

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**KOCAELİ İLİ EV TOZU ÖRNEKLERİNDE KALICI
ORGANİK KİRLETİCİLERİN SEVİYELERİ VE
MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ**

UĞUR MERVE KARA

KOCAELİ 2016

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KOCAELİ İLİ EV TOZU ÖRNEKLERİNDE KALICI
ORGANİK KİRLETİCİLERİN SEVİYELERİ VE
MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

UĞUR MERVE KARA

Yrd.Doç.Dr. Mihriban CİVAN
Danışman, Kocaeli Üniv.
Doç.Dr. Beyhan PEKEY
Jüri Üyesi, Kocaeli Üniv.
Yrd.Doç.Dr. Zehra BOZKURT
Jüri Üyesi, Düzce Üniv.

Tezin Savunulduğu Tarih: 03.06.2016



ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Kocaeli ilinde iç ortam KOK grubu kirleticilere ait veri tabanını genişletmeyi ve oluşabilecek sağlık risklerini ortaya koymayı amaçlayan bu çalışmada;

Pes ettiğim yerde beni elimden tutan, maddi manevi desteğini esirgemeyen, engin bilgisini paylaşmakta hiçbir zaman tereddüt etmeyip destek ve önerilerini esirgemeyen Yard. Doç. Mihriban CİVAN'a müteşekkirim.

Laboratuvar çalışmalarında desteğinden dolayı öncelikle Yard.Doç. Demet ARSLAN'a, yüksek lisans öğrencisi Bilgehan BAŞARAN'a, lisans öğrencileri Gizem SOYLU, Hepsen Bahar AKYILDIZ, Onur ŞAHİN ve Tuğba AYAZ'a candan çabaları ve emekleri için ayrı ayrı teşekkürü borç bilirim.

Bu çalışmanın gerçekleşmesini sağlayan, bizleri evlerine kabul etme inceliğini gösteren gönüllülerimize şükran borçluyuz.

Son olarak beni destekleyerek bu günüme getiren sevgili aileme; sonsuz sabrı ve duygusal desteği ile elimi hiçbir zaman bırakmayan eşim Ahmet Serhan HERGÜL'e en içten teşekkürlerimi sunarım. İyi ki varsınız.

Bu çalışma Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) tarafından 115Y405 no'lu proje kapsamında maddi olarak desteklenmiştir. Maddi desteğinden dolayı TÜBİTAK'a çok teşekkür ederiz.

Mayıs - 2016

Uğur Merve KARA

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ	iv
TABLO DİZİNİ	v
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ÖZET	vii
ABSTRACT	viii
GİRİŞ	1
1. İÇ ORTAM HAVA KİRLETİCİLERİ	5
1.1. Uçucu Organik Bileşikler	5
1.2. Partikül Madde (PM)	6
1.3. Karbonmonoksit (CO)	6
1.4. Azot Oksitler (NO _x) ve Kükürt Oksitler (SO _x)	7
1.5. İz Elementler	8
1.6. Kalıcı Organik Kirleticiler	9
1.6.1. Polibromlu difenil eterler (PBDE)	11
1.6.2. Poliaromatik hidrokarbonlar (PAH)	15
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	19
2.1. PBDE Kirleticileri Hakkında İç Ortam Dış Ortam ve Ev Tozunda Yapılan Çalışmalar	20
2.2. PAH Kirleticileri Hakkında İç Ortam Dış Ortam ve Ev Tozunda Yapılan Çalışmalar	24
2.3. Türkiye’de Yapılan Çalışmalar	28
3. MATERYAL VE METOT	30
3.1. Çalışma Alanı	30
3.2. Örneklemeye Yapılacak Hanelerin Belirlenmesi ve Hanelerden Örneklerin Toplanması	31
3.3. Örneklemeye Dönemindeki Meteorolojik Koşullar	33
3.4. Kullanılan Kimyasallar ve Materyaller	34
3.5. Örneklerin Analize Hazırlanması	36
3.6. Örneklerin Ekstrasyonu ve Önzenginleştirilmesi	36
3.7. Temizleme (Clean-up) İşlemleri	39
3.7.1. Kolonda yer alacak kimyasalların hazırlanması	39
3.7.2. Temizleme (clean-up) kolonunun hazırlanması	41
3.7.3. Temizleme (clean-up) ve son zenginleştirme	43
3.8. GC-MS Parametrelerinin Düzenlenmesi	46
3.9. Sağlık Riski Tahmini	50
4. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER	55
4.1. İç Ortam Tozunda PBDE Seviyeleri	55
4.2. İç Ortam Tozunda PAH Seviyeleri	56
4.3. Literatür Karşılaştırması	57
4.4. Anketler	62

4.5. İç Ortam Tozundan Günlük PBDE ve PAH Maruziyeti Kaynaklı Risk Değerlendirmesi Tahmini	63
4.5.1. PBDE kirleticisi profili.....	63
4.5.2. PAH kirleticisi profili.....	65
4.5.3. Maruziyet	67
4.5.4. Kanserojen olmayan risk.....	70
4.5.5. Kanserojen risk.....	71
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	74
KAYNAKLAR.....	77
EKLER.....	90
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER.....	96
ÖZGEÇMİŞ.....	97



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Kocaeli ilinin uydudan görünüşü	31
Şekil 3.2. Katılımcı evlerin lokasyonları.....	32
Şekil 3.3. Örneklerin ekstrasyonu ve önzenginleştirilmesi	38
Şekil 3.4. Yapılan çalışmaya ait resimler	39
Şekil 3.5. Temizleme kolonu yapısı.....	42
Şekil 3.6. Temizleme (clean-up) kolonlarının genel görünüşü	42
Şekil 3.7. Döner buharlaştırıcı cihazı genel görünüşü	43
Şekil 3.8. Zenginleştirme işlemi	44
Şekil 3.9. GC-MS’te okunmaya hazır hale getirilmiş örnek	44
Şekil 3.10. Örneklerin analiz aşamaları	45
Şekil 3.11. PAH için GS-MS pik eğrileri.....	48
Şekil 3.12. PBDE için GS-MS pik eğrileri	48
Şekil 4.1. Risk gruplarında temas yolları ile kanser olma riski ilişkileri.	73

TABLO DİZİNİ

Tablo 1.1.	Bileşen ağırlıklarına göre (%) PBDE bileşenleri	11
Tablo 1.2.	1970 – 2005 yılları arasındaki Σ PBDE üretim miktarı	12
Tablo 1.3.	14 PBDE bileşiğinin kimyasal yapıları	13
Tablo 1.4.	16 PAH bileşiğinin kimyasal yapıları	17
Tablo 3.1.	Kocaeliye ait meteorolojik istatistiki veriler (1950-2014)	33
Tablo 3.2.	Kullanılan surragate ve standart solüsyonlar	35
Tablo 3.3.	PBDE izomerleri kalibrasyon parametreleri	49
Tablo 3.4.	PAH izomerleri kalibrasyon parametreleri	50
Tablo 3.5.	Referans dozlar (RfD) ve eğitim faktörleri (SF)	53
Tablo 3.6.	Kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler	53
Tablo 4.1.	PBDE kirleticilerine ait ortalama, medyan ve aralık değerleri	56
Tablo 4.2.	PAH kirleticilerine ait ortalama, medyan ve aralık değerleri	57
Tablo 4.3.	Literatür karşılaştırılması - PBDE	60
Tablo 4.4.	Literatür karşılaştırılması - PAH	61
Tablo 4.5.	33 katılımcıya ait istatistiksel zaman parametreleri (dakika)	63
Tablo 4.6.	PAH için Tanısal oranlar ve emisyon kaynakları	67
Tablo 4.7.	Günlük maruziyet ve kanserojenlik riski değerlendirmesi	69
Tablo 4.8.	Toplam tehlike indeksleri ve kanserojenlik tahminleri.	70

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

A_{skini}	: Yaş grupları için cilt temas alanı, (cm^2)
BW_i	: Yaş grupları için ortalama vücut kütlesi i, (kg)
C_{dust}	: Ölçülen toz derişimi, ($mg\ kg^{-1}$) (evde maruz kalınan kirleticiler)
CF	: Birim dönüştürme faktörü,
DAF	: Deri emilim faktörü, (birimsiz)
D_{dermal}	: Yaş grupları için deri teması yolu ile günlük alınımlar i, ($mg\ kg^{-1}\ gün^{-1}$)
D_{inhi}	: Yaş grupları için solunması yolu ile günlük alınımlar i, ($mg\ kg^{-1}\ gün^{-1}$)
D_{ingi}	: Yaş grupları için çiğnenmesi yolu ile günlük alınımlar i, ($mg\ kg^{-1}\ gün^{-1}$)
ED	: Yaş grupları için maruziyet süresi, (yıl)
EF	: Maruziyet frekansı, ($gün\ yıl^{-1}$)
Et_i	: Yaş grupları için evdeki günlük maruziyet süresi i, (saat/gün),
PEF	: Parçacık emisyon faktörü, ($m^3\ kg^{-1}$)
R_{ingi}	: Yaş grupları için çiğneme yoluyla günlük alınımlar i, ($mg\ toz\ gün^{-1}$)
R_{inhi}	: Yaş grupları için soluma yoluyla günlük i, ($m^3\ gün^{-1}$)
SAF	: Cilt uyum faktörü, ($mg\ cm^{-2}\ h^{-1}$)
T_{avrg}	: Yaş grupları için Türkiye'deki ortalama yaşam süresi i, (gün)

Kısaltmalar

Ace	: Acenaphthene (Asenaften)
Acy	: Acenaphthylene (Asenaftelen)
Ant	: Anthracene (Antrasen)
BaA	: Benzo(a)anthracene (Benzo[a]antrasen)
BaP	: Benzo(a)pyrene (Benzo[a]piren)
BbF	: Benzo(b)fluoranthene (Benzo[b]floranten)
BgP	: Benzo(g,h,i)perylene (Benzo[g,h,i]perilen)
BkF	: Benzo(k)fluoranthene (Benzo[k]floranten)
Chr	: Chrysene (Krisen)
DahA	: Dibenzo(a,h)anthracene (Dibenzo[a,h]antrasen)
Flt	: Fluoranthene (Floranten)
Flu	: Flourene (Floren)
Ind	: Indeno(1,2,3-c,d)pyrene (İndeno[1,2,3-cd]piren)
KOK	: Kalıcı Organik Kirleticiler
Nap	: Naphthalene (Naftalin)
PAH	: Poliaromatik Hidrokarbon
PBDE	: Polibromlu Difenil Eter
Phe	: Phenanthrene (Fenantren)
Pyr	: Pyrene (Piren)

KOCAELİ İLİ EV TOZU ÖRNEKLERİNDE KALICI ORGANİK KİRLETİCİLERİN SEVİYELERİ VE MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

ÖZET

Bu çalışma Kocaeli şehrinde ev tozlarında biriken lipofilik endokrin bozucular olarak tanımlanan PoliBromluDifenil eter (PBDE) ve kanserojen-mutajen etkisi bulunan Poli Aromatik Hidrokarbon (PAH) izomerlerinin derişimlerinin belirlenmesi amacıyla yapılmıştır. Kış mevsimi döneminde gerçekleştirilen çalışmada Kocaeli ilinde 40 ayrı lokasyonda oturan gönüllüler bulunmuş ve evlerden iç ortam tozları toplanmıştır. Labaratuvara getirilen örnekler 100 µm partikül boyutunda elenmiş ve yabancı maddelerden arındırılarak ekstraksiyon ve önzengileştirme işlemine kadar -20 °C'de derin dondurucuda bekletilmiştir. Örnekler sırasıyla; ekstraksiyon, önzenginleştirme, temizleme ve son zenginleştirme işlemleri uygulanmıştır. İşlenen örneklerin analizi GC-MS cihazında yapılmıştır. Ayrıca ziyaretler sırasında evlerin fiziksel özelliklerini belirlemek ve olası kirletici kaynaklarını istatistik korelasyonlarla tahmin etmek için anket çalışması uygulanmıştır. US EPA tarafından önerilen eşitlikler kullanılarak iç ortamda toz maruziyetinden kaynaklı olası sağlık riskleri tahmin edilmiştir.

Ölçümler sonucunda evlerde ölçülen PBDE kirleticileri arasında en yüksek seviyeye sahip PBDE izomerinin PBDE-209 (12,71 ng g⁻¹ ile 1741 ng g⁻¹) olduğu tespit edilmiştir. Σ₁₄PBDE ise 29,28 ile 4790 ng g⁻¹, Σ₁₆PAH ise 85,9 ile 40360ng g⁻¹ arasında ölçülmüştür. BDE 47, 99, 153 ve 209 için ölçülen tehlike indeksleri kritik değer olan 1'den düşük olduğu tespit edilmiş, dolayısıyla 2 grup için de gelecekte bu kirleticilerden kaynaklı potansiyel sağlık riski bulunmamaktadır. Sadece çiğneme ve deri teması göz önüne alındığında B2 grubu PAH ve BDE 209 çocuklarda (6,2x10⁻⁵) ve yetişkinlerde (5,6x10⁻⁴) EPA'nın güvenlik aralığında (1x10⁻⁶ ve 1x10⁻⁴) olduğu görülmüştür. Evlerin yola yakınlığı ve lokasyonu ile PBDE kirletici seviyeleri arasında anlamlı bir ilişki bulunamamıştır.

Anahtar Kelimeler: İç Ortam Tozu, Kaynaklar, PAH, PBDE, Sağlık Riskleri.

ASSESSMENT OF HUMAN EXPOSURE TO PERSISTENT ORGANIC POLUTANTS AND LEVELS IN INDOOR DUSTS IN KOCAELI

ABSTRACT

The objective of this study is to determine the levels of PBDE as known as lipophilic endocrine disruptors and PAH isomers (having carcinogenic & mutagenic impacts) adsorbed on indoor dusts in homes located at Kocaeli province. Within the scope of the study, 40 houses of participants who volunteered for the study in 40 different locations were visited for sampling and dust samples were collected from household during one winter period. Samples sieved through 100 μm mesh. All undesired materials, hair and debris were removed from the samples and stored in -20°C until extraction. The extraction procedure followed by preenrichment, clean-up and final enrichment respectively. Samples were analyzed with GC-MS instrument. Participants questionnairied for to obtain household characteristics and possible sources.

The highest PBDE concentration was observed in PBDE 209 isomer (range between 12.71 ng g^{-1} – 1741 ng g^{-1}). $\Sigma_{14}\text{PBDE}$ measured between 29.28 ng g^{-1} – 4790 ng g^{-1} and PAH 85.9 – 40360 ng g^{-1} . The hazard index (HI) values for BDE-47, -99,-153 and -209 were lower than the safe limit of 1, and this result suggested that none of the population groups would be likely to experience potential health risk. Considering only ingestion+dermal contact, the carcinogenic risk level of both B2 PAHs and BDE 209 for adults and children (6.2×10^{-5} and 5.6×10^{-4}) were in the EPA safe limit range (1×10^{-6} and 1×10^{-4}). House location and closeness to the road are not significantly correlated.

Keywords: Indoor Dust, Resources, PAH, PBDE, Health Risks.

GİRİŞ

Yaşam standartlarında yaşanan hızlı artışla beraber mutfak malzemelerinden yapı malzemelerine, oyuncaklardan mobilyalara ve elektronik cihazlara kadar uzanan tüketim malzemelerin üretiminde kullanılan kimyasalların hem sayısında hem de miktarında artış olmuştur. Bu artışla beraber birçok çalışmada iç ortamda pestisitler, duman çökeltileri, yanma geciktiriciler, ağır metaller ve asbest gibi sayısız kimyasal kirletici bulunduğu rapor edilmiştir. Dolayısıyla iç ortam insanlar için kirleticilere maruz kaldıkları bir ortam haline gelmiştir.

Kalıcı organik kirleticiler (KOK) endüstride dünya çapında geniş bir şekilde kullanılmaktadır. Örneğin sadece Birleşik Krallık'ta yangın güvenlik düzenlemelerine uymak için tüm döşeme malzemelerinin %95'lik kısmında yangın geciktirici kimyasalların yani PBDE'lerin kullanıldığı rapor edilmiş, bu da ülke çapında yılda yaklaşık 1000 – 1200 ton/yıl'lık bir PBDE tüketimine işaret etmektedir (Avrupa Kimyasallar Bürosu, 2002; Sjödin ve diğ., 2008). PAH'ların kaynağının ise eksik yanma, trafik emisyonları ve sigara tüketimi olduğu bilinmektedir.

KOK'un kimyasal kararlılıkları, bozulmaya mukavemetleri ve yağ sever özelliklerinden dolayı hava, su, toprak ortamında birikim yapmakta besin zincirine katılarak biyoakümülyasyona uğramaktadır. Bu sebeple KOK'lar çevrede en çok bulunan kirleticiler arasındadır (Vafeiadi ve diğ., 2014). İnsanlar hayatlarının yarısından fazlasını kapalı ortamlarda geçirmekte ve böylece kirleticilere maruziyetin de yarısından fazlası kapalı ortamda gerçekleşmektedir. Hatta iç ortamda geçirdikleri sürelerin %90'ını evlerinde geçirmektedirler. Bu sebeple birçok hastalık ile iç ortam maruziyeti ile ilişkisine dair çalışmalar yapılmıştır. Yapılan çalışmalar KOK'ların insan kanında, anne sütünde, idrarda ve hormonlarda ölçülen ile iç ortam seviyeleri arasında pozitif ilişkileri ve neden olduğu olumsuz sonuçları göstermektedir (Chao ve diğ., 2014, Vafeiadi ve diğ., 2014). Bu durum gelecekte daha çok iç ortam maruziyeti sebebiyle sağlık sorunları yaşanacağını habercisidir.

Günlük hayatta ev, okul, laboratuvar, kreşler gibi kapalı alanlarda geçirilen vaktin artışıyla Kalıcı Organik Kirleticilere maruziyet de artmıştır. Kalıcı özellikleri ve uzun yarılanma süreleriyle dikkat çeken ve yangın geciktirici olarak kullanılan PBDE'lerin kullanım alanı oldukça geniştir ve özellikle 70'li yıllarda yoğun olarak kullanılmıştır. Örneğin tekstil ürünlerinde, mobilyalarda kullanılan poliüretan köpüklerde, yatak, halı, otomobil koltukları ve elektrikli ev aletlerinin plastik kısımları dâhil birçok üründe katkı maddesi olarak tüketilmiştir (Hassan ve diğ., 2015; Lim ve diğ., 2014). Sigara tüketimi ile ortaya çıkan PAH kirleticileri insan sağlığı açısından en fazla tehdit oluşturan kaynaklar arasındadır (Vardar ve diğ., 2004). Bunun yanında PAH kirleticileri biyokütlenin ve fosil yakıtın eksik yanması sonucu da oluşmaktadır (Qi ve diğ., 2014; Mannino ve Santino 2008). Yapılan çalışmalar KOK'lara maruziyetin arttığını ortaya koymaktadır.

Yangın geciktirici olarak kullanılan bromlu kimyasallar 70'li yıllardan itibaren PCB'lerin yasaklanması ile ticari ürünlerde kullanılmaya başlamıştır. Pek çok hayatı kurtarması ve milyonlarca dolar maddi zararı önlemesi avantaj oluştururken yoğun kullanımından dolayı yüksek derişimlere ulaşmasıyla sağlığa ve çevreye olumsuz etkiler bırakmaktadır (Besis ve Samara, 2012). Özellikle yangın trajedilerini azaltmak için pek çok plastik eşya, mobilya, elektronik ev eşyası tekstil, poliüretan köpük ve otomobil üretiminde kullanılan polibromlu difenil eterler (PBDE) izomerleri içeren yangın geciktirici kimyasalların kullanımı önceleri yaygınlaşmış ancak sağlık üzerine olumsuz etkileri yapılan çalışmalarla ortaya koyulunca Stockholm Sözleşmesi'yle (2009) penta ve okta PBDE'lerin kullanımına ciddi kısıtlamalar ve yasaklar getirilmiştir. Ayrıca Avrupa Birliği, Japonya, Çin ve Amerika'nın çeşitli eyaletlerinde üretimi, kullanımı, ithalatı ve ihracatı yasaklanmıştır (Ali ve diğ., 2011).

Deca-PBDE'ler ise Çin gibi bazı ülkelerde üretimi ve kullanımı devam etmektedir (Betts ve diğ., 2008). Türkiye 12 Ocak 2010 tarihinde Stockholm Sözleşmesi'ne taraf olmuştur. Son çalışmalar bromlu yangın geciktirici maruziyetinde en yüksek potansiyele iç ortam tozlarının sahip olduğunu göstermiştir (Wang ve diğ., 2013).

Bu çalışmada Kocaeli ilinin 40 ayrı lokasyonunda tespit edilen evlerde yaşayan gönüllü katılımcılar belirlenerek iç ortam (ev tozu) tozları toplanmış, analizleri yapılmış ve aşağıda hedeflenen amaçlar gerçekleştirilmiştir:

- İç ortam tozlarında bulunan PBDE ve PAH kirleticilerin seviyelerinin belirlenerek kirlilik profili oluşturulmuştur.
- Evlerde belirlenen kirleticilerin anket sonuçları ile istatistiksel kıyaslamaları yapıp evlerin olası kirletici kaynakları tahmin edilmiştir.
- Benzer çalışmaların gerçekleştiği bölgelerle Kocaeli karşılaştırılmıştır.
- Evlerde maruz kalınan PAH ve PBDE kirleticilerinden kaynaklı sağlık riski çalışması yapılmıştır. Ayrıca iki farklı KOK grubu kirleticiye aynı toz matriksinde bakarak sağlık riski açısından daha fazla tehlike oluşturabilecek kirletici grubu tespit edilmiştir.
- İç ortam tozunda PAH ve PBDE kirleticilere ait veritabanı genişletilmiştir.

Çalışmanın özgünlüğü:

Yapılan bu çalışmada Türkiye’de ilk defa iç ortam ev tozunda PBDE ve PAH incelenmiştir. İç ortam kalitesinin Türkiye’de yeni araştırılmaya başlanan bir konu oluşu ve daha önce Kocaeli’de böyle bir çalışma yapılmamış olması bu projenin önemini arttırmıştır.

İç ortam tozu ile yapılan çalışmalar, genelde tek bir grup kirletici ölçümüne ve ölçüm sonucunda elde edilen veri ile sağlık riski tahmini yapılmaktadır. Ancak iç ortam tozları iç ortamda bulunan bütün kirleticiler için iyi bir tutucudur. Sadece tek bir grup kirleticiye bakmak maruziyet hesaplarında eksik değerler bulmaya sebep olur. Bu sebeple iç ortam tozlarında ne kadar çok kirletici tespit edilirse gerçek maruziyet değerlerine o kadar yaklaşılr.

Yapılan bu çalışmada aynı toz örneğinde PAH ve PBDE seviyeleri ölçülmüş ve toz maruziyetinden kaynaklı sağlık riski tahmini yapılmıştır. Aynı toz matriksi ile iki farklı KOK grubu kirleticinin oluşturabileceği sağlık riskinin katkıları tespit edilmiştir.

Çalışma örnekleme açısından da özgünlüğe sahiptir. Genelde tozlarda yapılan çalışmalar ya ev sahibinin süpürgesinden örnek alarak ya da herhangi bir zamanda

evleri ziyaret edip proje ekibine ait süpürgeyle örnek alarak yapılmıştır. Bu çalışma da yedi gün süpürülmemiş evlerden toz örneği toplanmıştır ve eski toz yeni toza karışmamıştır (sadece yeni toz toplanmıştır). Bilgimiz dahilinde böyle bir yöntemle örnekleme yapılmış çok az sayıda çalışma mevcuttur. Standartlaşmış bir sürede toplanan toz ile farklı evlerin iç ortam tozlarının kıyaslanmasında belirsizlikler azaltılmıştır.



1. İÇ ORTAM HAVA KİRLLETİCİLERİ

İç ortam; konut, işyeri ve okul gibi kapalı binaların içi olarak ifade edilebilir (Alyüz, 2006). İç ortam kirliliğine sebep olan kirleticiler ise literatürdeki çalışmaların ortaya koyduğu üzere dış ortama oranla daha büyük bir yoğunluğa sahip olabilmektedir. İç ortam kalitesini binalarda kullanılan malzemeler ya da ev halkının alışkanlıkları gibi nedenlerin de etkilediği bilinmektedir.

İç ortam kalitesini ve insan sağlığını olumsuz etkileyen faktörler, iç ortamda bulunan Uçucu Organik Bileşikler (UOB), Partiküler Madde ($PM_{2,5}$ ve PM_{10}), Karbonmonoksit (CO), Azotoksitler (NOx) ile Kükürtoksitler (SOx), İzolelementler ve Kalıcı Organik Kimyasallar (KOK'lar) şeklinde sıralanabilir.

1.1. Uçucu Organik Bileşikler

Uçucu Organik Bileşikler oda sıcaklığında gaz fazında bulunan karbon bazlı kimyasallardır (Boots ve diğ., 2012). UOB'ler kısa ve uzun vadeli olumsuz sağlık etkileri olabilen çeşitli kimyasallar içeren bazı katı ve sıvılardan ortama yayılır. Tirkkonen ve Saarela (1997) yaptıkları çalışmada UOB'lerin özellikle boyalı duvarlardan salınarak iç ortam yüzeylerinde tutulduğunu rapor etmişlerdir. Ayrıca yapı metaryalleri ve havalandırma sistemleri Yang ve Chen (2001) tarafından ikincil kaynak olarak kabul edilmiştir (Yang ve Chen, 2001).

Organik kimyasallar ev ürünlerinde yaygın bir şekilde (özellikle boyalarda, verniklerde, cilalarda, birçok temizlik malzemesinde, mobilyalarda ve hobi eşyalarında) kullanılmaktadır. Bu ürünler kullanıldıkça etrafına uçucu organik madde salınımı yapmaktadır.

Uçucu organik kirleticilerden bazılarının (ksilen, toluen gibi) toksik, bazılarının kesin kanserojen (4-Aminobifenil, Benzen, Benzidin gibi), bazılarının kanserojen potansiyeli taşıyan (4,4'-Metilen-bis-2-kloroanilin, 1,3 butadien, formaldehit gibi) kimyasallar olduğu bilinirken, bazılarının ise insanlar için olası kanserojenler (p-Aminoazotoluen, Kloroform, 4,4-Diaminodifenil eter gibi) olduğundan

şüphelenilmektedir (Coşkunses, 2008). Uçucu organik kirleticilerin sağlık riski havadaki yoğunluğuna ve kişinin soluma yoluyla maruziyetinin uzunluğuyla alakalıdır. Uzun dönem ve düşük derişimde maruziyet astım gibi sağlık problemlerini ortaya çıkarırken yüksek derişimdeki maruziyet gözlerde ve solunum yolunda tahrişe ve bulantıya sebep olmaktadır. Kronikleşen durumlarda da kanser, doku ve sinir sistemi tahribi meydana getirmektedir.

1.2. Partikül Madde (PM)

PM'nin esas bileşenleri metaller, organik bileşikler, biyolojik orijinli materyaller, iyonlar, reaktif gazlar ve partiküler karbondur (Karakaş ve Güllü, 2013). EPA partikül maddeleri şu şekilde sınıflandırmıştır: aerodinamik çapı 0,1 µm'den küçük partiküller çok (ultra) ince, 0,1 µm ile 2,5 µm (2,5 µm dahil) arasındaki partiküller ince partiküller, 2,5 µm ile 10 µm arasındaki partiküller kaba (course) ve 10 µm'den büyük partiküller. PM derişimi birim hacimdeki kütle veya parçacık adedi olarak tanımlanmaktadır (ASHRAE, 2003). Kaba partiküller üst solunum sisteminde depolanırken ince ve ultra ince partiküller alveollere kadar ilerleyip burada birikebilmektedir. Sağlık riskini ise partiküllerin çapı, partikül yüzey genişliği, partikül kompozisyonu ve birim hacimde maruz kalınan partikül sayısı etkiler. Ultra ince ve ince partiküller sağlık etkisi bakımından kaba partiküllere göre daha tehlikelidir (Williams ve diğ., 2000). Partiküler maddeye maruziyet sonucunda akciğer sorunları görülebilir.

1.3. Karbonmonoksit (CO)

Hidrokarbonların eksik yanmasıyla oluşan karbonmonoksit renksiz ve kokusuz bir gazdır ve kandaki hemoglobine tutunabilirliği oksijene göre 250 kat daha fazladır. Oksijen-hemoglobin bağı, maruz kalınan CO tarafından kırılarak karboksi-hemoglobin gruplarını oluşturur (Ramirez ve diğ., 2014). CO antropojen veya doğal kaynaklı olabilir. Ahşap, benzin, kömür, doğal gaz ve gazyağı gibi karbonlu yakıtların eksik yanması ile oluşur (WHO, 2010). Çevremizdeki CO'nun %60'ı sigara tüketimi biyokütle yakımı ve fosil yakıt tüketimiyle oluşurken %40'luk kısmı doğal

sebeplerle oluşmaktadır (Ramirez ve diğ., 2014). Kentsel alanlarda atmosferik CO kirliliğinin ana kaynağı motorlu taşıtlar ve endüstriler olarak kabul edilmektedir (Fazlzadeh ve diğ., 2015). En yüksek karbonmonoksit derişimine trafiğin en yoğun olduğu bölgelerde rastlanmaktadır. Ortam havası ve trafik yoğunluğu arasındaki bağ literatürde yapılan çalışmalarda ortaya konulmuştur (Rashidi ve Massoudi, 1980). CO maruziyeti kirlotici derişimi ve maruz kalma süresi, maruz kalan kişinin sağık ve fizyolojik durumuna bağılı olarak kardiyovasküler sistem, akciğerler, kan ve santral sinir sistemleri üzerinde olumsuz etkiler bırakabilmekte ve ölümlere yol açabilmektedir (WHO, 2010; Reboul ve diğ., 2012).

1.4. Azot Oksitler (NO_x) ve Kükürt Oksitler (SO_x)

NO_x'in atmosferdeki kaynağı taşıt egzozu, yakma tesisleri, ısınma amaçlı fosil yakıt tüketimi, enerji üretimi, biyokütle yanması ve endüstriyel prosesler olarak özetlenebilirken (Çetin, 2006); doğal kaynak olarak topraktaki organik çürümeler ve mikrobiyolojik işlemler (Toros, 2000), orman yangınları ve yıldırımdır. NO_x ifadesi kent üzerinde yaz günlerinde kızıl-kahverengi bir bulanıklık oluşturmak suretiyle kendini gösteren fotokimyasal sisin ana bileşeni olan NO₂ ve onun hammaddesi olan NO gazlarını birlikte ifade eder. Yüksek sıcaklıkta cereyan eden tüm yanma reaksiyonlarında havada ki azot ve oksijenden NO_x oluşumu görülür. Bu gazlar atmosferde doğal gaz çevrimine girerek, nitrik asit (HNO₃) oluşumuyla sonuçlanan zincirleme reaksiyonları tamamlarlar. Atmosferdeki HNO₃ oluşumu ise asit yağışının oluşmasına yol açar.

Yerden pek fazla yükselemeyen NO₂ gazı, güneş ışığının etkisiyle ozon ile sonlanan bir dizi zincirleme fotokimyasal reaksiyona neden olur. Zehirleyici bir gaz olan ozon ise tüketilerek 2 ila 30 günde atmosferden kaybolur. Benzinli taşıtların ve güneş ışınlarının bol olduğu kentlerde yaz aylarında fotokimyasal sis görülür. Trafığe ve endüstriyel emisyonlara bağılı olarak fotokimyasal sis oluşumunun uzun mesafede etkili bir mekanizma olduğu kaynakların bulunduğu yerlerden yüzlerce kilometre ötede bile ozon oluşum etkisi yaratabildiğı bilinmektedir (Müezzinoğlu, 2009).

İnsan sağığı üzerindeki etkileri ise, solunumla ilgili hastalıklara neden olur. NO sinir sistemine etki ederek solunum felcine neden olurken, NO₂ akciğerlerdeki alveollerde tahrişe yol açar. NO₂ etkisini çok çabuk gösteren bir gazdır, maruz kalan bir kimse,

gazın varlığını farketmezsiniz öldürücü dozu soluyabilir. NO₂ etkilenmesinde, toksisite, kısa süre için bile Haber Yasası'na uyan bir derişim-zaman ilişkisi göstermez (Malak ve diğ., 2015).

Kükürt Oksit (SO_x) emisyonlarının en önemli bölümü; elektrik üretmek amacıyla çok büyük miktarlarda kükürtlü katı ve sıvı yakıtlar yakan termik santrallerden meydana gelmektedir. 2 Kasım 1986' da yürürlüğe giren "Hava Kalitesini Koruma Yönetmeliğı"ne göre mahalli çevre birimlerinde uzun vadeli, maksimum SO₂ sınır değerleri, yıllık ortalama 60 mg m⁻³, kış mevsimi ortalaması 120 mg m⁻³, günlük ortalama 150 mg m⁻³, 1 saatlik ortalama 450 mg m⁻³tür. Evlerde SO₂ kaynakları soba, şömine ve kuzine yakılmasıdır.

Kükürt dioksit; tahriş edicidir ve doğrudan doğruya solunum yollarını etkilemektedir. Solunan yüksek derişimdeki kükürt dioksitin %95'i üst solunum yollarından absorbe olur. Bunun sonucu olarak, bronşit, anfizem ve diğ er akciğ er hastalık semptomları meydana gelir.

Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından; halk sağlığının korunabilmesi amacıyla 500 µg m⁻³/10 dakika kükürt dioksit sınır değerinin aşılmaması tavsiye edilmektedir. Yapılan hesaplamalarda bu değer maksimum 1 saatlik ortalama değer olan 350 µg m⁻³e eşdeğer bulunmaktadır (İlkılıç ve diğ., 2006).

1.5. İz Elementler

Canlılarda, çok küçük miktarlarda büyüme, gelişme ve sağlık (genellikle milyonda 1 ila 10 partikül) olumlu etkiye sahipken yüksek miktarda maruziyeti büyüme, gelişme ve sağlık üzerinde olumsuz etkiye sahip olan krom (Cr), Kobalt (Co) , Bakır (Cu), Demir (Fe), Manganez (Mn), Magnezyum (Mg), Molibden (Mo), Selenyum (Se) ve Çinko (Zn) gibi elementlerdir.

Günümüzde birçok ülkede enerji üretiminde ana kaynak olarak kömür kullanılmaktadır. Dünya çapında enerji üretiminin yaklaşık %40'ı kömür tüketimiyle gerçekleşmektedir (Vejahati ve diğ., 2010). Kömür tüketimi sırasında kömürün içinde bulunan mineral ve organik madde bileşenleri ile bağlanmış haldeki iz elementler salınmakta ve derişimlerine, toksisitelerine, yanma sırasındaki parçalanma

davranışlarına ve çevresel kontrol sistemlerine bağlı olarak çevre ve insan sağlığına risk oluşturabilmektedir (Duan ve diğ., 2016). İz elementlerin hücre metabolizmasındaki fonksiyonları çok çeşitli olup, asit-baz dengesi, vücut sıvı ve dokularının osmotik basıncı, membran geçirgenliği, doku hassasiyetinin oluşumu, sinir impluslarının iletimi, hormon ve enzimlerin kendilerine özgü fonksiyonlarını gerçekleştirmesi, büyüme ile canlının yaşamsal fonksiyonlarının yerine getirilmesinde son derece önemlidir.

İz elementler canlılarda düşük yoğunluklarda bulunmasına karşın, pek çok önemli fizyolojik işlevde süreklilik için gereklidir. İz elementler, organizmada pek çok önemli olayda katalitik, enzimatik ve yapısal faaliyetlere katılan, besin ve su ile dışarıdan alınması gereken anorganik maddelerdir (Türel ve diğ., 2009).

Vücutta iz elementlerin eksikliği bağışıklık sistemine olumsuz etki, gebelik problemleri, bodurluk gibi gelişim eksikliği rahatsızlıklarına ve hatta ölüme neden olabilir. Bunun yanı sıra iz elementlerin yüksek miktarlarda alınımı da zararlıdır. Fazla miktarda iz element alınımı organizmada hedef organlarda birikimine neden olmakta, kronik etkiler ve zehirlenme belirtileri ortaya çıkmaktadır. Ayrıca iz elementlere iz metaller de denir.

1.6. Kalıcı Organik Kirleticiler

Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK) küresel ölçekte ticari ve endüstriyel uygulamalarda yaygın olarak kullanılan, doğada uzun süre bozulmadan kalma, uzun mesafeler boyunca taşınma, yağ dokuda birikme ve gıda zinciri içinde biyolojik birikime yol açma özelliklerinden dolayı en çok dikkat çeken çevre kirleticileri arasında yer almaktadır. KOK grubu kirleticilerden Polibromlu Difenil Eterlerler (PBDE) 1970 yılından beri yangın geciktirici olarak iç ortamda bulunan plastikler, tekstil ürünleri, televizyon setleri, yalıtım malzemeleri, mobilyalar, süngerler ve bilgisayar kasaları gibi birçok tüketim malzemelerine ilave edilmiştir (Besis ve Samara, 2012). Polibromlu difenil eterlerler (PBDE), poliklorlu bifeniller (PCB), ftalat esterleri (PAES) gibi alt grupları vardır ve günlük hayatta kullanılan birçok üründe bu kimyasallar kullanılmıştır. Ancak insana ve doğaya zarar verici özelliklerinden dolayı uluslararası sözleşme ve yönetmeliklerle bu kimyasalların kullanımı ve üretimi sınırlandırılmış veya tamamen yasaklanmıştır.

Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK'lar), fotolitik, kimyasal ve biyolojik bozunmaya karşı direnç göstermeleri nedeniyle doğaya salındığında olağandışı uzunlukta zaman süreleri boyunca ayrışmadan kalan belirli birtakım fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip, doğal veya antropojenik kökenli organik bileşiklerdir (Buccini, 2001). Kalıcı Organik Kirleticiler eklendiği malzeme ile kimyasal bağ oluşturmazlar dolayısıyla malzeme üzerinden bulunduğu çevreye devamlı salınım halinde olan, çevresel bozunmaya dayanıklı, ortamda kalıcı olan, uzun mesafe taşınım özelliği gösteren, insan ve hayvan dokularında birikebilen ve insan sağlığı ile çevre üzerinde ciddi olumsuz etkileri olan organik bileşiklerdir.

Birleşmiş Milletler Çevre Programının (UNEP) KOK'lara ilişkin Stockholm Sözleşmesi 17 Mayıs 2004 tarihinde yürürlüğe giren küresel nitelikli bir anlaşmadır.

KOK, Stockholm sözleşmesinde; pestisitler (Aldrin, Klordan, DDT vb.), sanayi kimyasalları (PCB'ler, HCB ve Mirex) ve istenmeksizin üretilen KOK'lar (Dioksinler, Furanlar vb.) olarak 3 ana başlık altında toplanmıştır. KOK'lar, sanayi ve tarımın pek çok sektöründe kullanılmak üzere imal edilebildikleri gibi, sınıflı süreçlerin ve yakma işlemlerinin sonucunda da yan ürün olarak ortaya çıkabilmektedir (Acara ve diğ., 2008).

Stockholm sözleşmesinde Ek-A listesiyle yasaklanan kimyasallar: Aldrin, Klordan, Klordekon, Dieldrin, Endrin, Heptaklor, Hekzabromobifenil, Hekzaklorosikloheksan, Lindan, Mirex, Pentaklorobenzen, Poliklorlubifeniller, teknik Endosülfan ve ilgili izomerleri, Tetrabromodifenil eterler ve Pentabromodifenil eterler, Toksafen ve Hekzabromosiklododekan.

Stockholm sözleşmesinde Ek-B listesiyle kısıtlanan kimyasallar: DDT, Perflorooktan sülfonik asit, tuzları ve Perflorooktan sülfonil florit. Stockholm sözleşmesinde Ek-C listesiyle azaltım kararı alınan kimyasallar: Poliklorlu dibenzo-p-dioksinler, Poliklorlu dibenzofuranlar, heksaklorobenzen, Pentaklorobenzen ve Poliklorlu bifeniller olarak belirlenmiştir. 2009 yılında ise bu yasaklı listesine Tetrabromodifenil eter, pentabromodifenil eter (ticari pentabromodifenil eterin, c-pentaBDE, bileşenleri), heksabromodifenil eter ve heptabromodifenil eter (ticari octabromodifenil eterin, c-octaBDE, bileşenleri) dahil edilmiş olup, üretimi, kullanımı, ithalatı ve ihracatı yasaklanmıştır (Holoubek ve diğ., 2014).

Türkiye; 23 adet Kalıcı Organik Kirleticinin (KOK) üretiminin, kullanımının, ticaretinin ve depolanmasının kesin biçimde kısıtlanması veya tamamen yasaklanması amacıyla sözleşmeyi 23 Mayıs 2001 tarihinde imzalamıştır.

1.6.1. Polibromlu difenil eterler (PBDE)

Alevlenmeye mukavemeti arttırıcı kimyasallar olan polibromlu difenil eterler (PBDE)'in üç adet ticari yapısı vardır. Artan brom muhtevasına göre, bu formülasyonlar beş bromlu difenil eterler (Penta-BDE), sekiz bromlu difenil eterler (okta-BDE) ve on bromlu difenil eterler (deka-BDE) olarak adlandırılır. Brom Bilim Çevre Forumu'nca (BSEF), deka-BDE karışımları dünyada çapında en yoğun tüketilen PBDE grubunu oluşturmaktadır. Dünyadaki toplam PBDE üretiminin yaklaşık %83'ünü oluşturduğu hesaplanmıştır (BSEF, 2009; Besis ve Samara, 2012). Yine BSEF (2004) tarafından yapılan başka bir açıklamaya göre Avrupada üretilen ve tüketilen toplam ticari penta-BDE karışımları 2001 yılında 150 ton iken Amerika'da tüketilen penta-BDE karışımı 7100 ton olarak kayıtlara geçmiştir. Ticari PBDE'lerin bileşen ağırlıklarına göre muhtevaları değişiklik göstermektedir. Tablo 1.1'de bileşen ağırlıklarına göre (%) PBDE bileşenleri verilmiştir.

PBDE izomerleri; iç ortam tozlarına büyük yüzey alanlarına sahip olduklarından kolaylıkla tutunabilmektedir. Ayrıca tozlar evin her yerinde bulundukları için evin kirlilik seviyesini temsil eden iyi bir göstergedir (Besis ve Samara, 2012). Toz tarafından emilen kirleticiler biyotik (mikrobiyal gibi), abiyotik (fotoliz gibi), kimyasal (parçalanma) bozulma prosesleri veya faz transferi (buharlaşıma, çözünme gibi) geçirmediği için iç ortamda uzun süre durabilmektedirler (Maertens ve diğ., 2004).

Tablo 1.1. Bileşen ağırlıklarına göre (%) PBDE bileşenleri

Ticari Karışım Ürün	Tetra-BDE	Penta-BDE	Hekza BDE	Hepta-BDE	Octa-BDE	Nona-BDE	Deca-BDE
T-PentaBDE	24-38	50-60	4-8	<1	-	-	-
T-OctaBDE	-	-	10-12	44	31-35	10-11	<1

PBDE'ler 1970'lerin ortasına kadar yangın geciktirici olarak mobilyalarda, yataklarda, halılarda ve elektronik eşyalarda gibi birçok endüstriyel ürün, hammadde ve yarı mamul maddelerde yoğun olarak kullanılmıştır.

2009'da Stockholm konferansında yasaklı kimyasallar listesine girmiştir (Hassan ve Shoeib, 2014). Tetrabromodifenil eter, pentabromodifenil eter (ticari pentabromodifenil eterin, c-pentaBDE, bileşenleri), heksabromodifenil eter ve heptabromodifenil eter (ticari octabromodifenil eterin, c-octaBDE, bileşenleri) Stockholm Sözleşmesine 2009 yılında dahil edilmiş olup, üretimi, kullanımı, ithalatı ve ihracatı yasaklanmıştır.

Tablo 1.2'de gösterildiği gibi 1970 – 2005 yılları arasındaki dünya çapındaki toplam polibromlu difenil eter (Σ PBDE)'lere ait üretim miktarının 1.300.000 – 1.500.000 ton arasında olduğu tahmin edilmektedir.

İç ortam tozlarında mevcudiyeti incelenen 14 polibromlu difenil eter bileşiğinin kimyasal yapıları, molekül ağırlıkları, PBDE bileşiklerinin kapalı formülleri ve yapı formülleri, CAS numaraları ve bileşiklere ait yapı şekilleri Tablo 1.3'de gösterilmiştir.

Amerika'da (2004) penta ve okta BDE'lerin üretimi aşamalı olarak durdurulmuştur. Avrupa'da ise 2005'te penta ve okta BDE'lerin üretimi durdurulmuştur ancak bu durum deca BDE'lerin kullanımını arttırmış ve bütün teknik PBDE'ler yasaklanmıştır (Besis ve Samara, 2012). Ticari-BDE için kullanım alanları aşağıdaki gibi özetlenmektedir.

Tablo 1.2. 1970 – 2005 yılları arasındaki Σ PBDE üretim miktarı

Ticari Karışım Ürün	Üretim Miktarı (ton)
T-PentaBDE	91.000 – 105.000
T-OctaBDE	102.000 – 118.000
T-DecaBDE	1.100.000 – 1.250.000

Tablo 1.3. 14 PBDE bileşiğinin kimyasal yapıları

PBDE izomeri	Molekül ağırlığı (gr/mol)	Kapalı formülü	Yapı formülü	CAS Numarası	Yapı Şekli
BDE 17	436,92	$C_{12}H_7Br_3O$	2,2,4' Tribromo Difenil Ether	147217-75-2	
BDE 28	406,90	$C_{12}H_7Br_3O$	2,4,4' Tribromo Difenil Ether	41318-75-6	
BDE 47	485,79	$C_{12}H_6Br_4O$	2,2',4,4' Tetrabromo Difenil Ether	5436-43-1	
BDE 66	485,79	$C_{12}H_6Br_4O$	2,3',4,4' Tetrabromo Difenil Ether	189084-61-5	
BDE 71	485,79	$C_{12}H_6Br_4O$	2,3',4',6 Tetrabromo Difenil Ether	189084-62-6	
BDE 85	564,69	$C_{12}H_5Br_5O$	2,2',3,4',4 Pentabromo Difenil Ether	182346-21-0	

Tablo 1.3. (Devam) 14 PBDE bileşiğinin kimyasal yapıları

BDE 99	564,69	$C_{12}H_5Br_5O$	3,3',4,4',5 Pentabromo Difenil Ether	60348-60-9	
BDE 100	564,69	$C_{12}H_5Br_5O$	3,3',4,4',6 Pentabromo Difenil Ether	189084-64-8	
BDE 138	643,58	$C_{12}H_4Br_6O$	2,2',3,4,4',5' Hekzabromo Difenil Ether	182677-30-1	
BDE 153	643,58	$C_{12}H_4Br_6O$	2,2',4,4',5,5' Hekzabromo Difenil Ether	68631-49-2	
BDE 154	643,58	$C_{12}H_4Br_6O$	2,2',4,4',5,6' Hekzabromo Difenil Ether	207122-15-4	
BDE 183	722,48	$C_{12}H_3Br_7O$	2,2',3,4,4',5',6 Heptabromo Difenil Ether	207122-16-5	
BDE 190	722,48	$C_{12}H_3Br_7O$	2,3,3',4,4',5,6 Heptabromo Difenil Ether	189084-68-2	
BDE 209	959,17	$C_{12}Br_{10}O$	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6' Heptabromo Difenil Ether	1163-19-5	

Penta-BDE'lerin kullanım alanları: Poliüretan köpükler, yatak çarşafı, koltuk minderleri, perdelik ve döşemelik tekstiller, halıların sırt kaplamaları, yatak örtüleri, endüstride ve deniz taşıtlarında kullanılan boyalar, laklar, ahşap laminatlar, ses ve ısı yalıtım panelleri.

Octa-BDE'lerin kullanım alanları: Bilgisayarlar, monitörler, televizyonlar, mobil telefonlar, faks ve fotokopi makineleri, mutfak gereçleri, saç kurutma ve fön makineleri gibi ABS (Akrilonitril Butadien Stiren) plastikleri.

Deca-BDElerin kullanım alanları: Elektronik aygıtlar, polietilenler, döşemelik tekstiller, empenye tekstiller, yapı işleri ve bina uygulamaları, endüstride ve deniz taşıtlarında kullanılan boyalar, laklar, polikarbonatlar gibi yüksek yoğunluklu Polistirenler (HIPS).

Yapılan çalışmalar PBDE'lerin insanlar üzerinde birtakım sağlık sorunları oluşmasında önemli bir etkiye neden olduğunu ortaya koymuştur.

İnsanlarda PBDE maruziyeti sonucunda ortaya çıkabilecek sağlık problemleri: Hipertroid (T3 -triiodothyronine ve T4 -thyroxin), nörolojik davranış bozuklukları, karaciğer tümörlerinin büyümesi, göğüs kanserlerinin tetiklenmesi, fetüs gelişiminde anomaliler, yeni doğan erkek çocuklarında congenital cryptorchidy (unilateral ve bilateral), kısırlık vakalarında artış gibi ciddi sağlık problemlerine sebebiyet vermektedir (Gezen, 2009).

1.6.2. Poli aromatik hidrokarbonlar (PAH)

Poli Aromatik Hidrokarbonlar (PAH) iki ya da daha fazla aromatik halkanın birleşerek lineer, açılı, öbek ve çember şekillerinde oluşturduğu organik bileşik grubudur. Suda az, yağda fazla çözünürlüğe sahiptirler. Toz gibi küçük partiküller üzerine tutunabilmektedirler. Yarı uçucu özellikteki PAH'lar çökme ve buharlaşma ile bulunduğu ortama dağılmaktadır. Poli Aromatik Hidrokarbonlar doğal ve antropojen kaynaklı olmak üzere ikiye ayrılır. Doğal kaynak olarak orman yangınları ve volkan faaliyetleri sayılabilirken antropojen kaynaklar arasında egzoz dumanı, alüminyum üretimi ve KOK sanayisi gibi endüstriyel faaliyetler ve biyokütle yakımı sayılabilmektedir (Maertens, 2008; Qi ve diğ., 2014).

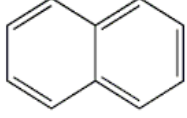
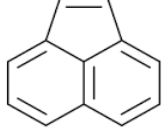
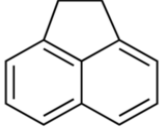
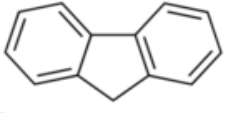
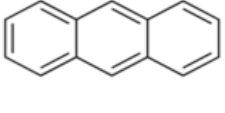
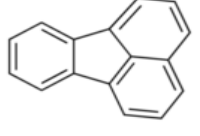
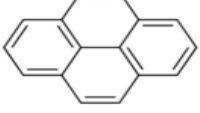
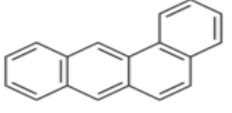
İç ortam kaynakları ise sigara tüketimi, mum ve tütsü yakılması, yemek pişirme faaliyetleri ile ısınma amaçlı soba ve şömine yakılmasıdır (Maertens, 2008; Mannino ve Orecchio, 2008).

PAH'lar bulundukları ortamda buharlaşabilir, fotolize uğrayabilir, biyolojik olarak parçalanabilir ya da askıda partiküllere veya sedimanlara bağlanabilmektedir. Daha önceki başlıkta da bahsedildiği gibi iç ortam tozları büyük yüzey alanlarına sahip olmalarından dolayı kirleticilerin emilimleri için iyi bir zemin oluşturmaktadırlar. Poli Aromatik Hidrokarbonların insan bünyesine alınması genel olarak sigara dumanı solunumu veya kontamine olmuş yiyecek tüketimi ile gerçekleşmektedir ki bu da toplam maruziyetin %70'lik kısmını oluşturmaktadır (McGrath ve diğ., 2007). PAH'lar yüksek kanserojenlik potansiyeline sahip olmaları ve kaynaklarının fazlalığı nedeniyle insan sağlığı açısından en önemli iç ortam kirleticileri arasında bulunmaktadır. Bazı PAH'ların kansere, doğum deformasyonlarına, mutasyonlara ve bağışıklık sistemine zarar verdiği bilinmektedir. Zamanının çoğunu iç ortamda geçiren hamile kadınlarda; PAH ve diğer iç ortam kirleticilerinden ötürü erken doğum ve düşük vakalarının yaşanmasına etki ettiği düşünülmektedir (Patelarou ve Kelly, 2014). Diğer endişe uyandıran grup ise sık bir şekilde ellerini ağzına götürmeleri veya yerden eşya alıp ağzına sokma alışkanlıkları nedeniyle iç ortam tozu ile direk temas sağlayan küçük çocuklardır (Maertens ve diğ., 2008).

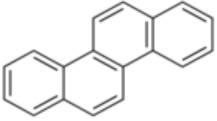
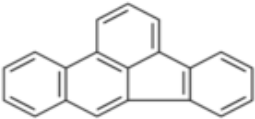
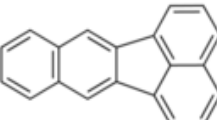
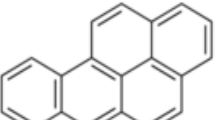
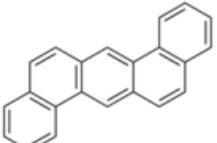
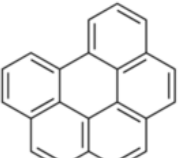
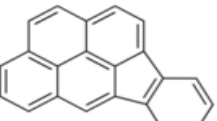
16 PAH bileşiğinin kimyasal yapıları Tablo 1.4.'de gösterilmiştir. U.S. EPA tarafından 7 PAH izomeri (Benzo[a]piren, Benzo[a]antrasen, Krisen, Benzo[b]floranten, Benzo[k]floranten, Dibenzo[a,h]antrasen ve İndeno[1,2,3-cd]piren) olası kanserojen olarak sınıflandırılmıştır (URL-3; ATSDR, 1995).

Bilinen en güçlü kanserojenler olan PAH'lar, değişik dokularda ve hayvan türlerinde tümör meydana getirebilmektedirler. Deriye uygulandıklarında papillom ve deri kanserleri, deri altına enjekte edildiklerinde sarkomlar, oral yolla alındıklarında bağırsak karsinomları ve bazı organ tümörlerini meydana getirmektedirler. PAH'lar tümör başlatıcı, geliştirici ve ilerletici özellikleri olan potent kanserojenlerdir. Aynı zamanda deney hayvanlarında yapılan çalışmalarda bu maddelerin bağışıklık sistemini baskılayıcı oldukları gösterilmiştir. Kanserojen potansiyellerinin yüksek oluşu da bu immünotoksik etkilerine bağlanmaktadır (Davila ve diğ., 1997).

Tablo 1.4. 16 PAH bileşığının kimyasal yapıları

PAH izomeri	Molekül ağırlığı (gr/mol)	Kapalı formülü	CAS Numarası	Yapı Şekli
Naftalin	128,17	C ₁₀ H ₈	91-20-3	
Asenaftelen	152,19	C ₁₂ H ₈	208-96-8	
Asenaften	154,21	C ₁₂ H ₁₀	83-32-9	
Floren	166,22	C ₁₃ H ₁₀	86-73-7	
Fenantren	178,23	C ₁₄ H ₁₀	85-01-8	
Antrasen	178,23	C ₁₄ H ₁₀	120-12-7	
Floranten	202,25	C ₁₆ H ₁₀	206-44-0	
Piren	202,25	C ₁₆ H ₁₀	129-00-0	
Benzo[a] antrasen	228,29	C ₁₈ H ₁₂	56-55-3	

Tablo 1.4. (Devam) 16 PAH bileşığının kimyasal yapıları

Krisen	228,29	C ₁₈ H ₁₂	218-01-9	
Benzo[b] floranten	252,31	C ₂₀ H ₁₂	205-99-2	
Benzo[k] floranten	252,31	C ₂₀ H ₁₂	207-08-9	
Benzo[a] piren	252,31	C ₂₀ H ₁₂	50-32-8	
Dibenzo[a,h] antrasen	278,35	C ₂₂ H ₁₄	53-70-3	
Benzo[g,h,i] perilen	276,33	C ₂₂ H ₁₂	191-24-2	
İndeno [1,2,3-c,d] piren	276,33	C ₂₂ H ₁₂	193-39-5	

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

Kentleşmenin ve dolayısıyla iç ortamda geçirilen sürenin artması ile birlikte sağlıkla ilgili şikâyetlerde iç ortam hava kalitesinin payı olabileceği araştırılmaya başlanmıştır. İlk olarak 80'lerde ev tozu akarı ve küflerin olası sağlık riskleri (özellikle astım ve alerji üzerine etkileri) ile ilgili değerlendirmeler yapılmış ve iç ortamda bulunan akarların, küflerin, böcek ilaçlarının solunum yolu rahatsızlıklarını tetiklediği tespit edilmiştir. 1990'lı yıllara geldiğimizde iç ortam havasında yaygın olarak konvansiyonel gaz fazı kirleticiler (SO_2 , CO_2 , gibi) ve partiküllerde bulunan ağır metaller ölçülmüştür (Justo ve diğ., 1993; Madany ve diğ., 1994).

1990'lı yılların sonlarında gelişen teknoloji ile birlikte çok düşük seviyelerde gaz fazı uçucu organik bileşikler (UOB) ölçülmeye başlanmıştır. Organik ve inorganik kirleticiler ile sigara dumanından kaynaklı kirleticilerin seviyeleri değerlendirilmiş sağlık riskleri ile ilgili çalışmalar yapılmıştır. 2000'li yıllara geldiğimizde iç ortamda kalıcı organik kirleticilerin de potansiyel sağlık riskine sebep olduğu dikkat çekmeye başlamış ve çöken toza adsorblanan organik kirleticilerin miktarlarının tayin edilmesi iç ortam kirliliğinin seviyesi hakkında fikir veren önemli araçlardan biri olmuştur. İç ortam tozları evin her yerinde bulundukları için evin kirlilik seviyesini temsil eden iyi bir gösterge olarak kabul edilmiştir (Besis ve Samara, 2012). Hatta iç ortamda ölçülen PBDE kirleticilerinin seviyeleri dış ortama göre yüksek olarak tespit edildiği için çoğu çalışma iç ortam kirleticilerinin tehlikeli kimyasallara maruziyet açısından en önemli kaynaklardan biri olduğunu ifade etmektedir (Hwang ve diğ., 2008). Örneğin Butt ve arkadaşları (2004) ile Çetin ve Odabasi (2011) cam filmlerinin iç tarafından alınan tozlarda PBDE kirletici seviyelerinin dış ortamdan alınanlara oranla ortalama 2 kat fazla ölçmüşlerdir (Butt ve diğ., 2004; Çetin ve Odabaşı, 2011).

İç ortamda maruz kalınan kirliliğin (yüksek iç ortam kirliliği, iç ortamın az havalandırılması sebebiyle kirliliğin iç ortamda birikimi ve insanların zamanlarının büyük bir kısmını iç ortamda geçirmeleri) dış ortama göre çok yüksek olduğu görülmüştür (Hubal ve diğ., 2000).

İç ortam kalitesini etkileyen sayısız kaynak iç ortamda sürekli olarak bulunmaktadır. Bu kaynaklara kirletici gruplarına göre değerlendirmek hem seviyeleri hem de sebep olduğu sağlık riskleri hakkında fikir vermektedir. Aşağıda değindimiz çalışmalarda iç ortam tozunda PBDE ya da PAH ölçümü yapılmıştır.

2.1. PBDE Kirleticileri Hakkında İç Ortam Dış Ortam ve Ev Tozunda Yapılan Çalışmalar

Abafe ve arkadaşları (2014) Güney Afrika/Durban’da toplamda 34 (10 ev, 11 ofis ve 13 adet üniversiteye bağlı bilgisayar laboratuvarı) mikroçevreden alınan iç ortam toz örnekleri üzerinde PBDE ve PCB derişimleri belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklerdeki toplam PBDE derişimleri; evler için: 689 ng g⁻¹ ila 3290 ng g⁻¹ arasında, ofisler için 266 ng g⁻¹ ila 5020 ng g⁻¹ arasında ve bilgisayar laboratuvarlar için 319 ng g⁻¹ ila 2720 ng g⁻¹ arasında ölçmüştür. Bütün ölçümlerde en düşük derişim BDE 28’de gözlenirken en yüksek derişime ev ve ofislerde BDE 209 olarak tespit edilmiş laboratuvarlarda ise BDE 153 izomerinin en yüksek derişimine rastlanmıştır. Yazar, BDE 153’ün olası kaynakları arasında BDE 209’un debrominizasyonunu gösterirken BDE 209’un olası kaynakları arasında elektronik ekipmalar olduğuna değinmiştir (Abafe ve diğ., 2014).

Allen ve arkadaşları (2008) Amerika Birleşik Devletleri/Boston’da 20 evde çöken toz ve elektrik süpürgelerinden toz örnekleri toplamış ve PBDE izomer derişimleri belirleme çalışması yapmışlardır. PBDE derişimi ile yüzeyde toz birikmesi arasında güçlü bir korelasyon olduğunu ve aynı evin farklı odaları arasında belirgin farkların olduğu gözlemlenmiştir. Örneğin PBDE derişimleri oturma odalarında yatak odalarında göre decaBDE’ler (%97) ve pentaBDE’ler (%72) için yüksek çıktığı sonucuna varmışlardır. Ek olarak PBDE 209 izomerinin potensiyel bozulma izomerlerini (BDE 202 ve BDE197:BDE201 oranı) toz örneğinde incelemişlerdir. Rastlanan en yüksek BDE 209 derişimi 527000 ng g⁻¹, toplam PBDE ise 544000 ng g⁻¹ olarak ölçülmüştür. Yazar, aynı evlerin farklı odalarında farklı PBDE derişimlerine tespit edilmesi odalarda bulunan farklı kaynakların (televizyon, kanepeler v.b.) varlığından olabileceği sonucuna ulaşmıştır. Ayrıca farklılığın ev karakteristiklerinden de kaynaklı olabileceği de eklenmiştir (Allen ve diğ., 2008).

Besis ve Constantini'nin (2012) beraber ortaya koyduğu değerlendirmede PBDE'lerin yangın geciktirici olarak yüksek miktarda üretimi ve sayısız üründe geniş bir kullanım yelpazesi olduğundan bahsetmişler ve Avrupa, Kuzey Amerika, Asya ve Avusturya'da yapılan çalışmaları değerlendirmişlerdir. Plastiklere, tekstil ürünlerine, televizyon setlerine, sentetik yapı malzemelerine, araba iç aksamalarına, mobilyalara ve bilgisayarlara yangın geciktirici olarak eklenen PBDE'ler, eklendiği malzeme ile kimyasal bağ oluşturmamalarından dolayı zaman içinde iç ortama salındıklarını vurgulamışlardır. Gelişimsel nörotoksik etkisi olan PBDE izomerlerinin sağlık açısından en hassas grubu hamile kadınların, anne karnındaki fetüslerin ve küçük çocukların oluşturduğu belirtilmiştir. Lipofilik özellikte olan PBDE izomerleri besin zincirine katılarak canlılar üzerinde biyoakümülyasyona uğradığı sayısız çalışmayla da ortaya koyulmuştur. Çalışmada genel olarak iç ortamdan alınan örneklerdeki PBDE derişiminin dış ortamdan alınan örneklere göre 50 kata kadar daha yüksek derişimlere ulaştığı görülmüştür. Amerika Birleşik Devletleri'nden elde edilen kirletici derişimlerin, diğer ülkelerden elde edilen kirletici derişimlerinden fazla olduğuna değinilmiştir (Besis ve Constantini, 2012).

Ali ve arkadaşları (2011) Pakistan/Gujrat'ta toplam 43 (31 adet ev, 12 adet cami) mikroçevreden alınan iç ortam toz örnekleri üzerinde PBDE, NBFR, OCP, PCB ve OPFR derişimleri belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklerdeki toplam PBDE izomer derişimleri evler için 3 ng g^{-1} ila 1595 ng g^{-1} arasında, camiler için $6,4 \text{ ng g}^{-1}$ ila 337 ng g^{-1} arasında değışmekte olduğu görülmüştür. En yüksek BDE 209 derişimi evlerde bulunmuştur. Camilerde ise BDE 183 izomerinin BDE 47, 99 ve 209'a göre düşük değerlerde bulunmasını yazar camilerde evlere göre metrekaare başına düşen plastik, elektrik ve elektronik cihazların daha az düşmesi ile açıklamıştır (Ali ve diğ., 2011).

Hassan ve Shoeib (2014) Mısır/Kahire'de toplam 31 (17 adet ev, 9 işyeri ve 5 araba) mikroçevreden alınan iç ortam örnekleri üzerinde PBDE ve PBDE dışı yangın geciktirici kalıcı organik kirleticilerin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklerdeki PBDE medyan derişimleri ev için 57 ng g^{-1} , işyerleri için 425 ng g^{-1} ve arabalar için 1608 ng g^{-1} olduğu kayıtlara geçmiştir. PBDE izomerleri arasında en yüksek derişim BDE 209 izomerinde ölçülmüştür. Medyan BDE 209 izomeri ev için $40,2 \text{ ng g}^{-1}$, işyerleri için 366 ng g^{-1} ve arabalar için 1540 ng g^{-1} hesaplandığı

görülmüştür. Kullanım alanları yangın geciktirici olarak mobilyalar, yataklar, halılar ve elektronikler olarak özetlenmiştir (Hassan ve Shoeib, 2014).

Björklund ve arkadaşları (2012) İsveç/ Stockholm'de 33 adet binanın havalandırma sistemi çıkışı ile iç hava örnekleri üzerinde toplam 10 adet PBDE izomeri ölçümü yapmıştır. Binaların havalandırma çıkışından alınan örneklerinde ki toplam PBDE medyan derişimleri daire, ofis ve kreşler için sırasıyla 93 pg m⁻³, 3700 pg m⁻³, ve 660 pg m⁻³ iç ortamdan alınan örneklerde ki medyan derişimleri daire, ofis ve kreşler için sırasıyla 92 pg m⁻³, 4700 pg m⁻³, ve 1200 pg m⁻³ olduğu görülmüştür. BDE 209 izomerinin havalandırma çıkışından alınan örneklerin medyan derişimleri daire, ofis ve kreşler için sırasıyla 22 pg m⁻³, 1900 pg m⁻³ ve 340 pg m⁻³; iç ortamdan alınan örneklerdeki medyan derişimleri daire, ofis ve kreşler için sırasıyla 27 pg m⁻³, 2400 pg m⁻³ ve 820 pg m⁻³ ile ederişimi en yüksek bileşen olduğu saptanmıştır. İç ortam ve havalandırma sistemi çıkışı arasında kapalı alanların PBDE kirleticisi bakımından açık hava için kirletici kaynağı olduğu ve bunun önemli bir kaynak olduğu öne sürülmüştür (Björklund ve diğ., 2012).

Björklund ve arkadaşları (2012) diğeri bir çalışmada İsveç-Stockholm'de 19 evden iki farklı yöntem kullanılarak (katılımcıya ait süpürge toz torbası ve araştırmacı tarafından yerde biriken toz örneğinin toplanması) toplanan iç ortam toz örnekleri üzerinde PBDE ve hekzabromocyclododecane (HBCD) derişimleri belirlenip katılımcıya ait anne sütü örnekleri ile karşılaştırma çalışması yapmışlardır. Örneklerdeki 19 katılımcının iç ortam örneğinde toplam PBDE derişimleri 170 ng g⁻¹ ila 8000 ng g⁻¹ olduğu görülmüştür. Araştırmacının topladığı 18 adet iç ortam örneğinde toplam 16 adet PBDE izomerinin derişimleri 500 ng g⁻¹ ila 15000 ng g⁻¹ olduğu görülmüştür. Her iki metotta da en yüksek ölçülen PBDE izomeri BDE 209 olarak saptanmıştır. Araştırmacının aldığı örneklerde PBDE izomer derişimlerinin katılımcının toz torbasından alınan örneklerdeki PBDE izomer derişimlerine göre yüksek çıkması istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. BDE 47 izomeri katılımcının toz torbasından alınan örnek ve anne sütünden alınan örnek arasında anlamlı bir korelasyon bulunmuştur. Bu durum olası bir ev tozuna maruziyeti işaret etmektedir (Björklund ve diğ., 2012).

Sjödın ve arkadaşları (2008) 4 ülkede (Avustralya, Almanya, Büyük Britanya ve Amerika Birleşik Devletleri) toplam 40 ( lke/10) evden toplanan iç ortam toz örnekleri üzerinde PBDE derişimleri belirleme çalışması yapmışlardır. Almanya'ya ait katılımcıların iç ortam örneğinde toplam 7 adet PBDE derişimleri 17 ng g^{-1} , ıla 550 ng g^{-1} , Avusturalya'ya ait katılımcıların iç ortam örneğinde toplam 7 adet PBDE derişimleri 500 ng g^{-1} , ıla 13000 ng g^{-1} , Amerika Birleşik Devletleri'ne ait katılımcıların iç ortam örneğinde toplam PBDE derişimleri 520 ng g^{-1} , ıla 29000 ng g^{-1} , Büyük Britanya'ya ait katılımcıların iç ortam örneğinde toplam PBDE derişimleri 950 ng g^{-1} , ıla 54000 ng g^{-1} olduğu g r lm şt r. Her ülkede en yüksek  l  len PBDE izomeri BDE 209 (Medyan değerleri: Almanya 63 ng g^{-1} -  l  len Σ PBDE izomerlerim %83' , Avustralya 730 ng g^{-1} - %61- Σ PBDE, Büyük Britanya 10000 ng g^{-1} - %100- Σ PBDE ve Amerika Birleşik Devletleri 2000 ng g^{-1} - %48- Σ PBDE) olarak saptanmıştır. BDE 209 izomerinin Büyük Britanya'da diğer ülkelere göre yüksek derişimde olması büyük olasılıkla yangın geciktiricilerin bu ülkede çokça kullanımıyla ilişkili olduğu sonucuna varılmıştır. Büyük Britanya'da tekstil sektöründeki yangın geciktirici tüketimi (BDE 209) yaklaşık 1000 – 1200 ton/yıl olduğu bilinmektedir (Sjödin ve diğ., 2008).

Shoeib ve arkadaşları (2012) Vancouver/Kanada'da 116 evden toplanan iç ortam toz örnekleri üzerinde 15 adet PBDE izomeri ve 18 adet PBDE dışı yangın geciktirici kirleticilerin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklenen iç ortam örneklerinde toplam PBDE derişimleri 10 ng g^{-1} ıla 61000 ng g^{-1} (Σ PBDE medyan 2200 ng g^{-1}) olduğu g r lm şt r. En yüksek derişim BDE 209 (medyan: 1350 ng g^{-1}) izomerinde ölçülmüştür. Bu BDE 47, BDE 99 ve BDE 100 (Penta-BDE) izomerleri toplamından (700 ng g^{-1}) iki kat daha fazladır. 2003'te Ottawa/Kanada'da yapılmış olan çalışma ile h lihazırdaki çalışma karşılaştırıldığında Penta-BDE izomerleri (2003 - Ottawa/Kanada 803 ng g^{-1}) derişiminin azalırken BDE 209 izomerinin (2003 - Ottawa/Kanada 630 ng g^{-1}) derişiminde artış gözlemlenmiştir. Bu durum Kuzey Kanada'da BDE 209 izomeri kullanımının devam ederken Penta-BDE izomerlerinin kullanımının azaldığını göstermektedir (Shoeib ve diğ., 2012).

Thuresson ve arkadaşları (2011) İsveç/Stockholm'de toplam 93 adet (10 ev, 44 apartman dairesi, 10 kreş, 10 ofis, 17 yeni araba, ve 2 araba galerisi) iç ortam havası ve iç ortam tozu örnekleri üzerinde 10 adet PBDE izomeri ve HBCD

(Hekzabromosiklododekane) kirleticilerinin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Alınan örneklerdeki toplam PBDE izomerlerinin iç ortam havasındaki ölçülen toplam PBDE izomerlerin medyan derişimleri evler için 330 pg m⁻³, apartman daireleri için 58 pg m⁻³, kreşler için 4000 pg m⁻³ ofisler için 14000 pg m⁻³ ve arabalar için 510 pg m⁻³, olduğu görülmüştür. Alınan örneklerdeki toplam PBDE izomerlerinin iç ortam tozundaki medyan derişimleri evler için 550 pg m⁻³, apartman daireleri için 14000 pg m⁻³, kreşler için 1200 pg m⁻³ ofisler için 1200 pg m⁻³ ve arabalar için 1400 pg m⁻³, olduğu görülmüştür. Ölçüm sonuçları PBDE kirleticisinin iç ortamdan dış ortama taşındığına; iç ortamada yanma geciktirici içeren metaryallerden salındığına işaret etmektedir. Bütün mikroçevrelerde en yüksek derişim BDE 209 izomerinde 50 ng g⁻¹ ila 100000 ng g⁻¹ derişim aralığında ölçülmüştür (Thuresson ve diğ., 2011).

Yu ve arkadaşları (2011) Çin/Şangay'da toplamda 44 eve ait, dört farklı mevsimde topladıkları iç ortam ve dış ortam toz örnekleri üzerinde PBDE derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Alınan örneklerdeki toplam PBDE izomerlerinin iç ortam tozundaki derişimleri 131,6 ng g⁻¹ ila 3886,7 ng g⁻¹ olduğu görülmüştür. Alınan örneklerdeki toplam PBDE izomerlerinin dış ortam tozundaki derişimleri 8,7 ng g⁻¹ ila 3116,3 ng g⁻¹ olduğu görülmüştür. Toplam PBDE hem iç ortam örnekleri hem de dış ortam örnekleri için derişimlerinin en düşük olduğu mevsimin sonbahar olduğu gözlemlenmiştir. Toplam PBDE içinde en yüksek derişim BDE 209 (<%80) izomerinde ölçülmüştür. Yazar PBDE izomerleri için en büyük çevresel kaynakları PBDE içeren poliürethanlar, bilgisayarlar ve televizyonlar olarak göstermiştir (Yu ve diğ., 2011).

2.2. PAH Kirleticileri Hakkında İç Ortam Dış Ortam ve Ev Tozunda Yapılan Çalışmalar

Yang ve arkadaşları (2014) Kuzey Çin/Xinxiang'de 20 evin yatak odalarından alınan iç ortam toz örneklerinde 6 adet PAH izomeri derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklerdeki toplam PAH derişimleri 1,47 µg g⁻¹ ila 21,8 µg g⁻¹ olduğu görülmüştür. Toplam PAH izomerleri içinde en yüksek derişim Benzo[b]floranten (BbF) izomerinde ölçülmüştür. Kömür, ot ve odun yakılmasının yanı sıra sigara tüketimi ve yemek pişirme faaliyetleri yatak odalarında rastlanan PAH izomerlerine

kaynak olmuştur. Mutfakta aspiratör kullanılmasının yatak odalarında ölçülen toplam PAH izomer derişimi üzerinde etkisi olmadığını görölmüştür. Ayrıca mutfakta petrol gazı veya doğal gazın kullanılmasının yatak odalarında ölçülen toplam PAH izomer derişimi üzerinde etkisi olmadığını görölmüştür (Yang ve diğ., 2014).

Qi ve arkadaşları (2014) Doğu Çin boyunca (Kuzeyden Güneye) toplam 81 (45 ev, 36 kamusal bina) iç ortamdan alınan örneklerde 16 adet PAH izomeri derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklerdeki toplam PAH derişimleri $1 \mu\text{g g}^{-1}$ ile $470 \mu\text{g g}^{-1}$ olduğu görölmüştür. En yüksek PAH izomeri derişimleri yoğun trafik olan bölgelerde ölçölmüştür. Yüksek moleköl ağırlıklı olan PAH izomerleri (4 ile 6 halkalılar) baskın PAH izomer grubunu oluşturmuşlardır. Evlerde yüksek molekülölü PAH izomer grubu % 68 oranında ölçölürken, kamusal binalarda yüksek molekülölü PAH izomer grupları %84,6 oranında ölçölümüştür. Kömür yakımı, yemek pişirme faaliyetleri ve trafik emisyonlarının PAH izomerleri için kaynak teşkil etmekte olduğu savunulmuştur. Ayrıca yapılan çalışmada iç ortam tozları ile katılımcı mikroçevre lokasyonu (enlem ve boylam) ile PAH izomerleri derişimi arasında anlamlı bir korelasyon olduğu görölmüştür. Çıkan sonuçlar boylamsal dağılım göz önüne alındığında Kuzey Çin’de Güney Çin’e göre daha çok kömür kullanıldığına işaret etmektedir. Enlemsel dağılım göz önüne alındığında yağ ve mineral yakıtların ekonomik gelişmişlik ve nüfus yoğunluğuna bağılı olarak Batı Çin’den Doğu Çin’e doğru artış eğiliminde olduğu gözlemlenmiştir (Qi ve diğ., 2014).

Mannino ve Orecchio (2008) İtalya/Palermo’da 45 iç ortamdan ve 16 adet dış ortamdan alınan örneklerde 16 adet PAH izomeri derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. İç ortam örneklerine ait toplam PAH derişimleri $36 \mu\text{g kg}^{-1}$ ile $34.453 \mu\text{g kg}^{-1}$, dış ortam örneklerine ait toplam PAH derişimleri $22 \mu\text{g m}^{-3}$ ile $44 \mu\text{g m}^{-3}$ ölçölümüştür. İç ortam kirleticilerinin dış ortama göre derişimlerinin daha yüksek olduğu görölmüştür. Ölçümler iç ortam örneklerinde birden fazla kaynak olduğuna işaret etmektedir. Bütün iç ortam örneklerinde toplam PAH izomer derişimleri en yüksek mutfaklarda ölçölümüştür. Sigara tüketimi olan evlerde PAH izomer derişimlerinin yüksek ölçöldüğü gözlemlenmiştir. Bu izomerler Asenaftelen $0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$ ile $15988 \mu\text{g kg}^{-1}$, fluorene $0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ ile $2918 \mu\text{g kg}^{-1}$, fluoranthene $2,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ ile $5650 \mu\text{g kg}^{-1}$ ve Piren $0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$ ile $3832 \mu\text{g kg}^{-1}$ arasında ölçölümüştür. Ölçüm sonuçları dikkate alındığında PAH izomerlerinin yüksek değerlerinin yanma

prosesleriyle ilişki olduğu sonucuna varılmıştır. Ölçülen en yüksek PAH izomerleri derişimleri kış mevsiminde ısınma ihtiyacını oturma odasında bulunan şömine ile karşılıyan katılımcıya ait evde ölçülmüştür (Mannino ve Orecchio, 2008).

Ren ve arkadaşları (2006) Çin/Şangay'da (yurt, ofis, laboratuvar ve bilgisayar odası iç ortam mikroçevrelerinden) toplam 27 bilgisayar içlerinden alınan örneklerde 16 adet PAH izomerinin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklere ait toplam PAH derişimleri $8,22 \mu\text{g g}^{-1}$ ila $42,04 \mu\text{g g}^{-1}$ ölçülmüştür. En yüksek PAH izomeri derişimleri Benzo[b]fluoranthene (BbF) $0,93 \mu\text{g g}^{-1}$, Benzo[g,h,i]perilen (BgP) $0,85 \mu\text{g g}^{-1}$, Dibenzo[a,h]antrasen (DahA) $0,45 \mu\text{g g}^{-1}$, Krisen (Chr) $0,37 \mu\text{g g}^{-1}$ ve Benzo[a]piren (BaP) $0,27 \mu\text{g g}^{-1}$ olarak ölçülmüştür. Bu örneklerle karşılaştırılmak için 6 tane de pencere önünden toz örnekleri alınmıştır. Yapılan analizlerde bu örneklerdeki PAH derişimlerinin bilgisayarlardan alınan örneklerden daha düşük olduğu bulunmuştur. PAH izomerleri kaynağının bilgisayarın ısınan iç aksamaları olabileceğine değinilmiştir. Sigara içilen ortamlarda sigara içilmeyen ortamlara göre PAH izomerler derişimleri 1,35 ila 2,87 kat daha yüksek çıktığı belirtilmiştir. Bu sigara tüketiminin iç ortam için PAH izomer derişimini yükselttiğine işaret etmektedir (Ren ve diğ., 2006).

Ma ve Harrad'ın (2015) beraber ortaya koyduğu değlendirmede PAH'lar hakkında literatürdeki (Amerika, Asya ve Avrupa) çalışmalar baz alınarak; iç ortam havasında, iç ortam tozunda ve yiyeceklerdeki kirlетici trendlerini incelemişlerdir. Kuzey Amerika'da hem iç ortam havasında ($6,7 \pm 1,9$ yıl yarılanma süresiyle) hem de iç ortam tozunda ($5,0 \pm 2,3$ yıl yarılanma süresiyle) toplam PAH derişiminde son 30 yıllık süreçte düşüş gözlemlenirken Asya'da ise PAH derişimleri sabit kaldığı gözlemlenmiştir. Σ PAH derişiminin Çin'de Kuzey Amerika'dan anlamlı bir şekilde yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Buhar ve partikül fazları için yapılan çalışmalarda Σ PAH derişimleri için dünya ortalaması naftalin hariç 7 ng m^{-3} ila 14300 ng m^{-3} arasında ölçülmüştür. Aynı zaman diliminde ev tozunda Σ PAH derişimi 127 ng g^{-1} ila 115817 ng g^{-1} arasında ölçülmüştür. Dünya çapında atmosferik Σ PAH derişimleri iç/dış ortam oranı ($6,3 \pm 2,3$ yıl yarılanma süresiyle) azalmıştır. Dünya ortalamasındaki iç/dış ortam oranındaki bu anlamlı düşüş iç ortam PAH kaynaklarının dış ortam PAH kaynaklarına göre daha etkili bir şekilde kontrol edildiğini göstermektedir (Ma ve Harrad, 2015).

Kang ve arkadaşları (2010) Çin/Hong Kong'da 6 farklı mikroçevreden (ofis, okul, alışveriş merkezi, hastane, elektronik fabrikası ve üretim tesisi) toplam 55 adet havalandırma filtresinden alınan örneklerde 16 adet PAH izomerinin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklere ait toplam PAH derişimleri $1,17 \mu\text{g g}^{-1}$ ile $25,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ölçülmüştür. En yüksek toplam PAH derişimi $22,2 \pm 6,05 \mu\text{g g}^{-1}$ ortalama ile üretim tesislerinde en düşük toplam PAH derişimi $3,72 \pm 1,82 \mu\text{g g}^{-1}$ ortalama ile hastanelerde ölçülmüştür. Yapılan MTT analizine göre üretim tesisi tozlarındaki organik özütler HepG2 ve KERTr hücreleri üzerinde yüksek sitotoksitlik etkiye işaret etmektedir (Kang ve diğ., 2010).

Maertens ve arkadaşları (2008) Kanada/Ottawa'da 51 adet evden alınan iç ortam tozu örneğinde 13 adet PAH izomerinin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklere ait toplam PAH derişimleri $1,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ile $325 \mu\text{g g}^{-1}$ ölçülmüştür. En yüksek ortalama derişim Benzo[b]floranten $4,87 \mu\text{g g}^{-1}$ de en düşük ortalama derişim Asenaftelen $0,039 \mu\text{g g}^{-1}$ de ölçülmüştür. Toplam PAH derişimi en yüksek ($325 \mu\text{g g}^{-1}$) olan 18 yaşındaki evin tek ayırt edici özelliği yerlerinin %90'ının halılarla kaplanmış olduğu not edilirken halıların iç ortam tozlarını üzerinde tutarak kirleticiler için potansiyel bir kaynak haline geldiği sonucuna ulaşılmıştır (Maertens ve diğ., 2008).

Ong ve arkadaşları (2007) Avusturalya/ Brisbane'de 2004 yılı yaz ve 2005 yılı kış dönemlerinde 15 adet evden alınan iç ortam tozu örneğinde 16 adet PAH izomerinin derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Yüksek molekül ağırlığına sahip PAH çeşitleri bazı evlerde tespit edilememişken düşük molekül ağırlığına sahip PAH'lar tüm evlerde ölçülmüştür. Yaz döneminde en yüksek PAH derişimi $709,9 \mu\text{g g}^{-1}$ ile Acenaphthylene izomerinde ölçülmüştür. Yazar, çalışmada reseptör modellemesi yöntemini kullanarak ev tozunda PAH izomerleri için kaynak belirleme çalışması yapmış ve 4 ana kaynak belirlemiştir. Bu kaynaklar dizel emisyonları, yemek pişirme aktiviteleri, çeşitli yanma olayları ve petrollü araç kullanımı olarak belirlenmiştir (Ong ve diğ., 2007).

Orecchio (2011) 'nın İtalya/Palermo'da 12 adet dekoratif mum örneği yanarken ortamdaki örneklerde 16 adet PAH izomeri derişimlerini belirleme çalışması yapmışlardır. Örneklere ait toplam PAH derişimleri $2,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ ile $49,8 \mu\text{g kg}^{-1}$

ölçülmüştür. En yüksek Σ PAH derişimi sivrisinek kovucu özellikli 6 ($30 \mu\text{g kg}^{-1}$) ve 7 ($50 \mu\text{g kg}^{-1}$) numaralı mum örneklerinin yakılması sırasında ölçülmüştür. En yüksek Σ PAH derişimi küre şeklinde olan 9 ($2,3 \mu\text{g kg}^{-1}$), 10 ($2,4 \mu\text{g kg}^{-1}$), 11 ($3,9 \mu\text{g kg}^{-1}$) ve 12 ($2,5 \mu\text{g kg}^{-1}$) numaralı mum örneklerinin yakılması sırasında ölçülmüştür. Ortalama Σ PAH derişimleri göz önüne alındığında en yüksek derişime sahip izomerler Naftalin, Fenantren ve Asenaften olmuştur (Orecchio, 2011).

2.3. Türkiye’de Yapılan Çalışmalar

Türkiye’de PAH ve PCB grubu kirleticilerin ölçülmesi ile ilgili çoğu çalışma sedimende (Topal ve diğ., 2014; Gedik ve diğ., 2010), arıtma çamurunda (Karaca ve Taşdemir, 2016), toprakta (Salihoglu ve diğ., 2011), atmosferde gaz fazında (Aydın ve diğ., 2014), atmosferde partikül fazında (Cindoruk ve diğ., 2007) ve gıdalarda (Bozcaarmutlu ve diğ., 2015) yapılmıştır. Bu ortamlar dışında Çok ve arkadaşları (2012) ise Türkiye’de ilk defa anne sütünde PAH, PCB, pestisit, dioksin ve furan türevlerinin ölçümü yapmışlardır. Ayrıca yazarlar insan yağ dokusunda da yine aynı kirleticileri incelemişlerdir (Çok ve diğ., 2007). Bunlar dışında POP grubu kirleticilerden PBDE kirleticiler için yapılan çalışmalar PAH, PCB ve pestisit kadar yaygın değildir ve çoğu yayın son yıllarda yapılmıştır. Bunun dışında atmosferde partikülde ölçülen PBDE’lerin kuru çökeltimleri ve hava-toprak-su geçiş mekanizmaları tartışılmıştır (Çetin ve Odabasi, 2008). Ayrıca PBDE kirleticileri Kahramanmaraş ve Konya’da yaşayan annelerin sütünde değerlendirilmiştir (Erdorul ve diğ., 2004).

İç ortam ölçümleri ile ilgili yapılmış çalışmalar dış ortam çalışmalarına göre daha azdır. Kurada (2015) hamilelik sürecinde ve daha sonrasında (çocuk iki yaşına gelene kadar) iç ortam kirleticilerinin ve bu kirleticilerle alt solunum yolu enfeksiyonları ve alerjik yakınmalar arasındaki ilişkiyi belirlemiştir. Pekey ve Arslanbaş (2008) Kocaeli iç ortam hava kalitesi ile ilgili ev, ofis ve okullarda iç ortam gaz ve partikül fazı kirleticileri incelemiş, sağlık risklerini hesaplamış ve kaynaklarını belirlemişlerdir. Çalışmada evde sigara içen ebeveynlerin bulunduğu ortam riski 10 kat arttırdığını ve kent merkezinde yaşayan çocuklarda risk diğerlerine göre 2 kat fazla olduğunu hesaplamış. Bu çalışmalar dışında İzmir (Sofuoglu ve diğ., 2010) ve Kocaeli’nde (Pekey ve Arslanbaş, 2008) bulunan ilk öğretim okullarında

gaz fazı ve/veya partikül fazı kirleticiler ölçülmüş ve sağlık riski değerlendirilmeleri yapılmıştır. Çalışmalarına kısaca değindiğimiz araştırmacıların alanlarında yukarıda belirtilenlerden daha fazla çalışmaları ve yayınları vardır. Verilenler sadece Türkiye’de yapılan çalışmalara örnek niteliğindedir. Ancak Türkiyede yapılan bu çalışmalar gaz ve PM₁₀ kirleticileri incelenmiş iç ortam çöken toz değerlendirilmemiştir. Bilgimiz dahilinde Türkiye’de iç ortam tozunda KOK kirletici seviyelerini gösteren yayınlanmış iki makale mevcuttur.

Çetin ve Odabası (2011) İzmir’in farklı bölgelerinde bulunan ofis, ev ve araba camlarının iç ve dış filminde topladıkları tozlarda PBDE kirleticilerini ölçmüş ve bu kirleticilerin havadan tutulma mekanizmalarını incelemiştir. İç ortam tozu ile ilgili kapsamlı çalışma Karakuş tarafından yapılmıştır. Karakuş (2012) çalışmasında İstanbul’un farklı ilçelerinde bulunan ev ve işyerlerin süpürgelerinden aldığı toz örneklerinde ağır metal miktarlarını belirleyip, bu kirleticilerin nefes alma, çiğneme, deri teması gibi farklı yollarla alındığında oluşabilecek sağlık riski tahmini yapmıştır. Yine aynı yazarın Tübitak destekli projesi vardır ancak projenin içeriği, ölçülen kirletici grupları ve çıktıları ile ilgili bir yayına ulaşılmamıştır (Karakuş, 2012).

3. MATERYAL VE METOT

Materyal ve metot bölümünde örnekleme yapacağı çalışma alanı; örnekleme yapılacak evlerin belirlenmesi ve örneklerin toplanması; örnekleme dönemindeki meteorolojik koşullar; kullanılan kimyasallar ve materyaller; örneklerin analize hazırlanması; örneklerin ekstraksiyonu ve özenginleştirilmesi; temizleme (clean-up) işlemleri; GC-MS parametrelerinin düzenlenmesine yer verilmiştir.

3.1. Çalışma Alanı

Çalışma alanı Kocaeli ili seçilmiştir. Kocaeli, Marmara Bölgesi'nin Çatalca-Kocaeli Bölümünde, 29° 22'—30° 21' doğu boylamı, 40° 31'—41° 13' kuzey enlemi arasında yer almaktadır. Şekil 3.1' de uydu görüntüsü verilen Kocaeli, 2 milyona yaklaşan nüfusa sahiptir ve İstanbul'dan sonra en büyük sanayi merkezidir ve Avrupa'yı Asya'ya bağlayan demiryolu ve karayolu güzergâhında bulunmaktadır.

Kocaeli, petrokimya tesisleri, tehlikeli ve tıbbi atık yakma ve depolama tesisleri ile tekstil endüstrileri dâhil (185 sanayi işletmesi), makine (112), maden (94), metal (64), yemek (67), otomatik (53), kâğıt (42), kimya (44), tahta(38), petrol (19), deri (4), kömür (53), ve diğer (457) endüstriyel tesis ile Türkiye'nin en önemli endüstriyel alanlarından biridir. Bütün bu endüstriyel faaliyetlere ek olarak D-100 (74312 araç/gün), TEM (61854 araç/gün) ve D-130 (49451 araç/gün) ile yoğun ve istikrarlı taşıt trafiği olan yollar üstünden geçmektedir (Pekey ve Yılmaz, 2011).

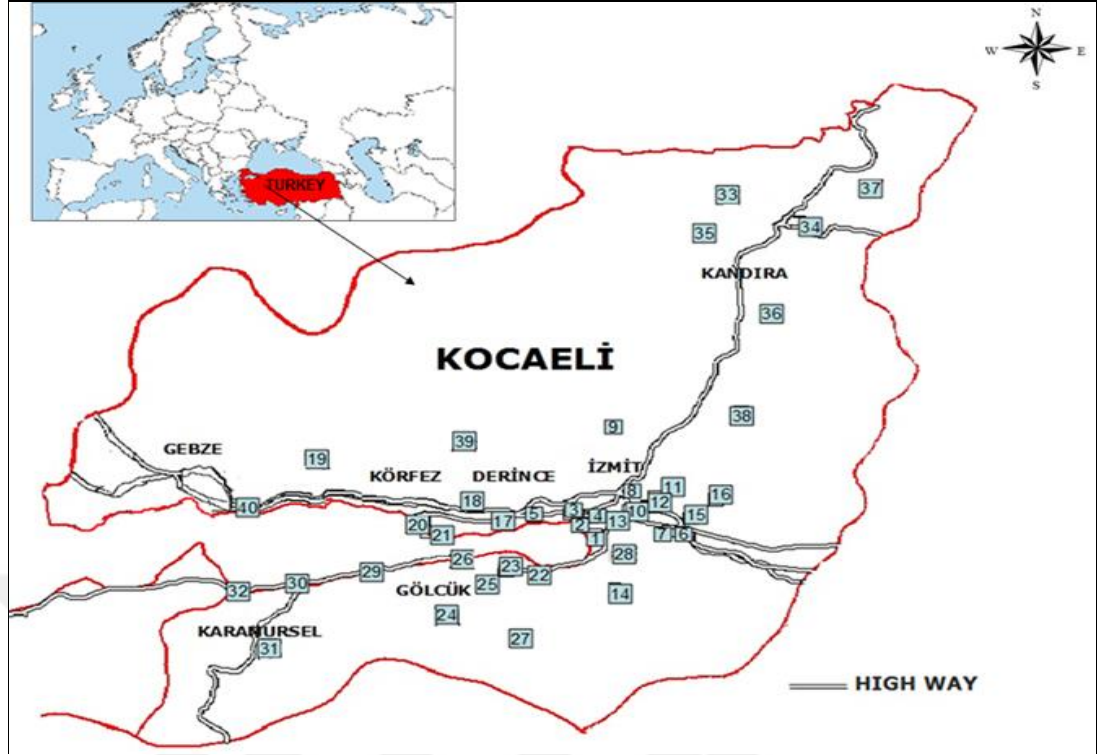


Şekil 3.1. Kocaeli ilinin uydudan görünüşü

3.2. Örnekleme Yapılacak Hanelerin Belirlenmesi ve Hanelerden Örneklerin Toplanması

Bu projede Kocaeli ilinin kent merkezinde, yoğun endüstrileşmiş ve kırsal bölgeleri dahil edilerek yapılan bu çalışmada Kocaeli'nin 8 ayrı ilçesinde (İzmit, Başiskele, Kandıra, Derince, Körfez, Gebze, Karamürsel ve Değirmendere) ikamet eden 40 adet gönüllü bulunmuş; ardından gönüllünün evini kendi süpürgesiyle temizlemesinden ortalama 7 gün (min.6 – max.8 gün) sonra evleri çalışma grubu tarafından ziyaret edilerek iç ortam örneği alınmıştır.

Evlerin iç ortam tozunun dış ortamdan en az düzeyde etkilenmesi ve ısınmadan kaynaklı kirleticileri de belirlemek için örnekleme havalandırmanın en az olduğu kış mevsiminde, 2015 Aralık ve 2016 Ocak aylarında yapılmıştır. Şekil 3.2.'de iç ortam toz örneklerinin toplandığı evlerin lokasyonları görülmektedir.



Şekil 3.2. Katılımcı evlerin lokasyonları

İç ortam toz örnekleme Allen ve Rudel tarafından standartlaştırılmış yöntem takip edilmiştir (Allen ve diğ., 2008; Rudel ve diğ., 2003). Ekstraksiyon için Odabasi ve Çetin tarafından önerilen yöntem temel alınarak geliştirilmiştir (Odabasi ve Çetin, 2011). Toz örnekleri çalışma grubuna ait Hepa 14 filtre (0,3 μm ve daha büyük partikülleri %99,5 verimle tutabilen) özellikli toz torbalı bir elektrik süpürgesi (model: NILFISK Elite) kullanılmıştır. Her ev için ayrı toz torbası kullanılmış ve süpürme işlemine başlamadan önce ve süpürme işlemi bittikten sonra, süpürge ucu ve borusu isooktan çözeltisi ile silinmiştir. Toz örnekleri evin bütün zemininden (halı, parke, banyo gibi) toplanmıştır. Arazi şahidi olarak sodyum sülfat tuzu kullanılmıştır. Daha önce 4 saat süreyle 450 $^{\circ}\text{C}$ 'de aktive edilmiş KOK kirleticisi barındırmayan sodyum sülfat tuzu evde isooktan çözeltisi ile temizlenmiş bir alana (yaklaşık 1 m^2) dökülüp, süpürülmüş daha sonra toz torbası diğer örneklerle birlikte laboratuvara götürülmüştür (Hassan ve Shoeib, 2015). Arazi şahidi kullanılmasıdaki amaç örneklerin işlenmesi ve hazırlanması sırasında herhangi bir kirlenmenin olup olmadığının anlaşılmasıdır (Abdallah ve diğ., 2013). Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde bulunan laboratuvara götürülen örneklerler işleneceği ana kadar daha önce isooktan ile temizleyip 300 $^{\circ}\text{C}$ 'de fırında beklemiş temiz amber

şışede -20 °C’de derin dondurucuda bekletilmiştir. Arazi şahitlerinin (toz torbasından çıkartılan sodyum sülfat tuzu) eleme, ekstraksiyon ve analiz işlemi örneklerle birlikte aynı yöntem kullanılarak yapılmıştır.

Evlerdeki PBDE ve PAH izomer derişimlerini etkileyebilecek detayların gözlemlenebilmesi amacıyla ev özelliklerini (bina yaşı, döşeme tipi, yenileme, yeni mobilya, havalandırma ve ısıtma sistemi, vb) ve kimyasal yüklemeleri (hobiler, yemek pişirme stilleri, sigara içilmesi-içilmemesi vb.) tanımaya yönelik detaylı anketler bütün katılımcılara doldurtulmuştur. Anket Ek 1’de verilmiştir. Ayrıca anketlerde maruziyet hesabında kullanılmak üzere, nefes alma hızını etkileyebilecek aktiviteler, evde geçirilen süre ve vücut ağırlıklarını elde etmeye yönelik sorularda sorulmuştur.

3.3. Örneklem Dönemindeki Meteorolojik Koşullar

Kocaeli ili kış mevsimi; Aralık, Ocak ayları için; ortalama sıcaklık yaklaşık 7 °C ila 4 °C (10,8 °C ortalama en yüksek ve 4,45 °C ortalama en düşük sıcaklık) civarında, ortalama güneşlenme süresi 2,3 saat, aylık toplam yağış miktarı ortalaması 100,6 kg/m², ortalama yağışlı gün sayısı 17 gün olarak kayıtlara geçmiştir. Tablo 3.1.’de örneklem süresi boyunca kaydedilen sıcaklık ve meteorolojik parametreler listelenmiştir (URL-1).

Tablo 3.1. Kocaeli iline ait meteorolojik istatistiki veriler (1950-2014) (URL-1)

Kocaeli	Ocak	Aralık
Ortalama sıcaklık (°C)	6,3	8,5
Ortalama en yüksek sıcaklık (°C)	9,7	11,9
Ortalama en düşük sıcaklık (°C)	3,3	5,6
Ortalama güneşlenme süresi (saat)	2,3	2,3
Ortalama yağışlı gün sayısı	17,6	16,4
Aylık toplam yağış miktarı ortalaması (kg/m²)	93,2	108,0

3.4. Kullanılan Kimyasallar ve Materyaller

Örneklerin ekstraksiyonu, ön zenginleştirmesi sırasında kullanılan %99,9 saflıkta Diklorometan (LiChrosolve), %99,8 saflıkta Aseton (SupraSolve), %98 saflıkta n-Hekzan (SupraSolve), %90 saflıkta Petrol eteri (SupraSolve); Sodyum sülfat, Silica gel 60 (0,063-0,200 mm) ve nötral alümina 90 (0,063-0,200 mm) Merc firmasından temin edilmiştir. Granül halindeki sodyum sülfat %99 saflıkta ve susuzdur. Azot gazı %99 yüksek saflıktadır.

Sertifikalı PAH ve PBDE geri kazanım (recovery) standart maddeleri ve standart karışımları AccuStandarts (USA) ve Absolute standarts (USA)'tan temin edildi. Kullanılan standartlar, bileşikleri ve ürün kodları Tablo 3.2'de sıralandı.

Kalibrasyon standartları, yüksek derişimdeki standarttan hekzan ile seyreltilip hazırlanarak derin dondurucuda saklandı.

Tablo 3.2. Kullanılan surragate ve standart solüsyonlar

Kimyasal	Bileşikler	Stok Solüsyon	Ürün Kodu
PAH (mix)	Nap, Acy,Ace, Flu, Ant, Phe, Flt, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DahA, Ind, BghiP	100 µg/mL	Absolute standarts EPA Method 525,2 PAH Standard, 16 comp., 100 ug/mL, in acetone, 1 mL
PAH (rec.)	Asenaften-D10, Krisen-D12, Perilen-D12, Fenantren -D10	500 µg/mL	Absolute standarts EPA Method 525 – internal standard, 4 comp., PAH 500 ug/ mL, in acetone, 1 mL Standard
PBDE (rec.)	¹³ C ₁₂ BDE 203	50 µg/ mL	AccuStandard Decabromodiphenyl ether 50 µg/ mL in isooctane: toluene 9:1, 1 ml
PBDE (rec.)	¹³ C ₁₂ BDE 47	50 µg/ mL	AccuStandard 2,2',4,4' – Tetrabromodiphenyl Ether 50 µg/ mL in Isooctane 1 ml
PBDE (mix)	BDE 17, BDE 28, BDE 47, BDE 66, BDE 85, BDE 99, BDE 100, BDE 153, BDE 154, BDE 183, BDE 190, BDE 207, BDE 209	1 mL	AccuStandard PBDE congeners for precision and Recovery Varied conc in isooctane 1 mL

Laboratuarda cam malzeme ve teflon borular kullanıldı. Bütün örnek temizleme işlemlerinde organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ile saf su ile yıkanan ve etüvde 200 °C’de kurutulan elekler kullanıldı. Kolon temizlenmesinde, ekstraksiyon işlemlerinde ve fraksiyonlara ayırma işlemlerinde yüksek saflıkta çözügenler ve iz miktarda organik ve kimyasaldan arıtılmış su kullanıldı.

Bütün cam malzemeler sıcak su ve organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ile yıkanmış ardından aseton ve hekzan ile yeniden yıkanarak 110 °C’lik bir fırında 4 saat kurutulmuş ve deneylerde kullanılmaya hazır hale getirildi.

3.5. Örneklerin Analize Hazırlanması

Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümüne ait dondurucuda amber şişeler içinde bulunan iç toz torbaları içerdikleri kaba parçalardan ve organik (saç ve hayvan tüyü gibi) muhtevalardan arındırılmak üzere temiz eleklerden geçirildi (Driver ve diğ., 1989). Örnekler laboratuvarında 100 µm partikül çaplarında olan paslanmaz çelik eleklerden geçirilmiş ve 0-100 µm partikül çapında örnekler elde edildi. Literatürde en çok çalışılan çap 100 µm olduğu için bu elek büyüklüğü seçildi (Yu ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2015).

Kaba parçalardan ve organik muhtevalardan arındırılarak temizlenen örnekler temiz amber cam şişelere alınarak etiketlenip ve ekstraksiyon işleminde kullanılmak üzere -20 °C’de derin dondurucuda ekstraksiyon işlemine kadar bekletildi.

3.6. Örneklerin Ekstrasyonu ve Önzenginleştirilmesi

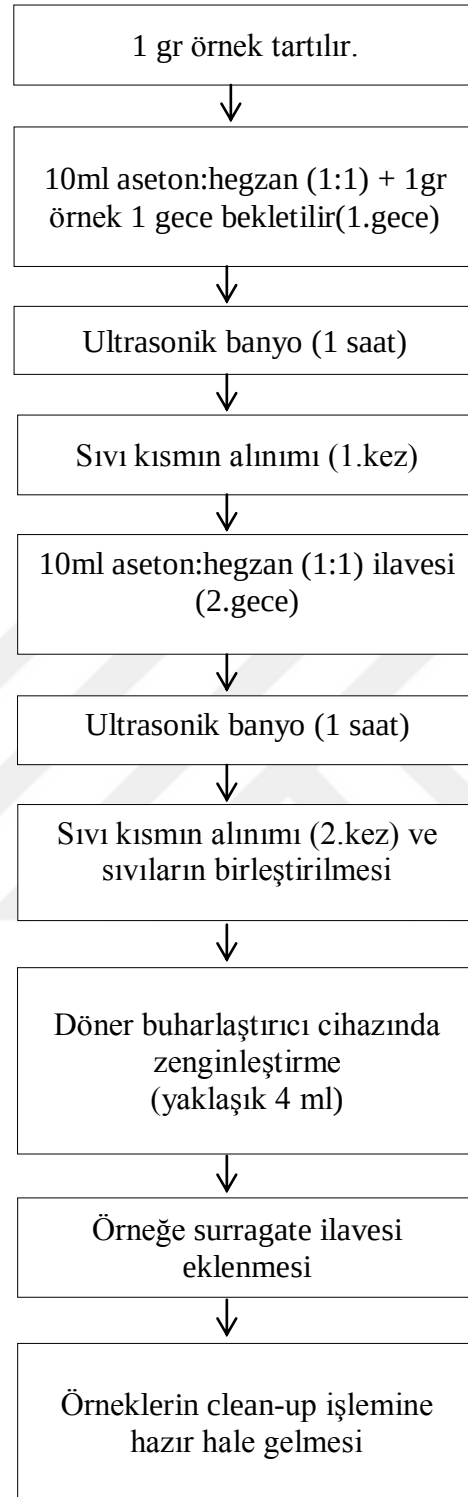
Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümüne ait dondurucuya yerleştirilmiş örneklerden ekstraksiyon işlemi için hassas terazide 1 gr tartılmış ve önceden temizlenmiş cam tüplere döküldü. Geri kazanım oranlarını hesaplayabilmek için örnek üzerine Asenaften-D10, Krisen-D12, Perilen-D12, Fenantren -D10 ¹³C₁₂ BDE 47 ve ¹³C₁₂ BDE 203 standartları enjekte edildi. Üzerine 10 ml aseton: hekzan (1:1) çözeltisi ilave edildi. Ardından cam tübün ağzı teflon bant ile kapatılarak toplam 2 gece karanlıkta oda sıcaklığında bekletildi.

Birinci geceden sonra 1 saat ultrasonik (ısıtma özelliği kapalı) banyodan geçirilen örneklerin sıvı kısmı temiz bir kapaklı amber cam şişeye pastör pipetle alınıp, ardından buzdolabına konuldu.

Cam tüpte kalan örneğe ikinci defa aseton:hekzan (1:1) çözeltisinden 10 ml eklenmiş ve oda sıcaklığında bir gece daha karanlıkta bekletildi. İkinci geceden sonra sıvı kısım, birinci geceye ait sıvı kısım ile pastör pipet kullanılarak birleştirildi. İkinci geceden sonra 1 saat ultrasonik (ısıtma özelliği kapalı) banyodan geçirilen örneklerin sıvı kısmı temiz bir santrifüj tüpüne alınarak 3500 tur/dakika devir ile 10 dakika boyunca santrifüj edilerek çökebilen parçacıklardan temizlendi.

Örnek, santrifüj tüpünden şilifli amber cam balona pastör pipet ile alınarak hacmini yaklaşık 4 ml'ye düşürülmek üzere döner buharlaştırıcı cihazında önzenginleştirilmesi gerçekleştirildi. Döner buharlaştırma işlemi sonunda hacmi yaklaşık 4 ml'ye düşen örnek 5 ml'lik amber şişeler alınarak kolon yapımına kadar -4 °C'de buzdolabı buzluğunda bekletildi.

Şekil 3.3.'de örneklerin ekstrasyonu ve önzenginleştirilmesi aşamaları ve Şekil 3.4.'de yapılan çalışmaya ait resimler verilmiştir.



Şekil 3.3. Örneklerin ekstrasyonu ve önzenginleştirilmesi



Şekil 3.4. Yapılan çalışmaya ait resimler (a- çalışma grubu, b- laboratuvar ortamında toz ayıklanması, c- ekstraksiyon işlemi, d- ekstraksiyon edilmiş numuneler, e- kolonlar)

3.7. Temizleme (Clean-up) İşlemleri

Örnekte var olan çalışma kapsamındaki hedef alınan kirleticilerin ölçülmesi sırasında girişim yapabilecek istenmeyen kimyasalların giderilmesi için clean-up prosedürü uygulandı. Alümina, organik kirleticileri tutmak için kullanılmışken sodyum sülfat ise örneklerdeki su ve nemi tutmak için kullanıldı.

3.7.1. Kolonda yer alacak kimyasalların hazırlanması

Kolon temizleme işleminde kullanılan cam malzemelerin temizliği ve kolon kimyasallarının aktive edilmesi için aşağıdaki hazırlıklar yapıldı.

Cam malzeme temizliği: Kullanılan bütün cam malzeme önce sıcak saf su ve organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ile fırçalanarak yıkandı. Ardından saf su ile iki defa durulandı.

Saf su ile durulanan cam malzemeler aseton ve hekzan ile yeniden yıkanarak sıcaklığı 110 °C'ye getirilip etüvde 4 saat bekletilerek kurutuldu ve deneylerde kullanılmaya hazır hale getirildi. Kullanılan cam malzemeler hemen yıkanarak örneklerin cam malzeme üzerine adsorplanmasının önüne geçildi.

Ekstraksiyon işleminden geçen örnekler girişim yapabilecek organikleri uzaklaştırmak ve örnek matrisini zenginleştirmek ve fraksiyonlarına ayırmak üzere cam yünü, silica jel (90), alumina ve susuz sodyum sülfat içeren kolondan geçirildi. Kullanılan malzemelerin kolon için hazırlanması için uygulanan işlemler aşağıdaki gibidir.

Cam yünü için uygulanan işlemler: Cam yünü'nün temizliği; temiz bir behere istenen miktarda cam yünü konulur ve üzerine cam yününün seviyesine gelecek kadar yüksek saflıkta hekzan eklendi.

Çeker ocakta bütün hekzan buharlaşana kadar beklendi. Cam yünü kuruyunca temiz ve kapaklı amber bir şişeye alınarak hava ile teması kesildi. Bu aşamalar sonunda amber şişeye alınan cam yünü kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirildi.

Silika jel (90) için uygulanan işlemler: Silika jel (90) istenilen miktarda temiz bir kaba alınarak 16 saat boyunca 130 °C'ye ayarlanmış etüvde bekletilerek aktive edildi. 16 saat etüvde bekletilerek aktive edilmiş Silika jel (90) desikatörde 1 saat soğumaya bırakıldı.

Soğuyan Silika jel (90) temiz bir balon jojeye alınarak ultra saf su ile %5 oranında deaktive edilip 1 saat karanlıkta bekletildi ve topaklanma ihtimaline karşı balon joje aralıklarla çalkalandı. Silika jel (90) bu aşamalar sonunda kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirildi ve 12 saat içinde kolon işleminde kullanıldı.

Alümina için uygulanan işlemler: Alümina istenilen miktarda temiz bir kaba alındı 6 saat boyunca 350 °C'ye ayarlanmış kül fırınında bekletilip aktive edildi. 6 saat kül fırınında bekletilerek aktive edilmiş alümina desikatörde 1 saat soğumaya bırakıldı.

Soğuyan alümina temiz bir balon jojeye alınarak ultra saf su ile %6 oranında deaktive edildi ve 1 saat karanlıkta bekletilip topaklanma ihtimaline karşı balon joje aralıklarla çalkalandı. Alümina bu aşamalar sonunda kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirildi ve 12 saat içinde kolon işleminde kullanıldı.

Susuz sodyum sülfat için uygulanan işlemler: Susuz sodyum sülfat istenilen miktarda temiz bir kaba alınıp 6 saat boyunca 350 °C'ye ayarlanmış kül fırınında bekletilerek aktive edildi. 6 saat kül fırınında bekletilerek aktive edilmiş susuz sodyum sülfat desikatörde 1 saat soğumaya bırakıldı daha sonra kolon hazırlamada kullanıldı.

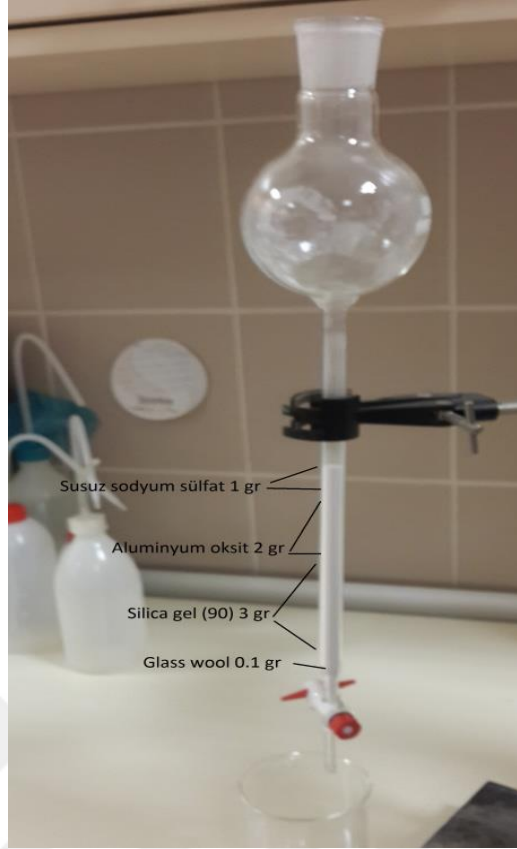
Yukardaki aşamalar sonucu hazırlanan malzemeler kolon işleminde kullanılmaya hazır hale getirilmiş oldu.

3.7.2. Temizleme (clean-up) kolonunun hazırlanması

Projenin laboratuvar aşamasında, 15 cm boyunda ve 1 cm çapında teflon musluklu cam kolon kullanıldı.

Kolon hazırlamak için hassas terazide; cam yününden 0,1 gr, silica jel (90)'den 3 gr, Alümina'dan 2 gr ve susuz sodyum sülfat'tan 1 gr tartılarak yukardaki sırayla kolona dökülerek kolon yıkanmaya hazır hale getirildi.

Temizleme (clean-up) prosedürü için hazırlanmış kolon görselleri Şekil 3.5'te ve 3.6'da verilmiştir. Birinci yıkama 20 ml diklorometan ile ikinci yıkama 20 ml Petroleter ile gerçekleştirilerek kolon olası girişimlere karşı yıkandı.



Şekil 3.5. Temizleme kolonu yapısı



Şekil 3.6. Temizleme (clean-up) kolonlarının genel görünüşü

3.7.3. Temizleme (clean-up) ve son zenginleştirme

Örneklerde PBDE ve PAH analizi yapılacağından iki aşamalı bir işlem gerçekleştirildi. Yıkama işlemi biten kolona PBDE ve PAH surrogate şahitleri eklenmiş yaklaşık 4 ml hacmindeki örnek kolondan döküldü. Ardından PBDE kirleticilerini kolondan almak için 60 ml petroleteri kolondan geçirildi. Daha sonra kolona 40 ml diklorometan ilave edilerek ikinci fraksiyon ile PAH kirleticileri alındı.

Kolondan alınan birinci ve ikinci fraksiyonlar ısıtma özelliği kapalı döner buharlaştırıcı cihazında zenginleştirme işlemiyle hacmi yaklaşık 4 ml'ye düşürüldü. Hacmi 4 ml'ye düşürülen örnekler temiz amber viallere pastör pipet yardımıyla aktarılarak saf azot gazı ile hacmi azaltılmaya devam edildi.

Vialdeki örnek hacmi yaklaşık 1 ml'ye düştüğünde örneğe hegzan eklemesi yapılarak 3 kez yaklaşık 4ml'ye tamamlanarak çözücü değişimi yapıldı ve son zenginleştirme gerçekleştirildi. Üçüncü turun sonunda amber vialdeki örnek hacmi 200 µl'ye düşürülerek GC-MS'te okunmaya hazır hale getirildi.

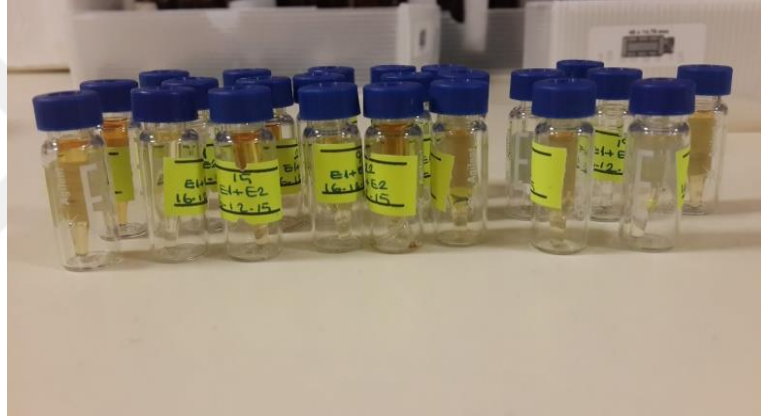
Şekil 3.7'da laboratuvarında kullanılan döner buharlaştırıcı cihazının genel görünüşü verilmiştir. Şekil 3.8'de zenginleştirme işleminin genel görünüşü verilmiştir. Şekil 3.9'de GC-MS'te okunmaya hazır hale getirilmiş örneklerin genel görünüşü verilmiştir. Şekil 3.10'da örneklerin analiz aşamaları verilmiştir.



Şekil 3.7. Döner buharlaştırıcı cihazı genel görünüşü

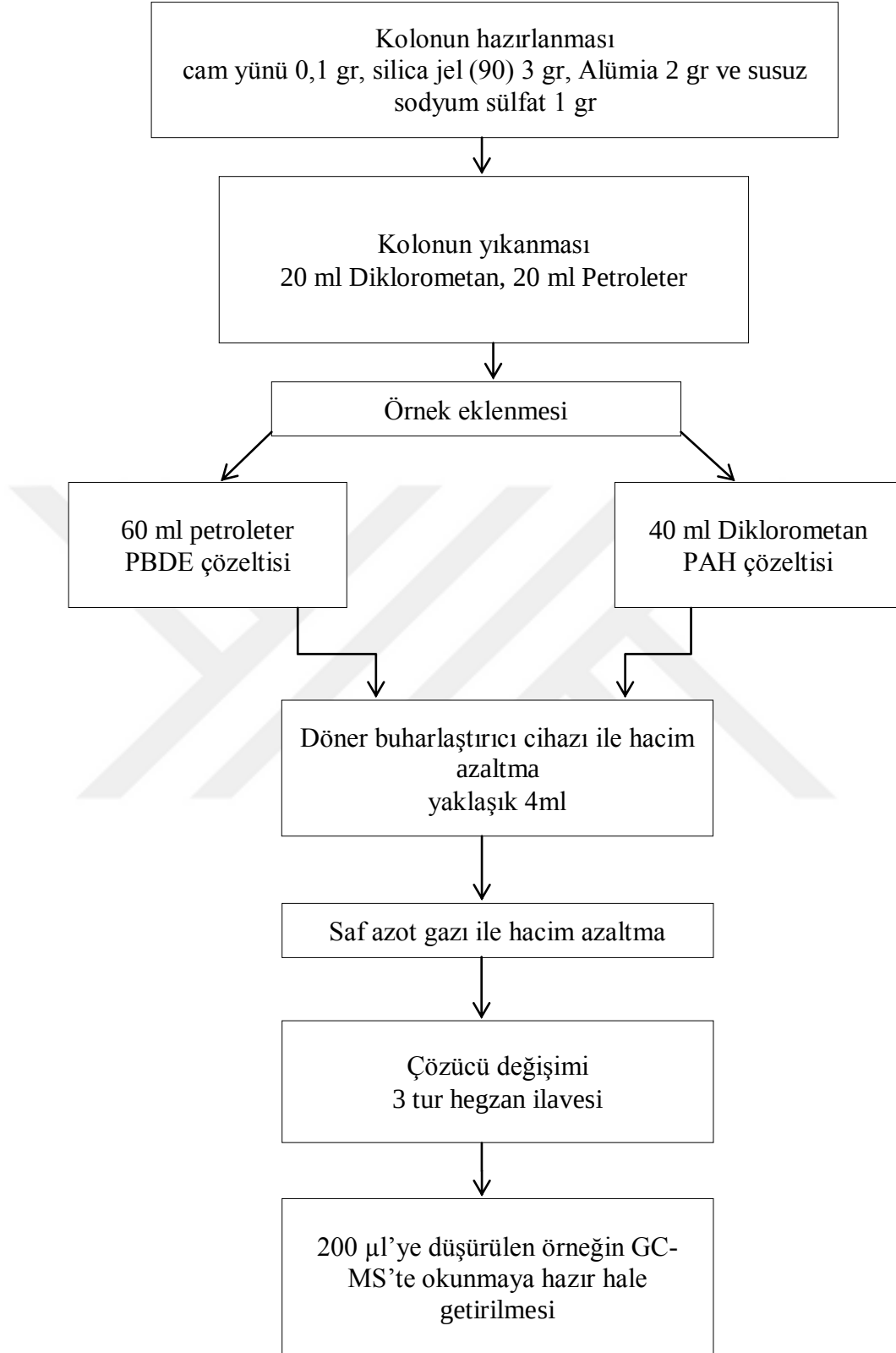


Şekil 3.8. Zenginleştirme işlemi



Şekil 3.9. GC-MS'te okunmaya hazır hale getirilmiş örnek

Örneklerin laboratuvar sürecinde görsellerdeki uygulamalar takip edildi. Örnek hacmi kontrollü bir şekilde önce döner buharlaştırıcı cihazda 4 ml'ye arından olası bir girişimin önüne geçerek saf Azot gazı ile 1 ml'ye düşürülerek zenginleştirilmesi gerçekleştirildi. Zenginleştirme işlemi sonucunda örnek hacmi 200 µl'ye düşürüldü.



Şekil 3.10. Örneklerin analiz aşamaları

3.8. GC-MS Parametrelerinin Düzenlenmesi

Temizleme işlemi ile hazır hale getirilen örnekler, PBDE ve PAH izomer derişimlerinin belirlenmesi amacıyla EI modu olan GC-MS (Agilent Technologies 5977A-7890B) kütle spektrometre cihazında analiz edildi. Cihazda DB-5HT kapiler kolon (15 m × 0,25mm i.d., 0,10 µm film kalınlığı, J&W Scientific) kullanıldı. Analitik yöntemin geri kazanımları PBDE ve PAH izomerleri için sırasıyla %70-%115 ve %80-%108 aralığında hesaplandı.

Cihazın PBDE izomerleri için kalibrasyonu 14 hedef PBDE mix karışımı (Accusstandard) (BDE 17 (2,2,4'-tribromodiphenyl ether), BDE 28(2,4,4'-tri bromodiphenyl ether), BDE 47 (2,2',4,4'-tetra bromodiphenyl ether), BDE 66 (2,3',4,4'-tetra bromodiphenyl ether), BDE 71 (2,3',4',6-tetra bromodiphenyl ether), BDE 85 (2,2',3,4',4-penta bromodiphenyl ether), BDE 99 (3,3',4,4',5-penta bromodiphenyl ether), BDE 100 (3,3',4,4',6-penta bromodiphenyl ether), BDE 138 (2,2',3,4,4',5'-hekza bromodiphenyl ether), BDE 153(2,2',4,4',5,5'-hekza bromodiphenyl ether), BDE 154 (2,2',4,4',5,6'-hekza bromodiphenyl ether), BDE 183 (2,2',3,4,4',5',6-hepta bromodiphenyl ether), BDE 190 (2,3,3',4,4',5,6-hepta bromodiphenyl ether) ve BDE 209 (2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodiphenyl ether) ve 2 geri kazanım (recovery) stadandartları için 8 farklı derişimde hazırlanmış kalibrasyon çözelti karışımları ile yapıldı. Cihaza okutulan örnekteki kirleticilerin kütleleri liner regreasyonla belirlenen eğriler yardımıyla belirlendi.

PBDE hedef kirleticileri: PBDE için kalibrasyon çözelti derişimleri 0,1, 0,5, 5, 10, 25, 50, 100 ve 250 ng ml⁻¹ (ppb) olarak hazırlandı. PBDE izomer derişimlerinin bulunabilmesi için fırın sıcaklığı 100 °C'de 1 dakika bekletilmiş, 8 °C/dakkikalık artışla 320 °C'ye çıkıp 6 dakika bekletildi. Enjektör, iyon kaynağı, dört kutuplu ve arayüz sıcaklıkları, sırasıyla 280 °C, 230 °C, 150 °C ve 320 °C'dir.

Cihazın PAH izomerleri için kalibrasyonu 16 hedef PAH bileşiği (Absolute standarts) Naftalin (Nap), Asenaftelen (Acy), Asenaften (Ace), Floren (Flue), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flt), Piren (Pyr), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), Benzo[g,h,i]perilen (BgP) ve İndeno[1,2,3-cd]piren

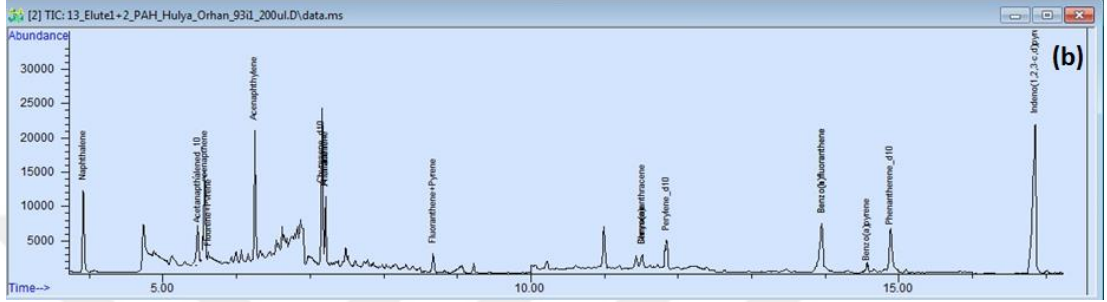
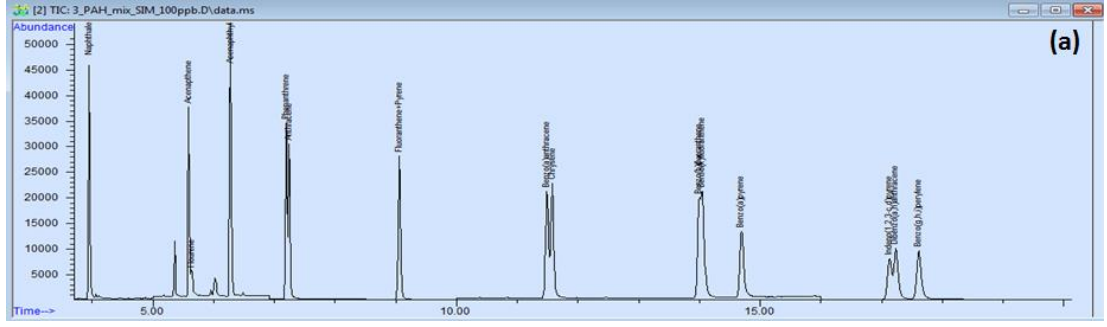
(Ind)) ve 4 geri kazanım (recovery) standartları için 6 farklı derişimde hazırlanıp kalibrasyon çözelti karışımları ile yapıldı.

PAH hedef kirleticileri: PAH için kalibrasyon çözeltisi derişimleri 5, 25, 50, 100, 250 ve 500 ng ml⁻¹ (ppb) olarak hazırlandı. PAH izomer derişimlerinin bulunabilmesi için fırın sıcaklığı 50 °C’de 1 dakika bekletilip, 25 °C/dakikalık artışla 200 °C’ye çıkıp 1 dakika bekleme ve en son 8 °C/dakikalık artışla 320 °C’ye çıkarılıp ve 320 °C’de 8 dakika bekletildi. Enjektör, iyon kaynağı, dört kutuplu ve arayüz sıcaklıkları, sırasıyla 295 °C, 290 °C, 180 °C ve 320 °C’dir.

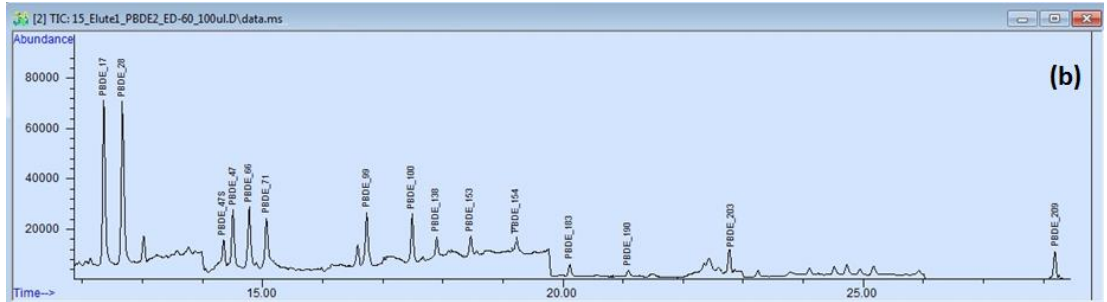
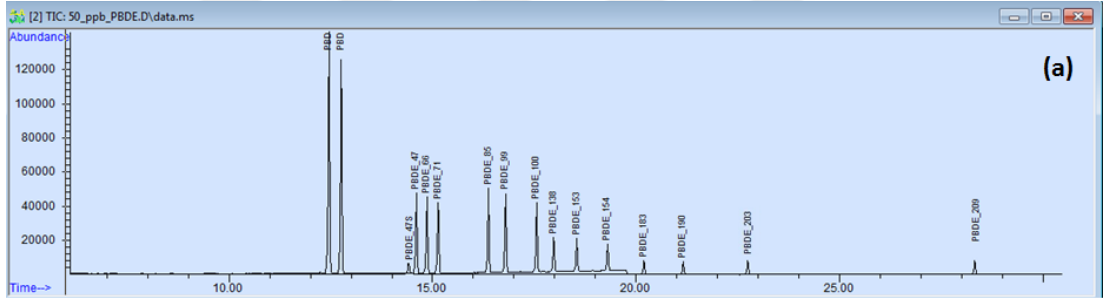
Metod tespit limiti (MDL, ng), ortalama şahit kütesine ek olarak 3 standart sapma olarak tanımlanmıştır (MDL = ortalama şahit değeri + 3 STD) (Odabasi ve diğ., 2016). Metod şahidi için toz örneğı susuz sodyum sülfat ile değıştirilip gerçek örneklere uygulanan analitik prosedürlerin aynısı uygulandı. Şahitte tespit edilen PBDE ve PAH izomer kütleleri gerçek örneklerde tespit edilen ortalama kütleinin %4’ünü geçmemiştir. Önceden temizlenmiş alana susuz sodyum sülfat dökölüp toplanmasıyla oluşan arazi şahitleri (n=6) gerçek örneklerle aynı işlemlerden geçirildi. Flt+Pyr ve BaA izleri arazi şahitlerinde tespit edilerek düzeltim için örneklerden şahit ortalamaları çıkartıldı. Standartların ortalama geri kazanım oranları 76± 14% (asetanaftalin-D10), 77± 12 % (perilen-D10), 79± 17 % (Krisen-D10), 76 ± 19 % (fenantren-D10), 63,2 ± 11 % (BDE 47) ve 61,7 ±6 % (BDE 203) olarak hasaplandı. Sodyum sülfat üzerine 14 PBDE ve 16 PAH izomer karışımı ilave edilmiş ve ölçülen gerikazanım oranları sırasıyla 59.7% ila 78,2% ve 72,3% ila 94,5% olarak hesaplandı. Enstrümental tespit limiti (IDLs) analitik olarak ölçülebilen sinyal / gürültü oranı 3/1 olan kromatografik pike tekabül eden ve entegre olan en düşük derişim olarak belirlendi (Zhang ve diğ., 2011). 1-öl enjeksiyonda ölçülebilen PBDE ve PAH izomerleri sırasıyla 0,02-0,59 ve 0,06–0,316 pg/g’dır.

Her 20 örnek kolonu için geri kazanım oranlarının ölçülmesi amacıyla bir adet standart kolon yapıldı. Standart kolonuna sadece PBDE ve PAH standardı eklenmiş ve gerçek örneğı yapılan normal prosedür uygulandı. Standart kolondan elde edilen fraksiyonlar GC-MS’te okutuldu.

Örnek GC-MS pik eğrilerine ait görseller Şekil 3.11. ve Şekil 3.12.’de verilmiştir. PBDE izomerlerine ait kalibrasyon parametreleri Tablo 3.3’te PAH izomerlerine ait kalibrasyon parametreleri Tablo 3.4’te verilmiştir.



Şekil 3.11. PAH için GS-MS pik eğrileri (a- 100 ppb kalibrasyon PAH mix standardı b- Örnek pikleri)



Şekil 3.12. PBDE için GS-MS pik eğrileri (a- 50 ppb kalibrasyon PBDE mix standardı b- Örnek pikleri)

Tablo 3.3. PBDE izomerleri kalibrasyon parametreleri

Kirletici	m/z	Retensiyon zamanı (dk)	Doğrusal Kalibre aralığı (ppb)	LOD^a (ng/g)	LOQ^b (ng/g)
BDE17	246,248,406	12,459	1-50; 50-2000	0,02	0,070
BDE28	246,248,406	12,763	1-50; 50-2000	0,02	0,078
BDE47	486	14,608	1-50; 50-2000	0,06	0,252
BDE66	486	14,866	1-50; 50-2000	0,13	0,637
BDE71	486	15,142	1-50; 50-2000	0,14	0,714
BDE85	404,564,566	16,337	1-50; 50-2000	0,09	0,378
BDE99	404,564,566	16,789	1-50; 50-2000	0,09	0,351
BDE100	404,564,566	17,56	1-50; 50-2000	0,05	0,160
BDE138	644	17,981	1-50; 50-2000	0,11	0,572
BDE153	644	18,544	1-50; 50-2000	0,05	0,175
BDE154	644	19,303	1-50; 50-2000	0,05	0,155
BDE183	562	20,198	1-50; 50-2000	0,12	0,696
BDE190	564	21,16	1-50; 50-2000	0,15	0,855
BDE209	797	28,372	5-250; 250-10000	0,59	2,891

Tablo 3.4. PAH izomerleri kalibrasyon parametreleri

Kirletici	m/z	Retensiyon zamanı (dk)	Doğrusal Kalibre aralığı (ppb)	LOD ^a (ng/g)	LOQ ^b (ng/g)
Naphthalene (Nap)	128,127,129	3,949	10-250; 250-10000	0,07	0,23
Acenaphthene (Ace)	152,151	5,589	10-250; 250-10000	0,06	0,17
Flourene (Flue)	165,89,152	5,631	10-250; 250-10000	0,10	0,32
Acenaphthylene (Acy)	166,165,167	6,277	10-250; 250-10000	0,09	0,31
Phenanthrene (Phe)	178,176,152	7,197	10-250; 250-10000	0,09	0,27
Anthracene (Ant)	178,176,152	7,245	10-250; 250-10000	0,04	0,12
Fluoranthene+Pyrene (Flt+Pyr)	202,201,101	9,059	10-250; 250-10000	0,10	0,45
Benzo(a)anthracene (BaA)	228,226,229	11,488	10-250; 250-10000	0,09	0,29
Chrysene (Chr)	228,226,229	11,577	10-250; 250-10000	0,10	0,34
Benzo(b)fluoranthene (BbF)	252,253	14,03	10-250; 250-10000	0,11	0,43
Benzo(k)fluoranthene (BkF)	252,253	14,043	10-250; 250-10000	0,13	0,53
Benzo(a)pyrene (BaP)	252,253	14,695	10-250; 250-10000	0,10	0,42
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene (Ind)	276,277,138	17,135	10-250; 250-10000	0,18	0,83
Dibenzo(a,h)anthracene (DahA)	278,277,138	17,299	10-250; 250-10000	0,15	0,65
Benzo(g,h,i)perylene (BgP)	276,277,138	17,613	10-250; 250-10000	0,16	0,70

3.9. Sağlık Riski Tahmini

Tozlara maruziyet şu varsayımlar kabul edilerek tahmin edilmeye çalışıldı: (1) İnsanlar üç ana yol aracılığıyla toza maruz kalırlar: Toz parçacıklarının çiğnenmesi, toz parçacıklarının solunması ve toz parçacıklarının deri ile teması (Karakuş, 2012);

(2) İnsanların kendi evlerinde toza maruz kalması; (3) alanlarda gözlenen bazı maruziyet parametreleri referans populasyonlarla aynıdır; (4) toplam kanserojen olmayan risk söz konusu olan 3 maruziyet riskinin ayrı ayrı her bileşen (BDE 47, 99, 153 ve 209, B2 grubu kanserojenik PAH izomerleri) için toplamı ile bulunabilir (Man ve diğ., 2013; Lim ve diğ., 2014); (5) toplam kanser risk söz konusu olan 3 maruziyet riskinin ayrı ayrı her bileşen (BDE 209, B2 grubu kanserojenik PAH izomerleri) için toplamı ile bulunabilir (Lim ve diğ., 2014; Kang ve diğ., 2011) ve (6) insanlar evlerinde ömürleri boyunca evlerindeki toz maruz kalmaktadır.

Her üç maruziyet riski hesabında kullanılan formüller aşağıda listelenmiştir;

$$D_{ing_i} = C_{dust} \times \frac{R_{ing_i} \times ET_i \times EF \times ED_i}{BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (3.1)$$

$$D_{inh_i} = C_{dust} \times \frac{R_{inh_i} \times ET_i \times EF \times ED_i}{PEF \times BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (3.2)$$

$$D_{dermal_i} = C_{dust} \times \frac{SAF \times A_{skin_i} \times DAF \times ET_i \times EF \times ED_i}{BW_i \times T_{avg}} \times CF \quad (3.3)$$

Çocuk ve yetişkinler için maruziyet parametreleri referansları ile Tablo 3.2.'de verilmiştir. Kanser riski taşımayan toplam tehlike indeksi (HQ) PBDE ve PAH için RfD değeri ile ifade edilir. Denklem (3.4) buna ek olarak kirleticiye çığneme, soluma ve deri teması yolları ile ömür boyu maruz kalma sonucu kanser olma riski Denklem (3.5), (3.6) ve (3.7) numaralı ifadeler ile ifade edilir (US EPA, 2009). USEPA IRIS'ten elde edilen bilgilere dayanarak BDE 209 ve BaP sırasıyla insanlarda nörodavranışsal etkisi olan ve kanser risk ile ilişkili tek PBDE ve PAH izomerleridir (URL-3; Chou ve diğ., 2016; Kang ve diğ., 2011). Genel olarak, sağlık riski çalışmalarında, BaP izomeri gösterge olarak kabul edilir. Yapılan sağlık riski çalışmalarında BaP izomerinin toplam sağlık riski oluşturma potansiyelinin %50'sinden sorumlu olduğunu göstermektedir (Hanedar ve diğ., 2014; Petry ve diğ., 1996). 7 kanserojen PAH izomeri derişimleri ve toksik denklik faktörleri (TEF); BaP (1), BaA (0,1), BbF (0,1), BkF (0,01), Chr (0,001), DahA (1) ve Ind (0,1) dahil kanser riski değerlendirmesinde BaP toksisite denklik uygulanmasında kullanılmıştır,

$$HQ_i = D_i / RfD_i \text{ ve } HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (3.4)$$

Çiğneme yoluyla maruziyette;

$$\text{Carcinogenic risk}_{\text{inhalation}} = D_{\text{inhalation}} \times SF_{\text{inh}} \quad (3.5)$$

Soluma yoluyla maruziyette;

$$\text{Cancer Risk}_{\text{ingestion}} = D_{\text{ingestion}} \times SF_{\text{ing}} \quad (3.6)$$

Deri teması yoluyla maruziyette;

$$\text{Cancer Risk}_{\text{dermal}} = D_{\text{dermal}} \times SF_{\text{dermal}} \times GIABS \quad (3.7)$$

Burada; RfD_i çiğnenmesi, deri teması ve soluma yolları aracılığı ile referans doz, D her bir PBDE veya PAH izomeri için çiğnenmesi, deri teması ve soluma yolları aracılığı ile ortalama günlük maruziyet dozu (mg/kg/gün); SF çiğneme, deri teması ve soluma yolları aracılığı ile üzerinden gerçekleşen eğim faktörünü (mg / kg / gün)⁻¹ ve $GIABS$ ise mide-bağırsak emilim faktörünü ifade etmektedir.

PBDE ve PAH izomerlerinin yüzdesel verilerinin yokluğunda toz absorpsiyonu ve buna karşılık mide-bağırsak emilim verileri, bütün kirletici izomerler için toplam emilim 1 kabul edildi (De Wit ve diğ., 2012; Kamal ve diğ., 2014; Hassan ve diğ., 2015).

HQ_i (toplam tehlike indeksi) çiğnenmesi, deri teması ve soluma yolları aracılığıyla kirleticilerin olmayan kanserojen etkileri için kullanılırken HI (tehlike indeksi) birden çok rotaya eşit kabul edildi (USEPA, 2009).

Kullanılan referans dozlar (RfD) ve eğim faktörleri (SF) Tablo 3.5'te verilmiştir.

Tablo 3.5. Referans dozlar (RfD) ve eğim faktörleri (SF)

	RfD (mg kg ⁻¹ gün ⁻¹)		SF (mg kg ⁻¹ gün ⁻¹)			
Kirletici	RfD _{inh}	RfD _{ing} ^a	RfD _{dermal}	SF _{inh}	SF _{ing}	SF _{dermal}
BDE 209	0,007 ¹			0,0007 ²	0,0007 ²	0,0007 ²
BDE 47	0,0001 ¹					
BDE 99	0,0001 ¹					
BDE 153	0,0002 ¹					
BaP (benzo(a) Piren)				3,85 ³	7,3 ³	25 ³

¹Li ve diğ., 2015; Staskal ve diğ., 2008; Chou ve diğ., 2016, ²USEPA 2008; Li ve diğ., 2015; Ni ve diğ., 2012; Chou ve diğ., 2016, ³Peng ve diğ., 2011; USEPA, 1994. ^aPBDE'lere ait nefes alma yoluyla alınıp RfD değeri sadece US EPA tarafından verilmiştir.

Çocuklar ve yetişkinler için kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler ve referansları Tablo 3.6.'de verilmiştir

Tablo 3.6. Kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler ve referansları

Maruziyet Faktörleri	Kısaltmalar	Çocuk (1-6 yaş)	Yetişkin	Referans
Ölçülen toz derişimi (mg kg ⁻¹)	C _{dust}			Bu çalışma
Toz çığneme oranı (mg toz gün ⁻¹)	R _{ing}	60	30	USEPA 2011
Soluma oranı* (m ³ gün ⁻¹)	R _{inhalation}	11,9	17,4	Bu çalışma
Evde günlük maruziyet süresi (saat/gün) ^a	ET	18,5/24 (0,77)	11/24 (0,46)	Bu çalışma
Maruziyet frekansı (gün yıl ⁻¹) ^b (bölgeye özel)	EF	350	350	Bu çalışma
Maruziyet devam süresi (yıl)	ED	6	24	USEPA 2001
Vücut kütlesi (kg)	BW	13,9	68,2	Bu çalışma
Kanserojen olmayan ortalama yaşam süresi (gün)	T _{avg}	T _{exp} ×365gün/yıl	T _{exp} ×365	USEPA 2009

Tablo 3.6. (Devam) Kanser riski tahminlerinde kullanılan parametreler ve referansları

Maruziyet Faktörleri	Kısaltmalar	Çocuk (1-6 yaş)	Yetişkin	Referans
Kanserojen olan ortalama yaşam süresi (yıl)	T_{avg}	70yıl× 365gün/yıl	70yıl× 365gün/yıl 1	USEPA 2009
Partikül emisyon faktörü ($m^3 kg^{-1}$),	PEF	$1,36 \times 10^9$	$1,36 \times 10^9$	USEPA 2009, Kamal ve diğ., 2014
Cilt uyum faktörü ($mg cm^{-2} h^{-1}$)	SAF	0,07	0,7	USEPA 2002a,2002b
Cilt temas alanı (cm^2)	A_{skin}	2800	5700	USEPA 2001
Deri emilim faktörü (birimsiz)	DAF	0,001 (PBDE)	0,001 (PBDE)	USEPA 2001,
		0,13 (PAH)	0,13 (PAH)	URL-2
Birim çevirme faktörü	CF	-	-	-

4. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER

Bu bölümde iç ortam tozunda ölçülen PBDE ve PAH seviyeleri, literatür karşılaştırması, anket çalışması, iç ortam tozundan günlük PBDE ve PAH maruziyeti kaynaklı risk değerlendirmesi tahmini kanser risk ve kanserojen olmayan risk hakkında bilgiler verilmiştir.

4.1. İç Ortam Tozunda PBDE Seviyeleri

40 evden toplanan bütün örneklerin ölçümleri tamamlandığında BDE 17 (%88 oranında saptandı) ve BDE 85 (%93 oranında saptandı) dışında diğer bütün hedef PBDE kirleticilerini içerdiği görüldü. Ölçülen 14 adet hedef kirleticiye ait ortalama ve medyan (ng g^{-1}) değerleri ile birlikte minimum ve maksimum değerleri tablo 4.1.'de özetlenmiştir. Genel olarak PBDE bütün örneklerde nispeten yüksek değişkenlik gösterdiği tespit edildi.

PBDE'lerin ($\Sigma 14\text{PBDE}$) toplam derişimi $<\text{LOD}$ 'den 4790 ng g^{-1} arasında değişirken $316,6 \text{ ng g}^{-1}$ medyan ve $602,9 \text{ ng g}^{-1}$ ortalamaya sahip olduğu ölçüldü. Maksimum ve minimum derişimler arasında dikkate değer bir fark olduğu göze çarpmaktadır. Bu durum evlerde kullanılan yanma geciktirici içerikli mobilya ve elektronik aletlerin fiziksel kondisyonu ile alet sayısının farklı olmasıyla açıklayabilmek mümkündür. Bu farkın BDE 85 ($<\text{LOD}$ ila $419,8 \text{ ng g}^{-1}$) ve BDE 99 ($0,75 \text{ ng g}^{-1}$ ila $254,4 \text{ ng g}^{-1}$) izomerlerine ait aralık değerlerinde daha belirgin olduğu görülmektedir. BDE 209 (medyan: $138,32 \text{ ng g}^{-1}$) en çok bulunan izomer olarak ölçülürken bunu BDE 183 (medyan: $20,52 \text{ ng g}^{-1}$), BDE 71 (medyan: $15,84 \text{ ng g}^{-1}$) ve BDE 154 (medyan: $15,11 \text{ ng g}^{-1}$) izomerleri izlediği gözlemlenirken en az bulunan izomer BDE 28 (medyan: $4,01 \text{ ng g}^{-1}$) olarak ölçülmüştür. BDE 28'in düşük derişimi yüksek uçucu özelliğinden kaynaklanmaktadır (Li ve diğ., 2015). En baskın 4 izomerlerin bütün örnekler arasındaki varlığı %40 ila %70 arasında olduğu görüldü. BDE 209'un baskın izomer olması literatürde yapılan diğer çalışmalar göz önüne alındığında şaşırtıcı olmamıştır.

Tablo 4.1. PBDE kirleticilerine ait ortalama, medyan ve aralık değerleri

Kirleticiler	Ortalama	Medyan	Aralık
penta PBDE			
PBDE 17	33,86	11,92	<LOD - 231,4
PBDE 28	22,58	4,01	0,42 - 146,7
PBDE 47	40,76	14,51	0,96 - 260
PBDE 66	35,03	13,19	2,23 - 235,6
PBDE 71	37,14	15,84	2,48 - 245,7
PBDE 85	55,42	6,01	<LOD - 419,8
PBDE 99	30,21	6,45	0,75 - 254,4
PBDE 100	40,69	13,26	1,21 - 297,7
PBDE 138	37,93	12,81	1,22 - 298
PBDE 153	40,96	13,6	1,1 - 304
PBDE 154	47,6	15,11	1,6 - 344,5
Σ_{penta} PBDE	424,09	143,78	11,21 - 3027,7
hepta BDE			
PBDE 183	62,28	20,52	2,74 - 404
PBDE 190	45,15	11,28	1,86 - 374,04
Σ_{octa} PBDE	107,43	31,88	4,6 - 778,1
PBDE 209	271,46	138,32	12,71 - 1740,9
Σ_{top} PBDE ^a	602,99	316,61	<LOD - 4789,7

^aBDE 17 (2,2,4'-tribromodifenil ether), BDE 28(2,4,4'-tri bromodifenil ether), BDE 47 (2,2',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 66 (2,3',4,4'-tetra bromodifenil ether), BDE 71(2,3',4',6-tetra bromodifenil ether), BDE 85(2,2',3,4',4-penta bromodifenil ether), BDE 99(3,3',4,4',5-penta bromodifenil ether), BDE 100(3,3',4,4',6-penta bromodifenil ether), BDE 138(2,2',3,4,4',5'-hekza bromodifenil ether), BDE 153(2,2',4,4',5,5'-hekza bromodifenil ether), BDE 154(2,2',4,4',5,6'-hekza bromodifenil ether), BDE 183(2,2',3,4,4',5',6-hepta bromodifenil ether), BDE 190(2,3,3',4,4',5,6-hepta bromodifenil ether) ve BDE 209(2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodifenil ether).

4.2. İç Ortam Tozunda PAH Seviyeleri

40 evden toplanan bütün örneklerin ölçümleri tamamlandığında Asenaften (%92,5 oranında saptandı) ve Antrasen (%95 oranında saptandı) dışında diğer bütün hedef PAH kirleticileri içerdiği görüldü.

Ölçülen 16 adet hedef kirleticiiye ait ortalama ve medyan (ng g⁻¹) değerleri ile birlikte minimum ve maksimum değerleri Tablo 4.2.'de özetlenmiştir.

Tablo 4.2. PAH kirleticilerine ait ortalama, medyan ve aralık değerleri

Kirleticiler	Ortalama	Medyan	Aralık
Nap	119,07	147,54	4,52 - 1020
Ace	59,46	37,53	<LOD - 286,7
Flue	223,7	142,4	7,28 - 1035
Acy	211,7	67,76	2,18 - 1805
Phe	804,46	322,75	17,3 - 4564
Ant	338,71	119,29	<LOD - 2780
Flt+Pyr	705,23	270,25	1,05 - 6300
BaA	360,69	94,04	2,6 - 2152
Chr	677,74	282,7	8,61 - 3569
BbF	510,87	211,14	4,14 - 4300
BkF	557,91	212,98	7,45 - 3960
BaP	423,85	156,18	5,7 - 3940
Ind	306,49	203,63	9,55 - 1880
DahA	168,04	89,83	0,69 - 1720
BgP	212,11	130,57	8,68 - 1046
$\Sigma_{all}PAH^a$	5680,03	2488,6	85,9 - 40359

^aNaftalin (Nap), Asenaftelen (Acy), Asenaften (Ace), Floren (Flue), Fenantren (Phe), Antrasen (Ant), Floranten (Flt), Piren (Pyr), Benzo[a]antrasen (BaA), Krisen (Chr), Benzo[b]floranten (BbF), Benzo[k]floranten (BkF), Benzo[a]piren (BaP), Dibenzo[a,h]antrasen (DahA), Benzo[g,h,i]perilen (BgP) ve İndeno[1,2,3-cd]piren (Ind)

PAH'ların ($\Sigma_{16}PAH$) toplam derişimi 85,9 ng g⁻¹ ila 4790 ng g⁻¹ arasında değişirken 2488,6 ng g⁻¹ medyan ve 5680 ng g⁻¹ ortalamaya sahip olduğu ölçüldü. Bütün lokasyonlarda 16 PAH izomeri arasında diğerlerine nazaran en baskın PAH izomerleri Phe (%15,7), Flt+Pyr (%10,4), Chry (%9,8), Bkf (%8,7), Bbf (%7,5) ve Naph (%7,3) olarak ölçüldü. B2 grubunda yer alan 7 PAH izomerinin, grupta yer almayan diğer 9 izomere göre oranı sırasıyla %49,6'ya %50,6 olarak hesaplandı. Ölçülen izomerler arasında kanserojen olan BaP izomerinin derişimi 5,7 ng g⁻¹ ila 3940 ng g⁻¹ arasında değişirken 156,18 ng g⁻¹ medyan ve 423,85 ng g⁻¹ ortalamaya sahip olduğu ölçüldü.

4.3. Literatür Karşılaştırması

Dünyanın çeşitli yerlerinde gerçekleştirilen PBDE ve PAH literatür çalışmaları ile Kocaeli'den elde edilen ölçümler karşılaştırılmış ve Tablo 4.3. ve Tablo 4.4.'de değerler sunulmuştur. Kocaeli'de yapılan bu çalışmada ortalama PBDE izomerleri medyan değeri 23,4 ng g⁻¹ olarak belirlendi. Literatürdeki diğer çalışmaların ortamada değerleri ile karşılaştırıldığında Durban/Güney Afrika'da (223,1 ng g⁻¹), Vancouver/Kanada'da (177,5 ng g⁻¹), Çin genelinde (99,7 ng g⁻¹), Basra/İrak'ta (90,2

ng g⁻¹), Antwerp/Belçika'da (84 ng g⁻¹) Uppsala/İsveç'te(70,5 ng g⁻¹), ve Avustralya'da (60,3 ng g⁻¹) yapılan çalışmalardan daha düşük derişimlerin ölçüldüğü görüldü (Abafe ve diğ., 2014; Shoeib ve diğ., 2012; Zhu ve diğ., 2015; Al-Omran ve diğ., 2015; Ali ve diğ., 2011; Sahlström ve diğ., 2015; Chow ve diğ., 2015). Birmingham/BK (1163,2 ng g⁻¹), Kalifornia/ABD (498,9 ng g⁻¹) ve Boston/ABD (289 ng g⁻¹)'da gerçekleştirilen çalışmalardan ise dikkate değer bir şekilde düşük olduğu gözlemlendi (Harrad ve diğ., 2008; Bennet ve diğ., 2015; Allen ve diğ., 2008).

Söz konusu dikkate değer PBDE derişimi farkının Birleşik Krallık ve Amerika Birleşik Devletlerinde yürürlükte olan sıkı yasalar gereği satılan ürünlerde yanma geciktirici kimyasalların yoğun olarak kullanılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Diğer yandan Kocaeli'den elde edilen sonuçlar Kahire/Mısır (5ng g⁻¹), ve Gujrat/Pakistan (3,15 ng g⁻¹)'da yapılan çalışmalardan yüksek olduğu ortaya konmuştur (Hassan ve Shoeib, 2015; Ali ve diğ., 2013). Bunun yanında Kocaeli'den elde edilen sonuçlara Copenhagen/Danimarka (41,5 ng g⁻¹), Toronto/Kanada (26,4 ng g⁻¹), Amsterdam/Hollanda (26,1 ng g⁻¹) Uppsala/İsveç (66,9 ng g⁻¹) ve Faisalabad/Pakistan (48,5 ng g⁻¹)'da daha yakın ölçüm sonuçları alındı (Vorkamp ve diğ., 2011; Abbasi ve diğ., 2016; Canbaz ve diğ., 2015; Björklund ve diğ., 2011).

Bütün bu bilgiler ışığında Kocaeli'den alınan sonuçların PBDE kirlilik seviyesinin Avrupa'ya daha yakın olduğu sonucuna ulaşıldı.

Kocaeli'nde yapılan bu çalışmada ortalama PAH izomerleri medyan değeri 155,5 ng g⁻¹ olarak belirlendi. Literatürdeki diğer çalışmaların ortamada değerleri ile karşılaştırıldığında Guizhou/Çin (355,9 ng g⁻¹), Hong Kong/Çin (452,5 ng g⁻¹) ve Palermo/İtalya (338,3 µg kg⁻¹) yapılan çalışmalardan daha düşük derişimlerin ölçüldüğü görüldü (Yang ve diğ., 2015; Kang ve diğ., 2011, Mannino & Oreccio, 2008). Dahası Ottawa/Kanada (769,5 ng g⁻¹), Çin genelinde (960,9 ng g⁻¹) ve Xinxiang/Çin (583,6 ng g⁻¹)'da gerçekleştirilen çalışmalardan ise dikkate değer bir şekilde düşük olduğu gözlemlendi (Maertens ve diğ., 2008; Qi ve diğ., 2014; Yang ve diğ., 2015).

Diğer yandan Kocaeli'den elde edilen sonuçlar Safat/Kuveyt (36 ng g⁻¹) ve Kuzeybatı ve Güneybatı Yunanistan (27,6 ng g⁻¹)'da yapılan çalışmalardan yüksek

olduğu ortaya konmuştur (Gevao ve diğ., 2007; Christopoulou ve diğ., 2012). Bunun yanında Kocaeli'den elde edilen sonuçlara Pearl River/Çin (225,6 ng g⁻¹), Ankara/Türkiye (113,6 ng g⁻¹) ve Kalifornia/ABD (91,6 ng g⁻¹)'da daha yakın ölçüm sonuçları alındı (Wang ve diğ., 2011; Kurada ve diğ., 2015; Dodson ve diğ., 2014).

Çalışma da literatür ile genel bir karşılaştırma yapılmaya çalışıldı. Bunun nedeni her bir çalışmanın kendine özgü olmasıyla açıklanabilir. Farklı partikül büyüklükleriyle çalışılması, örnekleme sezonu (yaz veya kış), örnekleme yılları, örnekleme lokasyonları ve kirletici kaynakları (yollara yakınlık, endüstriyel tesislerden emisyon yayılımı vb.) örnekleme alanındaki insanların sosyo-ekonomik gelişmişlik düzeyleri evlerin karakterleri ve insan aktiviteleri gibi etkenler PBDE ve PAH seviyelerini etkimektedir (Zhou ve diğ., 2015; Allen; Cao ve diğ., 2014). Bütün bunlar göz önüne alındığında ayrıntılı veriler üzerinden bir karşılaştırma yapmak imkân dahilinde değildir.

Tablo 4.3. Literatür karşılaştırılması - PBDE

Lokasyon	n	BDE 47	BDE 66	BDE 71	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 138	BDE 153	BDE 154	BDE 183	BDE 190	BDE 209	Referans
Kocaeli / Türkiye	40	14,5	13,2	15,8	6,0	6,5	13,3	12,8	13,6	15,1	20,5	11,2	138,3	Bu çalışma
Ottawa/ Kanada	68	300	4,7		17	430	73	4,1	49	37	19	<0,7	630	Wilford ve diğ., 2005
Toronto / Kanada	35	53		6,5		74	22		2,4	7,3	2,1		44	G. Abbasi ve diğ., 2016
Vancouver / Kanada	116	280	9,5	7,9	17	350	67	8,9	42	25	14	9,1	1300	Shoeib ve diğ., 2012
Şangay / Çin	11	11,8	1,5		0,2	7,2	1,1	0,4	4,8	1,2	8,2	2,2	605	Yu ve diğ., 2012
Çin boyunca	78	1,04	0,32		0,28	0,98	0,35	0,42	0,67	0,29	2,13	0,75	1090	Zhu ve diğ., 2015
Guangzhou, Hong Kong / Çin	45	52,4	2,4	23,8	6,7	35,5	51,8	48,9	7,2	28,8	1,3		377	Wang ve diğ.,2014
Kopenhag / Danimarka	42	16,9	0,31		0,54	13,6	2,46		2,48	1,29	3,95		332	Vorkanmp ve diğ.,2011
Antwerp / Belçika	39	8				9					2		317	Ali ve diğ.,2011
Amsterdam / Hollanda	220	11				13,5	2,5		6,5	3			120	Canbaz ve diğ., 2015
Sidney / Avusturya	25	35,9				48,35			7,1	4,1	6,4		260	Chow ve diğ.,2015
Uppsala / İsveç	27	21				17	2,6		1,9				310	Sahlström ve diğ., 2015
Uppsala / İsveç	19	38	1,4		0,76	25	5,5		6,0	2,9	3,0		520	Björklund ve diğ., 2011
Richmond ve Bolinas, Kaliforniya / ABD	49	2,7				3,8	0,68							Dodson ve diğ.,2014
Birmingham / BK Boston,	30	10				20	3,4		5	2,8	4,2		8100	Harrad ve diğ.,2008
Massachusetts / ABD	20	337,5	6,9		19,2	536,4	76,9	5,2	47	35	15,1		1811	Allen ve diğ., 2008
California / ABD	83	590				755	134,5		87,5	86,5			1340	Bennett ve diğ., 2015
Durban / Güney Afrika	10	156				507	36,9		64,5	97,2	44,5		656	Abafe ve Martincigh, 2014
Basra / Irak	18	3,6				6,67	0,6		0,54	0,61	7,5		612	Omran ve Harrad,2015
Gujrat / Pakistan	31	0,57				0,6	0,08		0,24	0,1	0,75		19,7	Ali ve diğ.,2013
Faisalabad, Kuwait city / Pakistan	15	9,5				12	2,3		2,4	1,3	1,9		310	Ali ve diğ.,2013
Kahire / Mısır	17	1,69	0,64	1,35	0,23	2,7	0,37	0,25	6,26	0,38	1,05		40,2	Hassan ve Shoeib,2015

Tablo 4.4. Literatür karşılaştırılması - PAH

Lokasyon	n	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Flt	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	Ind	DahA	BgP	Referans
Kocaeli / Türkiye	40	147,5	67,76	37,53	142,4	322,7	119,3	270,25 B	B	94,04	282,7	211,1	212,98	156,2	203,6	89,93	130,5	Bu çalışma
Ankara / Türkiye)	68	479	163	47	137	342	114	110	85	65	80	39	59	23	38	25	11	Kurada ve diğ., 2015
Guizhou / Çin	136	5	155	72,5	350	450	45	1055	495	490	725	707,5	152,5	305	117,5	332,5	237,5	Yang ve diğ., 2015a
Xinxiang / Çin	20	341,9	80,7	17,5	903	1.037	34	818,7	599	564,5	793	1328	255	696,1	1.038	178	652	Yang ve diğ., 2015b
Palermo/ İtalya	45		1552,4	259,6	184,4	598,4	137,2	527,8	477	111,4	387,2	207,1	112,3	112	113	84,5	210,5	Mannino ve Orecchio, 2008
Çin boyunca	45	599	55	52	200	1670	196	1770	1180	569	717	1520	248	310	356	90	398	Qi ve diğ., 2014
Safat / Kuveyt	24		0,4	0,9	2,2	30,9	6,1	34,1	34,5	22,9	40,1	76,9	96	123,1	25,4	16,2	30	Gevao ve diğ., 2007
Kaliforniya/ ABD	49				23	190		18	180	47	150		60	85	72			Dodson ve diğ., 2014
Pearl River Deltası / Çin	23	360	20	20	50	610	40	490	530	130	290	Toplam BbF+BkF 380	Toplam BbF+BkF 380	240	160	40	250	Kang ve diğ., 2011a
Hong Kong/ Çin	55	140	20	10	30	1020	40	1030	950	240	700	Toplam B(b+k)F 1140	Toplam B(b+k)F 1140	420	520	60	920	Kang ve diğ., 2010b
Ottawa/ Kanada	51		5		93	1480	196		1460	696	1190	1660	532	803	911	185	793	Maertens ve diğ., 2008
Palermo/ İtalya µg/kg	12	2,2	1,4	1,8	1,2	3,2	1,4	0,38	0,38	0,25	0,44	0,62	0,59	0,26	0,097	0,066	0,039	Orecchio (2011)
KB veGB Yunanistan	11	21,3	19,1	16,2	24,2	89,9	13,2	73,3	42,1	16,8	22,8	22,5	19,9	7,8	13,8	5,2	33,3	Christopoulou ve diğ., 2012
Fyn adası / Danimarka	500								120	17				9				Langer ve diğ., 2010

4.4. Anketler

Evlerde yaşayan yetişkinler ve çocuklara dair zaman-aktivite ve demografik kişisel (vücut ağırlığı, evde geçirdiği zaman gibi) verileri incelemek amacıyla ev sakinleri tarafından doldurulan anketler incelenerek anketlerden elde edilen veriler; halının üzerinde vakit geçirmek, TV izlemek, uyku aktivitelerinin de bulunduğu geniş bir faaliyet yelpazesinde harcanan zaman ve soluma oranları dayalı, hafif, orta veya ağır aktivite olarak USEPA tarafından geliştirilen kriterler doğrultusunda kategorize edildi (USEPA, 1985).

Zaman-aktivite açısından değerlendirilen anketler ile ilgili bilgilerin irdelendirilmesinde Civan ve arkadaşlarının yaptığı çalışma baz alınarak gerçekleştirildi (Civan ve diğ., 2015). Tablo 4.5 günlük faaliyetlerde harcanan süre için aktivite-inhilasyon oranlarının istatistiksel parametrelerini göstermektedir.

Katılımcı anketlerine bakıldığında, yetişkinler ve çocuklar, günlük hayatlarının % 46 ve % 77'sini evlerinde geçirmektedirler. Bu yüzdelik oranlar Hassan ve arkadaşları tarafından bildirilen değerlerine benzer olduğu görüldü (Hassan ve diğ., 2015).

Sonuçlar, incelendiğinde yetişkin ve çocuklarda; günde 442 ve 632 dakika uyku ve dinlenmeye zaman harcarken, 133 ve 398 dakika oturarak geçirdiği ortaya çıkmaktadır. Evde gerçekleştirilen ağır aktivite faaliyetlere merdiven tırmanma, yük taşıma, fiziksel egzersiz dahil edilmiş ve yetişkin ve çocuklarda sırasıyla günde ortalama 22 ve 9 dakika olarak belirlendi.

Orta aktivite faaliyetlere evde gerçekleştirilen ince temizlik, bakım ve onarım, olarak tanımlanarak yetişkin ve çocuklarda sırasıyla günde ortalama 71 ve 52 dakika olduğu görüldü. Katılımcılar evlerini günde ortalama 38 dakika havalandırdığı görüldü.

Tablo 4.5. 33 katılımcıya ait istatistiksel zaman parametreleri (dakika)

Aktivite	Katılımcı	Ortalama	Medyan	Std sapma	Aralık	Sapma (std hata)
Dinlenme (dakika/gün)	Yetişkin	442	385	128	276 - 612	1,98 (0,41)
	Çocuk	632	527	238	398 - 992	
Hafif (dakika/gün)	Yetişkin	133	91	112	0 - 415	2,08 (0,41)
	Çocuk	398	246	192	24 - 722	
Orta (dakika/gün)	Yetişkin	71	36	62	0 - 317	1,87 (0,41)
	Çocuk	52	48	84	0 - 297	
Ağır (dakika/gün)	Yetişkin	22	11	28	0 - 84	1,48 (0,41)

4.5. İç Ortam Tozunda Günlük PBDE ve PAH Maruziyeti Kaynaklı Risk Değerlendirmesi Tahmini

Bu bölümde PBDE ve PAH kirleticilerinin profilleri, günlük PBDE maruziyeti, günlük PAH maruziyeti kanserojen olmayan ve kanserojen olan kirleticilerin sebep oldukları risk üzerinde durularak değerlendirme yapılacaktır.

4.5.1. PBDE kirleticileri profilleri

BDE 209 (medyan: 316,61 ng g⁻¹); iç ortam tozlarında ölçülen 14 PBDE izomer arasında, %13 ve %83 arasında oranlarda hesaplanarak tozda bulunan en baskın izomer olduğu tespit edildi. Dekar-BDE içeren ürünlerden kaynaklanan BDE 209'un bu baskınlığı şaşırtıcı değildir. Daha önce gerçekleştirilen birçok çalışmada da BDE 209 en baskın PBDE izomeri olarak ölçülmüştür (Abafe ve diğ., 2014; Vorkamp ve diğ., 2011). Bu durum 2 olası neden ile ilişkilendirilebilir. Birincisi BDE 209 son

derece hidrofobiktir ($\log K_{ow} \approx 10$) dolayısıyla düşük biyoyararlanıma sahip ve güçlü bir şekilde toprağa bağlanma eğiliminde olması beklenmektedir (Wu ve diğ., 2015). İkinci olarak Saytex 102E ve Bromkal 82-0DE gibi ticari deka-BDE'lerin yaygın kullanımı olması ile ilişkilendirilebilir (Yu ve diğ., 2012).

Brom Bilim Çevre Forumu'nca (BSEF), deka-BDE karışımları dünyada çapında en yoğun tüketilen PBDE grubunu oluşturmuştur. Dünyadaki toplam PBDE üretiminin yaklaşık %83'ünü oluşturduğu hesaplanmıştır (BSEF, 2009; Besis ve Samara, 2012). Bu değer Vancouver, Kanada'da ve Çin boyunca ölçülen değerlerle karşılaştırıldığında anlamlı bir durum oluşturmaktadır (Shoeib ve diğ., 2012; Zhu ve diğ., 2015). Yine de Kanada ve Çin'de ölçülen değerler Birmingham, Birleşik Krallık'ta ölçülen değerlerden daha düşüktür (Harrad ve diğ., 2008). Özellikle Amerika'da ve Birleşik Krallık'ta ölçülen değerlerin yüksek olması bu devletlerde yürürlükte olan sıkı yasalar gereği satılan ürünlerde yanma geciktirici kimyasalların yoğun olarak kullanılması ile ilişkilendirilebilir. Birleşik Krallık'ta tüm döşeme malzemelerinin %95'ine yasalarındaki yangın güvenlik düzenlemelerine uymak için yanma geciktirici kimyasallar eklendiği rapor edilmiştir. Bu da tekstil uygulamalarında, ülke çapında yılda 1000-1200 ton / BDE 209 kullanıldığına işaret etmektedir (Sjödén 2008; Avrupa Kimyasallar Bürosu, 2002).

İkinci en baskın PBDE izomeri ticari okta-BDE içeren ürünlerde ana bileşen olan ve ticari okta-BDE bileşiğinin %80'ini oluşturan BDE 183 (hepta-BDE) olarak ölçülmüştür (La Guardia ve diğ., 2006). BDE 183; ev tozu örneklerinde Σ_{14} PBDE izomeri arasında %2 ila %16 oranları arasında ölçülmüştür. Bu izomerin plastik bilgisayar monitörlerinde, televizyon gövdelerinde ve tekstil (mobilya kaplamalarında) gibi alanlarda yanma geciktirici kimyasal olarak kullanıldığı bilinmektedir (Krol ve diğ., 2012). Bu bağlamda, BDE 183 evdeki elektronik ekipman sayısı ile anlamlı bir korelasyon ($r=0,54$, $r=0,73$; $p<0,5$) verdiği görülmüştür (Abafe ve diğ., 2014).

Diğer baskın PBDE izomeri ev tozu örneklerinde Σ_{14} PBDE izomeri arasında %2 ila %10 olarak ölçülen BDE 154 (ticari penta-BDE karışımında bulunan) olmuştur. BDE 154 seviyesinin yüksek oluşu BDE 209'un debromizaryona uğramasıyla ya da yalıtım malzemelerinden sızan emisyon kaynaklı olabileceği düşünülmektedir (Yang

ve diğ., 2013; Wu ve diğ., 2015). İkinci olasılık BDE 154'ün yeni izolasyonlanmış (<2 yıl) evler gözönüne alındığında pozitif korelasyon ($r=0.69$ $p<0.05$) göstermiş olması ile desteklenmiştir. Örnek alınan evlerin çoğu, çevre koşullarına ve yürürlükte olan yönetmelik (RG-27019, 2008) gereklerine uygun olarak son 6 yıl içerisinde izole edilmiştir.

PBDE izomerlerinin aynı kökenden olup olmadığının hesaplanması için Pearson korelasyonlarından yararlanıldı (Hassan ve diğ., 2015). Bazı penta-BDE bileşenleri (BDE 47, BDE 85, BDE 99, BDE 100 ve BDE 138) anlamlı derecede birbirleri ($r = 0.76$, $p < 0.05$) ile ilişkilendirilebildi ve data seti yakından incelendiğinde, aynı evlerde BDE 47, BDE 85, BDE 99, BDE 100 ve BDE 138 izomerlerinin en yüksek derişimlerinin ölçüldüğü görüldü. Evlerin ortak özelliği ise yeni alınan elektronik eşyaların bulunmasıdır. Söz konusu bu izomerlerin bolluğu ticari penta-BDE formüllerinin kaynak katkısına işaret etmektedir (Law ve diğ., 2003). Ancak, penta-BDE konjenerleri ve BDE 154 kaynakları ilintisiz bulunmuş ve farklı kaynaklardan salındığını görülmüştür. Diğer yandan BDE 47, BDE 85, BDE 99, BDE 100 ve BDE 138 izomerleri ile BDE 183 ve BDE 190 istatistiksel olarak anlamlı ($r=0.69$, $p<0.05$) bulunmuş dolayısıyla benzer kaynaktan yayılmakta olduğu sonucuna varılmıştır. BDE 209 ise BDE 154 dışında bütün PBDE izomerleri ile anlamlı derecede ilişkili bulunmuştur. BDE 47, BDE 85, BDE 99, BDE 100 ve BDE 138 izomerlerinin bolluğu ticari penta-BDE kaynağını işaret ederken, BDE 183 izomerinin boluğu ticari okta-BDE kullanımını işaret etmektedir (Law ve diğ., 2003). Buna karşın ticari penta-BDE ve deka-BDE formülleri iç ortamdaki kaynakları birbiri ile ilişkili olsa da deka-BDE (PBDE 209) evlerde PBDE kirliliğinin birincil kaynağı olarak ölçülmüştür.

4.5.2. PAH kirletici profili

Yüksek moleköl ağırlıklı (dört + beş + altı halkalı) PAH'ların ev tozlarındaki derişimleri %29 ila %85 oranında iken %61,9 ortalamaya sahip olduğu tespit edildi. Buna karşın düşük moleköl ağırlıklı (iki ve üç halkalı) PAH'lar nispeten daha uçucu özellikte olduğundan tozda havada bulunduğundan daha az bulunmaktadır (Qi ve diğ., 2014). Düşük moleköl ağırlıklı PAH'lar sadece 9 evde ana kirletici olarak tespit edilmiş ve bu evlerin ortak özelliklerinin sigara içilmeyen ve doğalgazla ısınan evler olduğu gözlemlenmiştir. Düşük moleköl ağırlıklı PAH'ların (Ant, Pyr, Ace, Flue ve

Nap) hepsi doğalgazın yanması sırasında oluşmaktadır ve bu evler direk olarak doğal gazdan etkilenmektedirler (Callén ve diğ., 2013; Li ve diğ., 1999; Lee ve diğ., 2004).

Ölçülen PAH oranları ortam havasındaki ve iç ortam tozundaki PAH kaynaklarını önlemek için yaygın olarak kullanılmıştır (Katsoyiannis ve diğ., 2011; Martellini ve diğ., 2012; Katsoyiannis ve Breivik 2014; Kamal ve diğ., 2014; Qi ve diğ., 2014; Ma ve diğ., 2015; Yunker ve diğ., 2002). Daha az hesaplama gerektirmesine rağmen kömür biyokütle ya da fosil yakıt emisyon kaynaklarını birbirinden ayırt etmek güç olduğundan daha çok dikkat gerektirir (Ravindra ve diğ., 2006). Özellikle iç ortam kaynak belirlenmesinde yanma ve taşıt emisyonlarını ayırt etmek önemlidir. Ant/(Ant+Phe), BaP/BgP ve Ind/(Ind + BgP) oranları toz örneklerindeki PAH izomerlerinin kaynağının pirojenik mi yoksa petrojenik mi olduğunu tanımlamada gösterge olarak kullanılır (Kamal ve diğ., 2014; Qi ve diğ., 2014; Ma ve diğ., 2015; Yunker ve diğ., 2002). Tanısal oranlar ve olası kaynakları bu çalışmadan elde edilen verilerle harmanlanarak Tablo 4.6 elde edilmiştir. 40 evden 4'ünün örneğinde yanma emisyonlarının yansıtan Ant/(Ant+Phe) oranı >0,1 elde edilirken iç ortam tozu örneklerinin çoğunda Ind/(Ind+BgP) oranların 0,2 ve 0,46 arasında olduğu görülmüştür. Bu durum söz konusu evlerde biyokütle, kömür tüketimine veya merkezi doğalgaz sisteminin varlığına işaret etmektedir. Doğal gaz kullanımı çoğu evde yemek pişirme amaçlı kullanılmaktadır ve bu Ind/(Ind+BgP) oranları potansiyel olarak pişirme emisyonlarını işaret etmektedir. Mannino yaptıkları çalışmada mutfak mikroortamından aldıkları tozlarda evin diğer kısımlarından yüksek PAH derişimleri elde ettiklerini rapor etmişlerdir (Mannino ve diğ., 2008). Yüksek Ind/(Ind+BgP) oranları (0,71 - 0,90) sigara tüketimi gerçekleşen evlerde hesaplanırken BaP/BgP oranları; biyokütle ve kömür tüketimi olan evlerde 1,25 ila 1,50 aralığında iken sigara tüketimi gerçekleşen evlerde bu oranlar 3,1 ve 3,87 aralığında hesaplanmaktadır. Bu sonuçlar incelendiğinde iç ortam örneklerinde ölçülen PAH izomerlerinin ana kaynaklarının biyokütle ve kömür yakılması, sigara tüketimi ve yemek pişirme sırasında oluşan emisyonlar olduğunu göstermektedir.

PAH derişimleri ve evde yaşayan nüfus arasında anlamlı bir korelasyon ($r=0,21$, $p>0,01$) bulunmamaktadır. Ölçülen en yüksek PAH derişiminin (22411 ng g^{-1}) sigara tüketimi yapılan ve ısınma amaçlı kömür tüketimi gerçekleşen bir eve ait olduğu tespit edildi. Ölçülen en düşük PAH derişiminin (457 ng g^{-1}) ise yeni yapılmış (3

yıllık) bir eve ait olduğu tespit edildi. Daha önce yapılan çalışmalarda iç ortamdaki PAH derişimleri sigara tüketimi gibi ile ilişkili olduğu ortaya koyulmuştur (Kang ve diğ., 2011; Ren ve diğ., 2006).

Tablo 4.6. PAH için tanısal oranlar ve emisyon kaynakları

Tanısal oranlar	Aralık	İşaret ettiği kaynak	Değerler ve ev numarası	Olası kaynak	Referans
Ant/ (Ant+Phe)	<0,1	Petrol	0,02-0,1 (n=3)	Trafik emisyonları	Kamal ve diğ., 2014; Mannino ve Orecchio, 2008
	>0,1	Yanma işlemi	0,1-0,69 (n=37)	Yanma işlemi	
Ind/ (Ind+BgP)	<0,2	Petrol	-	-	Kamal ve diğ., 2014; Yamei ve diğ., 2009
	0,2 - 0,5	Yanma	0,20-0,46 (n=29)	Yemek pişirme	
	>0,5	Biyokütle ve kömür yakıt	0,71-0,90 (n=11)	Sigara tüketimi	
BaP/BgP	0,5 - 0,6	Trafik emisyonları	0,29-0,5 (n=4)	Trafik emisyonları	Hanedar ve diğ., 2014, Pandey ve diğ., 1999, Park ve diğ., 2002
	>1,25	Linyit (esmer kömür)	1,25-3,87 (n=18)	Yanma işlemi ve sigara tüketimi	

4.5.3. Maruziyet

Ölçülen PBDE ve PAH derişimleri daha önceki tablolarla verilen bilgileri kullanarak söz konusu Σ_{14} PBDE ve Σ_{16} PAH kirleticilerinin çocukların ve yetişkinlerin, iç ortamda tozların çiğneme, soluma, ve deri teması ile maruziyet tespit edilmeye çalışıldı. Tablo 4.7’de çocuk ve yetişkinlerin iç ortamdaki tozların çiğneme, soluma, ve deri temasıyolları ile PBDE ve PAH kirleticilerine, beslenme yoluyla alınmayan günlük maruziyet ile söz konusu KOK kirleticilerinin sebep olduğu kanserojen olmayan risk ve kanser riski değerlendirmesi yapıldı. Elde edilen veriler ışığında Σ_{14} PBDE’ye çiğneme yoluyla ortalama günlük maruziyet çocuklar için $2,67 \times 10^{-1}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $6,64 \times 10^{-2}$ ng kg-gün⁻¹ iken deri teması ile maruziyet çocuklar için $2,04 \times 10^{-2}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $1,96 \times 10^{-1}$ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilmekte ve çocuklar için $3,68 \times 10^{-5}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $2,99 \times 10^{-5}$ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilen soluma yoluyla maruziyetten 3 ila 4 kat daha fazla

maruziyete sebebiyet verdiği sonucuna varıldı.Çocuklarda ve yetişkinlerde, Σ_{14} PBDE maruziyet tozun çiğnenmesi yoluyla sırasıyla yaklaşık %93 ve %25, deri teması yoluyla ise %7 ve %75 iken soluma yoluyla maruziyet ise her iki grup için de önemsiz olarak tahmin edildi. Küçük çocuklar sık bir şekilde ellerini ağızına götürmeleri veya yerden eşya alıp ağızına sokma alışkanlıkları nedeniyle iç ortam tozu ile direk temas sağlamaktadırlar. Ayrıca vücut kütlelerinin daha az oluşu ve toksinlere karşı toleransı yetişkinlere göre daha düşük olduğundan yetişkinlere göre daha büyük risk altındadır. Bu bilgiler göz önüne alındığında çocuk maruziyeti oranlarının yüksek olması şaşırtıcı olmamıştır (Karakuş, 2012; Acosta ve diğ., 2009). Stapleton ve arkadaşları ıslak mendillerde bulunan PBDE'lerin çocukların kanında aldığı örneklerde rastlanan PBDE'ler ile anlamlı korelasyon olduğunu tespit etmiş ve çocukların ellerini ağızlarına götürme alışkanlıklarının PBDE maruziyeti açısından önemli olduğunu vurgulamıştır (Stapleton ve diğ., 2012). Wang ve arkadaşları 2014 yılında Pearl River Deltası'nda ki iki farklı şehirde yaptıkları çalışmada, bebeklerin çiğneme yoluyla kaldıkları PBDE maruziyetin diğer yollarla kıyaslandığında (%69,3 ila %96,1) daha baskın bir maruziyete sebebiyet verdiği tahmininde bulunarak aynı sonuca varmıştır (Wang ve diğ., 2014). Son yapılan çalışmalarda da çiğneme yoluyla PBDE kirleticilerine maruziyetin, özellikle çocuklar üzerinde önemli bir maruziyet yolu olduğu sonucuna varılmıştır (Hassan ve diğ., 2015; Lim ve diğ., 2014; Dirtu ve Covaci, 2010). Yetişkinler için en büyük maruziyet deri teması yoluyla gerçekleşmektedir. Çünkü yetişkinlerde iç ortam tozu deri üzerinden 51 mg adsorplanırken iken çocuklarda 28 mg adsorplandığı tahmin edilmektedir (Kang ve diğ., 2011; Hawley, 1985). Σ_{16} PAH maruziyeti ile ilgili olarak, deri teması yoluyla günlük ortalama maruziyet çocuklar için 20,3 ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için 187 ng kg-gün⁻¹;çiğneme yoluyla maruziyet çocuklar için 2,11 ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için 4,88×10⁻¹ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilmiştir ve çocuklar için 2,64×10⁻⁴ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için 2,19×10⁻⁴ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilen soluma yoluyla maruziyete göre 4 ila 5 kat daha fazla olduğu sonucuna varılmıştır. Deri teması yoluyla Σ_{16} PAH maruziyeti çocuklarda (%90,6) ve yetişkinlerde (%99,7) en baskın yol olduğu görülürken soluma yoluyla maruziyet PAH izomerlerinin PBDE izomerlerinden yüksek olan DAF değerlerine bağlı olarak her iki grup için de önemsiz olarak görülmüştür (Man ve diğ., 2013). Toplam PAH ve toplam PBDE kirleticileri maruziyetine bakıldığında; ortalama günlük Σ_{16} PAH maruziyeti

çocuklarda $2,31 \times 10^{-6}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinlerde $0,5 \times 10^{-6}$ ng kg-gün⁻¹ iken Σ_{14} PBDE maruziyeti çocuklarda $0,28 \times 10^{-6}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinlerde ise $0,26 \times 10^{-5}$ ng kg-gün⁻¹ seviyelerindedir. Aynı toz matrisinde PAH izomerleri PBDE izomerlerinden daha yüksek derişimlerde ölçülmüşdür.

Tablo 4.7. Günlük maruziyet ve kanserojenlik riski değerdendirmesi

Kirleticiler	Çocuk			Yetişkin		
	D _{inh} ng kg-gün ⁻¹	D _{ing} ng kg-gün ⁻¹	D _{dermal} ng kg-gün ⁻¹	D _{inh} ng kg-gün ⁻¹	D _{ing} ng kg-gün ⁻¹	D _{dermal} ng kg-gün ⁻¹
BDE 17	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,21 \cdot 10^{-2}$	$9,29 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$2,66 \cdot 10^{-3}$	$8,49 \cdot 10^{-3}$
BDE 28	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$9,75 \cdot 10^{-3}$	$7,44 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2,54 \cdot 10^{-3}$	$6,71 \cdot 10^{-3}$
BDE 47	$2 \cdot 10^{-6}$	$1,53 \cdot 10^{-2}$	$1,15 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$3,45 \cdot 10^{-3}$	$1,06 \cdot 10^{-2}$
BDE 66	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,12 \cdot 10^{-2}$	$7,95 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,68 \cdot 10^{-3}$	$7,13 \cdot 10^{-3}$
BDE 71	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$1,31 \cdot 10^{-2}$	$1,01 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,94 \cdot 10^{-3}$	$9,22 \cdot 10^{-3}$
BDE 85	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$1,83 \cdot 10^{-2}$	$1,33 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$4,57 \cdot 10^{-3}$	$1,20 \cdot 10^{-2}$
BDE 99	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,04 \cdot 10^{-2}$	$9,06 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$2,59 \cdot 10^{-3}$	$8,34 \cdot 10^{-3}$
BDE 100	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,32 \cdot 10^{-2}$	$9,59 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$3,28 \cdot 10^{-3}$	$8,64 \cdot 10^{-3}$
BDE 138	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$1,19 \cdot 10^{-2}$	$9,82 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$2,87 \cdot 10^{-3}$	$8,93 \cdot 10^{-3}$
BDE 153	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$1,20 \cdot 10^{-2}$	$1,02 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$3,57 \cdot 10^{-3}$	$9,23 \cdot 10^{-3}$
BDE 154	$1,8 \cdot 10^{-6}$	$1,50 \cdot 10^{-2}$	$1,09 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$3,64 \cdot 10^{-3}$	$9,80 \cdot 10^{-3}$
BDE 183	$3 \cdot 10^{-6}$	$1,94 \cdot 10^{-2}$	$1,60 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$4,72 \cdot 10^{-3}$	$1,60 \cdot 10^{-2}$
BDE 190	$2,1 \cdot 10^{-6}$	$1,33 \cdot 10^{-2}$	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$3,58 \cdot 10^{-3}$	$1,13 \cdot 10^{-2}$
BDE 209	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$9,20 \cdot 10^{-2}$	$6,86 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$2,33 \cdot 10^{-2}$	$6,98 \cdot 10^{-2}$
Σ_{14} PBDE	$3,7 \cdot 10^{-5}$	$2,6691 \cdot 10^{-1}$	$2,0482 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$6,64 \cdot 10^{-2}$	$1,96 \cdot 10^{-1}$
Nap	$2,44 \cdot 10^{-5}$	$1,86 \cdot 10^{-1}$	1,85	$2,03 \cdot 10^{-5}$	$4,07 \cdot 10^{-2}$	$1,69 \cdot 10^{+1}$
Acy	$2,37 \cdot 10^{-6}$	$1,84 \cdot 10^{-2}$	$1,82 \cdot 10^{-1}$	$2,06 \cdot 10^{-6}$	$4,79 \cdot 10^{-3}$	1,64
Flue+Pyr	$1,09 \cdot 10^{-5}$	$8,37 \cdot 10^{-2}$	$8,22 \cdot 10^{-1}$	$8,06 \cdot 10^{-6}$	$1,89 \cdot 10^{-2}$	7,54
Acy	$8,10 \cdot 10^{-6}$	$7,58 \cdot 10^{-2}$	$6,25 \cdot 10^{-1}$	$6,73 \cdot 10^{-6}$	$1,62 \cdot 10^{-2}$	5,61
Phe	$3,75 \cdot 10^{-5}$	$2,48 \cdot 10^{-1}$	2,84	$2,85 \cdot 10^{-5}$	$6,37 \cdot 10^{-2}$	$2,60 \cdot 10^{+1}$
Ant	$1,38 \cdot 10^{-5}$	$1,27 \cdot 10^{-1}$	1,06	$1,20 \cdot 10^{-5}$	$2,79 \cdot 10^{-2}$	9,54
Flt+Pyr	$3,65 \cdot 10^{-5}$	$2,52 \cdot 10^{-1}$	2,75	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$6,05 \cdot 10^{-2}$	$2,53 \cdot 10^{+1}$
BaA	$1,44 \cdot 10^{-5}$	$1,11 \cdot 10^{-1}$	1,10	$1,25 \cdot 10^{-5}$	$2,90 \cdot 10^{-2}$	9,96
Chr	$3,00 \cdot 10^{-5}$	$2,54 \cdot 10^{-1}$	2,28	$2,44 \cdot 10^{-5}$	$5,14 \cdot 10^{-2}$	$2,08 \cdot 10^{+1}$
BbF	$2,16 \cdot 10^{-5}$	$1,83 \cdot 10^{-1}$	1,65	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$4,45 \cdot 10^{-2}$	$1,49 \cdot 10^{+1}$
BkF	$2,16 \cdot 10^{-5}$	$1,72 \cdot 10^{-1}$	1,66	$1,98 \cdot 10^{-5}$	$4,27 \cdot 10^{-2}$	$1,49 \cdot 10^{+1}$
Bap	$1,64 \cdot 10^{-5}$	$1,59 \cdot 10^{-1}$	1,26	$1,50 \cdot 10^{-5}$	$3,21 \cdot 10^{-2}$	$1,13 \cdot 10^{+1}$
Ind	$1,18 \cdot 10^{-5}$	$1,10 \cdot 10^{-1}$	1,02	$1,20 \cdot 10^{-5}$	$2,67 \cdot 10^{-2}$	$1,02 \cdot 10^{+1}$
DBA	$6,49 \cdot 10^{-6}$	$5,19 \cdot 10^{-2}$	$5,33 \cdot 10^{-1}$	$5,82 \cdot 10^{-6}$	$1,29 \cdot 10^{-2}$	$5,47 \cdot 10^{+1}$
BgP	$8,20 \cdot 10^{-6}$	$7,94 \cdot 10^{-2}$	$6,73 \cdot 10^{-1}$	$7,64 \cdot 10^{-6}$	$1,62 \cdot 10^{-2}$	$6,91 \cdot 10^{+1}$
B2 grubu	$3,01 \cdot 10^{-5}$	$2,71 \cdot 10^{-1}$	2,36	$2,7 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2,20 \cdot 10^{+1}$
Σ_{16} PAH	$2,64 \cdot 10^{-4}$	2,11	$2,03 \cdot 10^{+1}$	$2,19 \cdot 10^{-4}$	$4,88 \cdot 10^{-1}$	$1,87 \cdot 10^{+1}$

4.5.4. Kanserojen olmayan risk

Tehlike indeksi (HI) tehlike katsayılarının (HQ) toplamı olarak hesaplanmıştır. HQ değeri 1'den büyük ise bu maruziyete bağlı etkilerin olabileceği anlamına gelirken 1'den küçük ise kanserojen olmayan riski üzerine belirgin bir etkisinin olmadığı anlamına gelmektedir (USEPA 2011, Deng ve diğ., 2014). USEPA tarafından sadece 4 PBDE izomerine (BDE 47, BDE 99, BDE 153 ve BDE 209) ait nefes alma yoluyla maruziyete ilişkin referans doz (RfD) değeri verilmiştir. Bu kimyasallar için kabul edilen toplam tehlike indeksi (HQ) Tablo 3.3.'de ifade edilmişti. Yapılan hesaplamalar sonucu günlük ortalama BDE 209 izomeri alınımı diğer PBDE kirleticilerinden 1 ila 2 kat daha fazla maruziyete neden olsa bile bu 4 izomer içinde en yüksek toplam tehlike indeksine (HQ) BDE 99 sahiptir. Söz konusu bu 4 PBDE'ye ait oranlar BDE 47 (%46)> BDE 99 (%31)> PBDE 153 (%18)> BDE 209 (%4) şeklinde sıralanmaktadır. Kanserojen olmayan tehlike indeksleri (HI) bu 4 PBDE için çocuklarda $3,3 \times 10^{-4}$ ve yetişkinlerde $0,8 \times 10^{-4}$ olarak hesaplanmış ve bu değerler kritik değer olan 1'i geçmediğinden; iç ortam tozuna nefes alma yoluyla maruziyetin kanserojen olmayan nörodavranışsal bozukluğa sebebiyet vermeyeceği ortaya konmuştur. Toza maruziyet sonucu PBDE'lerin ve BaP (PAH) için toksisite eşdeğer derişimlerine bağlı olarak toplam tehlike indeksi (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R) Tablo 4.8.'de verilmiştir.

Tablo 4.8. Toplam tehlike indeksleri ve kanserojenlik tahminleri

Kirleticiler	Çocuklarda			
	HQ _{inh}	R _{inh}	R _{ing}	R _{dermal}
BDE 47	$1,98 \cdot 10^{-8}$			
BDE 99	$1,56 \cdot 10^{-8}$			
BDE 153	$8,65 \cdot 10^{-9}$			
BDE 209	$9,16 \cdot 10^{-14}$	$9,16 \cdot 10^{-15}$	$6,44 \cdot 10^{-11}$	$4,80 \cdot 10^{-11}$
Σ_{14} PBDE	$4,41 \cdot 10^{-8}$	$9,16 \cdot 10^{-15}$		
BaP		$6,31 \cdot 10^{-11}$	$1,16 \cdot 10^{-6}$	$3,16 \cdot 10^{-5}$
Σ B2 grubu	$1,16 \cdot 10^{-10}$	$1,98 \cdot 10^{-6}$	$5,91 \cdot 10^{-5}$	

Tablo 4.8. (Devam) Toplam tehlike indeksleri ve kanserojenlik tahminleri

Yetişkinlerde				
Kirleticiler	HQ _{inh}	R _{inh}	R _{ing}	R _{dermal}
BDE 47	1,49.10 ⁻⁸			
BDE 99	1,08.10 ⁻⁸			
BDE 153	7,27.10 ⁻⁹			
BDE 209	7,49.10 ⁻¹⁴	7,49.10 ⁻¹⁵	1,63.10 ⁻¹¹	4,88.10 ⁻¹¹
Σ ₁₄ PBDE	3,31.10 ⁻⁸			4,88.10 ⁻¹¹
BaP		5,79.10 ⁻¹¹	2,35.10 ⁻⁷	2,84.10 ⁻⁴
ΣB2 grubu		1,04.10 ⁻¹⁰	4,37.10 ⁻⁷	5,51.10 ⁻⁴

4.5.5. Kanserojen risk

Kanserojen risk değerlendirmesinde PBDE grubundan sadece BDE 209 izomerinin sebep olduğu kanserojen risk tahmini yapılmasının sebebi, USEPA IRIS tarafından PBDE grubuna ait kirleticilerden sadece BDE 209 izomeri için kanserojenik eğim faktörü (SF) belirlenmiş olmasıdır (URL-3).

Tablo 4.7.'de gösterildiği üzere BDE 209 için ortalama kanserojen seviyeleri soluma yoluyla çocuklar için $9,2 \times 10^{-15}$ ve yetişkinler için $7,5 \times 10^{-15}$, çiğneme yoluyla çocuklar için $6,44 \times 10^{-11}$ ve yetişkinler için $1,6 \times 10^{-11}$ ve deri teması yoluyla çocuklar için $4,88 \times 10^{-12}$ ve yetişkinler için $4,9 \times 10^{-11}$ tahmin edilmiştir. Daha önceki çalışmalarda olduğu gibi çiğneme yoluyla maruziyet, çocuklar için diğer yollara göre daha büyük kanserojen riski taşımakta olduğu görülmüştür (Shy ve diğ., 2015; Deng ve diğ., 2014).

Yetişkinlerde ise kanserojen riski, çiğneme ve deri teması (10^{-11} ila 10^{-12}) yolları benzer seviyelerdedir. Bu durum hem çiğneme yolu hem de deri teması ile yetişkinlerin kanser olma riskine katkıda bulunduğunu işaret etmektedir. BDE 209'a her üç maruziyet yolu ile hayat boyu maruz kalma sonucu oluşan kanser olma riski çocuklarda $6,5 \times 10^{-11}$ yetişkinlerde ise $6,9 \times 10^{-11}$ olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlar US EPA'nın önerdiği eşik değerinin (10^{-6}) farkedilebilir şekilde altında olduğundan Kocaeli ili için iç ortam tozu kaynaklı BDE 209 maruziyeti kabul edilebilir seviyelerdedir.

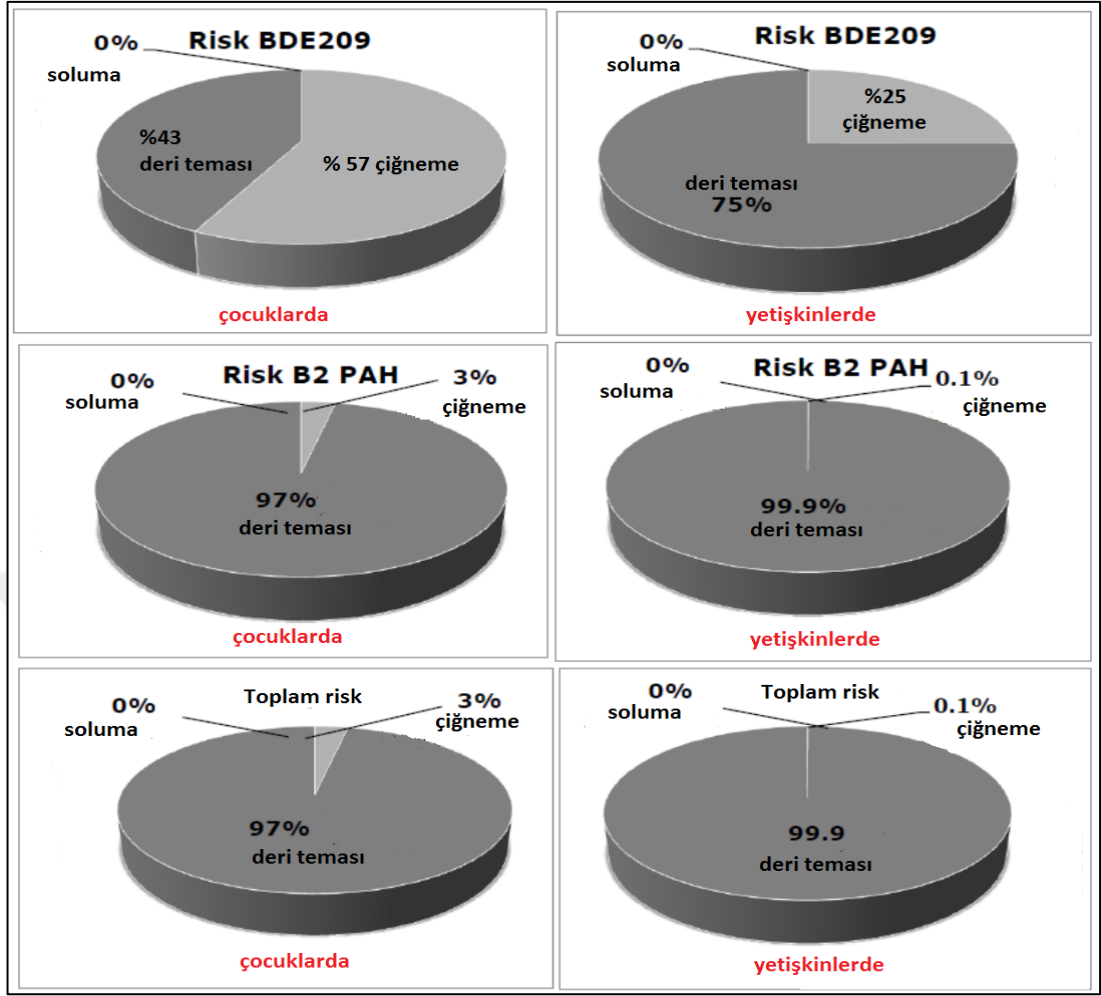
Li ve Shy sırasıyla Shanghai (Çin) ile Pingtung ve Kaohsiung (Tayvan)'da yaptıkları çalışmalarda BDE 209 maruziyeti ile ilgili benzer bir şekilde güvenlik limitleri içinde kaldıklarını rapor etmişlerdir (Li ve diğ., 2015; Shy ve diğ., 2015).

Çocukların ve yetişkinlerin B2 grubu PAH'lara çiğneme soluma ve deri teması yoluyla maruz kalarak kanser olma riski; toksik denklik faktörü (TEF) ve BaP izomerine ait kanserojenik eğim faktörü (SF) ile değerlendirilmiştir.

Tablo 4.6.'da gösterildiği üzere B2 için ortalama kanserojen seviyeleri soluma yoluyla çocuklar için $1,2 \times 10^{-10}$ ve yetişkinler için $1,1 \times 10^{-10}$ çiğneme yoluyla çocuklar için $2,0 \times 10^{-6}$ ve yetişkinler için $4,4 \times 10^{-7}$ ve deri teması yoluyla çocuklar için $5,9 \times 10^{-5}$ ve yetişkinler için $5,5 \times 10^{-4}$ tahmin edilmiştir.

Her iki grupta da B2 grubu PAH izomerlerine deri teması yoluyla maruziyet en büyük risk sınıfını oluştururken soluma yoluyla maruziyet bu üç maruziyet yolu arasında etkisi en önemsiz olandır.

Şekil 4.1'de BDE 209, B2 grubu PAH kirleticileri ve toplam kanser olma riski için hesaplanan tahmin değerleri ile her üç maruziyet yolu arasındaki ilişki görselleştirilmiştir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar literatürde daha önce yapılmış çalışmalara yakın değerlerdir (Kang ve diğ., 2011; Wang ve diğ., 2011; Maertens ve diğ., 2008). Sonuçlar eşik değerinin (10^{-6}) farkedilebilir şekilde altında olduğundan iç ortam tozu kaynaklı B2 grubu PAH kirleticileri maruziyeti kabul edilebilir seviyededir.



Şekil 4.1. Risk gruplarında temas yolları ile kanser olma riski ilişkileri

Şekil 4.1’de BDE 209, B2 grubu PAH kirleticileri ve toplam kanser olma riski için hesaplanan tahmin değerleri ile her üç maruziyet yolu arasındaki ilişki görselleştirilmiştir. Genel olarak deri teması yolu maruziyeti en yüksek kanserojen riskini taşımaktadır ancak bu duruma küçük çocukların; küçük vücut ağırlıkları, detoksifikasyon mekanizmalarının tam olarak gelişmemeleri, atıkları vücuttan tam olarak atamamaları, yaşamsal organ sistemlerinde gelişme/farklılaşma ve hızlı organ büyümeleri gibi fizyolojik sebeplerin yanında halı üzerinde veya yerde uzun zaman geçirmeleri, ağızlarına ellerini veya yiyecek dışında farklı nesneleri sokabilmeleri gibi davranışsal sebeplerden dolayı, iç ortam tozunda bolca bulunan BDE 209’a çiğneme yoluyla daha çok maruz kalmaları kanser olma risklerini arttırmaktadır. Solunma yoluyla maruziyetin çok düşük seviyede gerçekleşmesi, solunma yoluyla kanser olma riskinin önemsiz düzeyde olduğunu göstermektedir.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Kocaeli ili genelinde 40 evin iç ortam tozu örnekleri alınarak toplam 14 PBDE ve 16 PAH izomerinin derişimleri ölçüldü. PBDE'lere ait (Σ_{14} PBDE) derişim aralığı 29,28 ng g⁻¹ ile 4790 ng g⁻¹, medyan ise 316,6 ng g⁻¹ olarak ölçülürken, PAH'lara ait (Σ_{16} PAH) derişim aralığı 85,9 ng g⁻¹ ile 40360 ng g⁻¹ olarak ölçülürken medyan ise 2488,6 ng g⁻¹'dir. Derişim aralıkları gözönüne alındığında PAH izomerlerine ait derişim, PBDE izomerlerine ait derişimden 3 ila 4 kat daha yüksek olduğu görülmektedir. Evlerde PBDE kirleticilerinin ana kaynağı deca-PBDE (BDE 209) olmasına rağmen ölçümler sonucu elde edilen korelasyonlar, evlerdeki ticari penta ve deca PBDE'lerin benzer kaynaklı olduğuna işaret etmektedir.

Σ_{14} PBDE'ye çiğneme yoluyla ortalama günlük maruziyet çocuklar için $2,67 \times 10^{-1}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $6,64 \times 10^{-2}$ ng kg-gün⁻¹ ikenderi teması ile maruziyet çocuklar için $2,04 \times 10^{-2}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $1,96 \times 10^{-1}$ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilmiştir ve çocuklar için $3,68 \times 10^{-5}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $2,99 \times 10^{-5}$ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilen soluma yoluyla maruziyetten 3 ila 4 kat daha fazla maruziyete sebebiyet verdiği sonucuna varıldı.

Σ_{16} PAH maruziyeti ile ilgili olarak, deri teması yoluyla günlük ortalama maruziyet çocuklar için 20,3 ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için 187 ng kg-gün⁻¹; çiğneme yoluyla maruziyet çocuklar için 2,11 ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $4,88 \times 10^{-1}$ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilmiştir ve çocuklar için $2,64 \times 10^{-4}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinler için $2,19 \times 10^{-4}$ ng kg-gün⁻¹ olarak tahmin edilen soluma yoluyla maruziyete göre 4 ila 5 kat daha fazla olduğu sonucuna varıldı.

Deri teması yoluyla Σ_{16} PAH maruziyeti çocuklarda (%90,6) ve yetişkinlerde (%99,7) en baskın yol olduğu görülürken soluma yoluyla maruziyet, PAH izomerlerinin PBDE izomerlerinden yüksek olan DAF değerlerine bağlı olarak her iki grup için de önemsiz olarak görülmektedir. Toplam PAH ve PBDE maruziyetine bakıldığında; ortalama günlük Σ_{16} PAH maruziyeti çocuklarda $2,31 \times 10^{-6}$ ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinlerde $0,5 \times 10^{-6}$ ng kg-gün⁻¹ iken Σ_{14} PBDE maruziyeti çocuklarda $0,28 \times 10^{-6}$

ng kg-gün⁻¹ ve yetişkinlerde ise 0,26x10⁻⁵ ng kg-gün⁻¹ seviyelerindedir. Aynı toz matrisinde PAH izomerleri PBDE izomerlerinden daha yüksek derişimlerde ölçüldü.

BDE 47, BDE 99, BDE 153 ve BDE 209 için tehlike indeksi (HI) kritik limit olan 1'den düşük olması, söz konusu popülasyonda iç ortam tozunda bulunan PBDE maruziyeti kaynaklı potansiyel bir sağlık riskiyle karşılaşmayacağı sonucuna götürmüştür. Kirleticilere sadece çiğnenmesi ve deri teması yoluyla maruziyet gözönüne alındığında kanser olma riski; B2 grubu PAH ve BDE209 maruziyeti çocuklarda (5,6x10⁻⁴) ve yetişkinlerde (6,2x10⁻⁵) EPA'nın tanımladığı sınırları içinde bulunduğu belirlendi. Çalışmadan elde edilen bulgulardan yola çıkarak iç ortam tozu kaynaklı PBDE ve PAH maruziyetlerinin insanlar üzerinde önemli bir etkiye sahip olmadığı sonucuna varıldı. Sınırlı kirleticiler (PBDE'ler ve PAH'lar) araştırılmış olmasına rağmen bulgular, iç ortam tozunda bulunan PBDE ve PAH kirleticilerinin çocuk ve yetişkin maruziyeti ve ömür boyu kanser olma riski üzerine yapılan araştırmaların sınırlı olmasından dolayı büyük önem arzetmektedir.

Çalışmanın kısıtları, ileride yapılacak çalışmalar ve tavsiyeler;

Bu çalışmada küçük partikül çaplı örneklerle çalışılmıştır ve örnekleme prosedüründeki kısıtlamalar olduğu unutulmamalıdır. Ölçüm sonuçlarını bu bölgedeki bütün iç ortamları temsil etmemektedir.

Gerçekleştirilen bu çalışmada veriler 0 - 100 µm büyüklüğünde partikül boyutundaki iç ortam tozlarından elde edilmiştir. Cao ve arkadaşları seçilen toz büyüklüklerinin önemli olduğunu ve sağlık riski hesaplamalarının üzerinde yüksek etkiye sahip olduğunu belirtmiştir (Cao ve diğ., 2012). Bu bağlamda maruziyetin daha sağlıklı saptanabilmesi için iç ortam tozunda farklı partikül boyutları içeren daha fazla çalışmanın yapılmasına ihtiyaç duyulmaktadır. İleride hava maruziyeti ile ilgili çalışmaların yapılması Kocaeli ili için risklerin değerlendirilmesine fayda sağlayacaktır. Ayrıca maruziyet analizi ve risk tahmini USEPA maruz kalma parametrelerine dayandırılmıştır. Bu parametreler farklı yaşam tarzları, farklı kirlilik özellikleri ve maruziyet yolları ile birlikte ülkeden ülkeye değişiklik gösterebilmektedir. Ancak bazı maruziyet parametreleri (vücut ağırlığı, soluma oranı, maruziyet süresi vb.) bu çalışmadan elde edilen bilgilerden üretilmişken bazı

maruziyet parametreleri (cilt uyum faktörü, cilt temas alanı, deri emilim faktörü vb.) literatürden elde edilmiştir. Bugüne kadar iç ortam tozlarındaki spesifik kirletici gruplarının değişkenliğini saptamak için bir çalışma yapılmamıştır ve dahası gelecekteki insan maruziyeti modellerinde spesifik ve özel değişkenliklerin kullanılması daha doğru risk tahminlerinin yapılmasına yardımcı olacaktır.

İç ortamda biriken kirleticileri azaltmak için kirleticileri ortama yayan kaynakların kontrolü yoluna gidilebilir. Bunun için evlerde kullanılan eşyaların seçiminde daha titiz davranmak gerekir. Özellikle tekstil ve döşeme malzemelerinde BDE 209 kaynağı olan ticari deca-BDE karışımları kullanılmaktadır. İç ortamda bulunan gereksiz eşyaların atılması veya yeni alınacak tekstil ürünlerinde organik sertifika aranması bu kirleticiyle mücadele etmekte avantaj sağlayabilir. İkinci en baskın PBDE izomeri ticari okta-BDE içeren ürünlerden iç ortama yayılan BDE 183'ün kontrolü için iç ortamdaki elektronik ekipman sayısını azaltmak bir çözüm olabilir.

İç ortamdaki PAH derişimini azaltmak için merkezi ısıtma sistemi tercih edilebilir bu tür sistemlerde kalorifer dairesine konumlandırılan kalorifer kazanları kullanılarak iç ortamdan PAH kirletici derişimleri azaltılmaya çalışılabilir. Soba ve kuzine kullanılan evlerde yanma verimini arttırarak yakıt tüketimini azaltmak, dolayısıyla iç ortama salınan PAH kirleticilerini kontrol altına almak amacıyla çok yollu ısı dağıtıcı soba boruları tercih edilebilir. Soba veya kuzine ile ısınmak yerine elektrikli ısıtıcılar ile ısıtma modunda çalıştırılan klimalar kullanılıp bina izolasyonuna önem verilebilir. Ancak unutulmamalıdır ki izolasyon ile kaplanan binaların solunum yapması sekteye uğrar. Sigara tüketimi iç ortamda PAH derişiminin ana kaynağıdır. Yapılan çalışmanın sonuçları değerlendirildiğinde sigara tüketimi olmayan evlerde PAH kirletici derişimleri daha düşük ölçüldüğü görülmüştür. İç ortamda sigara tüketiminin önüne geçilmesi ya da mümkünse bu alışkanlığın terk edilmesi PAH kaynaklı maruziyetin azaltılmasına yardımcı olacaktır.

Her gün evi havalandırmak iç ortamda biriken PBDE ve PAH kirleticilerinin iç ortamdan uzaklaştırılmasına yardımcı olabileceği unutulmamalıdır.

KAYNAKLAR

Abafe O. A., Martincigh B. S., Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls in Indoor Dust in Durban, South Africa, *Indoor Air*, DOI: 10.1111/ina.12168.

Abbasi G., Saini A., Goosey E., Diamond M. L., Product Screening for Sources of Halogenated Flame Retardants in Canadian House and Office Dust, *Science of the Total Environment*, 2016, **545–546**, 299–307.

Acara A., Kurusakız K., Yeniova M., Aksu P., Düzgün M., Dağlı S., Kalıcı Organik Kirleticilere (KOK'lar) İlişkin Stockholm Sözleşmesi için Ulusal Uygulama Planı, *T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı*, GF/TUR/03/008, 1-237, 2008.

Acosta J. A., Cano A. F., Arocena J. M., Debela F., Martinez S., Distribution of Metals in Soil Particle Size Fractions and Its Implication to Risk Assessment of playground in Murcia City (Spain), *Geoderma*, 2009, **149**, 101-109.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. 1995.

Ali N., Ali L., Mehdi T., Dirtu A. C., Al-Shammari F., Neels H., Covaci A., Levels and profiles of Organochlorines and Flame Retardants in Car and House Dust from Kuwait and Pakistan: Implication for Human Exposure via Dust Ingestion, *Environment International*, 2013, **55**, 62–70.

Ali N., Dirtu A. C., Van den Eede N., Goosey E., Harrad S., Neels H., Mannetje A., Coakley J., Douwes J., Covaci A., Occurrence of Alternative Flame Retardants in Indoor Dust from New Zealand: Indoor Sources and Human Exposure Assessment, *Chemosphere*, 2012, **88**, 1276–1282.

Ali N., Eede V. D., Dirtu A. C., Neels H., Covaci A., Assessment of Human Exposure to Indoor Organic Contaminants via Dust Ingestion in Pakistan, *Indoor Air*, DOI: 10.1111/j.1600-0668.2011.00757.x.

Ali N., Harrad S., Goosey E., Neels H., Covacia A., “Novel” Brominated Flame Retardants in Belgian and UK Indoor Dust: Implications for Human Exposure, *Chemosphere*, 2011, **83**, 1360–1365.

Allen J. G., McClean M. D., Stapleton H. M., Webster T. F., Critical Factors in Assessing Exposure to PBDEs via House Dust, *Environment International*, DOI: 10.1016/j.envint.2008.03.006.

Al-Omran L. S., Harrad S., Polybrominated Diphenyl Ethers and “Novel” Brominated Flame Retardants in Floor and Elevated Surface House Dust from Iraq:

Implications for Human Exposure Assessment, *Emerging Contaminants*, 2015, **1**, 1-7.

Alyüz B., Veli S., İç Ortam Havasında Bulunan Uçucu Organik Bileşikler ve Sağlık Üzerine Etkileri, *Trakya University Journal of Science*, 2006, **7**(2), 109–116.

Anderson E., Browne N., Duletsky S., Ramig J., Warn T., Development of Statistical Distributions or Ranges of Standard Factors Used in Exposure Assessments, *U.S. Environmental Protection Agency (U.S EPA)*, EPA 600/8-85-010.1-765, 1985.

Aydın Y. M., Kara M., Dumanoglu Y., Odabaşı M., Elbir T., Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Ambient Air of an Industrial Region in Turkey, *Atmospheric Environment*, 2014, **97**, 271-285.

Bennett D. H., Moran R. E., Wu X., Tolve N. S., Clifton M. S., Colon M., Weathers W., Sjödin A., Jones R., Hertz-Picciotto I., Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Concentrations and Resulting Exposure in Homes in California: Relationships Among Passive Air, Surface Wipe and Dust Concentrations, and Temporal Variability, *Indoor Air*, DOI: 10.1111/ina.12130.

Besis A., Samara C., Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Indoor and Outdoor Environments A Review on Occurrence and Human Exposure, *Environmental Pollution*, 2012, **169**, 217-229.

Björklund J. A., Sellström U., de Wit C. A., Aune M., Lignell S., Darnerud P. O., Comparisons of Polybrominated Diphenyl Ether and Hexabromocyclododecane Concentrations in Dust Collected with Two Sampling Methods and Matched Breast Milk Samples *Indoor Air*, DOI: 10.1111/j.1600-0668.2011.00765.x.

Boots A. W, van Berkel J. J, Dallinga J. W, Smolinska A, Wouters E. F, van Schooten F. J, The Versatile Use of Exhaled Volatile Organic Compounds in Human Health and Disease, *Journal of Breath Research*, DOI: 10.1088/1752-7155/6/2/027108.

Bozcaarmutlu A., Sapmaz C., Kaleli G., Turna S., Yenisoy S., Combined Use of PAH Levels and EROD Activities in the Determination of PAH Pollution in Flathead Mullet (*Mugil cephalus*) Caught from the West Black Sea Coast of Turkey, *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(4), 2515-2525.

Buccini J., Implementing Global Action on KOK Under the Stockholm Convention: Issues and Opportunities, *Environmental Risks and Global Community, Strategies and, Meeting the Challenges*, Argonne, 14-18 Mayıs 2001.

Butt A. A., Aldridge K. E., Sanders C. V., Infections Related to the Ingestion of Seafood Part I: Viral and Bacterial Infections, *Lancet Infectious Diseases*, 2004, **4**, 201-212.

Butte W., Heinzow B., Pollutants in House Dust as Indicators of Indoor Contamination, *Reviews of Environmental Contamination and. Toxicology*, 2002, **175**, 1–46.

Callén M. S., López J. M., Iturmendi A., Mastral A. M., Nature and Sources of Particle Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in the Atmospheric Environment of an Urban Area, *Environmental Pollution*, 2013, **183**, 166–174.

Canbaz D., van Velzen M. J. M., Hallner E., Zwinderman A. H., Wickman M., Leonards P. E. G., van Ree R., van Rijt L. S., Exposure to Organophosphate and Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants via Indoor Dust and Childhood Asthma, *Indoor Air*, DOI: 10.1111/ina.12221.

Cao Z. G., Yu G., Chen Y. S., Cao Q. M., Fiedler H., Deng S. B., Huang J., Wang B., Particle Size: A Missing Factor in Risk Assessment of Human Exposure to Toxic Chemicals in Settled Indoor Dust, *Environment International*, 2012, **49**, 24–30.

Cao Z., Xu F., Covaci A., Wu M., Wang H., Yu G., Wang B., Deng S., Huang J., Wang X., Distribution Patterns of Brominated, Chlorinated, and Phosphorus Flame Retardants with Particle Size in Indoor and Outdoor Dust and Implications for Human Exposure, *Environmental Science and Technology*, 2014, **48**, 8839–8846.

Chou H. M., Kao C. C., Chuang K. P., Lin C., Shy C. G., Chen R. F., Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers in Air-Conditioner Filter Dust Used to Assess Health Risks in Clinic and Electronic Plant Employees, *Aerosol and Air Quality Research*, 2016, **16**, 184–194.

Chow K., Hearn L. K., Zuber M., Beatty J. A., Mueller J. F., Barrs V. R., Evaluation of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Matched Cat Sera and House Dust Samples: Investigation of a Potential Link Between PBDEs and Spontaneous Feline Hyperthyroidism, *Environmental Research*, 2015, **136**, 173–179.

Christopoulou, O. D., Sakkas, V. A., Albanis, T. A., Evaluation of Matrix Solid-Phase Dispersion Extraction for the Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Household Dust with the Aid of Experimental Design and Response Surface Methodology, *Journal of Separation Science*, 2012, **35**, 3554–3560.

Cindoruk S. S., Taşdemir Y., Characterization of Gas/Particle Concentrations and Partitioning of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Measured in an Urban Site of Turkey, *Environmental Pollution*, 2007, **148**(1), 325–333.

Civan M. Y., Elbir T., Seyfioglu R., Kuntasal Ö. O., Bayram A., Dogan G., Yurdakul S., Andic Ö., Müezzinoğlu A., Sofuoğlu S. C., Pekey H., Pekey B., Bozlaker A., Odabası M., Tuncel G., Spatial and Temporal Variations in Atmospheric VOCs, NO₂, SO₂, and O₃ Concentrations at a Heavily Industrialized Region in Western Turkey, and Assessment of the Carcinogenic Risk Levels of Benzene, *Atmospheric Environment*, 2015, **103**, 102–113.

Coşkunses F. I., Kanserojen Kimyasal Maddeler ve İş Sağlığı ve Güvenliği, İş Sağlığı ve Güvenliği Uzmanlık Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 2008, 300780.

Çetin B., Odabası M. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Indoor and Outdoor Window Organic Films in Izmir, Turkey, *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **185**, 784–791.

Çetin B., Odabasi M., Bayram A., Wet Deposition of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Izmir, Turkey, *Environmental Science Pollution Research*, DOI: 10.1007/s11356-016-6183-6.

Çetin B., Odabaşı M., Atmospheric Concentrations and Phase Partitioning of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Izmir, Turkey, *Chemosphere*, 2008, **71**, 1067–1078.

Çetin Ş., Kocaeli İli’nde NO_x Emisyon Dağılımlarının Modellenmesi, Doktora Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2006, 171006.

Çok İ., Dönmez M., Satiroğlu M. H., Aydınuraz B., Henkelmann B., Kotalik J., Schramm K., Contantration of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Polychlorinated Dibenzofurans and Dioxin-like PCBs in Human Adipose Tissue from Turkish Men, *Chemosphere*, 2007, **66**(10), 1955-1961.

Çok İ., Mazmancı B., Mazmancı M. A., Turgut C., Henkelmann B., Schramm K., Analysis of Human Milk to Assess Exposure to PAHs, PCBs and Organochlorine Pesticides in the Vicinity Mediterranean City Mersin, Turkey, *Environment International*, 2012, **40**, 63-69.

Davila D. R., Mounho B. J., Burchiel S. W., Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to the Human Immune system: Models and mechanisms, *TEN*, 1997, **4**, 5-9.

De Wit C. A., Björklund J. A., Thuresson K., Tri-decabrominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecane in Indoor Air and Dust from Stockholm Microenvironments 2: Indoor Sources and Human Exposure, *Environment International*, 2012, **39**, 141–147.

Deng J., Guo J., Zhou X., Zhou P., Fu X., Zhang W., Lin K., Hazardous Substances in Indoor Dust Emitted from Waste TV Recycling Facility, *Environmental Science and Pollution Research International*, 2014, **21**(12), 7656–7667.

Dirtu A., Covaci A., Estimation of Daily Intake of Organohalogenated Contaminants from Food Consumption and Indoor Dust Ingestion in Romania, *Environmental Science and Technology*, 2010, **44**(16), 6297–6304.

Dodson R. E., Camann D. E., Morello R. F., Brody J. G., Rudel R. A., Semivolatile Organic Compounds in Homes: Strategies for Efficient and Systematic Exposure Measurement Based on Empirical and Theoretical Factors, *Environmental Science and Technology*, 2015, **49**, 113–122.

Driver J. H., Konz J. J., Whitmyre G. K., Soil Adherence to Human Skin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1989, **43**, 814–20.

Duan L., Sun H., Jiang Y., Anthony E. J., Zhao C., Partitioning of trace elements, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Mn and Pb, in a 2.5 MW_{th} pilot-scale circulating fluidised bed combustor burning an anthracite and a bituminous coal, *Fuel Processing Technology* 2016, **146**, 1-8.

Erdorul Ö., Covaci A., Kurtul N., Schepens P., Levels of Organohalogenated Persistent Pollutants in Human Milk from Kahramanmaraş Region, Turkey, *Environment International*, 2004, **30**(5), 659-666.

Fazlzadeh M., Rostami R., Hazrati S., Rastgu S., Concentrations of Carbon Monoxide in Indoor and Outdoor Air of Ghalyun Cafes, *Atmospheric Pollution Research*, 2015, **6**(4), 550-555.

Fischer D., Hooper K., Athanasiadou M., Athanassiadis I., Bergman A., Children Show Highest Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers in a California Family of Four: A Case Study, *Environmental Health Perspectives*, 2006, **114**, 1581-1584.

Gedik K., Demircioglu F., İmamoglu İ., Spatial Distribution and Source Apportionment of PCBs in Sediments Around Izmit Industrial Complexes, Turkey, *Chemosphere*, 2010, **81**, 992-999.

Gevao B., Al-Bahloul M., Zafar J., Al-Matrouk K., Helaleh M., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Indoor Air and Dust in Kuwait: Implications for Sources and Nondietary Human Exposure, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, DOI: 10.1007/s00244-006-0261-6.

Gezen M., Polibromlu Difenil Eterlerin Özellikleri İnsana ve Doğaya Etkilerinin İrdelenmesi, *Tehlikeli kimyasalların yönetimi sempozyumu ve sergisi*, Ankara, 8-9 Ocak 2009.

Hanedar A., Alp K., Kaynak B., Avşar E., Toxicity Evaluation and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) at Three Stations in Istanbul, Turkey, *Science of the Total Environment*, 2014, **488-489**, 437-446.

Hansen B. G., Munn S. J., de Bruijn J., Luotamo M., Pakalin S., Berthault F., Vergo S., Pellegrini G., Allanou R., Scheer S., , *European Union Risk Assessment Report: bis(pentabromophenyl) ether Volume 17, European Chemicals Bureau*, EUR 20402 EN, 1-282, 2002.

Harrad S., Ibarra C., Abdallah M. E., Boon R., Neels H., Covaci A., Concentrations of Brominated Flame Retardants in Dust from United Kingdom Cars, Homes, and Offices: Causes of Variability and Implications for Human Exposure, *Environment International*, 2008, **34**, 1170-1175.

Hassan Y., Shoeib T., Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers and Novel Flame Retardants in Microenvironment Dust from Egypt: An Assessment of Human Exposure, *Science of The Total Environment*, 2015, **505**, 47-55.

Hawley J. K., Assessment of Health Risk from Exposure to Contaminated Soil, *Risk Analysis*, 1985, **5**, 289-302.

Holoubek I., İmamoğlu İ., Egeli G., Şiltu E., Artukoğlu B. D., Daşkın A., Osmanbaşoğlu M., Öztürk E., Kalıcı Organik Kirleticilere İlişkin Stockholm Sözleşmesi Ulusal Uygulama Planı, *T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı*, TR2010/0.327.03-01/001, 1-69, 2014.

Hubal C., Sheldon L. S., Burke J. M., McCurdy T. R., Berry M. R., Rigas M. L., Zartarian V., Freeman N. C. G., Childrens Exposure Assessment: A Review of Factors Influencing Childrens Exposure, and the Data Available to Characterize and Assess That Exposure, *Environmental Health Perspectives*, 2000, **108**, 475–486.

Hwang H. M., Park, E. K., Young, T. M., Hammock, B. D., Occurrence of Endocrine Disrupting Chemicals in Indoor Dust, *Science of the Total Environment*, 2008 **404**, 26-35.

İlkılıç C., Behçet R., Hava Kirliliğinin İnsan Sağlığı ve Çevre Üzerindeki Etkisi, *Doğu Anadolu Bölgesi Araştırmaları Dergisi*, 2006, **1**, 66-72.

Justo M. J., Ferreira M. G. S., The Corrosion of Zinc in Simulated SO₂-Containing Indoor Atmospheres, *Corrosion Science*, 1993, **34**, 533-54.

Kamal A., Malik R. N., Martellini T., Cincinelli A., Cancer Risk Evaluation of Brick Kiln Workers Exposed to Dust Bound PAHs in Punjab Province (Pakistan), *Science of the Total Environment*, 2014, **493**, 562–570.

Kamal A., Malik R. N., Martellini T., Cincinelli A., Source, Profile, and Carcinogenic Risk Assessment for Cohorts Occupationally Exposed to Dust-Bound PAHs in Lahore and Rawalpindi Cities (Punjab Province, Pakistan), *Environmental Science and Pollution Research international*, 2015, **22**, 10580–10591.

Kang Y., Cheung K. C., Wong M. H., Mutagenicity, Genotoxicity and Carcinogenic Risk Assessment of Indoor Dust from Three Major Cities Around the Pearl River Delta, *Environment International*, 2011, **37**, 637–643.

Kang Y., Cheung K. C., Wong M. H., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Different Indoor Dusts and Their Potential Cytotoxicity Based on Two Human Cell Lines, *Environment International*, 2010, **36**(6), 542-547.

Karaca G., Taşdemir Y., Endüstriyel Arıtma Çamurlarındaki Poliaromatik Hidrokarbonların (PAH'ların) Sıcaklık ve UV Işımları Etkisiyle Havaya Geçişinin İncelenmesi, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, DOI: 10.17482/uujfe.48380.

Karakaş B., Güllü G., Evlerde İç Ortam Partikül Madde Boyut Dağılımı ve Konsantrasyonlarına Etki Eden Faaliyetler, *Hava Kirliliği Araştırmaları Dergisi*, 2013, **2**, 96–102.

Karakuş P. B. K., Determination of Heavy Metals in Indoor Dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the Health Risk, *Environment International*, 2012, **50**, 47-55.

Katsoyiannis A., Breivik K., Model-Based Evaluation of the Use of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Molecular Diagnostic Ratios as a Source Identification Tool, *Environmental Pollution*, 2014, **184**, 488–94.

Katsoyiannis A., Sweetman A. J., Jones K. C., PAH Molecular PAH Molecular Diagnostic Ratios Applied to Atmospheric Sources: A Critical Evaluation Using

Two Decades of Source Inventory and Air Concentration Data from the U. K., *Environmental Science and Pollution*, 2011, **45**, 8897–8906.

Krol S., Zabiegala B., Namiesnik J., Review: PBDEs in Environmental Samples: Sampling and Analysis, *Talanta*, 2012, **93**, 1–17.

La Guardia, M. J., Hale, R. C. Newman, B. Brominated Flame Retardants in Sub-Saharan Africa: Burdens in Inland and Coastal Sediments in the Thekwini Metropolitan Municipality, South Africa, *Environmental Science and Technology*, 2013, **47**, 9643–9650.

Labunska I., Harrad S., Santillo D., Johnston P. Brigden, K. Levels and Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Soil, Sediment and Dust Samples Collected from Various Electronic Waste Recycling Sites Within Guiyu Town, Southern China, *Environmental Science: Processes and Impacts*, 2013, **15**, 503–511.

Landrigan P. J., Claudio L., Markowitz S. B., Berkowitz G. S., Brenner B. L., Romero H., Pesticides and Inner-City Children: Exposures, Risks, and Prevention, *Environmental Health Perspection*, 1999, **107**, 431–7.

Langer S., Weschler C. J., Fischer A. Bekö G., Toftum J., Clausen G., Phthalate and PAH Concentrations in Dust Collected from Danish Homes and Daycare Centers, *Atmospheric Environment*, 2010, **44**(19), 2294-2301.

Law R. J., Alaei M., Allchin C. R., Boon J. P., Lebeuf M., Lepom P., Stern G. A., Levels and Trends of Polybrominated Diphenylethers and Other Brominated Flame Retardants in Wildlife, *Environment International*, 2003, **29**, 757–770.

Lee J. H., Gigliotti C. L., Offenbergs J. H., Eisenreich S. J., Turpin B. J., Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to the Hudson River Airshed, *Atmospheric Environment*, 2004, **38**, 5971–5981.

Li C. T., Mi H. H., Lee W. J., You W. C., Wang Y. F., PAH Emission from the Industrial Boilers, *Journal of Hazardous Materials*, 1999, **69**, 1–11.

Li Y., Chen L., Wen Z. H., Duan Y. P., Lu Z. B., Meng X. Z., Zhang W., Characterizing Distribution, Sources, and Potential Health Risk of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Office Environment, *Environmental Pollution*, 2015, **198**, 25-31.

Lim Y. W., Kim H. H., Lee C. S., Shin D. C., Chang Y. S., Yang J. Y., Exposure Assessment and health Risk of Poly-brominated Diphenylether (PBDE) Flame Retardants in the Indoor Environment of Elementary School Students in Korea, *Science of the Total Environment*, 2014, **470 –471**, 1376–1389.

Lorber M., Exposure of Americans to Polybrominated Diphenyl Ethers, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2008, **18**, 2–19.

Ma Y., Harrad S., Review Article: Spatiotemporal Analysis and Human Exposure Assessment on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Indoor Air, Settled House Dust and Diet, *Environment International*, 2015, **84**, 7–16.

Madany İ. M., Akhter M. S., Al-Jowder O. A., The Correlations Between Heavy Metals in Residential Indoor Dust and Outdoor Street Dust in Bahrain, *Environment International*, 1994, **4**, 483-492.

Maertens R. M., Yang X. F., Zhu J. P., Gagne R. W., Douglas G. R., White P. A., Mutagenic and Carcinogenic Hazards of Settled House Dust I: Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Content and Excess Lifetime Cancer Risk from Preschool Exposure, *Environmental Science and Technology*, 2008, **42**, 1747–1753.

Malak U., İskan B., İhtiyar E., Çınarlı B., Doğalgaz Kombine Çevrim Santrallerinden Kaynaklanan Kirliliğin Azot oksitlerin(NOx), İncelenmesi, Çevre ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri, 6. *Ulusal Hava Kirliliği ve Kontrolü Sempozyumu*, İzmir, 7-9 Ekim 2015.

Man Y. B., Kang Y., Wang H. S., Lau W., Li H., Sun X. L., Giesy J. P., Chow K. L., Wong W. H., Cancer Risk Assessments of Hong Kong Soils Contaminated by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, *Journal of Hazardous Materials*, 2013, **261**, 770–776.

Mannino M. R., Orecchio S., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Indoor Dust Matter of Palermo (Italy) Area: Extraction, GC–MS Analysis, Distribution and Sources, *Atmospheric Environment*, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2007.11.031.

Martellini T., Giannoni M., Lepri L., Katsoyiannis A., Cincinelli A., One Year Intensive PM 2.5 Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Monitoring in the Area of Tuscany, Italy: Concentrations, Source Understanding and Implications, *Environmental Pollution*, 2012, **164**, 252–258.

McGrath T. E., Wooten J. B., Chan W. C., Hajaligol M. R., Formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Tobacco: The Link Between Low Temperature Residual Solid (Char) and PAH Formation, *Food and Chemical Toxicology*, 2007, **45**, 1039–1050.

Müezzinoğlu A., *Atmosfer Kimyası*, 2. Basım, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir, 2009.

Ni H. G., Ding C., Lu S. Y., Yin X. L., Samuel S. O., Food as a Main Route of Adult Exposure to PBDEs in Shenzhen, China, *The Science of the Total Environment*, 2012, **437**, 10-14.

Nixon R., Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III — Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment Office of Emergency and Remedial Response, U.S. *Environmental Protection Agency*, EPA 540-R-02-002, 1-385, 2001.

Nixon R., Child specific exposure factors handbook, U.S. *Environmental Protection Agency (U.S EPA)*, EPA-600-P-00-002B, 1-448, 2002a.

Nixon R., Exposure Factors Handbook: 2011 Edition, U.S. *Environmental Protection Agency (U.S EPA)*, EPA/600/R-09/052F, 1-1466, 2011.

Nixon R., Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual, *U.S. Environmental Protection Agency (U.S EPA)*, EPA-540-R-070-002, 1-68, 2009.

Nixon R., Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, *U.S. Environmental Protection Agency (U.S EPA)*, OSWER 9355.4-24, 1-187, 2002b.

Ong S., Godwin A., Kokot S, Morawska L., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in House Dust Samples: Source Identification and Apportionment, *14th International IUAPPA World Congress*, Australia, 09-13 September 2007.

Orecchio S., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Indoor Emission from Decorative Candles, *Atmospheric Environment*, 2011, **45**, 1888-1895.

Pandey P. K., Patel K. S., Lenicek J., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Need for Assessment of Health Risks in India?— Study of an Urban-Industrial Location in India, *Environmental Monitoring and Assessment*, 1999, **59**, 287–319.

Park S. S., Kim Y. J., Kang C. H., Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Seoul, Korea, *Atmospheric Environment*, 2002, **36**, 2917–2924.

Patelarou E., Kelly F. J., Indoor Exposure and Adverse Birth Outcomes Related to Fetal Growth, Miscarriage and Prematurity a Systematic Review, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2014, **11**, 5904–5933.

Pekey B., Bozkurt Z., Pekey H., Doğan G., Zararsız. A., Efe N., Tuncel G., Indoor/Outdoor Concentrations and Elemental Composition of PM10/PM2.5 in Urban/Industrial Areas of Kocaeli City, Turkey, *Indoor air*, 2010, **20**, 112-125.

Pekey B., Yılmaz H., The Use of Passive Sampling to Monitor Spatial Trends of Volatile Organic Compounds (VOCs) at an Industrial City of Turkey, *Microchemical*, 2011, **97**, 213-219.

Pekey H., Arslanbaş D., The Relationship Between Indoor, Outdoor and Personal VOC Concentrations in Homes, Offices and Schools in the Metropolitan Region of Kocaeli, Turkey, *Water, Air & Soil Pollution*, 2008, **191**(1-4), 113-129.

Petry T, Schmid P, Schlatter C. The Use of Toxic Equivalency Factors in Assessing Occupational and Environmental Health Risk Associated with Exposure to Airborne Mixtures of PAHs. *Chemosphere*, 1996, **32**, 639–648.

Qi H., Li W. L., Zhu N. Z., Ma W. L., Liu L. Y., Zhang F., Li Y. F., Concentrations and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Indoor Dust in China, *Science of the Total Environment*, 2014, **491–492**, 100–107.

Ramirez H. B., Alvarez R. F., Cuadrado G. R., Gonzalez C. M., Jerez F. R., Clara P. C., Elevated Carboxyhemoglobin: Sources of Carbon Monoxide Exposure, *Archivos de Bronconeumología (English Edition)*, 2014, **50**(11), 465–468.

Rashidi M., Massoudi M. S., A Study of the Relationship of Street Level Carbon Monoxide Concentrations to Traffic Parameters, *Atmospheric Environment*, 1980, **14**, 27–32.

Rasier G., Toppari J., Parent A. S., Bourguignon J. P., Female Sexual Maturation and Reproduction after Prepubertal Exposure to Estrogens and Endocrine Disrupting Chemicals: A Review of Rodent and Human Data, *Molecular and Cellular Endocrinology*, 2006, **254–255**, 187–201.

Ravindra K., Wauters E., Taygi S. K., Mor S., Grieken R. V., Assessment of Air Quality after the Implementation of CNG as Fuel in Public Transport in Delhi, India, *Environmental Monitoring Assessment*, 2006, **115**, 405–417.

Reboul C., Thireau J., Meyer G., Andre L., Obert P., Cazorla O., Richard S., Carbon Monoxide Exposure in the Urban Environment: An Insidious Foe for the Hearth? *Respiratory Physiology & Neurobiology*, 2012, **184**, 204–212.

Ren Y., Cheng T. T., Chen J. M., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Dust from Computers: one Possible Indoor Source of Human Exposure, *Atmospheric Environment*, 2006, **40**, 6956–6965.

RG-27019, Binalarda Isı Yalıtımı Yönetmeliği, *Çevre ve Şehircilik Bakanlığı*, Ankara, 2008.

Roberts J. W., Ott W. R., *Exposure to Pollutants from House Dust*. In: *Exposure Analysis*, 1st ed., CRC Press, Florida, 2006.

Sahlström L. M. O., Sellström U., de Wit C. A., Lignell S., Darnerud P. O., Estimated Intakes of Brominated Flame Retardants via Diet and Dust Compared to Internal Concentrations in a Swedish Mother–Toddler Cohort, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2015, **218**, 422–432.

Salihoglu G., Salihoglu N. K., Aksoy E., Taşdemir Y., Spatial and Temporal Distribution of Polychlorinated Biphenyl (PCB) Concentrations in Soils of an Industrialized City in Turkey, *Journal of Environmental Management*, 2011, **92**, 724–732.

Shoeib M., Harner T., Webster G. M., Sverko E., Cheng Y., Legacy and Current-Use Flame Retardants in House Dust from Vancouver, Canada, *Environmental Pollution*, 2012, **169**, 175–182.

Shy C. G., Hsu Y. C., Shih S., Chuang K. P., Lin C. W., Wu C. W., Chuang C. Y., Chao H. R., Indoor Level of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Home Environment and Assessment of Human Health Risks, *Aerosol and Air Quality Research*, 2015, **15**, 1494–1505.

Sjödin A., Päpke O. B., McGahee E., Focant J. F., Jones R. S., Mulloli T. P., Toms L. M. L., Herrmann T., Müller J., Needham L. L., Patterson D. G., Concentration of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Household Dust from Various Countries, *Chemosphere*, 2008, **73**, 131–136.

Sofuoğlu S. C., Sofuoğlu A., Odabaşı M., İnal F., Kavcar P., İlköğretim Okullarında Bina-İçi Çevresel Kalitenin Değerlendirilmesi, *TÜBİTAK*, 105Y263, 1-153, 2010.

Stanek E. J., Calabrese E. J., Mundt K., Pekow P., Yeatts K. B., Prevalence of Soil Mouthing/Ingestion Among Healthy Children Aged 1 to 6, *Journal of Soil Contamination*, 1998, 7, 227–242.

Stapleton H. M., Eagle S., Sjödin A., Webster T. F., Serum PBDEs in a North Carolina Toddler Cohort: Associations with Hand Wipes, House Dust and Socioeconomic Variables, *Environmental Health Perspectives*, 2012, **120**(7), 1049–1054.

Staskal D. F., Scott L. L., Haws L. C., Luksemburg W. J., Birnbaum L. S., Urban J. D., Williams E. S., Paustenbach D. J., Harris M. A., Assessment of Polybrominated Diphenyl Ether Exposures and Health Risks Associated with Consumption of Southern Mississippi Catfish. *Environmental Science and Technology*, 2008, **42**, 6755-6761.

Sundell J., On the History of Indoor Air Quality and Health, *Indoor Air*, 2004, **14**, 51–58.

Theakston F., *WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants*, 1st edition, CRC Press Geneva, 2010

Thuresson K., Björklund J. A., de Wit C. A., Tri-decabrominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecane in Indoor Air and Dust from Stockholm Microenvironments 1: Levels and Profiles, *Science of the Total Environment*, 2012, **414**, 713–721.

Tirkkonen T., Saarela K., *Adsorption of VOCs on Interior Surfaces in a Full Scale Building, Proceedings of Healthy Buildings'97*, 3rd ed., CRC Press, Washington, 1997.

Topal T., Tecer L. H., Tuncel S. G., Chemical Characteristics and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Sediments of the İkizcetepeler Dam Lake of Northwestern Turkey. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, DOI: 10.4172/jreac.1000117.

Toros H., İstanbul'da Asit Yağışları Kaynakları ve Etkileri, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2000, 511940021012.

Tullie C., *Handbook CD, Fundamentals-2005, Chapter 9: Indoor Environmental Health*, 1st ed., ASHRAE, Atlanta, 2005.

Türel İ., Ertekin A., Oto G., Çelikezen F. Ç., Yaşar S., *Urtica Dioical. (Isırgan Otu)'nin Metanol ve Su Ekstraktının 7,12-dimetilbenz(a)antrasen Uygulanan Tavşan Tüylerindeki İz Element Seviyeleri Üzerine Etkileri*, *Kafkas Univ Vet Fak Derg.*, 2009, **15**(4), 511-515.

URL-1: Eroğlu V., Resmi İstatistikler (İllerimize Ait İstatistiki veriler), *Orman ve Su İşleri Bakanlığı Meteoroloji Genel Müdürlüğü*, <http://www.mgm.gov.tr/veride>

gerlendirme/il-ve-ilceleristatistik.aspx?m=KOCAELI#sfB (Ziyaret tarihi: 21 Haziran 2016).

URL-2: Nixon R., Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables (May 2016), U.S. Environmental Protection Agency (U.S EPA) <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/> (Ziyaret tarihi: 02 Mayıs 2016).

URL-3: Nixon R., Integrated Risk Information System (IRIS) on Polycyclic Organic Matter, Environmental Protection Agency (U.S EPA), <https://www.epa.gov/iris> (Ziyaret tarihi: 02 Mayıs 2016).

Vejahati F., Zhenghe X., Gupta R., Trace Elements in Coal: Associations with Coal Minerals and their Behavior During Coal Utilization – A Review, *Fuel*, 2010, **89**, 904-911.

Vorkamp K., Thomsen M., Frederiksen M., Pedersen M., Knudsen L. E., Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Indoor Environment and Associations with Prenatal Exposure, *Environment International*, DOI: 10.1016/j.envint.2010.06.001.

Wang W., Huang M. J., Zheng J. S., Cheung K. C., Wong M. H., Exposure Assessment and Distribution of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Contained in Indoor and Outdoor Dusts and the Impacts of Particle Size and Bioaccessibility, *Science of the Total Environment*, 2013, **463–464**, 1201–1209.

Wang W., Zheng J., Chan C. Y., Huang M., Cheung K. C., Wong M. H., Health Risk Assessment of Exposure to Polybrominated Diphenylethers (PBDEs) Contained in Residential Air Particulate and Dust in Guangzhou and Hong Kong, *Atmospheric Environment*, 2014, **89**, 786-796.

Wilford B. H., Shoeib M., Harner T., Zhu J., Jones K. C., Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Dust in Ottawa, Canada: Implications for Sources and Exposure, *Environmental Science Technology*, 2005, **39**(18), 7027-7035.

Williams R., Creason J., Zweidinger R., Watts R., Sheldon L., Shy C., Indoor, Outdoor and Personal Exposure Monitoring of Particulate Air Pollution: The Baltimore Elderly Epidemiology - Exposure Pilot Study, *Atmospheric Environment*, 2000, **34**, 4193–4204.

Wu M. H., Pei J. C., Zhieng M., Tang L., Bao Y., Xu B. T., Sun R., Sun Y. S., Xu G., Lei J. Q., Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Soil and Outdoor Dust From a Multi-functional Area of Shanghai: Levels, Compositional Profiles and Interrelationships, *Chemosphere*, 2015, **118**, 87–95.

Yamei K., Minghui Z., Zhengtao L., Lirong G., Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Yellow River Estuary and Yangtze River Estuary, China, *Journal of Environmental Science*, 2009, **21**, 1625–1631.

Yang Q., Chen H., Li B., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Indoor Dusts of Guizhou, Southwest of China: Status, Sources and Potential Human Health Risk, *Plosone*, DOI: 10.1371/journal.pone.0118141.

Yang Q., Qiu X., Li R., Liu S., Li K., Wang F., Zhu P., Li G., Zhu T., Exposure to Typical Persistent Organic Pollutants from an Electronic Waste Recycling Site in Northern China, *Chemosphere*, 2013, **91**, 205–211.

Yang X., Chen Q., A Coupled Airflow and Source/Sink Model for Simulating Indoor VOC Exposures, *Indoor Air*, 2001, **11**, 257-259.

Yang Z. Z., Li Y. F., Fan J., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Deposited Bedroom Dust Collected from Xinxiang, a Fast Developing City in North China, *Environmental Monitoring Assessment*, DOI: 10.1007/s10661-014-4150-6.

Yu Y., Pang Y., Li C., Li J., Zhang X., Yu Z., Feng J., Wu M., Sheng G., Fu J., Concentrations and Seasonal Variations of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in In- and Out-house Dust and Human Daily Intake via Dust Ingestion Corrected with Bioaccessibility of PBDEs, *Environment International*, DOI:10.1016/j.envint.2011.05.012.

Yunker M. A., Macdonald R. W., Vingarzan R., Mitchell R. H., Goyette D., Sylvestre S., PAHs in the Fraser River Basin: A Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition, *Organic Geochemistry*, 2002, **33**, 489–515.

Zhu N. Z., Liu L. Y., Ma W. L., Li W. L., Song W. W., Qin H., Lin Y. F., Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Indoor Dust in China: Levels, Spatial Distribution and Human Exposure, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, **111**, 1–8.



EKLER

Ek – A

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ BÖLÜMÜ“KOCAELİ
İLİNİN YOĞUN ENDÜSTİYELLEŞMİŞ, KENTSEL VE KIRSAL
BÖLGELERİNDE İÇ ORTAM TOZUNDA KALICI ORGANİK
KİRLİTİCİLERİN (KOK) MARUZİYETLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ:
SEVİYE VE KAYNAK PROFİLLERİ” PROJESİ
KATILIMCI TANIMLAMA ANKETİ**

Çalışmayı gerçekleştiren kişi:	Tarih:	Katılımcı numarası
--------------------------------	--------	--------------------

Adres Bilgileri:

Mahalle:	Cadde/Sokak:
Apartman No./ Daire No.:	Semt:
İlçe:	Postakodu:
Telefon No.:	
1. Katılımcı (Ad – Soyad): (18 yaşından büyük olmalı)	
2. Burası sürekli yaşadığınız eviniz midir yoksa yılın yarısından azını geçirdiğiniz yazlık ya da ikinci eviniz midir? ☐ Evet. ☐ Hayır. Yazlık (ikinci ev) <i>Dur bu hane uygun değil.</i>	
3. Bu adreste kaç kişi yaşamaktadır?	
4. Bu hanede sürekli (yıl boyu) yaşayanlar ile ilgili bilgiler doldurulacaktır.	
Aşağıdaki soruları bu hanede yaşayan her bir kişi için arka sayfadaki tablolara yanıtlayınız.	
a. İlk adı:	Tablo 1
b. Cinsiyeti:	Tablo 1
c. Doğum yılı:	Tablo 1
d. Memleketi	tablo E kolonu sonundaki seçeneklerden birini seçiniz.
e. Aylık gelir	tablo F kolonu sonundaki seçeneklerden birini seçiniz.

Gelir bilgileri bilimsel araştırmalarda, benzer özelliklere sahip bireyleri gruplandırmak için sıkça kullanılır. Bu araştırma sonunda elde edilecek olan verilerin analizi sırasında gelir grupları da bir değişken olarak ele alınacaktır. Lütfen yanıtlarınızın gizli tutulacağını ve sadece bilimsel amaçlarla kullanılacağını unutmayınız.

Tanımlayıcı Anket
Tablo 1

	B	C	D	E	F
Sakin No.	İlk Adı	Cinsiyet	Doğum Yılı	Memleket	Aylık Gelir
a.					
b.					
c.					
d.					
e.					
f.					
g.					
h.					
i.					
j.					
k.					
l.					
m.					
Uygun olanı seçiniz.		Kadın: (1) Erkek: (2)		Ege: (1) Marmara: (2) Batı Karadeniz: (3) Doğu Karadeniz: (4) Doğu Anadolu: (5) Güneydoğu Anadolu: (6) Akdeniz: (7) Yabancı: (8) İç Anadolu: (9) Cevap yok: (55) Bilmiyorum: (99)	Çalışmıyorum: (1) 1000 tl'den düşük: (2) 1000 tl-2000 tl: (3) 2000 tl -3000 tl: (4) 3000 tl'den yüksek: (5) Cevap yok: (55) Bilmiyorum: (99)

Demografik ve Kişisel Bilgiler

Bu bölümdeki sorular her hanedeki birincil katılımcı tarafından yanıtlanacaktır. Lütfen her soru için size uygun seçeneği belirten harfi sorunun yanına yazınız. Seçeneği bulunmayan soruları ayrılmış boşluğa yazarak yanıtlandırınız.

5. En son mezun olduğunuz okul:
a. Hiç okula gitmedim
b. İlkokul
c. Ortaokul
d. Lise
e. Meslek yüksek okulu
f. Üniversite
g. Lisansüstü
6. Cinsiyetiniz:
a. Kadın
b. Erkek
7. Doğum tarihiniz:/...../.....
8. Kilonuz:
9. Günde ne kadar zamanınızı evde geçiriyorsunuz.
10. Evde yaşayan astım yada üst solunum rahatsızlığı teşhisi koyulmuş biri var mı? Var ise kaç yaşında ve kaç yıldır hastalığı sürüyor?
11. Evde evcil hayvan var mı, hangi evcil hayvan var?
12. Evcil hayvan varsa dışarı (sokağa) çıkma sıklığı nedir?
13. Evde uğraştığınız bir hobi var mı? (ahşap boyama, dikiş, ... vb.)
14. Bina kaç yaşında?
15. Binaya dış yalıtım yapıldı mı, evet ise ne zaman?
16. Daireniz kaçınca katta, kaç yıldır bu dairede oturuyorsunuz?
17. En son nezaman tadilat yaptırdınız ve ne tür bir tadilat yaptırdınız? (parke değişimi, boya, ... vb.)
18. Mobilyalarınızı kaç yıldır kullanıyorsunuz? Evde kaç tane mobilya var?
19. Evdeki elektronik eşya ve sayısını listeler misiniz? (televizyon, buzdolabı, bulaşık makinesi, bilgisayar ...)
20. Hahılarınızı kaç yıldır kullanıyorsunuz?

21. Halıların yıkanma sıklığı nedir? (halıyıkamaya gönderme veya banyoda/balkonda yıkama)
22. Zeminin cinsi nedir (parke ya da taş), ne zaman değişti?
23. Duvarlar ne renk, en son ne zaman boyandı?
24. Duvar kağıdı var mı, en son ne zaman değişti?
25. Isıtma sistemi nasıl (kalorifer, soba, elektrikli) ?
26. Kuzine var mı? Hangi odada?
27. Şömine var mı? Şömine varsa hangi sıklıkta kullanılıyor, ne tür yakıt yakılıyor?
28. Evde klima var mı? Hangi oda/odalarda? Ne zaman takıldı?
29. Yılda kaç ay klima çalışıyor?
30. Klima filtresi en son ne zaman değişti?
31. Klima filtresi en son ne zaman temizlendi?
32. Kapı, pencerenin cinsi nedir? (ahşap, pimapen, çift cam ya da tek cam)
33. Bu günlerde kapı, pencere açıp havalandırma yapma süreniz nedir?
34. Evin genel temizliği ne sıklıkla yapılıyor? (hergün, iki günde bir, haftada bir, ...) Evin genel temizliği en son hangi tarihte yapıldı?
35. Süpürmeniz toz torbalı mı, sulu mu?
36. Çöken toz alınan odaların toplam metrekaresi ve evin toplam metrekaresi ne kadardır?
37. Evde sigara içiliyor mu? Evet ise günde kaç tane içiliyor?

Bu günün tarihi

...../...../.....

Yer	Sabah	Öğleden Sonra	Akşam	Gece
Ulaşım/ Trafik	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Ev (Bina İçi)	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Okul/İş (Bina İçi)	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Bar/Lokanta/Kahve	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Diğer (Bina İçi)	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Ev (Bina Dışı)	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Okul/İş (Bina Dışı)	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○
Diğer (Bina Dışı)	6 7 8 9 10 11 ○ ○ ○ ○ ○ ○	12 13 14 15 16 17 ○ ○ ○ ○ ○ ○	18 19 20 21 22 23 ○ ○ ○ ○ ○ ○	24 1 2 3 4 5 ○ ○ ○ ○ ○ ○

Bu bölümde her soru için bugün geçirdiğiniz süreyi sayıyla soruların yanına yazınız ve yan tarafına saat mi yoksa dakika mı olduğunu belirtiniz.

1. Bina içinde sigara içen birisiyle geçirdiğiniz süre
Saat/dakika
2. Halı üzerinde oturduğunuz ya da uzandığınız süre
Saat/dakika
3. Havalandırma amacıyla kapı ve ya camları açık turduğunuz süre
Saat/dakika
4. Toprak kazmak vb. ağır işler ile koşu, bisiklete binme, aerobik, basketbol, futbol vb. ağır egzersiz yaptığınız süre
Saat/dakika
5. Yürüyüş, bahçede çalışmak, ayakta ev işi yapmak gibi hafif egzersiz yaptığınız süre.....
Saat/dakika
6. Sohbet etmek televizyon seyretmek, dinlenmek üzere oturarak vakit geçirdiğiniz süre.....
Saat/dakika
7. Dinlenmek üzere uzanarak geçirdiğiniz ve uyuduğunuz süre.....
Saat/dakika

KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

- [1] Civan M., **Kara M.**, İç Ortam Tozu PBDE Seviyelerinin Değerlendirilmesi, 6. *Ulusal Hava Kirliliği ve Kontrolü Sempozyumu*, İzmir, 7-9 Ekim 2015.
- [2] Civan M., **Kara M.**, B., Başaran, Risk estimation of halogenated POPs in indoor dust in an industrialized city, *1st International Black Sea Congress on Environmental Sciences (1st IBCESS)*, Giresun, 31 Ağustos – 3 Eylül 2016.
- [3] Civan M., **Kara M.**, B., Başaran Size effect of dust exposure on health risk, *International Science and Technology Conference*, Vienna, 13-15 July 2016.
- [4] Civan M., **Kara M.**, Risk assessment of PBDEs and PAHs in house dust in Kocaeli, Turkey: levels and sources, *Environmental Science and Pollution Research International*, DOI: 10.1007/s11356-016-7512-5.

ÖZGEÇMİŞ

1986 yılında Kocaeli’de doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Kocaeli’de tamamladı. 2006 yılında girdiği Kocaeli Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden 2011 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu. 2 sene özel sektör deneyiminden sonra 2013-2016 yılları arasında, Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı.

