedir (Panko ve ark. 2013). Bu çalışmalara dayanarak, PM₁₀ ortamına lastik aşınması katkısının büyük ölçüde değiştiği ve aşağıdaki gibi faktörlerin bir sonucu olabileceği görülmektedir (ChemRisk 2008):

- Örnekleme yöntemleri ve nicel belirleme yöntemleri
- Referans malzemelerinde çok çeşitli hatalarla farklı işaretleyicilerin kullanılması
- Lastik izleri içindeki değişken polimer miktarı
- Farklı yol ve araçların yanı sıra sürüş davranışı
- Örnekleme noktaları arasındaki arka plan konsantrasyonları ve rüzgar (yön ve kuvvet)
- Örnekleme sahası türü (arka plan, şehir vb.) ve örnekleme alanlarının yoldan uzaklığı
- Meteorolojik koşullar ve iklim mevsimi

2.3.2. Lastik Malzemeleri

Lastik malzemeleri, lastik üretiminde çeşitli kimyasallar kullanıldığı için karmaşık karışımlardır. Kauçuğun kendisinin yanı sıra, dolgu maddeleri, takviye maddeleri, işleme yardımcıları, hızlandırıcılar ve geciktiriciler, yapıştırıcılar ve aktivatörler eklenebilir (Çizelge 2.4.). Genel bileşenlerin tutarlı kullanılmasına rağmen, belirli bir lastiğin bileşimi uygulamasına bağlıdır. Örneğin, yaygın olarak kullanılan tüm mevsim yolcu ticari lastiği, yaklaşık 30 tip sentetik ve 8 doğal kauçuk, 8 çeşit karbon siyahı, kayışlar için çelik kordon, polyester ve naylon elyaf, çelik boncuk tel ve 40 farklı kimyasal, mum, yağ, pigmentler, silika ve killer içerir (Baumann ve Ismeier 1998).

Çizelge 2.4. Lastiklerin genel bileşimi (Baumann ve Ismeier 1998, Grigoratos ve Martini 2014, Wik ve Dave 2009)

Kategori	İçeriği (ağırlıkça %)	Malzemeler
Kauçuk / Elastomer	40-60	poli-bütadien, stiren-bütadien, neopren izopren, polisülfid
Takviye maddesi (dolgu maddesi)	20-35	Karbon siyahı, silika, silanlar
İşlem yağları	12-15	mineral yağlar
Tekstil	5-10	
Vulkanizasyon maddesi	1-2	ZnO, S, Se, Te, Tiazoller, organik peroksitler, nitro bileşimler
Katkı maddeleri	5-10	Koruyucular (halojenli siyanoalkanlar), antioksidanlar (aminler, fenoller), kurutucular (kalsiyum oksitler), plastifiyanlar (aromatik ve alifatik esterler), işlem yardımcıları (mineral yağlar, peptizleyiciler)

Doğal kauçuk, izopren (2-metil bütadien) doğrusal bir polimeridir. Yüksek yapısal düzenliliğinden dolayı, doğal kauçuk düşük sıcaklıklarda veya gerildiği zaman kendiliğinden kristalleşme eğilimindedir. Doğal kauçuğun polimer ağı, elastikiyet ve esnekliğin, ham doğal kauçuğun kükürt ile vulkanizasyonu veya dolgu maddesi olarak karbon siyahı ile sertleşmesi yoluyla kristalleşmeye bağlı kuvvet ve tokluk ile birleştirilmesine izin verir (Baumann ve Ismeier 1998). Yırtılma mukavemeti ve ısı direnci bakımından üstün performans göz önüne alındığında, doğal kauçuk, uçaklarda, kamyonlarda ve otobüslerde kullanılan yüksek performanslı lastikler için tercih edilen malzemedir (Thaptong ve ark. 2014). Örneğin, tipik kamyon lastikleri % 80 doğal kauçuk içerirken, binek otomobil lastikleri sadece % 15 doğal kauçuk içerir (Camatini ve ark. 2001). Pek çok durumda, sentetik kauçuk doğal kauçuğun yerine kullanılır. Sentetik

petrol bazlı kauçuklar diğerlerinin yanı sıra poliizopren, kloropren veya stiren-bütadien kauçuğudur. Eklenen kimyasallara ve bunlarla ilişkili özelliklere bağlı olarak, sentetik kauçuk çok sert, esnek veya yumuşak olma gibi çok yönlü özelliklere sahip olabilir.

Yüksek oranda polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) içeren yağların potansiyel tehlikesi, 2005/69/EC sayılı AB Direktifi ile kauçuk imalatında kullanımlarının düzenlenmesine ve düşük PAH alternatifleri ile değiştirilmesine neden olmuştur. Ocak 2010'un ilk ayından sonra üretilmiş yeni lastikler veya sırt kaplamaları için kullanılan lastik sırtı, PAH konsantrasyonlarında belirli eşik sınırlarını aşan hiçbir genişletme yağı içermeyebilir. Bu tarihten önce üretilen lastikler bu eşik limitlerinin kapsamında değildir ve halen satılabilir (Sadiktsis ve ark. 2012).

Lastik aşınması parçacıkları içinde bulunan bir dizi kimyasal türün konsantrasyonları Hildemann ve arkadaşları (1991) tarafından belirlenmiştir. Lastik aşınması partiküllerinde bulunan inorganik bileşikler Çizelge 2.5'te ve Rogge ve arkadaşları tarafından belirlenen lastik aşınması partiküllerindeki organik türler Çizelge 2.6'da verilmiştir.

Çizelge 2.5. Lastik aşınması partiküllerinde bulunan inorganik bileşikler (Hildemann ve ark. 1991)

Türler	Lastik Aşınması (kütlenin % 'si)
Al	0,047
Si	0,180
P	0,000
S	0,110
Cl	0,052
K	0,038
Ca	0,200
Ti	0,056
V	0,000
Cr	0,003
Mn	0,010
Fe	0,460
Ni	0,005
Cu	0,049
Zn	0,043
As	0,000
Se	0,002
Br	0,002
Rb	0,000
Sr	0,004
Ba	0,037
Pb	0,016
EC	15,3
OC	36,0
Mg ⁺²	0,036
Ca ⁺	0,068
Cl ⁻	0,060
NO ⁻³	0,150
SO ₄ ⁻²	0,250
NH ₄ ⁺	0,019

Çizelge 2.6. Lastik aşınması partiküllerindeki organik türler (Rogge ve ark. 1993)

Organik bileşik	Lastik aşınması parçacıkları (µg / g)
n-Alkanlar	
Nonadekan	40,70
İkozan	58,30
Heneikoza	47,70
Dokoza	62,50
Trikoza	70,70
Tetrakoza	114,00
Pentakoza	175,10
Hekzakoza	185,90
Heptakoza	227,00
Oktokoza	268,50
Nonakoza	389,30
Triakontan	546,00
Hentriakontan	742,90
Dotriakontan	969,00
Triatriakontan	1229,80
Tetratriakontan	1556,20
Pentatriakontan	2005,80
Hekzatriakontan	2253,90
Heptatriakontan	2301,50
Octatriakontan	2181,20
Nonatriakontan	1428,00
Tetrakontan	1157,70
Hentetrakontan	831,10
n-Alkanoik Asitler	
Hekzanoik	122,00
Heptanoik	3,00
Oktanoik	31,10
Nonanoik	90,90
Dekanoik	37,80
Undekanoik	187,40
Dodekanoik	136,50
Tridekanoik	11,60
Tetradekanoik	634,50
Pentadekanoik	86,00
Hekzadekanoik	4818,40
Heptadekanoik	150,60
Oktadekanoik	6009,00
Nonadekanoik	16,60
İkosanoik	127,00

Çizelge 2.6. Lastik aşınması partiküllerindeki organik türler (devam)

Organik bileşik	Lastik aşınması parçacıkları (µg / g)
n-Alkenoik Asitler	
Oleik asit	1115,50
Linoleik asit	163,70
Benzoik Asitler	
Benzoik asit	74,80
Benzaldehitler	
2-metilbenzaldehit	4,10
3-metilbenzaldehit	1,40
4-metilbenzaldehit	2,30
Tiyazol	
Benztiyazol	124,30
Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)	
Fenantren	11,80
Metil (fenantrenler, antrasenler)	23,60
Dimetil (fenantrenler, antrasenler)	38,50
Fluoranten	11,10
Piren	54,10
Metil (fluorantenler, pirenler)	24,40
Benzo[a]flore / Benzol[b]flore	1,30
Benzo[ghi]floranten	6,30
Krizen / Trifenilen	8,20
Metil(benz[a]antrasenler, krizenler, trifenilenler)	18,70
Dimetil(fluorantenler, pirenler)	19,00
Benzo[e]piren	5,20
Benzo[a]piren	3,90
Steranlar	
Kolestanlar	13,50
Kolestan	10,70
Ergostanlar	20,70
Sitostanlar	29,30
Pentasiklik Triterpanlar	
22,29,30-trisnorhopan	29,60
17E(H),21E(H)-30-norhopan	161,60
17V(H),21E(H)-30-hopan	199,20
22S-17V(H),21E(H)homohopan	107,40
22R-17V(H),21E(H)homohopan	73,90
22S-17V(H),21E(H)bishomohopan	69,80
22R-17V(H),21E(H)bishomohopan	42,90

Çizelge 2.6. Lastik aşınması partiküllerindeki organik türler (devam)

Organik bileşik	Lastik aşınması parçacıkları ($\mu\text{g} / \text{g}$)
Doğal Reçineler	
Dehidroabietik asit	7970,30
Abietik asit	69,60
7-oksodehidroabietik asit	10,10
13E-etil-13-metilpodocarp-8-en-15-oik asit	291,30
13V-isopropil-13-metilpodocarp-8-en-15-oik asit	255,80
13E-isopropil-13-metilpodocarp-8-15-oik asit	916,20
Amidler	
4-fenilbenzenamin	12,90
Klorlu Organikler	
V-kloroindan	3,40
2,4,5-triklorobifenil	1,90
Polisiklik Aromatik Ketonlar ve Kinonlar	
Xanthone	0,45
Diğer Bileşikler	
hidroksimetilftalimid	54,50
p-oktilfenol	17,60

2.3.3. Lastik Aşınması Parçacıkları ile Fiziksel Özellikleri

Lastik aşınması parçacıkları, mekanik olarak bir yüzeye karşı yuvarlanan kayma makası (Rogge ve ark. 1993) veya genellikle ince moddan ($<2,5$ mm) çok daha küçük partiküllerin üretilmesiyle sonuçlanan ve uçucu hale gelebilen parçacıklar olarak tanımlanmıştır. Lastik aşınması parçacıkları emisyonu için lastiğin sırtı ve omzu, her iki bileşen de asfalt döşemeyle temas halinde olabileceğinden büyük öneme sahiptir (Lee ve ark. 2013). Lastiklerin asfaltla etkileşimi, orijinal lastik parçacıklarına kıyasla hem kimyasal bileşimi hem de bu etkileşimle üretilen parçacıkların özelliklerini değiştirir. Bunun nedeni, ısı ve sürtünmenin yanı sıra malzemenin yol yüzeyinden (Panko ve ark. 2013) ve fren tozu gibi diğer partikül trafiğine bağlı emisyonlardan oluşmasıdır (Adachi ve Tainosho 2004).

Lastik aşınması parçacıklarının özelliklerine ilişkin araştırmalar farklı yöntemlerle üretilen lastik parçaları ile yapılmıştır. Kullanılan farklı yöntemler sonucunda lastik parçalarının fiziki özelliklerinde farklılıklar belirlenmiştir. Dolayısıyla, yolda üretilen lastik aşınması parçacıklarının şeklinin daha keskin, daha belirgin kenarları olan kriyojenik olarak öğütülmüş lastik malzemesinden çok farklı olduğu bulunmuştur (Kreider ve ark. 2010, Gustafsson ve ark. 2008, Camatini ve ark. 2001, Wang ve ark. 2017b, Dahl ve ark. 2006). Bu sebeple, yol yüzeyinde ve ortamda lastik aşınması parçaları çoğunlukla bozulmamış malzeme olarak mevcut değildir ve bu çok bileşenli lastik parçalarının fiziksel ve kimyasal özelliklerde orijinal lastik malzemesinden farklı olması muhtemeldir (Çizelge 2.7). Partikül üretimi ve partikül özelliklerinin nasıl oluştuğuna dair bilgi yetersizdir. Örneğin, aşınmış lastik parçalarının yoğunlukları hakkında hiçbir bilgi mevcut değildir. Bu bilgi boşlukları açık bir şekilde bu parçacık varlıklarının akuatik ortamdaki kaderinin kapsamlı bir tahminini engellemektedir.

Çizelge 2.7. Çeşitli örnekleme koşullarında elde edilen lastik malzemelerinin morfolojileri

Örnekleme koşulları	Morfoloji	Referans
Yol akışı, yol simülatörü, parçalanmış lastikler	Uzatılmış, dairesellik 0.83, en boy oranı 0.64	(Kreider ve ark. 2010)
Yol simülatörü	Pürüzlü, damlacıklar, granüller	(Gustafsson ve ark. 2008)
Yol simülatörü, yol akışı	Çarpık, gözenekli	(Camatini ve ark. 2001)
Yol akışı	Düzensiz	(Wang ve ark. 2017b)
Yol simülatörü	Yakın küresel, uzun	(Dahl ve ark. 2006)

Parçacıkların boyut dağılımı ve yoğunluğu, parçacığın ortamdaki kaderini belirleyen önemli parametrelerdir. Lastik sırtının aşınması, kaba (PM_{10}), ince ($PM_{2.5}$) ve ultra ince ($PM_{0.1}$) partiküllere ayrılabilen lastik aşınması parçacıklarının emisyonuna yol açar. Aşınmış lastik parçaları, esas olarak kaba büyüklük fraksiyonunda bulunurken, sadece % 0,1 ila % 10'unun hava kaynaklı olduğu tahmin edilmektedir (PM_{10} ve altı) (Barlow ve ark. 2007, Boulter ve ark. 2006, Panko ve ark. 2013, Wik ve Dave 2006). Ultra ince parçacıklar, termomekanik bir işlemle üretilir; lastik yüzeyindeki noktalar, hızlı bir şekilde yoğunlaşan ve mikropartiküller oluşturan uçucu lastik bileşenlerinin buharlaşması için yeterince yüksek sıcaklıklara ulaşır (Mathissen ve ark. 2011). Aşınma sırasında yayılan partiküllerin yoğunluğunun kaba fraksiyonda olmasına rağmen, lastik aşınması parçaları büyüklüğü dağılımının karakterizasyonu ile ilgili araştırma havadaki PM_{10} ve $PM_{2.5}$ 'e odaklanmıştır.

Lastik aşınması parçacıklarının boyut dağılımı birkaç nanometreden birkaç yüz mikrometreye kadar değişmektedir. Kreider ve ark. (2010), bir yol simülöründe asfalt esaslı döşemelerde farklı lastik tiplerini test etmiş ve toplanan lastik parçalarının boyut dağılımının 70-80 μm 'de maksimum bolluk ile 5,0 μm ila 220 μm arasında değiştiğini bulmuştur. Kontrollü sürüş koşullarında $PM_{0.1}$ bulunamamıştır. Yolcu araçları için ortalama 65 μm , kamyonlar için 80 μm çapında yol kenarı lastik aşınma parçacıkları bulan Smolders ve Degryse (2002) tarafından da benzer gözlemler yapılmıştır.

Bununla birlikte, bir dizi çalışma, kaba fraksiyonda bir tepe ve ince fraksiyonda bir tepe ile bimodal kütle boyutu dağılımlarını bildirmektedir (Fukahori ve Yamazaki 1994, Gustafsson ve ark. 2008, Wang ve ark. 2017b). Elde edilen parçacık büyüklüğü dağılımlarındaki bu farklılıklar, örneklemede ve mevcut verilerin karşılaştırmasını engelleyen analitik enstrümantasyonda (Kreider ve ark. 2010) farklı parçacık oluşum koşullarından kaynaklanabilir. Lastik aşınma parçacıklarının iki modlu bir boyut dağılımı için, mikrovibrasyondan kaynaklanan küçük parçacıklar ($<PM_{10}$) ve birkaç yüz mikrometre aralığında daha büyük parçacıklar yapışma kayma hareketine bağlanmıştır (Fukahori ve Yamazaki 1994). Sürüş hızının ve asfalt malzemesinin, boyut dağılımından ziyade yayılan partikül miktarını etkilediği bildirilmiştir (Gustafsson ve ark. 2008, Kwak ve ark. 2013).

Ultra ince lastik aşınması parçaları; damlacıklar, lifler ve granüller gibi çok heterojen formlara sahiptir. Bu parçacıklar topları oluşturur (Dahl ve ark. 2006). Kalın partiküllerin aksine, ultra ince lastik aşınması parçaları, lastiklerin organik bileşenlerinden (yumuşatıcı dolgu maddesi ve özellikle mineral yağlar) kaynaklanıyor gibi görünmektedir (Gustafsson ve ark. 2008). İnce fraksiyondaki partiküllerin çoğu esas olarak karbondan oluşur (Panko ve ark. 2009). Diğer çalışmalar, ince lastik aşınması parçalarının şeklinin uzun olduğunu ve yol yüzeyinde bulunan mineralleri içerdiğini göstermiştir. Aşınmış lastik parçacıklarının morfolojisi, 0,83'lük bir dairesellik modu ve 0,64'lük bir en boy oranına sahip uzun "sosis benzeri" bir şekil olarak bildirilmiştir (Adachi ve Tainosho 2004, Cadle ve Williams 1978, Kreider ve ark. 2010, Williams ve Cadle 1978).

Lastik aşınması parçalarının oluşumunu etkileyen diğer faktörler asfalt özellikleri, bileşimi ve yapısıdır. Örneğin, asfalt kaplamalarda kaymaz agregalar kullanıldığında PM₁₀ konsantrasyonunun arttığı (Tervahattu ve ark. 2006) ve ayrıca PM_{2.5} ve PM_{0.1} konsantrasyonlarının asfalt karışımlarındaki farklılıklardan etkilendiği gösterilmiştir (Fulova ve Durcasnka 2016). Ek olarak, lastik aşınma parçacıklarının boyut dağılımı ve konsantrasyonu, lastiğin yüzey enerjisi ve aşınma modelinin büyük önem taşıdığı sürtünme yapışma mekanizmasından etkilenir (Vieira ve ark. 2015, Wang ve ark. 2017a).

2.3.4. Aşınmış Lastik Parçalarının Kimyasal Bileşimi

Ticari lastiklerin üretiminde, araç tipine ve gerekli performans standartlarına bağlı olarak çok çeşitli kimyasal bileşikler kullanılır. Kısacası, çok çeşitli kauçuk hidrokarbonlar, lastik sırtının kütlesini oluştururken, karbon siyahı ve Si, esas olarak dolgu maddeleri ve aynı zamanda başka amaçlar için de bol miktarda kullanılır. Ek olarak, S, Se, Te, tiyazoller, organik peroksitler, nitro ve azot bileşikleri sıklıkla vulkanize edici maddeler olarak kullanılırken, sülfür bileşikleri Ca, Pb, Mg ve esas olarak Zn oksitler ile birlikte vulkanizasyon prosedürü sırasında hızlandırıcılar olarak kullanılır. Diğer kimyasallar arasında terpen-reçine asit karışımları, sentetik organik yağlar ve katranlar, halojenli siyanoalkanlar, aminler, diaminler, fenoller ve kalsiyum oksit gibi inorganik maddeler de bulunur (Boulter 2006).

Lastik sırtının büyük kısmı (% 40-60), doğal kauçuk ko-polimerleri, bütadien kauçuğu, stiren bütadien kauçuğu, nitrür kauçuğu, neopren kauçuğu, izopren kauçuğu ve polisülfür kauçuğu dahil olmak üzere çeşitli kauçuklardan oluşmaktadır. Kauçuk karışımı genellikle gerekli lastik özelliklerine tabidir ve binek otomobiller için Fauser (1999) ağırlıkça aşağıdaki genel bileşimi alıntılanmıştır: doğal kauçuk (% 40), stiren bütadien kauçuğu (% 30), bütadien kauçuk (% 20) ve butil ve halojenli bütül kauçuğu (% 10).

Kauçuk karışımına çeşitli değiştiriciler de eklenmiştir. Örneğin, vulkanize edici ajanlar (elementer kükürt, tiyazoller, sülfenamitler, selenyum, tellür, organik peroksitler, nitro bileşikleri ve azo bileşikleri) lastik kauçuğunun dayanıklılığını arttırmak için eklenir. Vulkanize edici ajanlar tipik olarak lastik kauçuk kütlelerinin %1'ini oluşturur. Ayrıca, ana katkı maddeleri çinko, kalsiyum, kurşun veya magnezyum oksitler ve bir dizi kükürt bileşiği ile vulkanizasyonu hızlandırmak için hızlandırıcılar da tanıtılmaktadır. Ahlbom ve Duus (1994), lastik kauçuğunun çinko oksit içeriğinin % 1,5-2 olduğunu bildirmiştir. Hemen hemen bütün organik hızlandırıcılar, genellikle kurşun oksit veya kurşun tuzu, kalsiyum, magnezyum veya çinko olan bir aktivatör ile kullanılmalıdır. Karışıma eklenen diğer kimyasallar arasında geciktiriciler (terpen-reçine asit karışımları), pigmentler (karbon karası; stok formülünün % 20-30'u), dolgu maddeleri, takviye edici maddeler, yumuşatıcılar (sentetik organik yağlar, katranlar), koruyucular (halojenli siyanoalkanlar), anti-oksidanlar (aminler, fenoller; % 1-2,5), anti-ozonanlar (diaminler ve balmumları) ve kurutucular (kalsiyum oksit) bulunur.

Değişen çalışma sıcaklıkları, mekanik aşınma, oksidan ve radikal saldırı ve koruyucu bileşenlerin kaybına bağlı olarak, lastik maddeleri ve lastik özellikleri kullanım sırasında yavaş yavaş değişmektedir (Ahagon ve Kaidou 1990). Örneğin, Cadle ve Williams (1978), aşınma işleminin, büyük lastik aşınması parçacıklarında stiren bütadien kauçuğunun yaklaşık % 30'unun devulkanizasyonuna yol açtığını bulmuştur.

Farklı üreticiler tarafından üretilen lastiklerin farklı bileşimlere sahip olmasına rağmen, farklı markaların benzer piroliz ürünleri ürettikleri gösterilmiştir. Bu ürünler, özellikle benzotiyazol, kentsel atmosferde lastik aşınması kalıntılarını izlemek için kullanılmıştır (Kim ve ark. 1990). Fishman ve Turner (1999), ortalama 3,02 mg/g değerinde, 1,72 mg/g ile 5,13 mg/g arasındaki lastik kauçuk benzotiyazol konsantrasyonlarını vermiştir. Çünkü benzotiyazol, Rogge ve arkadaşlarına (1993), göre yarı uçucu bir yapıya sahiptir. İsviçreli

bir çalışmada, lastik malzemesi için 2-(4-morfolinil) benzotiyazol ve Nisikloheksil-2-benzotiyazolamin için iki izleyici bileşik PM₁₀ filtrelerden tanımlanmıştır (Schmid 2000). Vulkanizasyon işleminde kullanılan hızlandırıcıların bozunma ürünleri olan bu bileşikler ayrıca Kumata ve arkadaşları (1996,2000) tarafından lastik malzemesi için izleyici olarak kullanılmıştır, ancak bunların lastik kauçuğundaki konsantrasyonları tam olarak ölçülmemiştir.

Diğer çalışmalar sentetik lastik sırtının stiren bütadien kauçuğu bileşenini lastik tozu için yararlı bir moleküler izleyici olarak tanımlamıştır (Pierson ve Brachaczek 1974, Cass 1998, Fauser 1999).

Karayolu akışı ile ilgili çalışmalarda lastiklerin metal içeriği belirlenmiştir (Malmqvist 1983, Hewitt ve Rashed 1990, Brewer 1997, VROM 1997, Legret ve Pagotto 1999). Elde edilen değerler Çizelge 2.8'de özetlenmiştir. Farklı lastik tariflerinin farklı üreticiler tarafından kullanıldığı gerçeği, gözlemlenen geniş konsantrasyon aralıklarında belirgindir. Örneğin, Brewer (1997) farklı üreticilerin beş lastikteki metal konsantrasyonlarını ölçmüş ve özellikle Ca, Co, Fe, Pb ve Sr konsantrasyonları arasında büyük farklar bulmuştur. Hewitt ve Rashed (1990), kısmen lastiklerdeki kadmiyum konsantrasyonunun ve lastik aşınma oranının hafife alınabileceği veya tanımlanamayan başka bir kadmiyum kaynağı olduğu için yol ortamındaki kadmiyum emisyon oranının gözardı edilebileceğini savunmuştur.

Çinko, başka birçok kaynağa sahip olmasına rağmen, lastik aşınması parçacık izleyicisi olarak kullanılmıştır. Ahlbom ve Duus'a (1994) göre, lastik aşınmasından kaynaklanan partikül çinko katkısı, İsveç şehirlerinde toplam askıda çinko yükünün sadece %10'unu oluşturmaktadır. Fauser (1999), ekstrakte edilebilir organik çinkoyu lastik aşınması parçacık izleyicisi olarak tanımlamıştır, çünkü motor yağı hariç, lastikler havadaki partiküllerde organik çinkoya önemli katkıda bulunan tek etkidir. Ekstrakte edilebilir organik çinko, lastik kauçuğunda yaklaşık 1220 mg/kg konsantrasyonunda mevcut bulunmuştur.

Çizelge 2.8. Lastik kauçuğunun elemental metal içeriği (Malmqvist 1983, Hewitt ve Rashed 1990, Brewer 1997, VROM 1997, Legret ve Pagotto 1999)

Metal	Konsantrasyon aralığı (mg/kg)	Metal	Konsantrasyon aralığı (mg/kg)
Ag	0,08	Mg	32 - 106
As	0,8	Mn	2
Al	81 - 420	Mo	2,8
Ba	0,9 - 4,1	Na	610
Ca	113 - 562	Ni	0,9 - 50
Cd	0,28 - 4,96	Pb	1 – 160
Co	0,88 - 24,78	Sb	2
Cr	0,4 - 6,73	Se	20
Cu	1,8 - 29,3	Sr	0,16 – 3,13
Fe	2,12 - 533	Ti	195
K	180	V	1
Li	0,23 – 2,3	Zn	8378 - 13494

VROM (1997), lastik kauçuğunda 10 PAH konsantrasyonunu rapor etmiştir, rapor edilen PAH konsantrasyonları 0,8 ile 34 mg/kg arasında değişmektedir, ancak lastik aşınması için izleyici olarak kullanılan PAH kayıtları bulunmamaktadır.

İnorganik bileşikler söz konusu olduğunda, lastik imalatında kullanılan birçok iz element (Si, Al, Ca, Ti, S, K, Cu, Fe, Pb, Mg, Te, Se, Cd), lastik-yol kaplama arayüzünde üretilen havadaki aşınma parçacıklarında tanımlanmıştır (Boulter 2006, Thorpe ve Harrison 2008). Oluşum işlemlerine bağlı olarak, lastik aşınma parçacıkları ilk lastik malzemesinin bileşiminden farklı bir kimyasal bileşim sergilemektedir. Boyut karakterizasyonuna

benzer şekilde, havadaki ince lastik aşınma parçacıklarının kimyasal bileşimi hakkında kaba olanlardan ($> PM_{10}$) daha fazla bilgi bulunmaktadır. Lastik aşınma parçacıklarının kimyasal bileşimi, dikkate alınan boyut aralığına bağlı olarak farklı görünmektedir. Örneğin, parçacıkların kaba fraksiyonunda, Fe, Ca ve Zn konsantrasyonlarının, Ti ve Sb konsantrasyonlarına kıyasla yüksek olduğu bulunmuştur (Kwak ve ark. 2013). Parçacıkların ince fraksiyonunda, Fe, Ca, Ti, Ba ve Sb konsantrasyonlarının egemen olduğu, ancak Zn bulunmadığı (Kwak ve ark. 2013) ve Al ve Si'nin, daha küçük boyutlu aşınma partiküllerinde egemen olduğu ortaya konulmuştur (Gustafsson ve ark. 2008, Kupiainen ve ark. 2005, Panko ve ark. 2009). Özellikle sürtünme lastikleri test edildiğinde, mikrometre fraksiyonunda kükürtün zenginleştiği rapor edilmiştir (Gustafsson ve ark. 2008, Panko ve ark. 2009).

Gustafsson ve ark. (2008), sürtünmeyi ve çivili lastikleri farklı yol kaplama türlerine karşı test etmiş ve Al ve Si'nin havadaki aşınma parçacıklarına hâkim olduğunu bulmuşlardır. Kupiainen ve ark. (2005) çivili ve sürtünme lastiklerini granit kaplamalara karşı test etmiş ve Al ve Si'den oluşan önemli miktarda (% 90) hava aşınması parçacığı tespit etmişlerdir. Panko ve ark. (2009) tarafından, Si'nin sürtünme lastikleriyle yapılan bir yol simülasyon çalışmasında aşınma partikülleri olduğunu tespit eden benzer sonuçlar bildirilmiştir. Tüm çalışmalarda bu parçacıkların çoğu yol aşınmasına bağlanmıştır. Si için, lastiklerden yalnızca nispeten küçük bir kütle katkısının geldiği öne sürülmüştür. Lastiğin ürettiği elementler ile ilgili olarak S, özellikle sürtünme lastikleri test edildiğinde, alt mikrometre aşamalarında önemli bir zenginleşme sergilemiştir (Gustafsson ve ark. 2008, Panko ve ark. 2009). Ayrıca, lastik aşınması parçacıklarının, özellikle kentsel alanlarda, önemli bir Zn kaynağı olduğu düşünülmektedir (Hjortenkrans ve ark. 2007, Wik ve Dave 2009, Harrison ve ark. 2012). Lastikler, inorganik Zn (ZnO ve ZnS) olarak veya organik bileşikler şeklinde mevcut olan yaklaşık % 1 oranında Zn içerir (Fauser 1999, Dahl ve ark. 2006, Pant ve Harrison 2013). Gustafsson ve ark. (2008), özellikle sürtünme lastikleri test edildiğinde Zn'nin tüm partikül boyutları (PM_{10}) için son derece zengin olduğunu bulmuştur. Panko ve ark. (2009) özellikle 2 μm 'den küçük partiküller için toplam partikül kütlesine önemli Zn katkıları sunduğunu bildirmiştir. Apeageyi ve ark. (2011), lastiklerden gelen Zn konsantrasyonlarının, frenlerinkinden bir derece daha yüksek olduğu sonucuna varmıştır. Zn ayrıca daha büyük parçacıklarda yüksek konsantrasyonlarda bulunmuştur.

Örneğin, Kreider ve ark. (2010) toplanan ve laboratuvar tarafından üretilen aşınma partikülleri (0,3-150 µm) için toplam parçacık kütle miktarına (% 0,3-0,4) benzer Zn katkıları bulunurken Smolders ve Degryse (2002), binek araçların (% 1,1) ve kamyonların (% 2,4) lastik aşınma kütlelerine (<100 µm) Zn'nin katkısını biraz daha yüksek bulmuştur. Gadd ve Kennedy (2000) ayrıca binek araç lastiklerinde Zn'nin % 0,6-1,0 arasında değiştiğini bildirmiştir.

Çizelge 2.9'da görüldüğü gibi, bazı araştırmacılar Zn'yi lastik aşınması partikül izleyicisi olarak kullanmıştır (Adachi ve Tainosho 2004, Amato ve ark. 2011, Apeagyei ve ark. 2011, Harrison ve ark. 2012), ancak bu, çevrede birkaç farklı Zn kaynağının tanınması nedeniyle sorgulanmaktadır (endüstriyel faaliyetler, fren aşınması, otomobil egzozu, yağlayıcılar, galvanizli yol mobilyaları, metalik bariyerler). Bazı durumlarda, ekstrakte edilebilir organik Zn, lastik aşınması izleyicisi olarak kullanılmıştır, çünkü olası tek girişim kaynağı motor yağlayıcılarıdır (Fauser 1999, Wik ve Dave 2009).

Çizelge 2.9. Lastik aşınması parçacıklarının tanımlanması için kullanılan en yaygın organik ve inorganik temel izleyiciler

Kaynakça	İnorganik İzleyici	Kaynakça	Organik İzleyici
Adachi ve Tainosho 2004	Zn	Cadle ve Williams 1978	Stiren bütadien kauçuğu
Tanner ve ark. 2008	Zn	Fausser 1999	Organik Zn, Stiren bütadien kauçuğu
Keuken ve ark. 2010	Zn	Kumata ve ark. 2000	Benzotiyazoller
Amato ve ark. 2011	S, Zn	Kumata ve ark. 2002	Benzotiyazoller
Apeagyei ve ark. 2011	Zn, Ca, W, K, Fe, Ti, Cr, Mo	Ni ve ark. 2008	Benzotiyazoller
Duong ve Lee 2011	Zn	Kreider ve ark. 2010	Stiren bütadien kauçuğu, Bütadien kauçuğu, Doğal Kauçuk ko-polimerleri
Song ve Gao 2011	Zn, Co	Amato ve ark. 2011	Organik Karbon
Harrison ve ark. 2012	Zn	Panko ve ark. 2013	Stiren bütadien kauçuğu, Bütadien kauçuğu, Doğal Kauçuk ko-polimerleri

Lastik kauçuğu ağırlıklı olarak organik bileşiklerden oluşur; stiren ve bütadien polimerleri baskın türdür. Lastik aşınması PM₁₀ ile ilgili olarak, Kupiainen ve ark. (2005), yaklaşık % 5 oranında karbonlu bileşik içerdiklerini bulmuşlardır. Karbonlu fraksiyona organik maddeler (% 88) hakim olmuş, eser miktarda elemental (% 4) ve karbonat karbonu (% 8) görülmüştür. Ayrıca sürtünme ve çivili lastiklerin benzer organik karbon içeriğine sahip parçacıklar ürettiği sonucuna varmışlardır. Morfolojilerine dayanarak Dahl ve ark. (2006) lastik ve yol kaplamalarının etkileşiminden kaynaklanan ultra-ince partikülleri incelemiş ve karbon zincirleri, damlacıklar ve granüller gibi çok heterojen formlara sahip olduklarını bulmuşlardır. Bu parçacıkların, daha büyük parçacıklara kıyasla farklı kaynakları gösteren organik bir kökene (yumuşatıcı dolgu maddesi ve özel olarak mineral yağlar) sahip olduğu sonucuna varmışlardır (Gustafsson ve ark. 2008). Benzer şekilde, Panko ve ark. (2009), ince fraksiyon modundaki partiküllerin çoğunun, güçlü karbon tepe noktası içeren bir bileşime sahip olduğunu bulurken, bu partiküller, taramalı elektron mikroskopunda gözleendiğinde çeşitli şekiller gösterir. PAH'ların, sağlık endişelerinin artması nedeniyle PM₁₀ ortamında sık sık incelenmesine rağmen, PM₁₀ lastik aşınmasında PAH konsantrasyonları ile ilgili bir çalışma bulunamamıştır. Benzotiyazoller, lastik aşınması parçacıklarında yaygın olarak bulunan bir başka kimyasal gruptur. Lastiklerin yanı sıra, benzotiyazoller, antifriz ürünlerinde de bulunur, ancak ortam konsantrasyonlarına önemli ölçüde daha düşük katkı sağlar (% 0,0004-4). Bu nedenle benzotiyazoller lastik aşınması için özel izleyiciler olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır (Boulter 2006, Thorpe ve Harrison 2008, Wik ve Dave 2009). Lastik sırtı numunelerinde, en yaygın olarak n-alkanlar, n-alkanoik asitler ve doğal reçineler olan çeşitli başka organik bileşikler tanımlanmıştır (Rogge ve ark. 1993). Ayrıca, 35'ten fazla karbonlu n-alkanların, lastik aşınması için yararlı bir belirteç olacağı önerilmiştir, çünkü bu bileşiklerin lastik aşınmasından başka çok az kentsel emisyon kaynağı vardır (Boulter 2006). Stiren bütadien kauçuğu, lastik üretiminde küresel üretiminin % 70'inden fazla kullanıldığından, diğer kaynakların katkısını en aza indirdiği için lastik sırt markörü olarak da kullanılmıştır (Wik ve Dave 2009, Panko ve ark. 2013).

2.3.5. Lastik Aşınma Parçacıklarının Toprak ile Su Ortamında Oluşumu ve Davranışı

Toprakta veya sudaki lastik aşınması parçaları konsantrasyonu, çevresel bölümlere taşınma, bu bölmelerdeki translokasyon, transformasyon ve bozunma ve bu bölümlerden taşınma ile belirlenir. Lastik aşınması parçalarının baskın kısmı kaba parçalardan oluşur (> 10 mm) ve yol tarafında kaldığı varsayılır (Cadle ve Williams 1979, Dannis 1974). Lastik aşınması tozları oluşturulduktan ve biriktirildikten sonra, frenlerden, lastikten, kaldırımdan, sokak mobilyalarından trafikle ilgili diğer parçacıklarla ve ayrıca agregaların oluşumuyla sonuçlanan atmosferik birikintiyle etkileşime maruz kalır. (Charters ve ark. 2015). Bu olay, bireysel parçacık türlerini/kaynaklarını ayırt etmeyi zorlaştırır (Adachi ve Tainosho 2004). Bu nedenle, trafikle ilgili parçacıklar üzerine yapılan çalışmaların çoğu, “toplam egzoz trafiğine bağlı olmayan parçacık emisyonu” ya da “yolda biriken çökeltilere” dayanmaktadır. Sonuç olarak, özellikle lastik aşınması parçalarının oluşumu ve davranışı hakkında yeterli bilgi yoktur.

Büyükliklerine bağlı olarak, lastik aşınması parçacıklarının ve bunların agregaları yüzey akışı, sokak temizliği yoluyla caddeden taşınır veya tekrar süspansiyon haline getirilerek atmosfere aktarılır (Huber ve ark. 2016, Wicke ve ark. 2012). Lastik aşınması parçalarının yol akışı ile hareket etmesi, özellikle yağmur suyu olayları sırasında yer değiştirmeye neden olabilir (Aryal ve ark. 2010). Lastik aşınması parçalarının yağmura göre yer değiştirmesi, büyük ölçüde yol akış suyunun toplanması ve arıtılması için kurulan altyapıya bağlıdır. Akıntı için kanalizasyon tesis edilmediğinde, aşınan lastik parçaları büyük olasılıkla yol kenarındaki toprağa ve bir dereceye kadar en yakın su yoluna kantitatif olarak aktarılır. Ayrı kanalizasyon sistemlerinde yol akışının toplanması halinde, genellikle su, alıcı sulara deşarj edilmeden veya yeraltı suyuna sızmadan önce bir akış suyu arıtımı öngörülür (Barbosa ve ark. 2012). Sanayileşmiş ülkelerin kentsel alanlarının merkezlerinde, yüzeysel akış genellikle belediye atık suları ile birleştirilmiş kanalizasyonlarda toplanır ve belediye atık su arıtma tesislerinde arıtılır. Atık su arıtma tesislerinde lastik aşınması parçaları giderimi ile ilgili veri bulunmamakla birlikte, mikroplastiklerin giderilmesiyle ilgili veriler kaba bir tahminde bulunmaya izin verebilir; belediye atıksu arıtma tesislerinde %96'nın üzerindeki mikroplastiklerin uzaklaştırıldığı bildirilmiştir (Magnusson ve Norén 2014, Mintenig ve ark. 2017, Murphy ve ark. 2016),

ancak küçük parçacıklar daha büyük olanlara kıyasla daha az verimli bir şekilde uzaklaştırılır (> 300 mm) (Kole ve ark. 2017).

Kırsal yerler çoğunlukla bir kanalizasyon sistemi donanımına sahip değildir ve yol akıntısı sadece pasif olarak süzülerek arıtılır. Akıntı arıtma sistemlerinin kapsamı hakkında veri mevcut değildir. Bu nedenle, sucul ortamlara ulaşan küresel lastik aşınması parçalarının miktarlarını tahmin etmek mümkün değildir. Bu tür bir tahmin, yeterli bilgi varsa, yalnızca yerel ölçekte yapılabilir. Tahmin edilebileceği gibi, lastik aşınma parçaları konsantrasyonları yoldan uzaklaştıkça azalmaktadır. En yüksek konsantrasyonlar yolun yanındaki tünellerde ve topraklarda tespit edilmiştir. Alıcı su kütesine doğru, lastik aşınma parçaları konsantrasyonu azalır, bunun sebebi parçacıkların zaten yol tarafında tutulması ve seyrelmedir. Doymamış toprak bölgesinde taşınan lastik aşınma parçaları ile yeraltı suyunun kirlenmesi olası değildir. Bununla birlikte, toprak yüzeyinde lastik aşınması parçalarından ayrılan çözülmüş bileşenler tarafından yeraltı suyu kontaminasyonu oluşabilir (Padoan ve ark. 2017).

Karayollarından lastik aşınması parçalarının emisyonunun 48×10^3 ton/yıl olarak hesaplandığı tahmin edilmektedir. Bunun % 10'luk bir kısmı atmosfere yayılırken, kalan kütle yolda ya da yol tarafında biriktirilir. Tutulan miktar ve alıcı su kütesine ulaşan miktar, toplama ve arıtma altyapısına bağlıdır. Yüzey sularına yayıldığında, lastik aşınması parçaları daha fazla dağılacaktır. Nehirler ve sedimanlardaki lastik aşınması parçaları konsantrasyonları hakkındaki literatür verileri, çökelmenin lastik aşınması parçalarını yüzey sularından alan önemli bir süreç olduğunu göstermektedir. Buna göre nehir sedimentlerinde 400-2200 $\mu\text{g/g}$ lastik aşınması parçası konsantrasyonları belirlenmiştir (Ni ve ark. 2008, Unice ve ark. 2013, Wik ve Dave 2009).

2.4. Lastik Aşınma Parçalarının Çevresel ve Sağlık Etkileri

2.4.1. Yol Akışları ve Alıcı Sular

Plastik atıkların ve mikro plastiklerin su ortamındaki etkileri konusundaki tartışma, organik kirletici maddelerin su ortamına yalnızca çözülmüş halde değil, aynı zamanda parçacık halinde de ulaşabileceği konusundaki farkındalığı artırmıştır. Hem fiziksel bir varlık olarak plastik partikülün hem de plastik partikül bileşenlerinin kimyasal olarak ekosistemler üzerinde olumsuz etkilere neden olabileceği kabul edilmiştir. Mikroplastik

üzerine yapılan araştırmalar sadece polietilen veya polistiren gibi termoplastik malzemelere odaklanmıştır ve kauçuk gibi elastomerleri dikkate almamıştır. ISO'ya göre, kauçuk plastik tanımı (ISO 2013) kapsamına girmezken, diğerkleri mikroplastik için insan yapımı tüm makromoleküler malzemeleri kapsayan ve böylece kauçuk içeren daha genel bir tanım kullanmasını önerir (Verschoor 2015).

Kumata ve arkadaşları (1997), bir fırtına olayının üç aşamasında 24MoBT konsantrasyonlarını analiz etmiştir ve fırtına sırasında iki kattan fazla konsantrasyon azalması bulmuştur, bu da yol akışındaki lastik parçacıklarının ilk yıkanma etkisini göstermektedir. 24MoBT ve HOBT konsantrasyonlarına göre 41 ila 87 mg l⁻¹ lastik partikülü içeren beş farklı lokasyondan gelen akış örneklerinin, BT'ye dayalı partikül konsantrasyonlarından 10 kat daha düşük bir etken olduğunu bildirmiştir (Reddy ve Quinn 1997). Zeng ve arkadaşları (2004), fırtına olaylarının başlangıcında toplanan akış örneklerinin, 24MoBT konsantrasyonlarına göre 34 ila 92 mg l⁻¹ lastik parçacıkları ve BT konsantrasyonlarına göre 1,9 ila 4,5 mg l⁻¹ lastik parçacıkları içerdiğini göstermiştir. BT muhtemelen akışta 24MoBT ve HOBT'den daha düşük konsantrasyonlarda bulunur, çünkü daha kolay uçucudur. Baumann ve Ismeier (1998), 40 ila 97 mg l⁻¹ arasında değişen lastik partikül konsantrasyonlarına karşılık gelen yüksek BT konsantrasyonları bildirmiştir. Ayrıca BT'yi karda analiz etmişlerdir ve 563 mg l⁻¹ lastik parçacıklarına karşılık gelen bir konsantrasyon bulmuşlardır. Bu, lastik parçacıklarının karda birikebileceği ve eriyik sularının muhtemelen normal yol akışından daha yüksek konsantrasyonlar içerdiği anlamına gelmektedir.

Alıcı sulardaki lastik işaretleyicilerinin konsantrasyonları hakkında mevcut olan az sayıda rapor, lastik parçacıklarının konsantrasyonlarının genellikle düşük olduğunu göstermektedir. Kumata ve arkadaşları (2000) nehir sularındaki NCBA ve 24MoBT'yi analiz etmiş ve fırtına akışları sırasında tespit edilebilir konsantrasyonlar bulurken, normal akışlardaki konsantrasyonları tespit sınırlarının altında bulmuştur. Fırtına akışları sırasındaki konsantrasyonlar, 0,2 ila 3,6 mg l⁻¹ arasında değişen lastik parçacık konsantrasyonlarına karşılık gelmiştir. Reddy ve Quinn (1997), nehir sularındaki benzotiazollerin düşük konsantrasyonlarını veya tespit limitlerinin altındaki konsantrasyonlarını saptamıştır. Çalışmalarında bildirilen en yüksek 24MoBT konsantrasyonu, 1,6 mg l⁻¹ lık bir lastik partikül konsantrasyonuna karşılık gelir. Ayrıca

bir otoyol çökeltme havuzundan su analiz etmişlerdir ve bildirilen en yüksek HOBT konsantrasyonu, 6,4 mg l⁻¹ lık bir lastik partikül konsantrasyonuna karşılık gelmiştir. Bir yıl boyunca örneklenen sekiz nehirin akış çıkışı için bildirilen 24MoBT konsantrasyonları, 0,09 ila 0,5 mg l⁻¹ arasında değişen lastik partikül konsantrasyonlarına karşılık gelmektedir (Ni ve ark. 2008).

Topraktaki lastik parçacıklarının bozulması yavaş olduğundan (Cadle ve Williams 1980), akıntı veya rüzgâr erozyonu ile daha fazla taşınmaları muhtemeldir. Lastik aşınmasının önemli bir kısmı şehirlerde meydana geldiğinden, bu kauçuk sonuçta kanalizasyon arıtma tesislerinin çamuruna neden olabilir. Bu nedenle, tarımsal toprağa uygulanan kanalizasyon çamuru toprağa lastik kauçuğu kaynağı olabilir. Blok (2005), bir kanalizasyon arıtma tesisine gelen toplam çinko yükünün % 16'sının lastik aşınmasından kaynaklandığını tahmin etmiştir.

Lastik sızıntılarının akut toksisitesi, balık (Kellough 1991, Goudey ve Barton 1992, Day ve ark. 1993, Abernethy 1994, Nelson ve ark. 1994, Ahlbom ve ark. 1996, Hartwell ve ark. 2000) su pireleri (Kellough 1991, Goudey ve Barton 1992, Day ve ark. 1993, Abernethy 1994, Nelson ve ark. 1994, Gualtieri ve ark. 2005b, Wik ve Dave 2005- 2006) kopepodlar (Hall ve ark. 1993) on bacaklılar (Hartwell ve ark. 2000) bakteri (Goudey ve Barton 1992, Day ve ark. 1993, Hartwell ve ark. 2000) ve algler (Gualtieri ve ark. 2005b) gibi farklı taksonlara ait türler kullanılarak çeşitli laboratuvar çalışmalarında araştırılmıştır. Bütün lastiklerden hazırlanan lastik sızıntılarının sonucu olarak bazı durumlar haricinde çalışmaların çoğunda akut toksisite gözlenmiştir. Toz haline getirilmiş kauçuk / lastik sırtı parçacıkları ile yapılan testler en toksik sızıntılara neden olmuştur. Bu muhtemelen daha geniş spesifik yüzey alanına sahip daha küçük parçacıklardan bileşiklerin daha fazla sızıntısı ile ilgilidir. Aynı zamanda lastiğin farklı kısımlarında kullanılan farklı kauçuk formülasyonları ile de ilgili olabilir.

Literatürde rapor edilen lastik sırtı parçacıklarının sızıntılarının akut etki konsantrasyonları 50 ila 100 000 mg l⁻¹ arasındadır. 72 saatlik EC₅₀ ila Pseudokirchneriella subcapitata büyümesi 50 ila 16 400 mg l⁻¹ arasında değişmektedir (Gualtieri ve ark. 2005b, Wik ve ark. 2009), 48 saatlik EC₅₀ ila D. magna 130 ila 53 300 mg l⁻¹ arasında değişir (Gualtieri ve ark. 2005b, Wik ve Dave 2005-2006, Wik ve ark. 2009), 48 saatlik LC₅₀ ila Ceriodaphnia dubia 550 ila 5 000 mg l⁻¹ arasında değişir (Wik

ve ark. 2009), 48 saatlik LC₅₀ ila *Danio rerio* (yumurta) 550 ila 10 000 mg l⁻¹ (Wik ve ark. 2009) ve 120 saatlik LC₅₀ ila *Xenopus laevis* (embriyolar) 50 000 ila 100 000 mg l⁻¹ arasında değişir (Gualtieri ve ark. 2005b).

Birkaç alışma, lastik partikül sızıntılarının sudaki organizmalar üzerindeki ölümcül etkilerini değerlendirmeye odaklanmıştır. Hem su sızıntıları (Gualtieri ve ark. 2005b) hem de organik özler (Mantecca ve ark. 2007) FETAX tahlilinde (Kurbağa Embriyoları Teratojeniz Deneyi: *X. laevis*) teratojenik bulunmuştur. %1 konsantrasyona (1 g l⁻¹) seyreltilmiş 100 g l⁻¹ sızıntı sularında hiç teratojenite gözlenmezken, % 1 konsantrasyona (0,5 g l⁻¹) seyreltilmiş 50 g l⁻¹ sızıntı sularında teratojenite gözlenmiştir. Bu nedenle, teratojenik maddelerin sızması, daha büyük partikül yüklemesinde, lastik partiküllerinin birikmesi nedeniyle muhtemelen azalmıştır. Sızıntı suları daha düşük partikül yüklemelerinde hazırlanırsa teratojenik etkilerin daha düşük konsantrasyonlarda da (<0,5 g l⁻¹) meydana gelmesi mümkündür. Organik lastik ekstraları ≥80 mg l⁻¹ konsantrasyonlarında teratojenik olmuştur, fakat 50 mg l⁻¹ konsantrasyonunda değildir. Sıçan karaciğeri mikrozomal aktivasyon sistemi ve Ames bakteriyel mutasyon deneyi ile test edildiğinde su sızıntılarının mutajenitesi gözlenmiştir (Benevento ve Draper 2005). Orijinal lastik sızıntı suları (5 g l⁻¹) mutajenik olmasa da, 10:1 ve 100:1 konsantrasyonlarda orantılı mutajenez gözlenmiştir (Draper 2001). Organik lastik ekstralarının antiöstrojenik ve antiprogesteronik aktivitesi, maya bazlı steroid hormon reseptörü gen transkripsiyon deneyi ile test edildiğinde 10 mg ml⁻¹ üzerindeki konsantrasyonlarda gözlenmiştir (Zhang ve ark. 2002). Hem tam hem de parçalanmış lastiklerin (300 litre suda 1 lastik) su sızıntıları, enzime bağlı reseptör tahlili ve maya östrojen tarama tahlili kombinasyonu ile test edildiğinde östrojenik aktivite göstermiştir (Li ve ark. 2006). Özetlemek gerekirse, çoğu ölümcül etki çalışması, çevrede meydana gelme olasılığı olan konsantrasyonlarda yapılmıştır. Bununla birlikte, teratojenik, mutajenik ve östrojenik aktivitelere sahip lastik kauçuk ekstrakt bileşiklerinin olduğu açıktır.

Lastik parçacık sızıntılarının toksisitesine muhtemelen çinko ve organik bileşikler neden olmaktadır (Gualtieri ve ark. 2005a-b, Wik ve Dave 2006, Mantecca ve ark. 2007, Wik 2007, Wik ve ark. 2009). Toksikite, EDTA (etilen diamin tetra asetik asit) (Gualtieri ve ark. 2005b) ilavesiyle ve toksik metallerin mevcut olduğunu gösteren bir katyon

değiştirme reçinesinden (Wik ve ark. 2009) geçişle azaltılmıştır. Sızıntı sularındaki çinko konsantrasyonları ile *D. magna*, *P. subcapitata* ve *C. dubia*'ya yönelik toksisiteler arasındaki konsantrasyona bağlı ilişkiler ayrıca çinkonun toksisiteye neden olan metal olduğunu göstermiştir (Wik ve ark. 2009). Lastik partikül sızıntılarının toksisitesinin, toksikliğin polar olmayan organik bileşiklerden kaynaklandığını gösteren bir C18 SPE kolonundan geçmesi ile azaldığı da gösterilmiştir (Wik ve Dave 2006, Wik ve ark. 2009).

Çinko, vulkanizasyon aktivatörü olarak kauçuk bileşiklerine eklenen çinko oksitten kaynaklanır. Özütlemiş çinkonun nispi miktarı, süzülen parçacıkların miktarı ve daha küçük bir yüzey alanında biriken parçacıklar nedeniyle azalır (Gualtieri ve ark. 2005b, Wik ve ark. 2009). Çinko sızıntısı da pH'a bağlıdır ve daha düşük pH'da daha fazla çinko süzülür (Gualtieri ve ark. 2005b). Lastik sızıntılarında bir dizi potansiyel olarak toksik organik bileşik mevcuttur. Aşağıdaki ana bileşenler lastik tozu sızıntıları, benzotiazol türevleri, ftalatlar, fenolik türevler, hidrokarbonlar ve yağ asitlerinde tanımlanmıştır (Sarasa ve ark. 2006). Abernethy ve ark. (1996) granül kauçuktan sızıntılarda yüzün üzerinde farklı organik bileşik saptamış ve toplam fenoller, aromatik aminler ve reçine asitlerinin yüksek konsantrasyonlarda mevcut olduğunu ortaya koymuştur.

2.4.2. Sedimanlar

Çökeltilerdeki lastik parçacık konsantrasyonu tahminleri, mevcut çalışmalardan farklı lastik belirteçlerinin en yüksek konsantrasyonlarına dayanarak 0,3 ila 155 g kg⁻¹ kuru ağırlık arasında değişmektedir (Spies ve ark. 1987, Reddy ve Quinn 1997, Kumata ve ark. 2002, Wik ve ark. 2008). Spies ve ark. (1987), beş farklı lokasyondaki sedimanlarda 24MoBT'yi analiz etmişlerdir ve konsantrasyonlar, 0 g kg⁻¹ kuru ağırlık ila 155 g kg⁻¹ kuru ağırlık arasındaki lastik partikül konsantrasyonlarına karşılık gelmiştir. En yüksek konsantrasyon, ağır trafikte bulunan bir köprüden 400 m mesafede bulunmuştur. Kumata ve ark. (2002) 24MoBT için üç nehirden gelen tortuları analiz etmiş ve 24MoBT için otoyol akışını incelemiştir, inceleme sonucunda 0,6 ila 3,8 g kg⁻¹ kuru ağırlık arasında değişen lastik parçacık konsantrasyonlarına karşılık gelen konsantrasyonlar bulmuşlardır. Reddy ve Quinn (1997) bir nehir, bir gölet ve bir körfezdeki tortulardaki BT'lerin konsantrasyonlarını analiz etmişlerdir. Nehir ve gölet çökeltileri sırasıyla 0,38 ve 0,33 g kg⁻¹ kuru ağırlık lastik parçacıkları içerirken, körfez örneklerinde analiz edilen tüm BT'ler tespit sınırlarının altında kalmıştır.

Çökeltilerdeki lastik kauçuğu tahminlerinin çoğu BT'lerin tortu konsantrasyonlarına dayanmaktadır. BT'ler suda çözünür olduğundan ve bu nedenle çökeltelerde birikme olasılığı düşük olduğundan (Brownlee ve ark. 1992), bu tahminler muhtemelen hafife alınmaktadır. BT'lerin tortularda meydana gelmesi, muhtemelen kauçuğa güçlü bir şekilde bağlı olduklarını ve / veya kauçuk parçacıklarının, akış suyuyla birleştirildikten sonra hızla yerleştiğini gösterir. Wik ve ark. (2008), onsekiz yol akış sisteminden tortulardaki ekstrakte edilebilir organik çinkoyu analiz etmiştir ve 0,15 ila 11 g kg⁻¹ kuru ağırlık arasında değişen lastik parçacık konsantrasyonlarına karşılık gelen konsantrasyonlar bulmuştur. En yüksek konsantrasyonlar, yıllık ortalama günde 12 500 araçlık trafiğe sahip bir köprüden akış alan iki gölette ve günde 100 000 araçlık trafiğe sahip bir yoldan (önceden infiltrasyon olmadan) yol akışı alan iki menholde bulunmuştur. Köprü alanlarında gözlemlenen yüksek konsantrasyonlara muhtemelen köprüye çıkan dik yol gradyanı neden olmuştur. Bu nedenle, >11 g kg⁻¹ kuru ağırlık lastik parçacık konsantrasyonları yüksek trafik yükü olan yerlerde ve sürüş düzeninin daha yüksek bir aşınma oranına neden olduğu yerlerde meydana gelme olasılığı yüksektir. Voparil ve arkadaşlarına (2004) göre, yoğun trafikle çevrili alanlardaki çökeltiler % 15 kadar lastik kauçuğu içerebilir.

Özetlemek gerekirse, literatür araştırması, yüksek konsantrasyonlarda lastik aşınma parçacıklarının sedimanlarda birikebileceğini ortaya koymuştur. Yoğun trafikte ve sürüş şeklinin artan aşınma oranına neden olduğu yerlerde, lastik tozu konsantrasyonları 155 g kg⁻¹ kuru ağırlığı kadar yüksek seviyelere ulaşabilir.

2.4.3. Hava

Yol ortam havası, literatürde bildirilen en yüksek lastik belirteç konsantrasyonlarına dayanarak yaklaşık 0,4-11 µg m⁻³ lastik partikülleri içerir (Cardina 1974, Pierson ve Brachaczek 1974, Cadle ve Williams 1978, Lee ve ark. 1989, Kim ve ark. 1990, Kumata ve ark. 2000, Fauser ve ark. 2002). Çoğu araştırmacı, havadaki lastik parçacıklarının boyut dağılımının bimodal olduğunu, daha büyük ve daha küçük fraksiyonların aerodinamik çaplarının sırasıyla >7 µm ve <1 µm olduğunu öne sürmektedir (Cardina 1974, Pierson ve Brachaczek 1974, Fauser 1999). Aksine, Lee ve ark. (1989) boyut dağılımının bimodal değil, unimodal olduğunu ileri sürmektedir. Çalışmalarında bildirilen rakamlar, havadaki lastik parçacıklarının ağırlıkça % 32'sinin <1 µm olduğunu,

Fauser (1999) ise havadaki lastik parçacıklarının ağırlıkça % 90'ının <1 µm olduğunu bildirmektedir. Çalışmalar arasındaki bu farklılıklar muhtemelen örnekleme lokasyonlarındaki, örneğin yoldan farklı mesafelerden veya farklı yüksekliklerden elde edilmesi ile ilişkilidir. 1 µm'den küçük lastik parçacıklarının konsantrasyonu, bir yoldan 18 m mesafede, 3 metre mesafeye kıyasla % 40-50 daha yüksek bulunmuştur (Fauser ve ark. 2002). Bununla birlikte, daha büyük parçacıkların konsantrasyonunun yoldan uzaklaştıkça azaldığı bulunmuştur. Cadle ve Williams (1978), bir otoyoldan 30 m mesafede havadaki lastik aşınma parçacıklarının konsantrasyonlarında herhangi bir sistematik azalma gözlemlenmemişlerdir. Kim ve arkadaşları (1990), yolun 86 m yüksekliğindeki lastik aşınma parçacıklarının konsantrasyonunun, yolun hemen üzerindeki havada bulunan lastik parçacıklarının konsantrasyonunun yaklaşık % 30'u olduğunu bulmuşlardır. Bu nedenle, bu çalışmalar, muhtemelen aynı zamanda en büyük parça olan havadaki lastik parçacıklarının en küçük boyutlu kısmının nispeten uzak mesafelerde taşınabileceğini düşündürmektedir.

2.4.4. Lastik Tozlarından Biyoyararlanım

Çeşitli çalışmalar, hem laboratuvarında (Stone ve ark. 1975, Kellough 1991, Stephensen ve ark. 2003, Voparil ve ark. 2004) hem de çalışma alanında (Spies ve ark. 1987, Fauser 1999) lastik aşınma parçacıklarından süzülen lastik kauçuğunun ve bileşiklerinin biyoyararlanımını araştırmıştır. Laboratuvarında maruz kaldıktan sonra kabuklu *Daphnia magna*'nın bağırsağında lastik parçacıklarının varlığı, *D. magna* gibi filtre besleme kullanan organizmalarının lastik aşınma parçacıklarını yutabildiğini gösterir (Wik 2009). Hidroksillenmiş PAH'lar (esas olarak OH-piren) ve dört kauçuk antidegradan (TMQ; 1,2-dihidro-2,2,4-trimetil-kinolin, IPPD; N-İzopropil-N0-fenil-p-fenilendiamin ve iki difenilamin türevleri) lastik sızıntısına (bütün lastikler) maruz kalan balıkların safrasında görülmüştür (Stephensen ve ark. 2003). Stone ve arkadaşları (1975), lastik sızıntısına (bütün lastikler) maruz kaldıktan sonra balıkların karaciğer veya kas dokularındaki çinko, organoklorin veya PCB konsantrasyonlarında herhangi bir artış bulmamıştır. Kellough (1991), bir dizi metal ve PAH için lastik sızıntısına (tam ve parçalanmış lastikler) maruz kalan balıkların dokusunu analiz etmiş ve analiz edilen bileşiklerin, lastiğin maruz kalmasına atfedilebilecek önemli bir biyolojik birikimi bulmamıştır. Toz haline getirilmiş lastik parçalarından PAH'ların, deniz solucanlarının (*Arenicola marina*) bağırsak sıvıları

tarafından çözüldürüldüğü ve zaten kirlenmiş çökeltiye lastik sırtı malzemesinin eklenmesinin, bağırsak sıvısı tarafından birkaç PAH'ın çözünürlüğünü arttırdığı görülmüştür. (Voparil ve ark. 2004).

Yollara yakın büyüyen bitkilerin (yapraklar, yosun ve milfoil) lastik parçacıklarını emdiği ortaya konulmuştur (Fauser 1999). Muhtemelen lastik aşınmasından kaynaklanan Benzotiyazoller, San Francisco Körfezi'nde yakalanan yıldızlı pisi balığı (*Platichthys stellatus*) karaciğerinde tespit edilmiştir (Spies ve ark. 1987). Özetle, bu çalışmaların sonuçları, lastik aşınma parçacıklarının pelajik filtre besleyen organizmalara, bentik organizmalara ve bitkilere biyoyararlanabileceğini ve lastik kauçuktan suya sızan bileşiklerin birçoğunun balık gibi sucul organizmalara biyoyararlanabileceğini göstermektedir.

2.4.5. Lastik Tozlarının Oluşturduğu Karasal Toksikite

Karasal çevre için lastik tozlarının yarattığı ekotoksikite verileri çok seyrek. Saksı ortamlarında öğütülmüş lastik tozu parçalarının kullanımını değerlendirmeyi amaçlayan birkaç çalışma, fasulye *Phaseolus*'ta (Schulz 1987), Krizantem (Bowman ve ark. 1994), Pelargonium (Newman ve ark. 1997) Petunia ve Impatiens'e lastik tozunun eklenmesiyle büyüme veriminin azaldığını bildirmiştir. Test sonuçlarında test edilen en hassas bitki cinsi Petunya gibi görünmektedir. Büyüme ortamına % 5 oranını sağlayacak şekilde lastik parçalarının ilave edilmesi, bitki büyümesini azaltmıştır ve ekstrapolasyon verileri, büyüme ortamına %2 oranında lastik parçaları eklenmesiyle de bitki büyümesinin zarar gördüğünü göstermiştir. Bu çalışmada kullanılan öğütülmüş lastiğin boyut fraksiyonu çoğunlukla kaba partiküllerdir (>2 mm). Krizantem ile yapılan testler, ince partiküllerin (<2 mm) kaba partiküllere kıyasla önemli ölçüde daha zayıf büyümeye ve bitki dokularındaki çinko konsantrasyonunun önemli ölçüde yükselmesine neden olduğunu göstermiştir (Bowman ve ark. 1994). Bu nedenle, ince kauçuk parçacıkları (örneğin lastik aşınma parçacıkları) kullanılması halinde Petunya'nın % 2'den daha düşük oranlardaki kauçuk içeriklerinden etkileneceği göz ardı edilemez. Yukarıda belirtilen tüm bitki testlerinde, azalan bitki verimleri çinko toksisitesine bağlanmıştır. Bununla birlikte, normalde çinko kontaminasyonuna duyarlı olan potansiyel nitrifikasyon oranı testi ile test edildiğinde, lastik aşınma partikülleri içeren topraklarda nitrifikasyon oranında bir azalma gözlenmemiştir. Bunun nedeni olarak, lastik partiküllerinin neden olduğu toprak

pH'ındaki eşzamanlı artışın, çinko mobilizasyonunu ve dolayısıyla toksisitesini sınırlaması olarak bildirilmiştir (Smolders ve Degryse 2002).

Ek olarak, yaprakların yüzeyinde biriken hava kirleticileri, fotosentezin engellenmesi, yaprak yaşlanmasının artması (Burkhardt 2010), artan stoma yoğunluğu (Kardel ve ark. 2010, Simon ve ark. 2014), pigment bozulması (Prusty ve ark. 2005) ve epikutiküler mumların bozulması gibi olumsuz ekolojik etkilere sahip olabilecek kurşun ve çinko gibi potansiyel olarak toksik ağır metaller bakımından zengindir. Özellikle, bu etkiler kuraklık toleransının azalmasına neden olabilir (Burkhardt ve Pariyar 2014)

Yol kenarındaki ağaçlar havadaki partikül maddelerin tutulmasında farklı roller oynar ve yol kenarındaki ağaçların özelliklerinde değişikliklerin neden olduğu meteorolojik ve iklim koşulları ile yol kenarındaki binaların varlığındaki varyasyonların neden olduğu havalandırma farklılıkları nedeniyle sokak kanyonlarında ve açık yol ortamında farklı çevresel etkilere sahiptir (Gao ve ark. 2008, Jin ve ark. 2016). Ek olarak, bitki yüksekliği, yüksek binaların olmadığı açık ortamlardaki kirletici madde indirgemelerinde önemli bir etkidir (Abhijith ve ark. 2017). Bu nedenle, yol kenarındaki ağaçların trafik kirletici maddelerin difüzyonu üzerindeki etkisinin araştırılması, kentsel yeşillendirme stratejilerinin rafine edilmesi bağlamında açık bir yol ortamında özel bir öneme sahiptir.

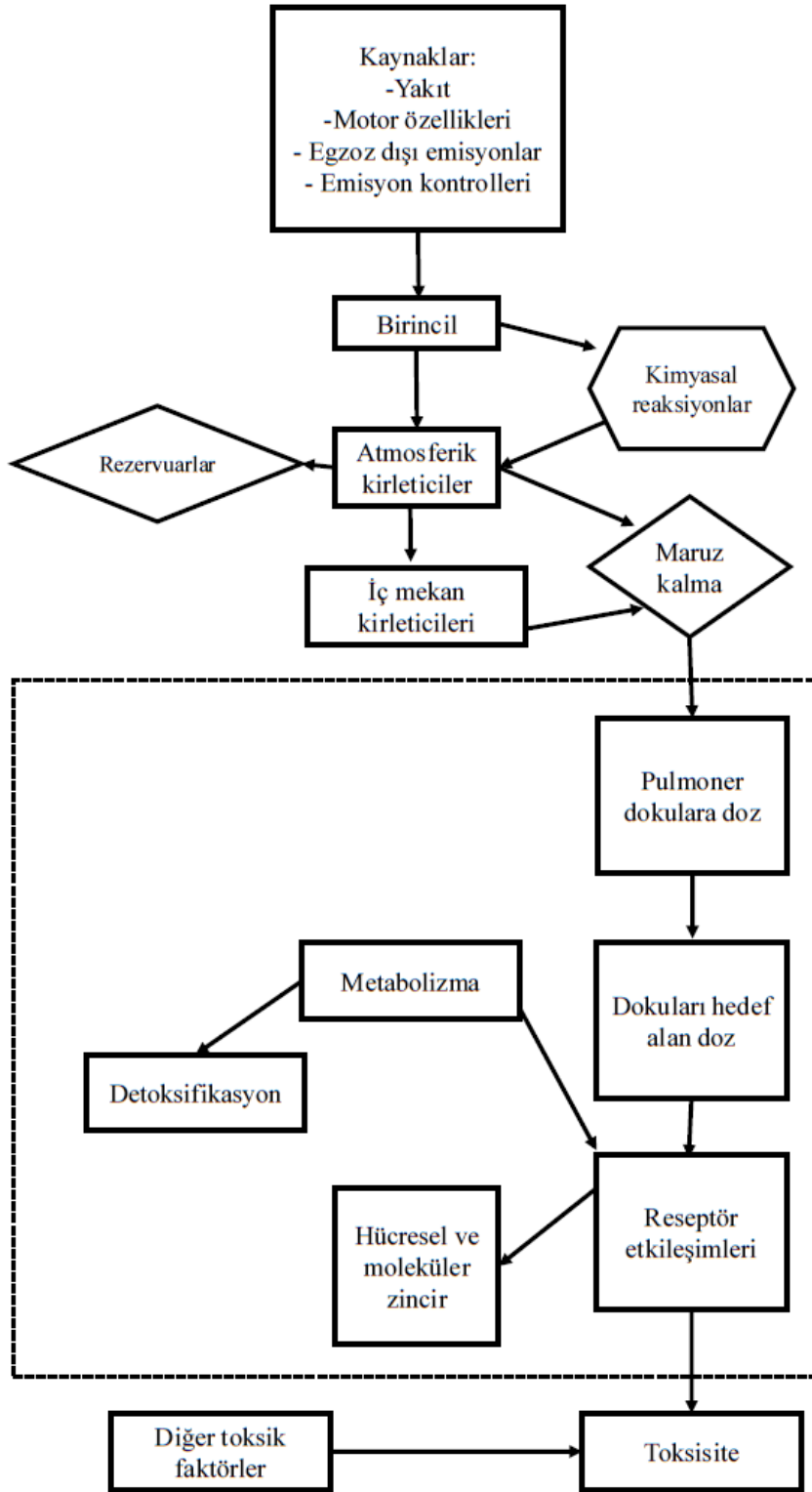
2.4.6. Sağlık Etkileri

Birçok epidemiyolojik çalışma parçacık halindeki hava kirliliğini olumsuz sağlık etkilerine bağlamaktadır (Moreno ve ark. 2007). Son zamanlarda yapılan bazı çalışmalar, havadaki lastik parçacıklarının bu olumsuz sağlık etkilerine katkısını değerlendirmeye odaklanmıştır. Lastik parçacıklarının, parçacıklarda doğal kauçuk lateks proteinlerinin varlığı nedeniyle, daha önce hava kirliliği parçacıkları ile ilişkili olan lateks alerjisi ve astım semptomlarındaki artışın önemli bir nedeni olduğu ileri sürülmüştür (Williams ve ark. 1995, Miguel ve ark. 1996, Dorsey ve ark. 2006). Bununla birlikte, bazı araştırmacılar, lastik parçacıklarından biyoyararlanabilen doğal kauçuk lateks proteinlerinin havadaki seviyelerinin bu sağlık sorunlarına önemli bir katkıda bulunamayacak kadar düşük olduğunu iddia etmişlerdir (Finley ve ark. 2003).

Avrupa'daki dokuz bölgeden toplanan hava parçacıklı madde numunelerine maruz kalan sıçanlar çoğunlukla yüksek trafikli bölgelerde toplanan örneklerden etkilenmiş ve

toksisite kısmen lastik aşınmasından kaynaklanan çinko ile ilişkilendirilmiştir (Gerlofs-Nijland ve ark. 2007). İnsan akciğer epitel hücrelerinin (A549), lastik parçacıklarının organik özütlerine maruz bırakılması, hücre mortalitesinde ve DNA hasarında artışa ve ayrıca hücre morfolojisinde önemli değişikliklere neden olduğu ortaya konulmuştur (Gualtieri ve ark. 2005a). Ayrıca, organik lastik partikül ekstraktlarının da A549 hücrelerinde reaktif oksijen türlerini indüklediği gösterilmiştir (Gualtieri ve ark. 2008). Fauser (1999) şehir içi havayı teneffüs eden bir kişi için solunum sisteminde mikron altı lastik parçacıklarının birikmesinin $1,09 \mu\text{gh}^{-1}$ olduğunu tahmin etmiştir.

Solunan partiküllerin biyolojik etkileri, fiziksel ve kimyasal özelliklerine, biriktirme bölgelerine ve akciğere zarar verdikleri mekanizmalara göre belirlenir. PM biriktirme esas olarak solunum şekline ve partikül boyutuna bağlıdır. Normal burun solunumu ile aerodinamik çapı daha büyük olan partiküller ($10 \mu\text{m}$ ile $100 \mu\text{m}$ arasında) solunum yolunun ekstratorasik kısmında kalabilirler ve $5-10 \mu\text{m}$ arasındaki partiküllerin çoğu ince hava yolunun yakınında biriktirilir. Ultra ince parçacıklar alveoler bölgeye girebilir. Ayrıca, daha küçük, daha hafif parçacıklar havada daha uzun süre kalır ve solunması daha olasıdır. Kirleticilerin izlediği, solunum yoluyla maruz kalmadan toksik etkilere kadar uzanan farklı yollar, Şekil 2.4'te gösterilmiştir. Kirletici etkiler ayrıca popülasyon grupları arasında da değişebilir. Örneğin, gençler, yaşlılar ve astım veya bronşiyal hastalıklar gibi solunum veya kardiyak şikayetlere maruz kalanlar, kirleticilere maruz kalındığında şiddetli semptomlar yaşayabilir.



Şekil 2.4. Motorlu araçların kirletici kaynaklarından solumaya maruz kalma yoluyla insanı etkileyen toksik etkilerin akış şeması (Schwela ve Zali 1999)

Son zamanlarda yeniden süspansen olan yol tozunun alerjiler üzerindeki etkileri ile ilgili endişeler ortaya çıkmıştır. Miguel ve ark. (1999), polenlerden hayvanlara ve mantar sporlarına kadar asfalt yol tozunda en az 20 kaynak materyalden alerjen bulunduğunu tespit etmişlerdir. Taşıtlar geçtiğinde, asfalt yol tozu atmosfere yeniden yayılır, böylece trafik hareketi olmadan da alerjen konsantrasyon seviyeleri artabilir. Çalışma toplam süspansiyon halindeki partikül maddelerin alerjenitesinin % 0,5 ila % 12'sinin asfalt yol tozu emisyonlarına bağlı olduğunu göstermiştir. Biyolojik malzemelerle kirlenmiş yol tozu, ölçülen havadaki partikül maddeye daha fazla alerjenite katkısı sağlamıştır. Benzer bulgular Chow ve ark. (1994) tarafından da elde edilmiştir. Saman nezlesi semptomları nazal farengal mukozanın daha büyük partiküllere maruz kalmasına neden olurken, bronşiyal ve alveoler bölgelerin daha küçük partikül fraksiyonuna maruz kalması akciğer dokusunun ve astımın şişmesine neden olabilir.

Özellikle karayolu trafik kirleticileriyle ilgili olmak üzere, yüksek düzeylerde kentsel atmosferik partikül maddelerine (PM) uzun süre maruz kalmanın, merkezi sinirdeki hasar (Huang ve Guo 2014), kardiyovasküler (Hart ve ark. 2013, Wu ve ark. 2013, Wu ve ark. 2012), solunum (Jones ve ark. 2006) ve üreme sistemleri (Huang ve Guo 2014) gibi ciddi sağlık etkileri olabilir.

Partikül hava kirliliği ile ilişkili olumsuz sağlık etkileri ve lastik parçacıklarının bu etkilere katkısı ile ilgili bilgi eksikliği göz önüne alındığında, bu alana yönelik daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır.

2.5. Enzim Aktiviteleri

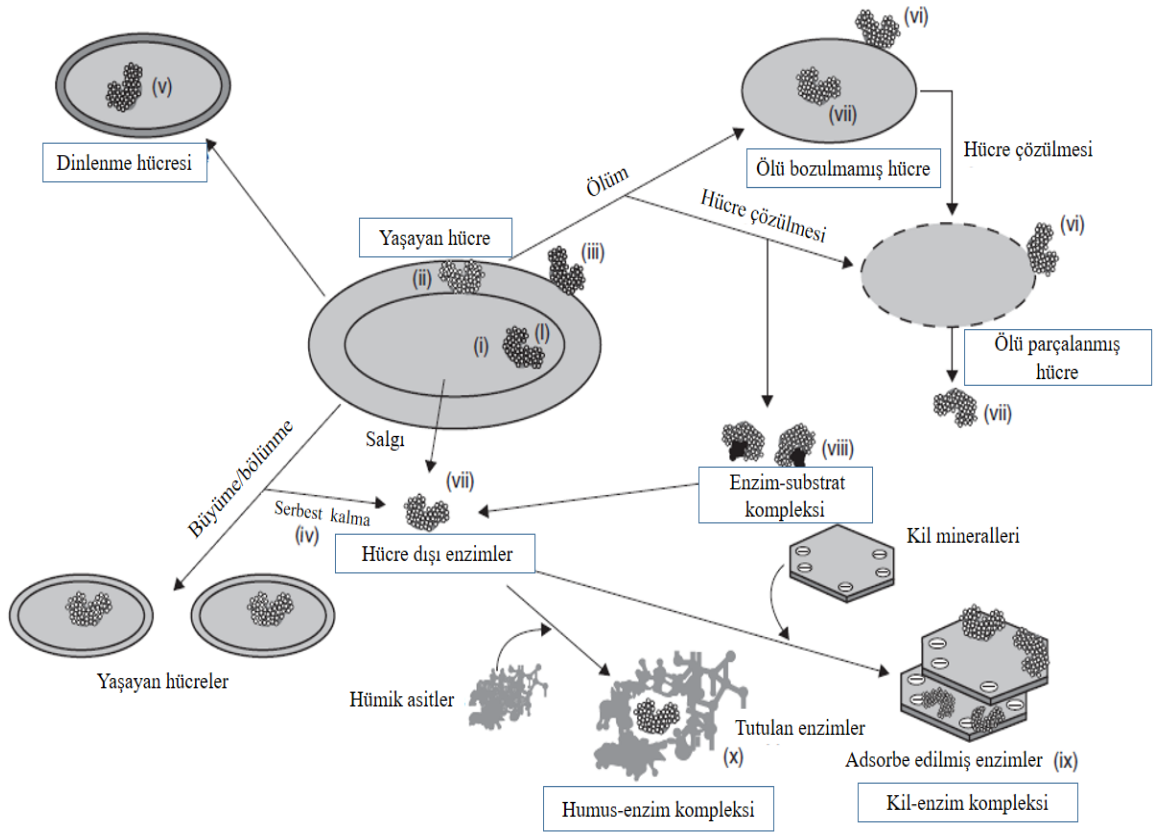
Toprağın bitkiler, mikroorganizmalar ve toprakta yaşayan hayvanlar için bir yaşam alanı olarak hizmet edebilmesi, tarım arazilerinin en önemli işlevidir (Riepert ve Wilke 1998). Enzimler, belirli bir substrat ile birleştirilen ve biyokimyasal reaksiyonu katalize etmek için hareket eden uzmanlaşmış proteinlerdir. Topraklarda, enzim aktiviteleri enerji dönüşümü ve besin döngüsü için gereklidir. Toprak enzim aktivitesi, besin döngüsüne ve bitkilere ulaşılabilirliğe katılır ve toprağın işleyişinin bir indeksi olarak kullanılabilir (Nannipieri ve ark. 2003). Bunlar sadece bitki büyümesi için değil, aynı zamanda toprak verimliliği için de önemlidir. Kirleticilerin kasıtlı veya kasıtsız olarak birikmesine yol açan antropojenik aktiviteler toprak ortamına zararlı olabilir, farklı fonksiyonel

seviyelerde toprak enzimlerinin miktarını ve aktivitelerini etkileyebilir, bitkilerin büyümesini ve verimini azaltabilir ve bitkilerde aşırı kirletici konsantrasyonlarına neden olabilir.

Topraktan yaygın olarak ekstrakte edilen enzimler ve bunların aktivite aralıkları Çizelge 2.10'da verilmiştir. Bazı enzimler (örneğin üreaz) yapıcıdır ve hücreler tarafından rutin olarak üretilir, selüloz gibi diğerleri uyarlanabilir veya uyarılabilir ve sadece duyarlı bir substrat, başka bir başlatıcı varlığında veya bir inhibitör olmadan oluşturulur. Dehidrogenazlar genellikle konstitütif olmadıkları ve sadece canlı sistemlerde buldukları için ölçülür. Çoğalan hücrelerle ilişkili enzimler sitoplazmada, periplazmik zarında ve hücre zarında meydana gelir. Şekil 2.5 toprak enzimlerinin sadece çoğalan hücrelerle değil, aynı zamanda hücre dışı enzimler olarak hümik kolloidler ve kil mineralleri ile de ilişkili olduğunu gösterir. Sıklıkla ölçülen enzimlerin birçoğu hücre içi, hücre dışı, bağlı ve/veya mikrohabitatları içinde stabilize olabileceğinden, çoğu analiz enzimatik potansiyeli belirler ancak çoğalan mikroorganizmaların aktivitesini zorunlu kılmaz.

Çizelge 2.10. Topraklardan elde edilen bazı enzimler, katalizledikleri reaksiyonlar ve faaliyet alanları (Tabatabai ve Fung 1992, Nannipieri ve ark. 2002)

Enzim	Reaksiyon	Faaliyet Alanı
Selülaz	Selüloz, liken ve ceral glukozdaki 1,4-β-glukozidik bağlantıların endohidrolizi	0,02-3,33 μM glukoz g ⁻¹ sa ⁻¹
Ksilanaz	Hemiselülozda 1,4-β-glukozidik bağlantıların hidrolizi	0,06-130 μM glukoz g ⁻¹ sa ⁻¹
β-Frukto-furanosidaz (Invertaz)	β-fruktofuranosidlerde terminal indirgeyici olmayan β - D - frukto-furanosid kalıntılarının hidrolizi	0,61-130 μM glukoz g ⁻¹ sa ⁻¹
β-Glukosidaz	β-indirgeyici olmayan uç hidrolizi, D β- serbest bırakılması ile kalıntıları - glukoz D -glukoz	0,09-405 μM p- nitrofenol g ⁻¹ sa ⁻¹
Kitinaz	Kitin ve kitodekstrinlerde N-asetil-β- D -glukozaminid 1,4-β bağlantılarının rastgele hidrolizi	31-213 μM MUF g ⁻¹ sa ⁻¹
Proteinaz	Proteinlerin peptidlere ve amino asitlere hidrolizi	0,5-2,7 μM tirozin g ⁻¹ sa ⁻¹
Lösin-aminopeptidaz	Proteinlerden ve peptitlerden metallopeptidaz parçalayan N-terminal kalıntıları	3-380 μM MUF g ⁻¹ sa ⁻¹
Üreaz	CO üre hidrolizi ₂ ve NH ₄ ⁺	0,14-14,3 μM N-NH ₃ g ⁻¹ sa ⁻¹
Alkalın fosfataz	Ortofosforik monoester + H ₂ O → bir alkol + ortofosfat	6,76-27,3 μM p- nitrofenol g ⁻¹ sa ⁻¹
Asit fosfataz	Ortofosforik monoester + H ₂ O → bir alkol + ortofosfat	0,05-86,3 μM p- nitrofenol g ⁻¹ sa ⁻¹
Arilsülfataz	Bir fenol sülfat + H ₂ O → bir fenol + sülfat	0,01-42,5 μM p- nitrofenol g ⁻¹ sa ⁻¹
Katalaz	2 H ₂ O ₂ → O ₂ + 2H ₂ O	2,55-3,08 μM O ₂ g ⁻¹ sa ⁻¹



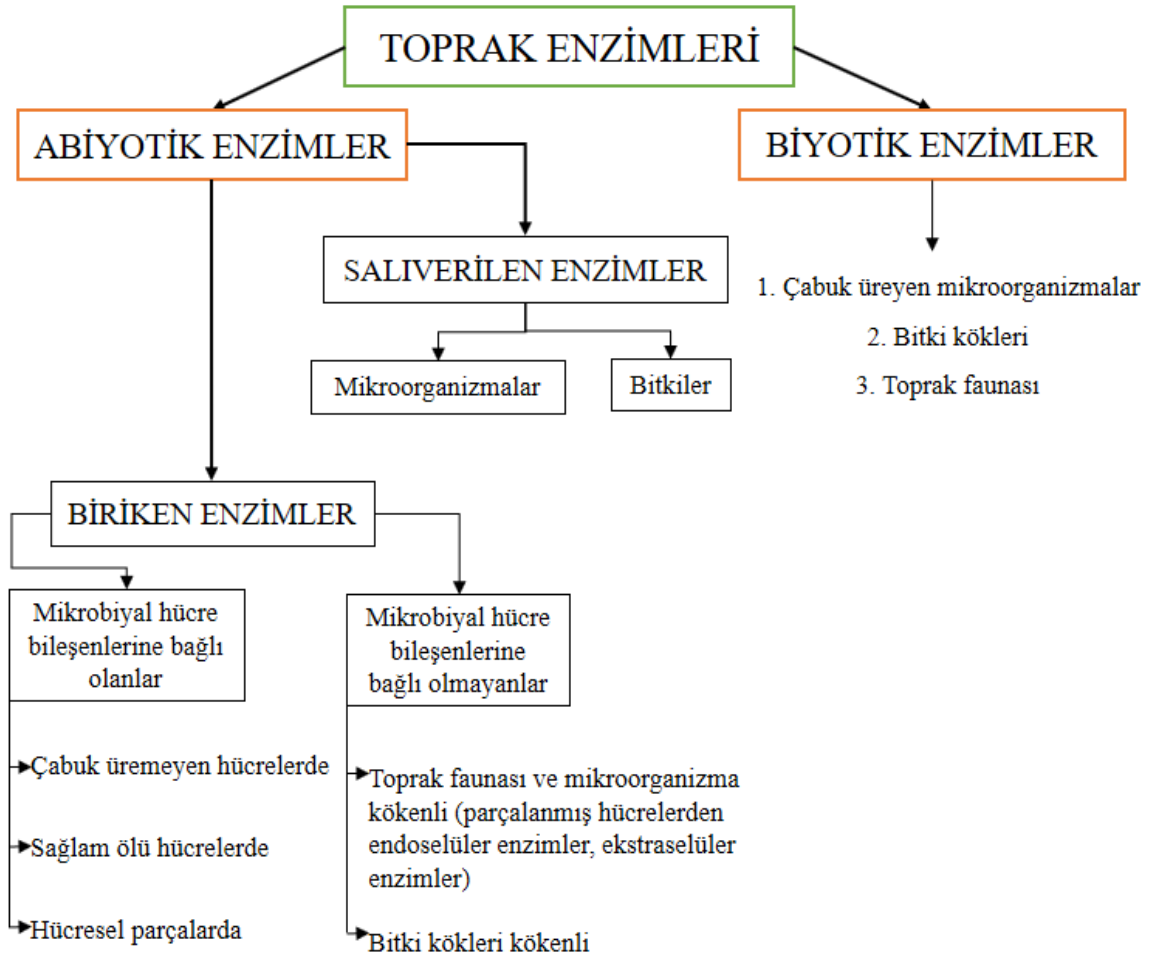
Şekil 2.5. Enzimlerin yerleri (Burns 1982) I Hücre içi enzimler, II Periplazmatik enzimler, III Hücre zarlarının dış yüzeyine bağlı enzimler, IV Hücre büyümesi ve bölünmesi sırasında salınan enzimler, V Yayılmayan hücrelerdeki (sporlar, kistler, tohumlar, endosporlar) enzimler, VI Ölü hücelere ve hücre döküntülerine bağlı enzimler, VII Bozulmamış hücrelerden sızan veya parçalanmış hücrelerden salınan enzimler, VIII Enzim-substrat komplekslerinde geçici olarak ilişkili enzimler, IX Kil minerallerinin yüzeylerine emilen enzimler, X Humik kolloidlerle komplekslenmiş enzimler.

Toprak enzimleri çeşitli temel biyojeokimyasal değişimleri yaparlar. Bunlar canlı veya ölü mikroorganizmalarda hücre içi katalizörü olarak veya hücre dışına salınarak, çıkış yerlerinden uzakta işlevlerini sürdürürler. Hücre dışı enzimleri serbesttir ve hızla bozulurlar, etkileri kısa surelidir veya toprak kolloidlerine bağlanır ve uzun zaman dayanırlar. Toprağın polidispers bir ögesi olan humus, ekzoenzimlerin (hücre dışı enzimlerinin) çok önemli bir koruyucusudur.

Toprak enzimlerinin işlevlerinin anlaşılmasının diğer amacı, uzayda yaşam olup olmadığının öğrenilmesi ve önemli sayıda endüstriyel ve tıbbi katalizörleri ortaya çıkarmaktır. Bu çalışmalardan Kriminoloji ilminde yararlanılır (Burns 1978).

Toprak enzimleri biyotik ve abiyotik olarak ikiye ayrılır. Biyotik ve abiyotik enzimlerde, kendi içinde ayrılmaktadır. Bununla ilgili bilgiler Şekil 2.6'da gösterilmiştir. Abiyotik enzimler iki lokasyonda stabilize olmaktadır. Bunlar, kil yüzeyinin içinde veya dışında adsorbe edilmiş hal ve humik madde oluşumu süresince adsorpsiyonla humik kolloidlerle kompleks haldedir (Namlı 2013).

Toprak enzimleri genel olarak, hem doğal hem de insan kaynaklı toprak değişimlerine hızlı tepki verdikleri ve kolay, ucuz ve tekrarlanabilir ölçme yöntemleri nedeniyle toprak kalitesi göstergeleri olarak düşünülür (Rao ve ark. 2014). Enzimler, mikrobik popülasyonların metabolik durumu ve toprak kimyasal ve fiziksel koşulları için önemli "sensörler" olarak düşünülür (Burns ve ark. 2013).



Şekil 2.6. Toprak enzimlerinin biyotik ve abiyotik olarak gösterimi

Mikrobiyal aktivite biyokimyasal toprak işlemlerinde de önemlidir ve aynı zamanda toprak enzimlerinin varlığı ile de ilişkilidir (Kiss ve ark. 1975, Nakas ve ark. 1987, Martens ve ark. 1992, Elliott ve ark. 1993). Toprak enzimleri toprağın diğer biyolojik özellikleri ile ilişkilidir ve mineralizasyon süreçlerinde hayati bir rol oynar (Frankberger ve Dick 1983, Tate 1987). Buna ek olarak, üreaz, fosfataz ve β -glikosidaz gibi enzimler topraktaki organik maddenin mineralizasyonunda rol oynar ve toprak verimliliği için daha fazla etkiye sahiptir (Burns 1978). Bazı araştırmacılar, organik madde ve tarım uygulamaları gibi birçok faktörün topraktaki mevcut mikroorganizma popülasyonlarını etkilediğini belirtmiştir (Coxson ve Parkinson 1987, Kowalenko ve ark. 1978). Dolayısıyla, topraktaki mevcut mikroorganizmaların miktarlarının belirlenmesi, farklı

sayım teknikleri ile birlikte CO₂ üretimi ve dehidrojenaz aktivitesi gibi enzimlerle mikroorganizmaların aktivitesini de yansıtabilir (Nannipieri ve ark. 1990).

Yoğun tarım, genellikle toprak karbonu (C) stoklarında azalmaya neden olur ve toprakta organik maddenin kalitesini düşürür (PazFerreiro ve Fu 2016). Toprak karbon stoklarında yapılan değişiklikler küresel karbon döngüsü üzerinde daha fazla etki yaratabilir (Nie ve ark. 2014). Toprak mikroorganizmaları, C döngüsünü düzenleyen önemli biyotik sürücülerden biridir. Karasal ekosistemlerde, mikrobiyal aracılı toprak organik maddesinin ayrışması, toprağın C kayıplarının büyük bir bölümünü oluşturur (Kaiser ve ark. 2010). Bu nedenle, yoğun tarımsal uygulamalar nedeniyle toprak organik maddesinin mikrobiyal ayrışmasında ufak değişiklikler bile önemli ölçüde olabilir ve atmosfere akış yoluyla ulaşan karbondioksit (CO₂) küresel iklime etki eder. Ekstraselüler enzim aktiviteleri mikrobiyal aracılı toprak organik maddesinin ayrışmasının göstergeleridir ve bu enzim aktiviteleri çevresel değişikliklere karşı oldukça duyarlıdır (Burns ve ark. 2013, Mganga ve ark. 2015, Sinsabaugh ve ark. 2005). Bunların işlevlerine bağlı olarak, enzimler oksidoredüktazlar ve hidrolazlar içeren birkaç gruba ayrılmışlardır ve özellikle toprak organik maddesinin bozunumu ile ilişkilidirler (Tischer ve ark. 2015).

Toprakta aktif olduğu bilinen enzimlerin sayısı 50'den fazladır ve oksidoredüktaz, hidrolaz, transferazları içermektedir.

2.5.1. Oksidoredüktazlar

Oksidoredüktazlar oksidasyon (yükseltgenme) ve redüksiyon (indirgenme) reaksiyonlarını katalizleyen enzimlerdir. Dehidrojenaz ve oksidazlar, substrat olarak, hidrojen ve elektron vericileri kullanırlar (Zengin 2017).



Bir molekülden H⁺ kopararak, o molekülün yükseltgenmesini ve bir başka moleküle H⁺'i aktararak o molekülün indirgenmesini katalizlerler. Oksidoredüktazlara örnek olarak dehidrojenaz, katalaz ve peroksidaz verilebilir.

2.5.2. Hidrolazlar

Hidrolazlar ise değişik bağların hidrolizini sağlayan enzimlerdir. Bağlara su ekleyerek koparılmalarını katalizlerler (Zengin 2017). Hidrolazlara proteazlar, karbonhidrazlar, lipazlar, fosfataz, selülaz, üreazlar örnektir.

Üreaz, üreyi amonyak ve karbondioksite hidrolize eden bir enzimdir (Yılmaz 2004). Üre birçok yönüyle ideal bir azotlu gübredir. Kullanılması ile en yüksek verimin sağlanabilmesi için, özelliklerinin iyi bilinmesi gerekir. Ürenin en önemli özelliği, hızlı hidrolize olmasıdır. Üre toprağa uygulandığı zaman, üreaz enzimi yoluyla hızla hidrolize olur. Toprağa uygulanan ürenin hidrolizi sonucu oluşan NH_4 ve bunun nitrifikasyonu sonucu oluşan NO_3 bitkiler tarafından kullanılırlar. Topraklara uygulanan üre, reaksiyonun ilk aşamasında bazik bir etki yaparken, son etki olarak toprakta nitrik asit meydana gelir ve toprağa asidik etki yapar (Topbaş 1987). Doak'un (1952) bildirdiğine göre, ürenin toprağa uygulanması ile ilk anda toprak pH'ı 5,5'dan 9,2'ye yükselmiş, sonra tekrar düşmüştür. Üre tercihen yağışlı bölgelerde kullanılmalıdır. Geçit ve kurak bölgelerde de kullanılabilir. Sonbaharda kullanıldığı gibi ilkbahar ve yaz aylarındaki azot ilaveleri için de verilebilir. Kurak bölgelerde yağışlardan önce toprağa gömülmek veya karıştırılmak suretiyle tatbik edildiği takdirde gübredeki azot kaybı en düşük bir düzeye indirilmekte ve bu şekilde başarı ile kullanılabilmektedir. Bu bilgilere ilaveten, üre gübresinden denitrifikasyonla meydana gelebilecek kayıpları en aza indirmek için, toprak pH'ının ve sıcaklığının yüksek olduğu drenaj sorunu olan yerlerde ürenin yaygın olarak kullanılmaması gerektiği Eyüpoğlu (2002) tarafından belirtilmektedir.

Aktaş'a (1995) göre, üreden NH_3 kaybı büyük ölçüde toprağın biyolojik aktivitesine bağlıdır. Çünkü ürenin parçalanması daha çok üreaz enzimi ile gerçekteşen bir reaksiyondur. Araştırıcıya göre, ürenin kimyasal hidroliz ile parçalanması yavaş cereyan eden bir reaksiyondur. Ancak sıcaklığın yükselmesi durumunda hidroliz artmaktadır. Bu nedenle, toprak sıcaklığının düşük olduğu zamanlarda NH_3 kaybı fazla olmamaktadır.

Fosfatazlar, ester fosfat bağlarının hidrolizini katalize ederek fosfatın serbest bırakılmasına neden olan bazı araştırmalarda (Ramirez-Martinez 1968, Speir ve Ross 1978, Malcom 1983, Tabatabai 1994) toprak üzerinde kapsamlı bir şekilde incelenmiştir. Fosfor, bitkiler veya mikroorganizmalar tarafından alınabilir (Cosgrove 1967, Halstead

ve McKercher 1975, Quiquampoix ve Mousain 2005). Fosfatazların aktivitelerinin (birçok hidrolazınki gibi), toprak özellikleri, toprak organizması etkileşimleri, bitki örtüsü, sızıntı suyu girdileri ve inhibitörlerin ve aktivatörlerin varlığı gibi çeşitli faktörlere bağlı olduğu gösterilmiştir (Speir ve Ross 1978). Fosfatazlar, hem esterlerin hem de fosforik asidin anhidritlerinin (Schmidt ve Laskowski 1961) hidrolizini katalizleyen enzimlerdir.

2.5.3. Transferazlar

Molekülden H^+ dışında, başka grupları (C, N ve fosfor taşıyan gruplar) aktaran enzimlerdir (Zengin 2017). Transferazlara örnek; aminotransferazlar verilebilir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Toprak Materyali

Çalışmada kullanılan toprak örnekleri, Bursa Balabancık bölgesindeki bir tarım arazisinin üst yüzeyinden ilk 20 cm'lik derinliğinden alınmıştır. Alınan toprak örnekleri oda sıcaklığında hava ile kurutulup öğütülmüştür. Son olarak toprak örnekleri inkübasyon çalışmasında kullanılmak üzere 4 mm'lik bir elekten geçirilmiştir. Elde edilen toprak numunesinin kimyasal karakterizasyon özellikleri Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Toprağın kimyasal karakterizasyon özellikleri

Parametre	Toprak
pH (1:5, katı:su)	7,7
İletkenlik (1:5, katı:su) (mS/cm)	0,27
Tekstür Kum (%) Silt (%) Kil (%)	Kumlu killi tın 56 19 25
Kolay okside olabilir organik C, %	1,35
Toplam Azot (%)	0,14
Amonyum Azotu (mg/kg)	32,67
Nitrat Azotu (mg/kg)	30,3
Toplam Fosfor (%)	0,16
Yarayırlı Fosfor (mg/kg)	22,15

3.1.2. Kullanılan Arıtma Çamuru

Çalışmada kullanılan arıtma çamuru numunesi Bursa'daki bir süt ve süt ürünleri üretim işletmesinin atıksu arıtma tesisinden temin edilmiştir. Laboratuvar ortamında kurutulan arıtma çamuru inkübasyon çalışması için uygun hale getirilmiştir. Çamur numunesinin kimyasal karakterizasyon özellikleri Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Arıtma çamurunun kimyasal karakterizasyon özellikleri

Parametre	Arıtma Çamuru
pH (1:5, katı:su)	7,3
İletkenlik (1:5, katı:su) (mS/cm)	3,55
Kolay okside olabilir organik C, %	18,2
Toplam Azot (%)	6,4
Amonyum Azotu (mg/kg)	1106
Nitrat Azotu (mg/kg)	178
Toplam Fosfor (%)	0,32
Yarayışlı Fosfor (mg/kg)	233

3.1.3. Kirletici Olarak Kullanılan Araç Lastik Tozu

Taşıt lastik tozlarının yol açabileceği toprak kirliliğinin değerlendirileceği inüasyon çalışmasında, bir benzin istasyonundan temin edilen atık traktör lastiği kirletici materyal olarak kullanılmıştır. Kullanılmış lastik parçaları laboratuvar ortamında öğütülmüş ve 1 mm'lik eleklerden elenerek inkübasyon çalışmasında kullanılmaya hazır hale getirilmiştir.

3.2. İnkübasyon Çalışmasının Kurulması

İnkübasyon çalışması kapsamında, elde edilen ince lastik tozları %1, %5 ve %10 oranlarını sağlayacak şekilde 2 tekrarlamalı tesadüfi blok tasarımı düzeninde 120 g kuru toprak içeren inkübasyon kaplarına uygulanmıştır.

Lastik tozlarının toprak ortamına olan etkisi yanısıra, uygun özellikteki atıksu arıtma çamurunun bu topraklardaki iyileştirici etkisini de değerlendirmek üzere, farklı dozlarda lastik tozu uygulanmış bir seri kaba 140 ton kuru çamur/ha oranını sağlayacak miktarda stabilize arıtma çamuru eklenmiştir. 15, 30 ve 45 günlük inkübasyon süreleri sonunda alınan toprak örneklerinde üreaz aktivitesi, alkali fosfataz aktivitesi ile arginin amonifikasyon hızı değerleri belirlenmiştir.

Deneyde kullanılan toprak, çamur ve lastik tozu karışımları Şekil 3.1'de görülmektedir.



Şekil 3.1. Deneyde kullanılan toprak çamur ve lastik tozu karışımları

Karışımlar tarla kapasitelerinin %70'i oranında nemlendirilmiş ve 28°C'ye ayarlanmış inkübatöre yerleştirilmiştir. Topraklardaki nem miktarının sabit kalmasına özen gösterilerek örnekler sabit sıcaklıkta 45 gün boyunca inkübe edilmiştir.

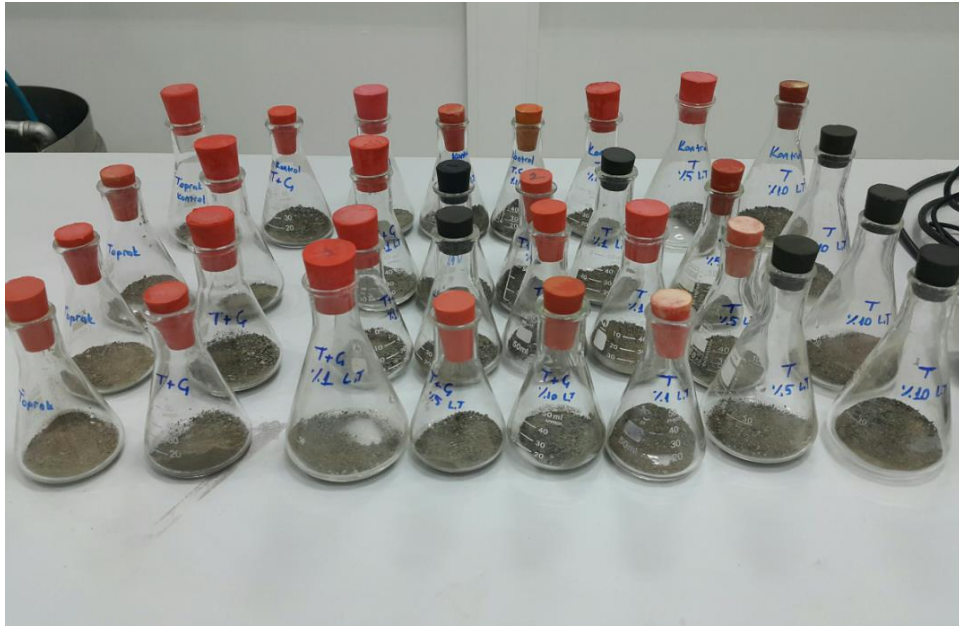
İnkübatörde bekletilen numunelerin her birinden, ilk 15 gün sonunda 2'şer kap çıkarılarak kurumaya bırakılmıştır. Kurutulan numuneler kendi paralelleriyle iyice karıştırılarak uygun şartlarda saklanmak için kenara ayrılmıştır. Aynı işlemler 30. gün ve 45. günlerde de uygulanarak numuneler uygun koşullarda saklanmıştır.

3.3. Yöntem

Çalışma kapsamında topraklara %1, %5 ve %10 oranlarını sağlayacak miktarlarda araç lastiği tozu eklenmiş ve iyileştirici etkisini değerlendirmek amacıyla stabilize arıtma çamuru da uygulanmıştır. Aktivitelerin devamlılığı için numunelerin nem oranına dikkat edilmiştir ve 45 gün süren inkübasyon süresince 15, 30 ve 45. günlerde alınan örneklerde arginin amonifikasyon oranı, üreaz ve alkali fosfataz enzim aktivitelerindeki değişimler incelenmiştir.

3.3.1. Numunelerde Üreaz Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi

Numunelerde üreaz enzim aktivitesini belirlemek amacıyla Tabatabai (1982) 'nin belirttiği yöntem kullanılmıştır. Beş g kuru numune 0,2 ml toluen, 9 ml THAM tampon çözeltisi (pH 9) ve 1 ml 0,2 M üre solüsyonu ile çalkalandıktan sonra erlenlerin ağzı hava almayacak şekilde kapatılarak 37°C'de 2 saat inkübe edilmiştir. Şekil 3.2'de ağzı kapalı numuneler verilmiştir ve şekilde en arkada bulunan kontrol numunelerine, kontrol çözeltisi olarak kullanılması amacıyla üre solüsyonu eklenmemiştir.



Şekil 3.2. Tez kapsamında hazırlanan ağzı tıpa ile kapalı numune dolu erlenler

İnkübasyon bitiminde enzim aktivitesini durdurmak amacıyla 35 ml KCl-Ag₂SO₄ çözeltisi ilave edilmiştir. Toprak süspansiyonundaki NH₄⁺-N (Amonyum Azotu) konsantrasyonunun tayini için, numuneler 2 mol/L KCl ile ekstrakte edilmiş ve ekstraktlardaki amonyum konsantrasyonları MgO ve devarda alaşımı kullanılarak su buharı destilasyonu yöntemiyle (Şekil 3.3) belirlenmiştir (Keeney ve Nelson 1982). Üreaz enzim aktivitesi, üre solüsyonu ile muamele edilmiş ve üre solüsyonuyla muamele edilmemiş numune değerleri arasındaki fark alınarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.3. Destilasyon süreci

3.3.2. Numunelerde Alkali Fosfataz Enzim Aktivitesinin Belirlenmesi

Tez kapsamında alkali fosfataz enzim aktivitesinin belirlenmesi için, 1 g toprağa 0,2 ml toluen, 4 ml MUB (pH 11) ve 1 ml p-nitrofenil fosfat çözeltileri eklenerek erlenlerin ağzı iyice kapatıldıktan sonra karışımlar 1 saat boyunca 37°C’de inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından örneklere 1 ml 0,5M CaCl₂ ve 4 ml 0,5M NaOH ilave edilerek birkaç dakika çalkalanmıştır. Çalkalanan örnekler Whatman no 2v filtreden süzölmüştür. Sarı renk oluşumu Şekil 3.4’te görölmektedir. Oluşan sarı rengin yoğunluğu 410 nm’de

spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (Tabatabai 1982). Sonuçlar $\mu\text{g PNP} / \text{g kuru toprak.sa}$ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.4. Alkali fosfataz enzim aktivitesinde oluşan sarı renk

3.3.3. Numunelerde Arginin Amonifikasyon Potansiyeli İndofenol Mavisi Yöntemi ile NH_4 Belirlenmesi

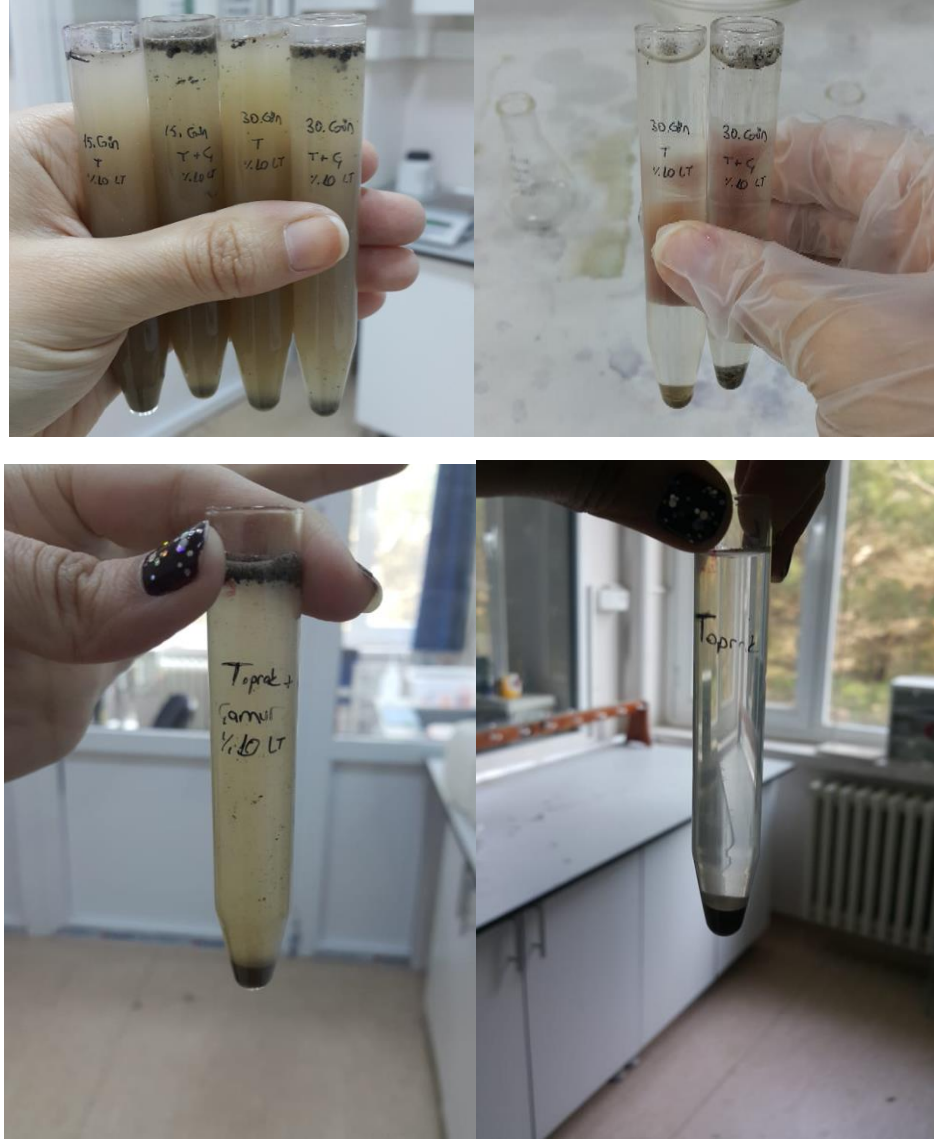
Numunelerdeki arginin amonifikasyon hızının tayini için Alef ve Kleiner (1986)'ın tarif ettiği metot ile Keeney ve Nelson (1982)'ın bildirmiş olduğu indofenol mavisi yöntemi kullanılmıştır. İndofenol mavisi yönteminde spektrofotometrik ölçüm için kullanılan standart kurvenin hazırlanışı Çizelge 3.3'te verilmiştir.

Çizelge 3.3. Standart kurvenin hazırlanışında kullanılan çözeltiler

Konsantrasyon (ppm)	0	1	2	3	4	5
Çalışma çözeltisi (ml)	0	1	2	3	4	5
2 M KCl çözeltisi (ml)	1	1	1	1	1	1
EDTA çözeltisi (ml)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Fenol nitroprusid (ml)	1	1	1	1	1	1
Tamponlanmış hipoklorit (ml)	2	2	2	2	2	2

Arginin amonifikasyon hızını belirlemek amacıyla, 2 g toprağa 0.5 ml arginin çözeltisi (2 g/L) ilave edilerek 30° C'de 3 saat boyunca inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından 20 ml 2 M KCl ilave edilmiştir ve örnekler 1 saat boyunca orbital çalkalayıcıda 180 devirde çalkalanarak ekstrakte edilmiştir (Alef and Kleiner 1986).

Çalkalamanın ardından elde edilen toprak süspansiyonu santrifüjlenerek katı kısmın aşağıya çökmesi sağlanmıştır, santrifüj işlemi öncesi ve sonrası görüntüsü Şekil 3.5'te gösterilmiştir. Santrifüjlenen toprak süspansiyonlarının sulu kısmındaki lastik tozları çökmediği için sulu kısım filtre kağıdından geçirilerek temiz bir ekstrakt oluşturulmuştur. Oluşan ekstraktlardaki amonyum konsantrasyonları indofenol mavisi metodu kullanılarak belirlenmiştir (Keeney ve Nelson 1982).



Şekil 3.5. Hazırlanan süspansiyonlar santrifüjlenmeden önce (solda) ve santrifüjlendikten sonra (sağda)

İndofenol mavisi yöntemi kapsamında 40°C'ye ayarlanmış su banyosunda 30 dakika bırakılarak renk oluşumu sağlanmıştır. Standart kurvenin ilk hali ve su banyosundan sonra oluşan mavi renkli hali sırasıyla Şekil 3.6 ve Şekil 3.7'de görülmektedir. Arginin amonifikasyon hızı, arginin ile muamele edilmiş ve argininle muamele edilmemiş numune değerleri arasındaki fark alınarak hesaplanmıştır. Arginin amonifikasyon hızı, $\mu\text{g NH}_4^{+}\text{-N} / \text{g kuru toprak.sa}$ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.6. Standart kurvenin su banyosuna konulmadan önceki renksiz hali



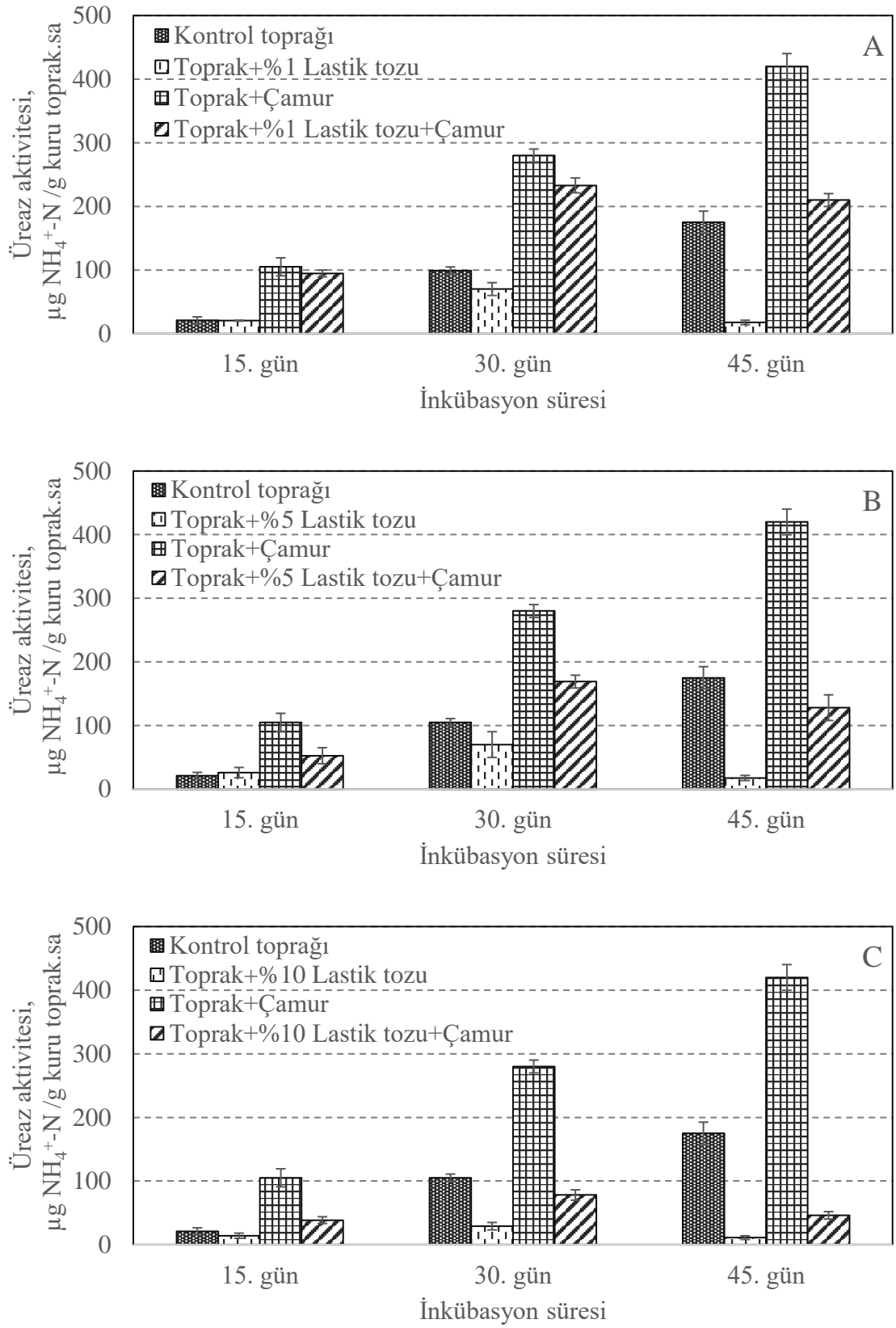
Şekil 3.7. Su banyosunda bekletildikten sonra standart kurvede oluşan mavi renk

3.4. İstatistik Analizler

Bu tez çalışması kapsamında gerçekleştirilen istatistiksel hesaplamalarda STATISTICA 10 (Statsoft, USA) yazılımı kullanılmıştır. Toprağa yapılan uygulamaların ve zamanın çalışma kapsamında belirlenen parametreler üzerindeki etkisini değerlendirmek üzere 2 yönlü ANOVA testi uygulanmıştır. Ortalama değerler Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi kullanılarak kıyaslanmıştır.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

Yürütülen inkübasyon çalışması kapsamında, lastik tozu ilavesiyle kirletilen toprakların üreaz aktivitesi değerlerinde meydana gelen değişim Şekil 4.1’de verilmiştir. Şekilde görüldüğü gibi herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol toprağında belirlenen üreaz aktivitesi değerleri 21 ila 175 µg NH₄⁺-N / g kuru toprak.sa arasında olup inkübasyon süresi boyunca bir artış eğilimi göstermiştir. Farklı oranlarda lastik tozu içeren topraklarda belirlenen üreaz aktivitesi değerleri ise genel olarak inkübasyon süresince kontrol seviyelerinin altında kalmıştır (p<0,05). Lastik tozu kaynaklı olarak meydana gelen inhibisyon etkisinin inkübasyonun 45. gününde daha belirgin şekilde meydana geldiği görülmüştür. %1 ve %5 oranında lastik tozu içeren topraklardaki üreaz aktivitelerinde 45 günlük inkübasyonun sonunda kontrole göre yaklaşık % 90’lık bir inhibisyon meydana gelirken, %10 oranında lastik içeren uygulamada bu değer %95 olarak bulunmuştur. 45 günlük inkübasyon çalışması kapsamında elde edilen sonuçlar, toprağa karışan lastik tozlarının topraktaki üreaz enzim aktivitesini belirgin şekilde inhibe ettiğini göstermektedir. Lastik tozlarının toprak ortamı üzerinde yarattığı bu baskı muhtemelen lastik içeriğindeki çinko ve organik bileşiklerin toksisitesinden kaynaklanmaktadır (Gualtieri ve ark. 2005, Wik ve Dave 2006, Mantecca ve ark. 2007, Wik 2007). San Miguel ve ark. (2002) de toz haline getirilmiş lastiklerin çinko, kurşun, kadmiyum, krom ve molibden gibi toksik ajanların salınımına sebep olduğuna dikkat çekmişlerdir. Toz haline getirilmiş lastiklerin % 2 oranında kumla karıştırıldığı bir çalışmada, lastik tozu ilavesinin bitki büyümesinde düşüşe ve doğrudan çinko toksisitesine atfedilen düşük verime neden olabileceği vurgulanmıştır (Schulz 1987). Yürütülen diğer bir çalışmada da toprağa eklenen çinkonun üreaz enzim aktivitesini inhibe ettiği ve üreazın ağır metal kirliliğine karşı diğer enzim aktivitelerine kıyasla daha hassas olduğu vurgulanmıştır (Yang ve ark. 2006). Benzer bir çalışmada nötr toprak reaksiyonu ve organik madde birikimi koşulları altında toprak örneklerinde kuvvetli ve uzun vadeli ağır metal kirliliğinin üreaz enzim aktivitesini düşürdüğü gözlenmiştir (Ciarkowska ve ark. 2004).



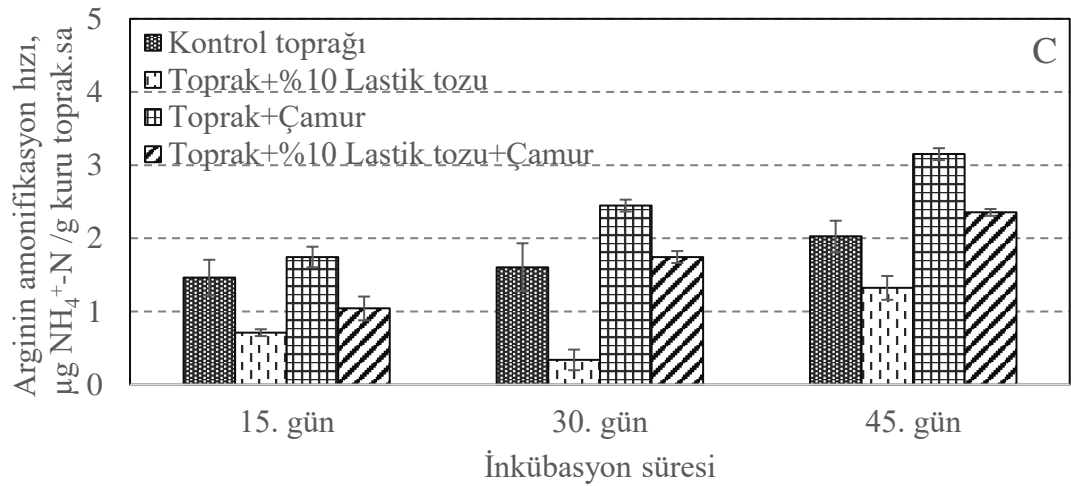
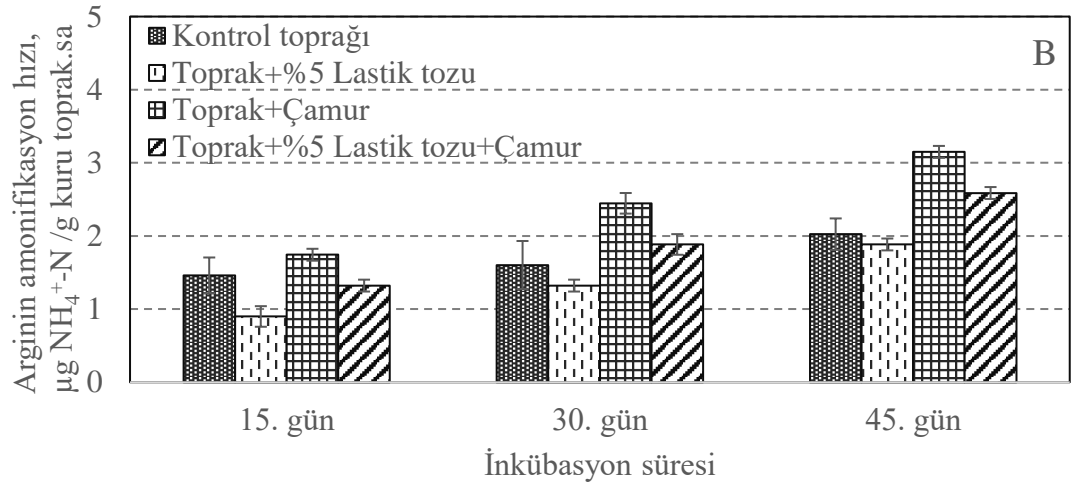
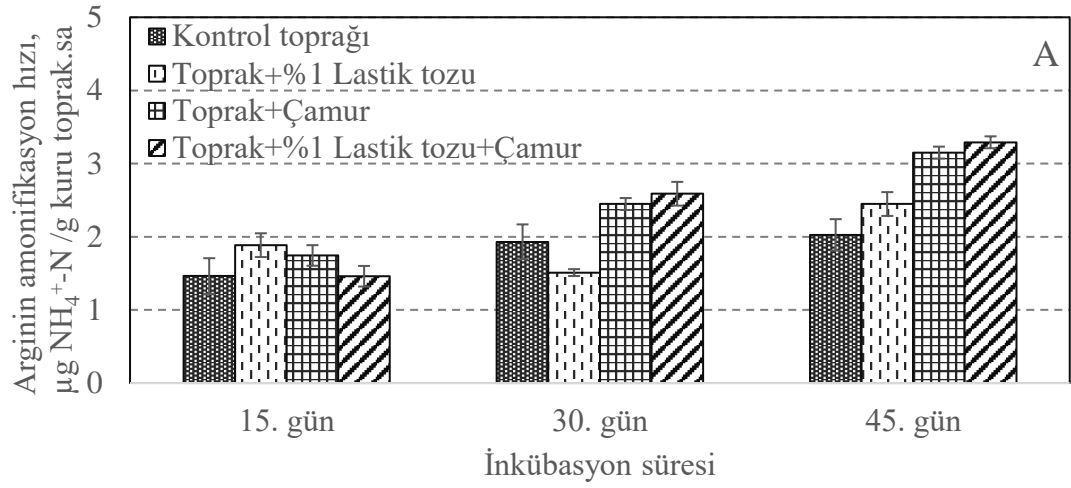
Şekil 4.1. Lastik tozu uygulanmış topraklarda üreaz aktivitesinin değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama

Kontrol toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulamasının toprağın üreaz aktivitesini önemli ölçüde stimüle ettiği Şekil 4.1'den görölmektedir. Yapılan stabilize çamur uygulaması inkübasyonun 15. günündeki üreaz aktivitesi değerlerini kontrole göre 5 kat arttırmıştır. 30. ve 45. günlerde ise, çamur uygulamasıyla bağlantılı olarak sırasıyla, 2,6 ve 2,4 katlık artışlar görölmüştür. Çamurdaki mikrobiyal biyokütle içeriğinin ve sübstrat seviyesinin fazla oluşunun üreaz sentezini aktive ettiği düşünölmektedir (Bandick ve Dick 1999). Diğer çalışmalarda da organik materyallerin uygulandığı topraklarda enzim aktivitelerinde önemli artışların meydana geldiği vurgulanmıştır (Albiach ve ark. 2000). Farklı oranlarda lastik tozu ile beraber stabilize arıtma çamuru uygulanan topraklardaki üreaz aktivitesi değerleri incelendiğinde ise (Şekil 4.2), arıtma çamuru ilavesinin yarattığı iyileştirici etki açık bir şekilde görölmektedir. %1 ve %5 oranında lastik tozu içeren topraklara yapılan arıtma çamuru uygulaması üreaz aktivitesi değerlerini kontrol seviyelerine veya bu seviyenin üzerine çıkartabilmiştir. Sonuç olarak 140 t/ha oranında gerçekleştirilen stabilize arıtma çamuru uygulamasının, düşük oranlardaki lastik tozu (%1 ve %5) kirliliğinin toprak üreaz aktivitesi üzerinde yarattığı olumsuz etkileri ortadan kaldırabildiği sonucuna varılmıştır. Diğer taraftan uygulanan stabilize arıtma çamuru, yüksek oranda lastik tozu (%10) ile kirlenmiş topraklarda yeterince etkili olamamıştır. %10 lastik tozu ve stabilize arıtma çamuru içeren topraklarda inkübasyonun 45. gününde belirlenen üreaz aktivitesi değerleri kontrol seviyesinden %70 oranında daha düşük tespit edilmiştir.

Çalışmada kullanılan ve topraklardaki lastik tozu kirliliğinin yarattığı değişimi ortaya koymak amacıyla incelenen diğer parametre arginin amonifikasyon hızı olup, inkübasyon süresince meydana gelen değişimler Şekil 4.2'de verilmiştir. Herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol toprağında belirlenen arginin amonifikasyon hızı değerleri 1,5-2 µg NH₄⁺-N / g kuru toprak.sa seviyelerinde belirlenmiş olup kontrol değerlerinde zamana bağlı önemli bir değişimin meydana gelmediği görölmüştür (p<0,05). %1 ve %5 oranında lastik tozu ilave edilmiş topraklardaki değerler incelendiğinde, belirlenen arginin amonifikasyon hızlarının kontrol değerleriyle benzerlik gösterdiği görölmektedir. Diğer bir ifadeyle, toprağa %1 ve %5 oranında eklenen lastik tozları arginin amonifikasyon prosesini önemli derecede inhibe etmemiştir. Ancak %10 oranında lastik tozu ilavesinin, arginin amonifikasyon hızı parametresi itibarıyla, toprakta yarattığı etki farklı olmuştur. Yüksek doz lastik tozu içeren topraklardaki arginin amonifikasyon hızı

değerleri tüm inkübasyon dönemlerinde kontrol seviyelerinin altında bulunmuştur ($p<0,05$) ve en yüksek inhibisyon değeri %81 ile inkübasyonun 30. gününde tespit edilmiştir.

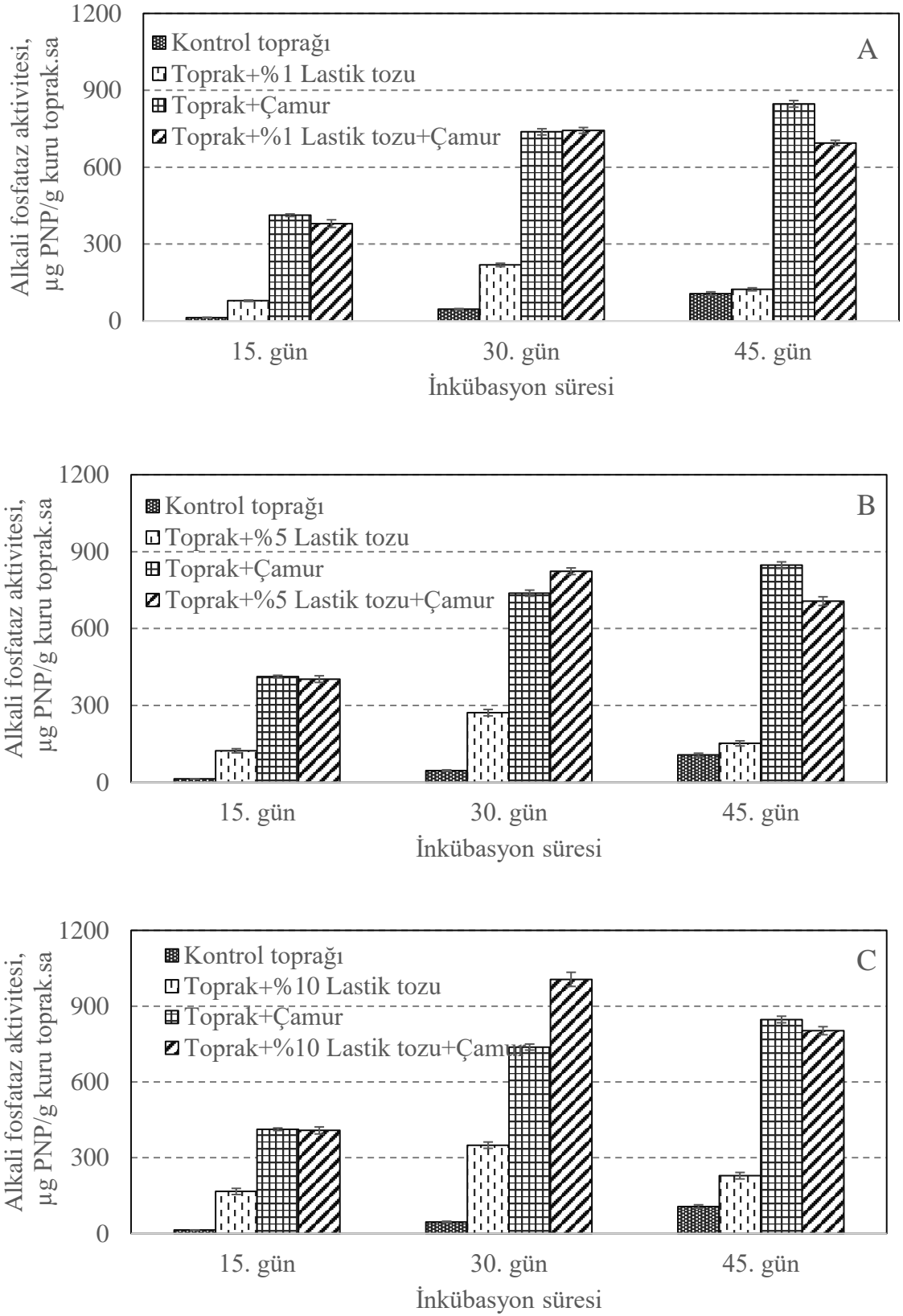
Şekil 4.2'den görüldüğü gibi, kontrol toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulaması topraktaki arginin amonifikasyon hızını genel olarak arttırmış olup, gözlemlenen stimülasyon etkisinin inkübasyonun 45.gününde daha belirgin olduğu tespiti yapılmıştır. Toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulaması topraktaki arginin amonifikasyon hızını % 56 arttırmıştır. Stabilize arıtma çamuru, %1 ve %5 oranında lastik tozu uygulanmış topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerlerini de kontrol toprağı değerlerine göre önemli derecede arttırarak toprak iyileştirici bir etkide bulunmuştur. Diğer taraftan çamur uygulamasının %10 lastik tozu içeren topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerlerini de hafifçe arttırdığı görülmüştür. Lastik tozu uygulamasıyla inhibe olan topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerleri toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulamasıyla kontrol seviyelerine çıkabilmiştir.



Şekil 4.2. Lastik tozu uygulanmış topraklarda arginin amonifikasyon hızının değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama

Lastik tozu ilavesiyle kirletilen toprakların alkali fosfataz aktivitesi değerlerinde meydana gelen değişim Şekil 4.3'te sunulmuştur. Herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol toprağında belirlenen alkali fosfataz aktivitesi değerlerinin 14 ila 108 µg PNP /g kuru toprak.sa arasında değiştiği ve inkübasyon süresine bağlı bir artış eğiliminin olduğu tespit edilmiştir ($p < 0,05$). Farklı oranlarda lastik tozu içeren topraklarda belirlenen alkali fosfataz aktivitesi değerleri ise genel olarak inkübasyon süresince kontrol seviyelerinde veya kontrol seviyelerinin üzerinde belirlenmiştir. Diğer bir ifadeyle, çalışma kapsamındaki denenen oranlarda lastik tozu topraklardaki alkali fosfataz aktivitesini olumsuz yönde etkilememiş, herhangi bir inhibisyon etkisi gözlenmemiştir. Bu doğrultuda çinko içeriği zengin lastik tozunun toprakta yarattığı çinko artışının alkali fosfataz aktivitesini olumsuz yönde etkilemediği ve/veya alkali fosfatazın ağır metal kirliliğine karşı hızlı cevap veren bir indikatör olmadığı sonucuna varılabilir. Benzer şekilde, yapılan bir çalışmada alkali fosfataz aktivitesinin topraktaki çinko konsantrasyonunun artmasından önemli derecede etkilenmediği bildirilmiştir (Yang ve ark. 2006). Duan ve ark. (2018)'nin yapmış olduğu bir çalışmada ise ağır metallerin enzim aktivitelerine olan etkileri incelenmiş ve ölçüm sonuçlarına göre ağır metal kirliliğinden en az etkilenen enzim aktivitesinin alkali fosfataz olduğu belirlenmiştir.

Şekil 4.3'ten görüldüğü üzere stabilize arıtma çamuru uygulaması gerek kontrol toprağı gerekse farklı oranlarda lastik tozu içeren toprakların alkali fosfataz aktivitelerini önemli ölçüde arttırmıştır ($p < 0,05$). Kontrol toprağına yapılan çamur uygulamasıyla topraktaki alkali fosfataz aktivitesi 45 günün sonunda 847 µg PNP /g kuru toprak.sa seviyelerine çıkmıştır. Lastik tozu içeren topraklardaki çamur kaynaklı stimülasyon etkisi de çok belirgin olup, alkali fosfataz değerlerinin inkübasyon sonunda 698-802 µg PNP /g kuru toprak.sa seviyelerine çıktığı tespit edilmiştir.



Şekil 4.3. Lastik tozu uygulanmış topraklarda alkali fosfataz aktivitesi değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama

İnkübasyon çalışması kapsamında belirlenen parametrelerin toprağa yapılan uygulamalar ve inkübasyon süresinden etkilenme durumunu değerlendirmek için iki yönlü varyans analizi uygulanmıştır. Uygulanan varyansa analizi sonucunda toprağa yapılan uygulamalar ile inkübasyon süresinin topraktaki üreaz aktivitesi, arginin amonifikasyon hızı ve fosfataz aktivitesi değerlerine olan etkisi $p < 0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Veriler Çizelge 4.1’de verilmiştir. Diğer bir ifadeyle toprağa yapılan lastik tozu ve çamur uygulamaları ile zaman belirlenen parametreler üzerinde bir fark yaratmıştır.

Çizelge 4.1. Topraktaki üreaz aktivitesi, arginin amonifikasyon hızı ve fosfataz aktivitesi değerlerinin toprağa yapılan uygulamalar ile inkübasyon süresine göre farklılaşma durumunu gösteren iki yönlü varyans analizi sonuçları

Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{İstatistik}
Bağımsız Değişken: Üreaz Aktivitesi				
	Uygulama (U)	464653	7	224,27*
	İnkübasyon Süresi (İS)	107705	2	181,94*
	U x İS	144707	14	34,922*
	Hata	14207	48	-
Bağımsız Değişken: Arginin Aminifikasyon Hızı				
	Uygulama (U)	18,920	7	42,403*
	İnkübasyon Süresi (İS)	14,408	2	113,02*
	U x İS	4,0854	14	4,5782*
	Hata	3,0596	48	-
Bağımsız Değişken: Alkali Fosfataz Aktivitesi				
	Uygulama (U)	4902723	7	1524,5*
	İnkübasyon Süresi (İS)	1002476	2	1091,0*
	U x İS	510324	14	79,343*
	Hata	22052	48	-

5. SONUÇ

Yürütülen çalışma neticesinde, toprağa eklenen lastik tozlarının topraktaki üreaz aktivitesi değerini önemli ölçüde düşürdüğü görülmüştür. %1 ve %5 oranlarını sağlayacak şekilde lastik tozu eklenmiş topraklarda görülen üreaz aktivitesindeki düşüş, %10 oranında lastik tozu karıştırılan toprağa göre daha azdır. En yüksek inhibisyon değeri %95'lik bir düşüşle %10 oranında lastik tozu karıştırılan toprakta gözlenmiştir. Lastik tozlarının 15, 30 ve 45 günlük inkübasyon sürecinde topraktaki üreaz enzim aktivitesini inhibe ettiği ve uygulanan lastik tozu oranı arttığında aktivitenin önemli şekilde düştüğü dikkat çekmiştir. Yani lastik tozunun toprakta bekleme süresi arttıkça toprağın üreaz aktivitesinde düşüş meydana gelmiştir. Ayrıca, %1-10 oranında lastik tozunun toprağa karışmasıyla topraktaki üreaz aktivitesi mevcut inkübasyon koşullarında %90-95 oranında inhibe olmuştur. Topraklardaki iyileştirici etkisini değerlendirmek üzere topraklara uygulanan arıtma çamurunun üreaz aktivite değerini arttırdığı ortaya konulmuştur. Arıtma çamuru uygulanan toprak değerleri, kontrol toprağı değerlerinden daha yüksek görülürken üreaz aktivitesindeki zamana bağlı artış eğilimi de dikkat çekmiştir. Fakat lastik tozu karıştırılmış topraklara uygulanan arıtma çamuru, zamanla ve lastik tozu oranının artmasıyla iyileştirici etkide bulunamayarak kontrol değerlerinin altına düşmüştür.

Toprağa %1 oranını sağlayacak oranda lastik tozu uygulandığında arginin amonifikasyonu oranında zamana bağlı hafif bir artış eğilimi gözlenmiştir. Yani arginin amonifikasyonu için toprakta %1'lik lastik tozundan kaynaklanan bir inhibisyon etkisi görülmemiştir. Fakat %5 oranında lastik tozu karıştırılmış toprakta arginin amonifikasyon oranı hafif ölçekte düşmüştür, başka bir deyişle toprağa karıştırılan %5 oranında lastik tozu, arginin amonifikasyon oranını inhibe etmiştir. Arginin amonifikasyonu oranındaki en büyük inhibisyon etkisi %10 oranında lastik tozu eklenen topraklarda görülmüştür. Toprağa uygulanan düşük doz lastik tozları (%1 ila %5), topraktaki arginin amonifikasyon hızını çok fazla etkilemezken, %10 oranında lastik tozunun toprağa karışmasıyla arginin amonifikasyon oranı değerlerinde %81'lik bir azalma meydana gelmiştir. Kontrol toprağı ile çeşitli oranlarda lastik tozları uygulanmış toprakta belirlenen arginin amonifikasyon oranı değerlerine ek olarak toprağa çamur uygulaması yapılmıştır. Yapılan çalışma kapsamında toprağa uygulanan çamur ile topraktaki arginin

amonifikasyon oranı değişimleri belirlenerek, uygulanan çamurun toprakta arginin amonifikasyonu oranını arttırdığı gözlenmiştir. Lastik tozu karıştırılan topraklara arıtma çamuru uygulandığında sonuç değişmemiştir ve kontrol toprağı değerlerinden yüksek değerler elde edilmiştir.

Lastik tozu uygulanmış topraklardaki en yüksek alkali fosfataz enzim aktivitesi 30. günlerde görülürken 45. gün değerleri de kontrol toprağı değerlerinin altına düşmemiştir. Kısaca topraklara uygulanan lastik tozu, diğer iki aktivitenin aksine alkali fosfataz enzim aktivitesinde inhibisyona sebep olmamıştır. Diğer iki aktivitede olduğu gibi çamur uygulanan topraklarda kontrol topraklarına göre alkali fosfataz enzim aktivitesinde belirgin bir artış görülmüştür. Burada en yüksek alkali fosfataz aktivitesi yine 30. günde ortaya çıkmıştır. Lastik tozu karıştırılmış topraklarda çamur kaynaklı stimülasyon etkisi de belirgindir ve bu topraklarda alkali fosfataz enzim aktivitesi oldukça artmıştır.

Kısaca incelenen aktiviteler göz önüne alındığında üreaz enzim aktivitesi ve arginin amonifikasyon oranı, kirletici olan lastik tozundan olumsuz etkilenmiştir. Bu iki aktivitenin aksine alkali fosfataz enzim aktivitesinde lastik tozunun olumsuz etkisi görülmemiştir ve alkali fosfataz enzim aktivitesinin diğer iki aktiviteye göre lastik tozu kirliliğinden daha az etkilendiğı söylenebilir.

Bu sonuçlar ışığında, azot döngüsünde önemli rol oynayan amonifikasyon proseslerinin lastik tozlarının yarattığı kirliliğe daha duyarlı olduğu ve hızla cevap verdiği sonucuna varılmıştır. Özellikle üreaz aktivitesinin, taşıt lastik tozlarına bağı kirliliğin izlenmesi ve değerlendirilmesinde indikatör parametre olarak kullanılabilereğı izlenimi edinilmiştir. Ayrıca inkübasyon çalışması sonuçları, topraklara uygulanan stabilize arıtma çamurunun toprağın üreaz, alkali fosfataz ve arginin amonifikasyon hızı değerlerini belirgin şekilde yükselttiğini göstermiştir. Organik madde ve besin maddelerince zengin arıtma çamuru uygulaması ile lastik tozunun toprakta yarattığı baskıyı azaltıcı yönde etkiler gözlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Aatmeeyata, Sharma, M. 2010.** Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Elemental and Organic Carbon Emissions from Tire-Wear. *Science of the Total Environment*, 408:4563-4568
- Abernethy, S. 1994.** The Acute Lethality to Rainbow Trout of Water Contaminated by an Automobile Tire. *Ministry of Environment and Energy*, Ontario, 22.
- Abernethy, S., Montemayor, B.P., Penders, J.W. 1996.** The Aquatic Toxicity of Scrap Automobile Tires. *Ministry of Environment and Energy*, Ontario, 24.
- Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., Pulvirenti, B. 2017.** Air Pollution Abatement Performances of Green Infrastructure in Open Road and Built-up Street Canyon Environments a Review. *Atmos. Environ.*, 162:71-86.
- Abu-Allaban M, Gillies JA, Gertler AW, Clayton R, Proffitt D. 2003.** Tail-pipe, Re-Suspended Road Dust and Brake Wear Emission Factors from on-Road Vehicles. *Atmos Environ.*, 37:5283-5293.
- Acosta, J. A., Faz, A., Kalbitz, K., Jansen, B., Martinez-Martinez, S. 2011.** Heavy metal Concentrations in Particle Size Fractions from Street Dust of Murcia (Spain) as the Basis for Risk Assessment. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(11):3087-3096.
- Adachi, K., Tainosho, A. 2004.** Characterization of Heavy Metal Particles Embedded in Tire Dust. *Environmental International*, 30:1009-1017
- Adriano, D.C. 2001.** Trace Element in the Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals, second ed. Springer, New York, p. 867.
- Ahagon, A., Kaidou, H. 1990.** Aging of Tire Parts during Service. I. Types of Aging in Heavy-Duty Tires. *Rubber Chemistry and Technology*, 63:683-697.
- Ahlbom, J., Duus, U. 1994.** Nya hjulspår – En Produktstudie Av Gummidäck. KemI Rapport 6/94. *Swedish Chemicals Agency*, Solna, Sweden
- Akhter, M. S., Madany, I. M. 1993.** Heavy Metals in Street and House Dust in Bahrain. Water, *Air Soil Pollut.* 66:111-119.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2000.** Microbial Biomass Content and Enzymatic Activities After the Application of Organic Amendments to a Horticultural Soil, *Bioresource Technology*, 75(1):43-48.
- Aldrin, M., Hobæk Haff, I., Rosland, P. 2008.** The Effect of Salting with Magnesium Chloride on the Concentration of Particulate Matter in a Road Tunnel. *Atmospheric Environment*, 22:1762-1789.
- Al-Khashman, O.A. 2004.** Heavy Metal Distribution in Dust, Street Dust and Soils from the Work Place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmospheric Environment*, 38(39):6803–6812.

- Amato, F., Pandolfi, M., Escrig, A., Querol, X., Alastuey, A., Pey, J. 2009a.** Quantifying Road Dust Resuspension in Urban Environment by Multilinear Engine: a Comparison with PMF2. *Atmospheric Environment*, 43:2770-2780.
- Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T. 2009b.** Spatial and Chemical Patterns of PM₁₀ in Road Dust Deposited in Urban Environment. *Atmospheric Environment*, 43:1650-1659.
- Amato, F., Querol, X., Alastuey, A., Pandolfi, M., Moreno, T., Gracia, J. 2009c.** Evaluating Urban PM₁₀ Pollution Benefit Induced by Street Cleaning Activities. *Atmospheric Environment*, 43:4472-4480.
- Amato, F., Querol, X., Johansson, C., Nagl, C., Alastuey, A. 2010.** A Review on the Effectiveness of Street Sweeping, Washing and Dust Suppressants as Urban PM Control Methods. *Sci. Total Environ.*, 408:3070-3084.
- Amato, F., Pandolfi, M., Moreno, T., Furger, M., Pey, J., Alastuey, A., Bukowiecki, N., Prevot, A.S.H., Baltensberger, U., Querol, X. 2011.** Sources and Variability of Inhalable Road Dust Particles in Three European Cities. *Atmospheric Environment*, 45:6777-6787.
- Annema, J., Booij, H., Hesse, J., van der Meulen, A., Slooff, W.E. 1996.** Integrated Criteria Document Fine Particulate Matter Bilthoven - The Netherlands RIVM.
- Apeageyi, E., Bank, M. S., Spengler, J., D. 2011.** Distribution of Heavy Metals in Road Dust Along an Urban-Rural Gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment*, 45(13):2310–2323.
- APEG 1999.** Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Airborne Particles Expert Group, DETR, London.
- AQEG 2005.** Particulate Matter in the United Kingdom. London: DEFRA.
- Arslan, H. 2001.** Heavy Metals in Street Dust in Bursa, Turkey. *J. Trace Microprobe Tech.*, 19:439-445.
- Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R. 2010.** Urban Stormwater Quality and Treatment. *Kor. J. Chem. Eng.*, 27:1343-1359.
- Ball, D. J., Caswell, R. 1983.** Smoke from Diesel-Engined Road Vehicles: San Investigation into the Basis of British and European Emission Standards. *Atmospheric Environment*, 17(1):169-181.
- Bandick, A. K., Dick, R. P. 1999.** Field Management Effect on Soil Enzyme Activities, *Soil Biology and Biochemistry*, 31(11):1471-1479.
- Barbosa, A.E., Fernandes, J.N., David, L.M. 2012.** Key Issues for Sustainable Urban Stormwater Management. *Water Res.*, 46:6787-6798.
- Barlow, T.J., Boulter, P.G., McCrae, I.S., Sivell, P., Harrison, R.M., Carruthers, D., Stocker, J. 2007.** Non-Exhaust Particulate Matter Emissions from Road Traffic:

Summary Report. TRL report for DEFRA. Scottish Executive. Welsh Assembly Government.

Baumann, W., Ismeier, M. 1998. Emissionen Beim Bestimmungsgemässen Gebrauch von Reifen. *KGK Kautschuk Gummi Kunststoffe*, 51:182-186 (in German).

Baumann, W., Ismeier, M. 1998. Rubber, Data and Environmental Facts Volume ½ (Kautschuk und Gummi, Daten und Fakten zum Umweltschutz Band 1/2), first ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Berlin Heidelberg

Benevento, S., Draper, A. 2005. Analysis of Tire Rubber Leachate with a Bacterial Mutagenesis Assay. In: SETAC North America 26th Annual Meeting, Baltimore, Maryland, USA, November 13-17, 2005.

BLIC 2005. BLIC Annual Report 2004-2005. Brussels

Blok, J. 2005. Environmental Exposure of Road Borders to Zinc. *Science of the Total Environment*, 348:173-190.

Boulter, P.G. 2006. A Review of Emission Factors and Models for Road Vehicle Non-Exhaust Particulate Matter. TRL Report PPR065. TRL Limited. Wokingham

Boulter, P.G., Thorpe, A., Harrison, R., Allen, A. 2006. Road Vehicle Non – Exhaust Particulate Matter: Final Report on Emission Modelling e Published Project Report PPR110. TRL limited, Wokingham.

Bourliva, A., Papadopoulou, L., & Aidona, E. 2016. Study of Road Dust Magneticphases as the Main Carrier of Potentially Harmful Trace Elements. *Science of the Total Environment*, 553:380-391.

Bowman, D.C., Evans, R.Y., Dodge, L.L. 1994. Growth of Chrysanthemum with Ground Automobile Tires Used as a Container Amendment. *Hortscience*, 29:774-776.

Brewer, P. 1997. MSc. Thesis: Vehicles as a Source of Heavy Metal Contamination in the Environment (unpublished). University of Reading, Berkshire, UK.

Brownlee, B.G., Carey, J.H., MacInnis, G.A., Pellizzari, I.T. 1992. Aquatic Environmental Chemistry of 2-(thiocyanomethylthio)benzothiazole and Related Benzothiazoles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11:1153-1168.

Brunekreef, B., Forsberg, B. 2005. Epidemiological Evidence of Effects of Coarse Airborne Particles on Health. *Eur. Respir. J.*, 26:309-318.

Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill, M., Furger, M., Richard, A., Amato, F., Prevot, A.S.H., Baltensperger, U., Buchmann, B., Gehrig, R. 2010. PM₁₀ Emissionfactors for Non-Exhaust Particles Generated by Road Traffic in an Urban Street Canyon and Along a Freeway in Switzerland. *Atmos. Environ.*, 44:2330-2340.

Burkhardt, J. 2010. Hygroscopic Particles on Leaves: Nutrients or Desiccants? *Ecol. Monogr.*, 80:369-399.

- Burkhardt, J., Pariyar, S. 2014.** Particulate Pollutants are Capable to 'Degrade' Epicuticular Waxes and to Decrease the Drought Tolerance of Scots Pine (*Pinus Sylvestris* L.). *Environ. Pollut.*, 184:659-667.
- Burns, R.G. 1978.** Soil Enzymes. *Academic Press.*, 149- 190. London.
- Burns, R. G. 1982.** Enzyme Activity in Soil: Location and Possible Role in Microbial Ecology. *Soil Biol. Biochem.*, 14:423-427.
- Cadle, S.H., Williams, R.L. 1978.** Gas and Particle Emissions from Automobile Tires in Laboratory and Field Studies. *Rubber Chemistry and Technology*, 52:146-158.
- Cadle, S.H., Williams, R.L. 1980.** Environmental Degradation of Tire-Wear Particles. *Rubber Chemistry and Technology*, 53:903-914.
- Camatini, M., Crosta, G.F., Dolukhanyan, T., Sung, C., Giuliani, G., Corbetta, G.M., Cencetti, S., Regazzoni, C. 2001.** Microcharacterization and Identification of Tire Debris in Heterogeneous Laboratory and Environmental Specimens. *Mater. Char.* 46:271-283.
- Cardina, J.A. 1974.** Particle Size Determination of Tire-Tread Rubber in Atmospheric Dusts. *Rubber Chemistry and Technology*, 47:1005-1010.
- Cass, G. R. 1998.** Organic Molecular Tracers for Particulate Air Pollution Sources, *Trends in Analytical Chemistry*, 17(6):356-366.
- Castro, L. M., Pio, C. A., Harrison, R. M. Smith, D. J. T. 1999.** Carbonaceous Aerosol in Urban and Rural European Atmospheres: Estimation of Secondary Organic Carbon Concentrations. *Atmos. Environ.*, 33:2771-2781.
- Chang, Y. M., Chou, C. M., Su, K. T., Tseng, C. H. 2005.** Effectiveness of Street Sweeping and Washing for Controlling Ambient TSP. *Atmos. Environ.*, 39:1891-1902.
- Charlesworth, S., Everett, M., McCarthy, R., Ordonez, A., De Miguel, E. 2003.** A comparative Study of Heavy Metal Concentration and Distribution in Deposited Street Dusts in a Large and a Small Urban Area: Birmingham and Coventry West Midlands, UK. *Environment International*, 29(5):563-573.
- Charters, F. J., Cochrane, T. A., O'Sullivan, A. D. 2015.** Particle Size Distribution Variance in Untreated Urban Runoff and its Implication on Treatment Selection. *Water Res.*, 85:337-345.
- ChemRisk 2008.** State of Knowledge Report for Tyre Materials and Tyre Wear Particles. ChemRisk, Inc. - Pittsburgh, PA; San Francisco, CA, USA DIK Inc. - Hannover, Germany
- Chon, H. T., Kim, K. W., Kim, J. Y. 1995.** Metal Contamination of Soils and Dusts in Seoul Metropolitan City, Korea. *Environ. Geochem. Health*, 17:139-146.
- Chow, J. C., Watson, J. G., Egami, R. T., Frazier, C. A., Lu, Z., Goodrich, A. 1990.** Evaluation of Regenerative-Air Vacuum Street Sweeping on Geological Contributions to PM₁₀. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 40(8):1134-1142.

- Chow, J. C., Watson, J. G., Houck, J. E., Prichett, L. C., Rogers, C. F., Frazier, C. A., Egami, R. T., Ball, B. M. 1994.** A Laboratory Resuspension Chamber To Measure Fugitive Dust Size Distributions And Chemical Compositions. *Atmospheric Environment*, 28(21):3463-3481.
- Chow, J. C., Fairley, D., Watson, J. G., DeMandel, R., Fujita, E. M., Lowenthal, D. H., Lu, Z., Frazier, C. A., Long, G., Cordova, J. 1995.** Source Apportionment of Wintertime PM₁₀ at San Jose, California. *Journal of Environmental Engineering*, 121(5):378-387.
- Christoforidis, A., Stamatis, N., 2009.** Heavy Metal Contamination in Street Dust and Roadside Soil Along the Major National Road in Kavala's Region, Greece. *Geoderma*, 151:257-263.
- Ciarkowska, K., Solec-Podwika, K., Wiecek, J. 2004.** Enzyme Activity as an Indicator of Soil-Rehabilitation Processes at a Zinc and Lead are Mining and Processing Area, *Journal of Environmental Management*, 132:250-256.
- CAFE 2005.** Clean Air for Europe Programme. Tech. Rep. Laxenburg, AU: IIASA Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarmas, F., Heyes, C., Klimont, Z.
- Continental 2012.** Tyre Basics - Passenger Car Tyres. TDC 11/2011 0130 1607 Continental Reifen Deutschland GmbH
- Coxson, D. S., Parkinson, D. 1987.** Winter Respiratory Activity in Aspen Woodland Forest Floor Litter and Soils. *Soil Biol. Biochem.*, 19:49-59.
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M. 2006.** Traffic-Generated Emissions of Ultrafine Particles from Pavement-Tire Interface. *Atmos. Environ.*, 40:1314-1323.
- Dannis, M. L. 1974.** Rubber Dust from the Normal Wear of Tires. *Rubber Chem. Technol.*, 47:1011-1037.
- Day, J. P., Hart, M., Robinson, M. S. 1975.** Lead in Urban Street Dust. *Nature*, 253:343-345.
- Day, K. E., Holtze, K. E., Metcalfe-Smith, J. L., Bishop, C. T., Dutka, B. J. 1993.** Toxicity of Leachate from Automobile Tires to Aquatic Biota. *Chemosphere*, 27:665-675.
- De Silva, S., Ball, A. S., Huynh, T., Reichman, S. M. 2016.** Metal Accumulation in Roadside Soil in Melbourne, Australia: Effect of Road Age, Traffic Density and Vehicular Speed. *Environ. Pollut.*, 208:102-109.
- Defra 2010.** Valuing the Overall Impacts of Air Pollution. London: Defra. Retrieved 19 March 2014 from archive.defra.gov.uk/environment/quality/air/airquality/panels/igcb/documents/100303-aq-valuingimpacts.pdf.
- Denier van der Gon, H. A. C., Hulskotte, J. H. J., Visschedijk, A. J. H., Schaap, M. 2007.** A Revised Estimate of Copper Emissions from Road Transport in UNECE-Europe and its Impact on Predicted Copper Concentrations. *Atmos Environ.*, 41:8697-8710.

Denier Van der Gon, H., Jozwicka, M., Cassee, F., Gerlofs-Nijland, M., Gehrig, R., Gustafsson, M., Hulskotte, J.; Janssen, N., Johansson, C., Ntziachristos, L., Riediker, M. 2012. The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport. Now and in the Future. TNO report. TNO-060-UT-2012-00732

Denier van der Gon, H. A. C., Gerlofs-Nijland, M. E., Gehrig, R., Gustafsson, M., Janssen, N., Harrison, R. M., Hulskotte, J., Johansson, C., Jozwicka, M., Keuken, M., Krijgheld, K., Ntziachristos, L., Riediker, M., Cassee, F. R. 2013. The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport, Now and in the Future - an International Workshop Report and Consensus Statement. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 63:136-149.

Divrikli, U., Soylak, M., Elci, L., Dogan, M. 2003a. Trace Heavy Metal Levels in Street Dust Samples from Yozgat City Center in Turkey. *J. Trace Micro. Tech.*, 21:351-361.

Divrikli, U., Soylak, M., Elci, L., Dogan, M., 2003b. The Investigation of Trace Heavy Metal Concentrations in the Street Dust Samples Collected from Kayseri in Turkey. *J. Trace Micro. Tech.*, 21:713-720.

Dockery, D. W., Pope III, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Speizer, F. E. 1993. An Association Between Air Pollution and Mortality in Six US Cities, *J. Med.*, 329(24):1753-1759.

Dockery, D. W., Pope III, C. A. 1994. Acute Respiratory Effects of Particulate Air Pollution. *Annual Review of Public Health*, 15:107-132.

Dorsey, T. F. J., Lafleur, A. L., Kumata, H., Takada, H., Herrero-Jimenez, P., Thilly, W. G., 2006. Correlations of Asthma Mortality with Traffic-Related Factors: Use of Catalytic Converters and Radial Tires. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 48:1321-1327.

Draper, A., Robinson, J. 2001. Tire Rubber Leachate Causes Induction of Cytochrome P450 Activity in Fathead Minnows (Pimephales Promelas). In: SETAC North America 22nd Annual Meeting, Baltimore, Maryland, USA.

Duan, C., Fang, L., Yang, C., Chen, W., Cui, Y., Li, S. 2018. Reveal the Response of Enzyme Activities to Heavy Metals Through in Situ Zymography. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156:106-115.

Duong, T. T., Lee, B. K. 2011. Determining Contamination Level of Heavy Metals in Road Dust from Busy Traffic Areas with Different Characteristics. *Journal of Environmental Management*, 92:554-562.

EEA 2009. CSI 004-Exceedance of Air Quality Limit Values in Urban Areas (Version 2). Available at: <http://themes.eea.europa.eu/IMS/IMS/ISpecs/ISpeci?cation20080701123452/IAssessment1243521792257/view content>.

Elik, A. 2003. Heavymetal Accumulation in Street Dust Samples in Sivas. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 34(1-2):145-156.

- Elliott, E. T., Cambardella, C. A., Cole, C. V. 1993.** Modification of Ecosystem Processes by Management and the Mediation of Soil Organic Matter Dynamics. *Plant Soil*, 22:129-138.
- ETRMA 2014.** Evaluation of Airborne Tyre and Road Wear Particles (TRWP). Presentation to UNECE PMP IWG, 7-10 January 2014, Geneva, Switzerland.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M., Watson, J. 2003a.** Vehicle-based Road Dust Emission Measurement: I-Methods and Calibration. *Atmos. Environ.*, 37:4559–4571.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Chow, J., Hendrickson, K., McGown, M. 2003b.** Vehiclebased Road Dust Emission Measurement: III-Effect of Speed, Traffic Volume, Location and Season on PM10 Road Dust Emissions in the Treasure Valley. *Atmos. Environ.*, 37:4559–4571.
- European Commission 2005.** Directive 2005/69/EC of the European Parliament and of the Council. *Official Journal of the European Union L.*, 323:51-54
- Evans, A., Evans, R. 2006.** The Composition of a Tyre: Typical Components. The Waste & Resources Action Programme TYR0009-02
- Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M. T., Chaudhry, M. M., Naila, S. 2009.** Road Dust Pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn Along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchem. J.* 92(2):186-192.
- Fauser, P. 1999.** Particulate Air Pollution with Emphasis on Traffic Generated Aerosols. Thesis. Riso National Laboratory, Technical University of Denmark, Roskilde
- Fauser, P., Tjell, J. C., Mosbaek, H., Pilegaard, K. 1999.** Quantification of Tire-Tread Particles Using Extractable Organic Zinc as Tracer. *Rubber Chemistry and Technology*, 72:969-977.
- Fauser, P., Tjell, J. C., Mosbaek, H., Pilegaard, K. 2002.** Tire-Tread and Bitumen Particle Concentrations in Aerosol and Soil Samples. *Petroleum Science and Technology*, 20:127-141.
- Fergusson, J. E., Kim, N. D. 1991.** Trace Elements in Street and House Dusts: Sources and Speciation. *Sci. Total Environ.*, 100:125-150.
- Finley, B. L., Ownby, D. R., Hays, S. M. 2003.** Airborne Tire Particles in the Environment: a Possible Asthma Risk from Latex Proteins? *Human and Ecological Risk Assessment*, 9:1505-1518.
- Fishman, R. L., Turner, J. R. 1999.** Tire Wear Contributions to Ambient Particulate Matter. Air Quality Laboratory Report No. WUAQL-0399-03, Washington University, St. Louis, MO, USA.
- Forsberg, B., Hansson, H. C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K., Järholm, B. 2005.** Comparative Health Impact Assessment of Local and Regional Particulate Air Pollutants in Scandinavia. *A Journal of the Human Environment*, 34:11-19.

- Frankberger, W. T., Dick, W. A. 1983.** Relationships with Enzyme Activities and Microbial Growth and Activity Indices in Soil. *Soil Sci. Soc. of American J.*, 47:945- 951.
- Fujiwara, F., Rebagliati, R. J., Dawidowski, L., Gomez, D., Polla, G., Pereyra, V., 2011.** Spatial and Chemical Patterns of Size Fractionated Road Dust Collected in a Megacity. *Atmospheric Environment*, 45(8):1497-1505.
- Fukahori, Y., Yamazaki, H. 1994.** Mechanism of Rubber Abrasion. Part I: Abrasion Pattern Formation in Natural Rubber Vulcanizate. *Wear*, 171:195-202.
- Fullova, D., Durcasnka, D. 2016.** Laboratory Measurements of Particulate Matter Concentrations from Asphalt Pavement Abrasion. *Civ. Environ. Eng.*, 12:94-102.
- Gadd, J., Kennedy, P. 2000.** Preliminary Examination of Organic Compounds Present in Tyres, Brake Pads and Road Bitumen in New Zealand: Prepared for the Ministry of Transport by Kingett Mitchell Limited.
- Gao, N. P., Niu, J. L., Perino, M., Heiselberg, P. 2008.** The Airborne Transmission of Infection Between Flats in High-rise Residential Buildings: Tracer Gas Simulation. *Build. Environ.*, 43:1805-1817.
- Gerlofs-Nijland, M. E., Dormans, J. A. M. A., Bloemen, H. J. T., Leseman, D. L. A. C., John, A., Boere, F., Kelly, F. J., Mudway, I. S., Jimenez, A. A., Donaldson, K., Guastadisegni, C., Janssen, N. A. H., Brunekreef, B., Sandström, T., van Bree, L., Cassee, F. R. 2007.** Toxicity of Coarse and Fine Particulate Matter from Sites with Contrasting Traffic Profiles. *Inhalation Toxicology*, 19:1055-1069.
- Gietl, J. K., Lawrence, R., Thorpe, A. J., Harrison, R. M. 2010.** Identification of Brake Wear Particles and Derivation of a Quantitative Tracer for Brake Dust at a Major Road. *Atmos Environ.*, 44:141-146.
- Goudey, J. S., Barton, B. A. 1992.** The Toxicity of Scrap Tire Materials to Selected Aquatic Organisms. Souris Basin Development Authority, Regina, Saskatchewan, 20 pp.
- Grigoratos, T., Martini, G. 2014.** Non-exhaust Traffic Related Emissions. Brake and Tyre Wear PM, JRC Science and Policy Reports. Luxembourg.
- Gromaire, M. C., Garnaud, S., Ahyerre, M., Chebbo, G. 2000.** The Quality of Street Cleaning Waters: Comparison with Dry and Wet Weather Flows in a Paris Combined Sewer System. *Urban Water*, 2:39-46.
- Gualtieri, M., Andrioletti, M., Mantecca, P., Vismara, C., Camatini, M. 2005a.** Impact of Tire Debris on In-Vitro and In-Vivo Systems. *Particle and Fibre Toxicology*, 2:1.
- Gualtieri, M., Andrioletti, M., Vismara, C., Milani, M., Camatini, M. 2005b.** Toxicity of Tire Debris Leachates. *Environment International*, 31:723-730.
- Gualtieri, M., Mantecca, P., Cetta, F., Camatini, M. 2008.** Organic Compounds in Tire Particle Induce Reactive Oxygen Species and Heat-Shock Proteins in the Human Alveolar Cell Line A549. *Environment International*, 34:437-442.

Guerreiro, C., de Leeuw, F., Foltescu, V. 2013. Air Quality in Europe: 2013 report. EEA report No. 9/2013. Luxembourg: Publications Office.

Guo, W., Huo, S., Xi, B., Zhang, J., Wu, F. 2015. Heavy Metal Contamination in, Sediments from Typical Lakes in the Five Geographic Regions of China: Distribution, Bioavailability, and Risk. *Ecol. Eng.*, 81:243-255.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Swietlicki, E., Bohgard, M., Lindbom, J., Ljungman, A. 2008. Properties and Toxicological Effects of Particles from the Interaction Between Tyres, Road Pavement and Winter Traction Material. *Science of the Total Environment*, 393:226-240.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A. 2009. Factors influencing PM₁₀ emissions from pavement wear. *Atmos Environ.*, 43:4699-4702.

Hall, L. W., Ziegenfuss, M. C., Anderson, R. D. 1993. Toxicity of Tire Leachate to *Eurytemora affinis*. The University of Maryland System, Maryland Institute for Agriculture and Natural Resources, Agricultural Experiment Station, Wye Research and Education Center, Queenstown, Maryland, 7 pp.

Han, Y., Cao, J., Posmentier, E. S., Fung, K., Tian, H., An, Z. 2008. Particulate-Associated Potentially Harmful Elements in Urban Road Dusts in Xi'an, China. *Appl. Geochem.*, 23:835-845.

Harris, S. J., Maricq, M. M. 2001. Signature Size Distributions for Diesel and Gasoline Engine Exhaust Particulate Matter. *Journal of Aerosol Science*, 32:749-764.

Harrison, R. M., Laxen, D. P. H., Wilson, S. J. 1981. Chemical Association of Lead, Cadmium, Copper, and Zinc in Street Dust and Roadside Soil. *Environ. Sci. Technol.*, 15:1378-1383.

Harrison, R. M., Jones, A. M., Lawrence, R. G. 2004. Major Component Composition of PM₁₀ and PM_{2.5} from Roadside and Urban Background Sites. *Atmospheric Environment*, 38:4531-4538.

Harrison, R. M., Stedman, J., Derwent, D. 2008. New Directions: Why are PM₁₀ Concentrations in Europe not Falling? *Atmospheric Environment*, 42:603-606.

Harrison, R. M., Jones, A. M., Gietl, J., Yin, J., Green, D. C. 2012. Estimation of the Contributions of Brake Dust, Tire Wear, and Resuspension to Non-Exhaust Traffic Particles Derived from Atmospheric Measurements. *Environmental Science and Technology*, 46:6523-6529.

Hart, J. E., Rimm, E. B., Rexrode, K. M., Laden, F. 2013. Changes in Traffic Exposure and the Risk of Incident Myocardial Infarction and All-Cause Mortality. *Epidemiology*, 24:734-742.

Hartwell, S. I., Jordahl, D. M., Dawson, E. O. 2000. The Effect of Salinity on Tire Leachate Toxicity. *Water, Air and Soil Pollution*, 121:119-131.

Hewitt, C., Rashed, M. B. 1990. An Integrated Budget for Selected Pollutants for a Major Rural Highway. *The Science of the Total Environment*, 93:375-384. Elsevier Science.

Hildemann, L. M., Markowski, G. R., Cass, G. R. 1991. Chemical Composition of Emissions from Urban Sources of Fine Organic Aerosol. *Environmental Science and Technology*, 25(4):744-759.

Hjortenkrans, D. S. T., Bergback, B. G., Haggerud, A. V. 2007. Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science and Technology*, 41:5224-5230.

Holmén, B. A., Ayala, A. 2002. Ultrafine PM Emissions from Natural Gas, Oxidation-Catalyst Diesel, and Particle-trap Diesel Heavy-Duty Transit Buses. *Environment Science and Technology*, 36:5041-5050.

Huang, J., Guo, X.B. 2014. Research Progress on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution. *China Environ. Sci.*, 34:1592-1598.

Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. 2016. Critical Review of Heavy Metal Pollution of Traffic Area Runoff: Occurrence, Influencing Factors, and Partitioning. *Sci. Total Environ.*, 541:895-919.

Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H., Hansson, H. C. 2008. Factors Affecting Non-Tailpipe Aerosol Particle Emissions from Paved Roads: On-road Measurements in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 42:688-702.

Hüeglin, C., Gehrig, R. 2000. Contributions of Road Traffic to Ambient PM10 and PM2.5 Concentrations - Chemical Speciation of Fine Particulates and Source Attribution with a Receptor Model. Dübendorf Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research (EMPA)

ISO 2013. ISO 472:2013 Plastics - Vocabulary [WWW Document]. URL. <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:472:ed-4:v1:en> (accessed 1.2.18).

Israël, G. W., Pesch, M., Schlums, C. 1994. Bedeutung Des Reifenabriebs Für Die Rußemission Des Kfz-Verkehrs. *Staub - Reinhaltung der Luft*, (54) Springer-Verlag, 423-430.

Jin, X., Yang, L., Du, X., Yang, Y. 2016. Transport Characteristics of PM2.5 Inside Urban Street Canyons: the Effects of Trees and Vehicles. *Building Simulation*, 10:337-350.

Johansson, C., Norman, M., Gidhagen, C. 2007. Spatial and Temporal Variation of PM10 and Particle Number Concentration in Air. *Environ. Monit. Assess.*, 127:477-487.

Jones, A. Y., Lam, P. K., Dean, E. 2006. Respiratory Health of Bus Drivers in Hong Kong. *Int. Arch. Occup. Environ. Health.*, 79:414-418.

Joshi, U. M., Vijayaraghavan, K., Balasubramanian, R. 2009. Elemental Composition of Urban Street Dusts and Their Dissolution Characteristics in Various Aqueousmedia. *Chemosphere*, 77(4):526-533.

- Juda-Rezler K., Reizer, M., Oudinet, J. P. 2011.** Determination and Analysis of PM₁₀ Source Apportionment During Episodes of Air Pollution in Central Eastern European Urban Areas: the Case of Wintertime 2006. *Atmos. Environ.*, 45:6557-6566.
- Kardel, F., Wuyts, K., Babanezhad, M., Vitharana, U. W., Wuytack, T., Potters, G., Samson, R. 2010.** Assessing Urban Habitat Quality Based on Specific Leaf Area and Stomatal Characteristics of *Plantago Lanceolata* L. *Environ. Pollut.*, 158:788-794.
- Karmacharya, N., Shakya, P. R. 2012.** Heavy Metals in Bulk and Particle Size Fractions from Street Dust of Kathmandu City as the Possible Basis for Risk Assessment. *Sci. World*, 10(10):84–88.
- Kavouras, I. G., Stephanou, E. G. 2002.** Direct Evidence of Atmospheric Secondary Organic Aerosol in Forest Atmosphere Through Heteromolecular Nucleation. *Environ. Sci. Technol.*, 36:5083-5091.
- Kellough, R. M. 1991.** The Effects of Scrap Automobile Tires in Water. Waste Management Branch, Ontario Ministry of the Environment, Ontario, 11 pp.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., Düring, I., Pohjola, M., Oettl, D. 2007.** Estimation and Validation of PM_{2.5}/PM₁₀ Exhaust and Non-exhaust Emission Factors for Practical Street Pollution Modeling. *Atmos. Environ.*, 41:9370–85.
- Keuken, M., Denier van der Gon, H., van der Valk, K. 2010.** Non-exhaust Emissions of PM and the Efficiency of Emission Reduction by Road Sweeping and Washing in the Netherlands. *Science of the Total Environment*, 408:4591-4599.
- Kim, M. G., Yagawa, K., Inoue, H., Lee, Y. K., Shirai, T. 1990.** Measurement of Tire Tread in Urban Air by Pyrolysis-Gas Chromatography with Flame Photometric Detection. *Atmospheric Environment*, 24A:1417-1422.
- Kim, K. W., Myung, J. H., Ahn, J. S., Chon, H. T. 1998.** Heavy Metal Contamination in Dusts and Stream Sediments in the Taejon Area, Korea. *J. Geochem. Explor.*, 64:409-419.
- Kiss, S., Dragan-Bularda, M., Radulescu, D. 1975.** Biological Significance of Enzymes Accumulated in Soil. *Adv. Agron.*, 27:25-87.
- Kleeman, M. J., Cass, G. R. 1999.** Effect of Emissions Control Strategies on the Size and Composition Distribution of Urban Particulate Air Pollution. *Environmental Science and Technology*, 33:177-189.
- Knothe, G., Sharp, C. A., Ryan, T. W. 2006.** Exhaust Emissions of Biodiesel, Petrodiesel, Neat Methyl Esters, and Alkanes in a New Technology Engine. *Energy Fuels*, 20:403–408.
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., Ragas, A. M. J. 2017.** Wear and Tear of Tyres: a Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health.*, 14:1265-1296.

- Kowalenko, G. C. L. V., Arson, K. C., Cameron, D. R. 1978.** Effects of Moisture Content, Temperature and Nitrogen Fertilization on Carbon Dioxide Evolution from Field Soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10:417-423.
- Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I., Finley, B. L. 2010.** Physical and Chemical Characterization of Tire-Related Particles: Comparison of Particles Generated Using Different Methodologies. *Science of the Total Environment*, 408:652-659.
- Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGown, M., Barton, K. 2003.** Vehiclebased Road Dust Emission Measurement: II-Effect of Precipitation, Wintertime Road Sanding and Street Sweepers on Inferred PM₁₀ Emission Potentials from Paved and Unpaved Roads. *Atmos. Environ.*, 37:4573-4582.
- Kumata, H., Hideshige, T., Ogura, N. 1996.** Determination of 2-(4-Morpholinyl) Benzothiazole in Environmental Samples by a Gas Chromatograph Equipped with a Flame Photometric Detector. *Analytical Chemistry*, 68:1976-1981.
- Kumata, H., Takada, H., Ogura, N. 1997.** 2-(4-Morpholinyl)Benzothiazole as an Indicator of Tire-Wear Particles and Road Dust in the Urban Environment. In: Eganhouse, R.P. (Ed.), *Molecular Markers in Environmental Geochemistry. American Chemical Society Symposium Series*, 671:291-305.
- Kumata, H., Sanada, Y., Hideshige, T., Ueno, T. 2000.** Historical Trends of *N*-Cyclohexyl-2-Benzothiazolamine, 2-(4-Morpholinyl)Benzothiazole, and Other Anthropogenic Contaminants in the Urban Reservoir Sediment Core. *Environmental Science and Technology*, 34:246-253.
- Kumata, H., Yamada, J., Masuda, K., Takada, H., Sato, Y., Sakurai, T., Fujiwara, K. 2002.** Benzothiazolamines as Tire-Derived Molecular Markers: Sorptive Behavior in Street Runoff and Application to Source Apportioning. *Environmental Science and Technology*, 36:702-708.
- Kupiainen, K. K., Tervahattu, H., Räsänen, M. 2003.** Experimental Studies about the Impact of Traction Sand on Urban Road Dust Composition. *Sci. Total. Environ.*, 308:175-184.
- Kupiainen, K., Tervahattu, H., Raisanen, M., Makela, T., Aurela, M., Hillamo, R. 2005.** Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tyres, and Traction Sanding. *Environmental Science & Technology*, 39:699-706.
- Kwak, J. H., Kim, H., Lee, J., Lee, S. 2013.** Characterization of Non-Exhaust Coarse and Fine Particles from On-Road Driving and Laboratory Measurements. *Science of the Total Environment*, 458-460:273-282.
- Lanz, V. A., Alfarrá, M. R., Baltensperger, U., Buchmann, B., Hueglin, C., Prévôt, A. S. H. 2007.** Source Apportionment of Submicron Organic Aerosols at an Urban Site by Factor Analytical Modelling of Aerosol Mass Spectra. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7:1503-1522.

- Lee, Y. K., Kim, M. G., Whang, K. J. 1989.** Simultaneous Determination of Natural and Styrene-Butadiene Rubber Tire Tread Particles in Atmospheric Dusts by Pyrolysis–Gas Chromatography. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 16:49–55.
- Lee, P. K., Youm, S. J., Jo, H. Y. 2013.** Heavy Metal Concentrations and Contamination Levels from Asian Dust and Identification of Sources: A Case Study. *Chemosphere*, 91(7):1018-1025.
- Legret, M., Pegotto, C. 1999a.** Evaluation of Pollutant Loadings in the Runoff Waters From a Major Rural Highway. *The Science of the Total Environment*, 235:143-150.
- Legret, M., Pegotto, C. 1999b.** Personal communication to Dr Adine Hird at TRL.
- Legret, M., Pagotto, C. 2006.** Heavy Metal Deposition and Soil Pollution Along Two Major Rural Highways. *Environ. Technol.* 27:247-254.
- Li, X., Poon, C. S., Liu, P. S. 2001.** Heavy Metal Contamination of Urban Soils and Street Dusts in Hong Kong. *Appl. Geochem.* 16:1361-1368.
- Li, W., Seifert, M., Xu, Y., Hock, B. 2006.** Assessment of Estrogenic Activity of Leachate from Automobile Tires with Two In Vitro Bioassays. *Fresenius Environmental Bulletin* 15:74–79.
- Lohmeyer, A., Bächlin, W., Düring, I., Böisinger, R., Müller, W.J. 2004.** Experiences when Modelling Roadside PM₁₀ Concentrations. 9th International Conference on Harmonisation within Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Juni 2004 in Garmisch Partenkirchen
- Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., Zhai, Y. 2009.** Contamination Assessment of Copper, Lead, Zinc, Manganese and Nickel in Street Dust of Baoji, Nw China. *J. Hazard. Mater.* 161(2):1058-1062.
- Luhana, L., Sokhi, R., Warner, L., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., Wright, J., Osborn, D. 2004.** Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles. FP5 Particulates Project
- Ma, L., Yang, Z., Li, L., Wang, L. 2016.** Source Identification and Risk Assessment of Heavy Metal Contaminations in Urban Soils of Changsha, a Mine-Impacted City in Southern China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23:17058-17066.
- Magnusson, K., Norén, F. 2014.** Screening of Microplastic Particles in and Downstream a Wastewater Treatment Plant. IVL Swedish *Environ. Res. Inst. C* 55 (22).
- Malmqvist, P. A. 1983.** Urban Storm Water Pollutant Sources. Chalmers University, Gothenberg, Sweden.
- Mantecca, P., Gualtieri, M., Andrioletti, M., Bacchetta, R., Vismara, C., Vailati, G., Camatini, M. 2007.** Tire Debris Organic Extract Affects Xenopus Development. *Environment International* 33:642-648.

- Martens, D. A., Johanson, J. B., Frankenberger, J. R., W. T. 1992.** Production and Persistence of Soil Enzyme with Repeated Addition of Organic Residues. *Soil Sci.*, 153:53-61.
- Mathissen, M., Scheer, V., Vogt, R., Benter, T. 2011.** Investigation on the Potential Generation of Ultrafine Particles from the Tire-Road Interface. *Atmospheric Environment*, 45:6172-6179.
- McKenzie, E. R., Wong, C. M., Green, P. G., Kayhanian, M., Young, T. M. 2008.** Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Science of the Total Environment*, 398(1-3):145-153.
- McBride, M. B., Simon, T., Tam, G., Wharton, S. 2013.** Lead and Arsenic Uptake by Leafy Vegetables Grown on Contaminated Soils: Effects of Mineral and Organic Amendments. *Water Air Soil Poll.*, 24(1):1-10.
- Mehmood, T., Chaudhry, M. M., Tufail, M., Irfan, N. 2009.** Heavy Metal Pollution from Phosphate Rock Used for the Production of Fertilizer in Pakistan. *Microchem. J.*, 91(1):94-99.
- Miguel, A. G., Cass, G. R., Weiss, J., Glovsky, M. M. 1996.** Latex Allergens in Tire Dust and Airborne Particles. *Environmental Health Perspectives*, 104:1180-1186.
- Miguel, E., Llamas, J. F., Chacón, E., Berg, T., Larssen, S., Royset, O., Vadset, M. 1997.** Origin and Patterns of Distribution of Trace Elements in Street Dust: Unleaded Petrol and Urban Lead. *Atmos. Environ.*, 31, 2733-2740.
- Miguel, A. G., Cass, G. R., Glovsky, M. M., Weiss, J. 1999.** Allergens in Paved Road Dust and Airborne Particles. *Environmental Science and Technology*, 33(23):4159-4168.
- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Løder, M. G. J., Primpke, S., Gerdts, G. 2017.** Identification of Microplastic in Effluents of Waste Water Treatment Plants Using Focal Plane Array-Based Micro-Fourier-Transform Infrared Imaging. *Water Res.*, 108:365-372.
- Mohammadnabizadeh, S., Pourkhabbaz, A., Afshari, R., Nowrouzi, M. 2012.** Concentrations of Cd, Ni, Pb, and Cr in the Two Edible Fish Species *Liza klunzingeri* and *Sillago sihama* Collected from Hara Biosphere in Iran. *Toxicol. Environ. Chem.*, 94(6):1144-1151.
- Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A., Ballester, F., Gibbons, W. 2007.** Airborne Particulate Matter and Premature Deaths in Europe: the New WHO Guidelines and the Challenge Ahead as Illustrated by Spain. *European Journal of Epidemiology*, 22:1-5.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. 2016.** Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 50:5800-5808.
- Nakas, J. P., Gould, W. D., Klein, D. A. 1987.** Origin and Expression of Phosphatase Activity in Semiarid Grassland. *Soil Biol. Biochem.*, 19:13-18.

- Nannipieri, P., Grego, S., Ceccantl, B. 1990.** Ecological Significance of the Biological Activity in soil. (in). Bollag. J.M. Stotzky. G. Soil Biochemistry. Volume 6. Mareel Dekker Inc. N.Y
- Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P. 2002.** Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil. In “Enzymes in the Environment—Activity, Ecology and Applications” (R. G. Burns and R. P. Dick, eds.), pp. 1–34. Dekker, New York.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M. T. 2003.** Microbial Diversity and Soil Functions [I]. *European Journal of Soil Science*, 54(4):655-670.
- Narin, I., Soylak, M. 1999.** Monitoring Trace Metal Levels in Nigde, Turkey: Nickel, Copper, Manganese, Cadmium and Cobalt Contents of the Street Dust Samples. *Trace Elem. Electrol.*, 16:99-103.
- Nelson, S. M., Mueller, G., Hemphill, D. C., 1994.** Identification of Tire Leachate Toxicants and a Risk Assessment of Water Quality Effects Using Tire Reefs in Canals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 52:574-581.
- Newman, S. E., Panter, K. L., Roll, M. J. 1997.** Growth and Nutrition of Geraniums Grown in Media Developed from Waste Tire Components. *Hortscience*, 32:674-676.
- Ni, H. G., Lu, F. H., Luo, X. L., Tian, H. Y., Zeng, E. Y. 2008.** Occurrence, Phase Distribution, and Mass Loadings of Benzothiazoles in riverine runoff of the Pearl River Delta, China. *Environmental Science and Technology*, 42:1892-1897.
- Nicholson, K. W. 1988.** A Review of Particle Resuspension. *Atmospheric Environment*, 22,2639-2651.
- Nicholson, K. W., Branson, J. R. 1990.** Factors Affecting Resuspension by Road Traffic. *The Science of the Total Environment*, 93:349-358. Elsevier Science.
- Nogueirol, R. C., Alleoni, L. R. F. 2013.** Sequential Extraction and Speciation of Ba, Cu, Ni, Pb and Zn in Soil Contaminated with Automotive Industry Waste. *Chem. Speciat. Bioavailab.*, 25(1):34-42.
- Norman, M., Johansson, C. 2006.** Studies of Some Measures to Reduce Road Dust Emissions from Paved Roads in Scandinavia. *Atmos. Environ.*, 40:6154-6164.
- Norouzi, M., Mansouri, B., Hamidian, A. H., Ebrahimi, T., Kardoni, F. 2012.** Comparison of the Metal Concentrations in the Feathers of Three Bird Species from Southern Iran. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 89(5):1082–1086.
- OECD 2012.** OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) Environmental Outlook to 2050: The consequences of inaction. Retrieved 19 March 2014 from www.oecd.org/document/11/0,3746,en_2649_37465_49036555_1_1_1_37465,00.html.
- Omstedt, G., Johansson, C., Bringfelt, B. 2005.** A Model for Vehicle-Induced Non-Tailpipe Emissions of Particles Along Swedish Roads. *Atmos. Environ.*, 39:6088–6097.

- Orr, D. W., Deletic, A. 2000.** Build-Up of Sediment on Road Surfaces. Young Researchers Conference, Environment Agency, Trentside, 15/16 March.
- Padoan, E., Romè, C., Ajmone-Marsan, F. 2017.** Bioaccessibility and Size Distribution of Metals in Road Dust and Roadside Soils Along a Peri-Urban Transect. *Sci. Total Environ.*, 601-602:89-98.
- Pagotto, C., Remy, N., Legret, M., Le Cloirec, P. 2001.** Heavy Metal Pollution of Road Dust and Roadside Soil Near a Major Rural Highway. *Environ. Technol.*, 22(3):307-319.
- Panko, J., McAtee, B. L., Kreider, M., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Sweet, L., Finley, B. 2009.** Physio-Chemical Analysis of Airborne Tire Wear Particles. 46th Congress of the European Societies of Toxicology, Eurotox, 13-16 September 2009, Dresden, Germany
- Panko, J. M., Chu, J., Kreider, M., Unice, K. M. 2013.** Measurement of Airborne Concentrations of Tire and Road Wear Particles in Urban and Rural Areas of France, Japan, and the United States. *Atmospheric Environment*, 72:192-199.
- Pant, P., Harrison, R. M. 2013.** Estimation of the Contribution of Road Traffic Emissions to Particulate Matter Concentrations from Field Measurements: A Review. *Atmospheric Environment*, 77:78-97.
- Perez, L., Medina-Ramón, M., Künzli, N., Alastuey, A., Pey, J., Perez, N. 2009.** Size Fractionated Particulate Matter, Vehicle Traffic and Case-Specific Daily Mortality in Barcelona (Spain). *Environ. Sci. Technol.*, 43:4707-4714.
- Pierson, W. R., Brachaczek, W. W. 1974.** Airborne Particulate Debris from Rubber Tires. *Rubber Chemistry and Technology*, 47:1275-1299.
- Pirjola, L., Kuaiainen, K. J., Perhoniemi, P., Tervahattu, H., Vesala, H. 2009.** Non-Exhaust Emission Measurement System of the Mobile Laboratory SNIFFER. *Atmos Environ.*, 43:4703-4713.
- Pohjola, M. A., Kousa, A., Kukkonen, J., Härkönen, J., Karppinen, A., Aarnio, P. 2002.** The Spatial and Temporal Variation of Measured Urban PM₁₀ and PM_{2.5} in the Helsinki Metropolitan Area. *Water Air Soil Pollut.*, 2:189-201.
- Pollard, I. 1997.** M.Res. Dissertation, Department of Civil Engineering, University of Leeds.
- Prusty, B. A., Mishra, P. C., Azeez, P. A. 2005.** Dust Accumulation and Leaf Pigment Content in Vegetation Near the National Highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 60:228-235.
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M. 2004.** Speciation of and Origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in Selected European cities. *Atmos Environ.*, 38:6547-55.
- Rauterberg-Wulff, A. 1999.** Determination of Emission Factors for Tyre Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurements. Proceedings of 8th International Symposium 'Transport and Air Pollution', Graz, Austria, 31 May - 2 June 1999

- Reddy, C. M., Quinn, J. G. 1997.** Environmental Chemistry of Benzothiazoles Derived from Rubber. *Environmental Science and Technology*, 31:2847-2853.
- Riepert, F., Wilke, B. M., 1998.** Soil quality. Guidance on the ecotoxicological characterization of soils and soil material [Z]. Document ISO/15 799.
- Rogge, R. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R. 1993.** Sources of Fine Organic Aerosol. 3. Road Dust, Tire Debris, and Organometallic Brake Lining Dust: Roads as Sources and Sinks. *Environmental Science and Technology*, 27(9):1892-1904.
- Sadiktsis, I., Bergvall, C., Johansson, C., Westerholm, R. 2012.** Automobile Tires-A Potential Source of Highly Carcinogenic Dibenzopyrenes to the Environment. *Environ. Sci. Technol.* 46:3326-3334.
- Salway, A. G., Eggleston, H. S., Goodwin, J. W. L., Murrells, T. P. 1997.** National Atmospheric Emissions Inventory (NAEI). UK Emissions of Air Pollutants 1970-1995. National Environmental Technology Centre (NETCEN), Culham, Abingdon, Oxfordshire, OX14 3DB.
- San Miguel, G., Fowler, G. D., Sollars C. J. 2002.** The Leaching of Inorganic Species from Activated Carbons Produced from Waste Tyre Rubber. *Water Research*, 36(8):1939-1946.
- Sánchez-López, A. S., Carrillo-González, R., González-Chávez, M. D. C. A., Rosas-Saito, G. H., Vangronsveld, J. 2015.** Phytobarriers: Plants Capture Particles Containing Potentially Toxic Elements Originating from Mine Tailings in Semiarid Regions. *Environ. Pollut.* 205:33-42.
- Sarasa, J., Llabres, T., Ormad, P., Mosteo, R., Ovelleiro, J. L. 2006.** Characterization and Photo-Fenton Treatment of Used Tires Leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 136:874-881.
- Schauer, J. J., Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R., Simoneit, B. R. T. 1996.** Source Apportionment of Airborne Particulate Matter Using Organic Compounds as Tracers. *Atmospheric Environment*, 30(22):3837-3855.
- Schmid, P. 2000.** EMPA, Switzerland, Personal contact.
- Schulz, M. 1987.** Effects of Ground Rubber on Phaseolus Vulgaris. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 150:37-41.
- Schwela, D., Zal, O. 1999.** Urban Traffic Pollution. World Health Organisation. E & FN Spon, London.
- Sehmel, G. A. 1973.** Particle Resuspension from an Asphalt Road Cause by Car and Truck Traffic. *Atmospheric Environment*, 7:291-301.
- Sehmel, G. A. 1976.** Particle Suspension from an Asphalt Road Caused by Car and Truck Traffic. Proceedings of the Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants Symposium, Richland, Washington, 4-6 September, 859-883. Energy Research and Development Administration Symposium Series. Nat. tech. Inf. Serv., Springfield, Virginia, USA.

Sezgin, N., Ozcan, H.K., Demir, G., Nemlioglu, S., Bayat, C. 2003. Determination of Heavy Metal Concentrations in Street Dusts in Istanbul E-5 Highway. *Environ. Int.* 29:979-985.

Sillanpää, M., Hillamo, R., Saarikoski, S., Frey, A., Pennanen, A., Makkonen, U. 2006. Chemical Composition and Mass Closure of Particulate Matter at Six Urban Sites in Europe. *Atmos. Environ.*, 40:212-223.

Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhati, C., Fabian, I., Tothmeresz, B. 2014. Elemental Concentrations in Deposited Dust on Leaves Along an Urbanization Gradient. *Sci. Total Environ.*, 490:514-520.

Sjödin, A., Ferm, M., Björk, A., Rahmberg, M., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., Johansson, C., Gustafsson, M., Blomqvist, G. 2010. Wear Particles from Road Traffic: A Field, Laboratory and Modelling Study. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd., Göteborg

Smith, W. H. 1970. Salt Contamination of White Pine Planted Adjacent to an Interstate Highway. *Pl.Dis. Report*, 54:1021-1025.

Smolders, E., Degryse, F. 2002. Fate and Effect of Zinc from Tire Debris in Soil. *Environmental Science and Technology*, 36:3706-3710.

Song, F., Gao, Y. 2011. Size Distributions of Trace Elements Associated with Ambient Particulate Matter in the Affinity of a Major Highway in the New Jersey-New York Metropolitan Area. *Atmospheric Environment*, 45:6714-6723.

Spies, R.B., Andresen, B.D., Rice, D.W. 1987. Benzthiazoles in Estuarine Sediments as Indicators of Street Runoff. *Nature*, 327:697-699.

Stephensen, E., Adolfsson-Erici, M., Celander, M., Hulander, M., Parkkonen, J., Hegelund, T., Sturve, J., Hasselberg, L., Bengtsson, M., Foärlin, L. 2003. Biomarker Responses and Chemical Analyses in Fish Indicate Leakage of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Other Compounds from Car Tire Rubber. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22:2926-2931.

Stone, R. B., Coston, L. C., Hoss, D. E., Cross, F. A. 1975. Experiments on Some Possible Effects of Tire Reefs on Pinfish (*Lagodon Rhomboides*) and Black Sea Bass (*Centropristis Striata*). *Marine Fisheries Review*, 37:18-20.

Tabatabai, M., Fung, M. 1992. Extraction of Enzymes from Soil. *Soil Biochemistry*, 7:197-227.

Tanner, P. A., Hoi-Ling, M., Yu, P. K. N. 2008. Fingerprinting Metals in Street Dust in Beijing, Shanghai and Hong Kong. *Environmental Science and Technology*, 42:7111-7117.

Taspinar, F., Bozkurt, Z. 2018. Heavy Metals Pollution and Health Risk Assessment of Road Dust on Selected Highways in Duzce, Turkey. *Environ. Forensic* <https://doi.org/10.1080/15275922.2018.1519736>.

Tate, R. L. 1987. Soil Enzymes and Organic Matter Transformations. In Soil Organic Matter, Biological and Ecological Effects. *Wiley-Interscience Publications*, 69-94, New York.

Tervahattu, H., Kupiainen, K. J., Räisänen, M., Mäkelä, T., Hillamo, R. 2006. Generation of Urban Road Dust from Anti-Skid and Asphalt Concrete Aggregates. *J. Hazard Mater.*, 132:39-46.

Thaptong, P., Sirisinha, C., Thepsuwan, U., Sae-Oui, P. 2014. Properties of Natural Rubber Reinforced by Carbon Black-Based Hybrid Fillers. *Polym. Plast. Technol. Eng.*, 53:818-823.

Thorpe, A. J., Harrison, R. M., Boulter, P. G., McCrae, I.S. 2007. Estimation of particle re-suspension source strength on a major London Road. *Atmos Environ.*, 41:8007–8020.

Thorpe, A., Harrison, R. M. 2008. Sources and Properties of Non-Exhaust Particulate Matter from Road Traffic: A Review. *Science of the Total Environment*, 400:270-282.

U.S Environmental Protection Agency 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. EPA/540/R-95/128. Office of Solid Waste and Emergency Response.

U.S. Environmental Protection Agency 1999. Integrated Risk Information System (IRIS) on Chromium VI. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.

U.S Environmental Protection Agency 2012. Alaska Native Village Air Quality Fact Sheet Series: Road Dust. nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100EBAT.TXT.

Unice, K. M., Kreider, M. L., Panko, J. M. 2013. Comparison of Tire and Road Wear Particle Concentrations in Sediment for Watersheds in France, Japan, and the United States by Quantitative Pyrolysis GC/MS Analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 47:8138-8147.

Vaze, J., Chiew, F. H. S. 2002. Experimental Study of Pollutant Accumulation on an Urban Road Surface. *Urban Water*, 4:379-89.

Vedal, S. J. 1997. Ambient Particles and Health: Lines that Divide. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 47:551.

Verschoor, A. 2015. Towards a Definition of Microplastics Considerations for the Specification of Physico-chemical Properties (No. 2015-116). RIVM Letter Report, RIVM Letter report. Bilthoven).

Vieira, T., Ferreira, R. P., Kuchiishi, A. K., Bernucci, L. L. B., Sinatora, A. 2015. Evaluation of Friction Mechanisms and Wear Rates on Rubber Tire Materials by Low-Cost Laboratory Tests. *Wear*, 328-329:556-562.

Voparil, I. M., Burgess, R. M., Mayer, L. M., Tien, R., Cantwell, M. G., Ryba, S. A. 2004. Digestive Bioavailability to a Deposit Feeder (*Arenicola Marina*) of Polycyclic Hydrocarbons Associated with Anthropogenic Particles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23:2618-2626.

VROM 1997. Emissies van Metalen en PAK door Wegverkeer. Ministerie van VROM, Directie Stoffen, Veiligheid, Straling, 6p.

Wang, D., Liu, P., Wang, H., Ueckermann, A., Oeser, M. 2017a. Modeling and Testing of Road Surface Aggregate Wearing Behaviour. *Construct. Build. Mater.*, 131:129-137.

Wang, Q., Zhang, Q., Wu, Y., Wang, X. C. 2017b. Physicochemical Conditions and Properties of Particles in Urban Runoff and Rivers: Implications for Runoff Pollution. *Chemosphere*, 173:318-325.

Warner L. R., Sokhi R., Luhana L., Boulter P. G. 2000. Non-exhaust Particle Emissions from Road Transport: a Literature Review. Unpublished Report.

Wehner, B., Wiedensohler, A. 2013. Long Term Measurements of Submicrometer Urban Aerosol: Statistical Analysis for Correlations with Meteorological Conditions and Trace Gases. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 3:867-879.

Wicke, D., Cochrane, T. A., O'Sullivan, A. 2012. Build-up Dynamics of Heavy Metals Deposited on Impermeable Urban Surfaces. *J. Environ. Manag.*, 113:347-354.

Wik, A., Dave, G. 2006. Acute Toxicity of Tire Rubber Leachates to *Daphnia Magna*-Variability and Toxic Components. *Chemosphere*, 64:1777-1784.

Wik, A., Dave, G. 2005. Environmental Labeling of Car Tires-Toxicity to *Daphnia Magna* can Be Used as a Screening Method. *Chemosphere*, 58:645-651.

Wik, A., Dave, G. 2006. Acute Toxicity of Leachates of Tire Wear Material to *Daphnia Magna*-Variability and Toxic Components. *Chemosphere*, 64:1777-1784.

Wik, A. 2007. Toxic Components Leaching from Tire Rubber. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79:114-119.

Wik, A., Lycken, J., Dave, G. 2008. Sediment Quality Assessment of Road Runoff Detention Systems in Sweden and the Potential Contribution of Tire Wear. *Water, Air and Soil Pollution*, 194:301-314.

Wik, A., Dave, G. 2009. Occurrence and Effects of Tire Wear Particles in the Environment - a Critical Review and an Initial Risk Assessment. *Environmental Pollution*, 157:1-11.

Wik, A., Dave, G., Nilsson, E., Kaällqvist, T., Tobiesen, A. 2009. Toxicity Assessment of Sequential Leachates of Tire Powder Using a Battery of Toxicity Tests and Toxicity Identification Evaluations. *Journal of Environmental Science and Health Part A.*, 77(7):922-7.

Williams, R. L., Cadle, S. H. 1978. Characterization of Tire Emissions Using an Indoor Test Facility. *Rubber Chem. Technol.*, 51:7-25.

Williams, B. P., Buhr, M. P., Weber, R. W., Volz, M. A., Koepke, J. W., Selner, J. C. 1995. Latex Allergen in Respirable Particulate Air Pollution. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 85:88-95.

Wiseman, C. L., Zereini, F., Püttmann, W. 2014. Metal Translocation Patterns in Solanum Melongena Grown in Close Proximity to Traffic. *Environ. Sci. Pollut. R.*, 21(2):1572-1581.

Wu, S. W., Deng, F. R., Wei, H. Y., Huang, J., Wang, H. Y., Shima, M., Wang, X., Qin, Y., Zheng, C. J., Hao, Y., Guo, X. B. 2012. Chemical Constituents of Ambient Particulate Air Pollution and Biomarkers of Inflammation, Coagulation and Homocysteine in Healthy Adults: a Prospective Panel Study. *Part. Fibre Toxicol.* 9:49.

Wu, S. W., Deng, F. R., Huang, J., Wang, H. Y., Shima, M., Wang, X., Qin, Y., Zheng, C. J., Wei, H. Y., Hao, Y., Lv, H. B., Lu, X. L., Guo, X. B. 2013. Blood Pressure Changes and Chemical Constituents of Particulate Air Pollution: Results from the Healthy Volunteer Natural Relocation (HVNR) Study. *Environ. Health Perspect.*, 121:66-72.

Yang, Z. X., Liu, S. Q., Zheng D. W., Feng S. D. 2006. Effects of Cadmium, Zinc and Lead on Soil Enzyme Activities. *Journal of Environmental Sciences*, 18(6):1135-1141.

Zeng, E. Y., Tran, K., Young, D. 2004. Evaluation of Potential Molecular Markers for Urban Stormwater Runoff. *Environmental Monitoring and Assessment*, 90:23-43.

Zhang, Q. H., Xu, Y., Schramm, K. W., Jiang, G. B., Kettrup, A. 2002. Antiestrogenic and Antiprogestronic Activity of Tire Extracts with Yeast-Based Steroid Hormone Receptor Gene Transcription Assay. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 69:863-868.

Zhang, Q., Jimenez, J. L., Worsnop, D. R., Canagaratna, M. 2007. A Case Study of Urban Particle Acidity and Its Influence on Secondary Organic Aerosol. *Environ. Sci. Technol.*, 41:3213-3219.

Zhang, H., Wang, Z. F., Zhang, Y. L., Ding, M. J., Li, L. H. 2015. Identification of Traffic-Related Metals and the Effects of Different Environments on Their Enrichment in Roadside Soils Along the Qinghai–Tibet Highway. *Sci. Total Environ.*, 521:160-172.

Zhu, W., Bian, B., Li, B. L. 2008. Heavy Metal Contamination of Road-Deposited Sediments in a Medium Size City of China. *Environ. Monit. Ass.*, 147:171-181.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Damla AKTAŞ
Doğum Yeri ve Tarihi : Bursa / 28.07.1994
Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Finike Anadolu Lisesi (2008-2012)
Lisans : Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü (2012-2017)
Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri
Enstitüsü Çevre Mühendisliği
Anabilim Dalı (2017-2020)

Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl : -

İletişim (e-posta): damlaaktas94@gmail.com

Yayımları

Topaç, F. O., Aktaş, D. 2019. Taşıt Lastik Tozlarının Toprak Enzim Aktiviteleri Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (17):306-314.