

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**KOCAELİ'DE EVLERİN İÇ ORTAM TOZUNDA PBDE, PCB VE PAH  
KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ VE RİSK TAHMİNİ**

**BİLGEHAN BAŞARAN**

**KOCAELİ 2018**

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**  
**ANABİLİM DALI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**KOCAELİ'DE EVLERİN İÇ ORTAM TOZUNDA PBDE, PCB**  
**VE PAH KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ VE RİSK**  
**TAHMİNİ**

**BİLGEHAN BAŞARAN**

**Dr. Öğr. Üyesi Mihriban CİVAN**  
**Danışman, Kocaeli Üniversitesi**  
**Prof. Dr. Hakan PEKEY**  
**Jüri Üyesi, Kocaeli Üniversitesi**  
**Dr. Öğr. Üyesi Zehra BOZKURT**  
**Jüri Üyesi, Düzce Üniversitesi**



**Tezin Savunulduğu Tarih: 09.07.2018**

## ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Kocaeli’de gerçekleştirilen, evlerden toplanan toz numunelerinde kalıcı organik grubuna dahil olan PBDE, PCB ve PAH seviyelerinin belirlenmesi için yapılan çalışmada,

Ne olursa olsun desteğini hiçbir zaman esirgemeyen, değerli bilgilerini paylaşan ve bu süreçte bana olan katkılarını asla unutamayacağım ve sabrından dolayı saygıdeğer danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi Mihriban CİVAN’a, laboratuvar çalışmalarındaki desteklerinden dolayı ekip arkadaşlarım Merve KARA, Gizem Nur SOYLU, Tuğba AYAZ ve Melike TUNA’ya sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmanın gerçekleşmesinde payları olan sevgili gönüllülerimize teşekkürlerimi sunarım.

Bugünüme gelmemde en büyük paya sahip olan, her zaman doğru yolu göstermeye çalışan, bu süreçte en büyük destekçim olan sevgili annem Nermin BAŞARAN’a, sevgili babam Mustafa BAŞARAN’a ve biricik kardeşim Metehan BAŞARAN’a sonsuz teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca her zaman yanımda olan ve bu süreçte beni hiç yalnız bırakmayan ve sabırla dinleyen sevgili arkadaşım Sinem ŞAHİN’e çok teşekkür ediyorum.

Son olarak Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) tarafından 115Y405 no’lu proje kapsamındaki maddi desteğinden dolayı TÜBİTAK’a çok teşekkür ederim.

Temmuz – 2018

Bilgehan BAŞARAN

## İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR .....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iv
TABLolar DİZİNİ .....	v
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	vi
ÖZET.....	viii
ABSTRACT .....	ix
GİRİŞ .....	1
1. İÇ ORTAM HAVA KİRLİTİCİLERİ .....	4
1.1.Kalıcı Organik Kirleticiler.....	6
1.1.1.Polibromlu Difenil Eterler (PBDE) .....	7
1.1.2. Poliklorlu Bifeniller (PCB).....	10
1.1.3. Poli Aromatik Hidrokarbonlar (PAH) .....	13
2.LİTERATÜR ARAŞTIRMASI .....	17
2.1.PBDE Kirleticilerinde İç Ortam Tozunda Yapılan Çalışmalar .....	19
2.2. PCB Kirleticilerinde İç Ortam Tozunda Yapılan .....	23
2.3. PAH Kirleticilerinde İç Ortam Tozunda Yapılan Çalışmalar .....	26
3.MATERYAL METOT .....	29
3.1. Örnekleme Alanı .....	29
3.2.Örnekleme Yapılacak Evlerin Belirlenmesi ve Numunelerin Toplanması .....	31
3.3. Örnekleme Dönemindeki Meteorolojik Koşullar .....	33
3.4. Örneklerin Hazırlanması ve Analizi .....	34
3.5. Kullanılan Kimyasal ve Laboratuvar Malzemeleri .....	34
3.6. Örneklerin Ekstraksiyonu ve Önzenginleştirilmesi.....	35
3.7. Temizleme (Clean-up) İşlemleri.....	38
3.7.1. Kolonda yer alacak kimyasalların hazırlanması .....	39
3.7.2. Temizleme (clean-up) ve son zenginleştirme .....	40
3.8. Örneklerin Analizi .....	42
3.9. Kalite Güvence/Kalite Kontrol.....	42
3.10. Kaynak Belirleme Modeli .....	47
3.11. Anket Çalışması.....	48
3.12. Sağlık Riski Tahmini.....	49
4. BULGULAR VE TARTIŞMA .....	52
4.1. PBDE, PCB ve PAH Seviyeleri .....	52
4.1.1. İç ortam tozunda PBDE seviyeleri ve literatür karşılaştırması.....	52
4.1.2. İç ortam tozunda PCB seviyeleri ve literatür karşılaştırması .....	62
4.1.3. İç ortam tozunda PAH seviyeleri ve literatür karşılaştırması .....	71
4.2. Kocaeli İlinin İç Ortam Tozunda Olası KOK Kaynaklarının Belirlenmesi.....	81
4.3. Faktör Analizi.....	84
4.4. Sağlık Riski Değerlendirmesi.....	91
4.4.1. Kanserojen olmayan risk .....	95

4.4.2. Kanserojen risk .....	96
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER .....	99
KAYNAKLAR .....	102
EKLER .....	113
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER .....	116
ÖZGEÇMİŞ .....	117



## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. PBDE'lerin genel yapısı .....	10
Şekil 1.2. PCB'lerin genel yapısı.....	11
Şekil 3.1. Evlerin konumu (maps.googleearth, 2018).....	32
Şekil 3.2. Numunelerin ekstraksiyonu ve önzenginleştirme adımları.....	37
Şekil 3.3. Laboratuvar çalışmalarına ait fotoğraflar.....	38
Şekil 3.4. Temizleme (Clean-up) kolonunun görseli .....	40
Şekil 3.5. Hacim azaltma işlemleri a) Dönel buharlaştırıcıyla,.....	41
Şekil 3.6. GC-MS Analizi a) PBDE mix kalibrasyonu 50 ppb b) PBDE için numune kromotogramı .....	44
Şekil 3.7. GC-MS Analizi a)PCB mix kalibrasyonu 100 ppb b)PCB için numune kromotogramı .....	44
Şekil 3.8. GC-MS Analizi a) PAH mix için kalibrasyon 100 ppb b) PAH için numune kromotogramı .....	45
Şekil 4.1. İç ortam tozunda homolog grupların toplam PCB konsantrasyonlarına olan katkıları .....	64
Şekil 4.2. PAH kirleticilerinin tanı oranları a)Ind/(Ind+BgP)-Flt/(Flt+Pyr) b)BaA/(BaA+Chr)-Ind/(Ind+BgP).....	74
Şekil 4.3. PAH kirleticilerinin tanı oranları a)Flt/(Flt+Pyr)-Ant/(Ant+Phe) b)Ind/(Ind+BgP)-(BaP/BgP) .....	75
Şekil 4.4. Toplam PBDE ve PCB konsantrasyonları arasındaki ilişki a)Bütün data seti için b)PBDE konsantrasyonu <2000 ng/g olan evler c)PBDE konsantrasyonu >2000 ng/g olan evler .....	83
Şekil 4.5. Faktör 6 sonuçlarıyla evlerin yalıtım yapılma yılları arasındaki korelasyon eğrisi .....	87
Şekil 4.6. Faktörlerin yüzdesel olarak dağılımları .....	90
Şekil 4.7. Çocuklarda ve yetişkinlerde yeme, soluma ve deri temasıyla kanser olma riski arasındaki ilişki.....	98

## TABLolar DİZİNİ

Tablo 1.1.	14 tane PBDE izomerinin kimyasal yapıları.....	8
Tablo 1.2.	15 tane PCB izomerinin kimyasal yapıları .....	11
Tablo 1.3.	16 tane PAH izomerinin kimyasal yapıları.....	15
Tablo 3.1.	Kocaeli imalat sanayinin sektörel dağılımı.....	30
Tablo 3.2.	Örnekleme yapılan semtler ve numune sayıları.....	32
Tablo 3.3.	Kocaeli iline ait Şubat ve Mart ayı meteoroloji bilgileri .....	34
Tablo 3.4.	Kullanılan geri kazanım ve standart solüsyonları.....	35
Tablo 3.5.	GC-MS PBDE izomerleri için kalibrasyon parametreleri .....	45
Tablo 3.6.	GC-MS PAH izomerleri için kalibrasyon parametreleri .....	46
Tablo 3.7.	Numune toplanan evlerin özellikleri.....	48
Tablo 3.8.	Maruziyet hesabında kullanılan parametreler ve değerleri.....	51
Tablo 3.9.	Referans Dozlar (RfD) ve Eğim Faktörleri (SF) .....	51
Tablo 4.1.	İç Ortam PBDE kirleticilerine ait ng/g cinsinden ortalama, medyan ve aralık değerleri.....	55
Tablo 4.2.	Çalışmada elde edilen PBDE konsantrasyonlarının literatürdeki veriler ile karşılaştırılması (ng/g).....	58
Tablo 4.3.	İç Ortam PCB kirleticilerine ait ng/g cinsinden ortalama, medyan ve aralık değerleri .....	63
Tablo 4.4.	Çalışmada elde edilen PCB konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g) .....	67
Tablo 4.5.	İç Ortam PAH kirleticilerine ait ng/g cinsinden ortalama, medyan ve aralık değerleri.....	72
Tablo 4.6.	Çalışmada elde edilen PAH konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g) .....	78
Tablo 4.7.	İç ortam tozunda belirlenen kirleticiler ve kaynakları .....	82
Tablo 4.8.	PBDE izomerleri için faktör analizi sonuçları.....	86
Tablo 4.9.	PCB izomerleri için faktör analizi sonuçları.....	88
Tablo 4.10.	PAH izomerleri için faktör analizi sonuçları .....	89
Tablo 4.11.	Çocuklar ve yetişkinler için günlük ortalama PBDE maruziyeti (D) (ng/kg-gün) .....	92
Tablo 4.12.	Çocuklar ve yetişkinler için günlük ortalama PCB maruziyeti (D) (ng/kg-gün).....	94
Tablo 4.13.	Çocuklar ve yetişkinler için günlük ortalama PAH maruziyeti (D) (ng/kg-gün).....	95
Tablo 4.14.	KOK kirleticileri için tehlike indeks değerleri (HQ) ve kanserojenlik taminleri (R).....	96

## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

$A_{cilt}$	: Yaş grupları için cilt temas alanı , ( $cm^2$ )
BW	: Yaş grupları için ortalama vücut kütlesi, (kg)
$C_{toz}$	: Ölçülen toz derişimi, (mg/kg)
CF	: Birim dönüştürme faktörü
DAF	: Deri emilim faktörü (birimsiz)
$D_{deri}$ teması	: Yaş grupları için deri teması yoluyla günlük kimyasal alımı,(mg/kg.gün)
$D_{yeme}$	: Yaş grupları için yeme yoluyla günlük kimyasal alımı, (mg/kg.gün)
$D_{solunum}$	: Yaş grupları için soluma yoluyla günlük kimyasal alımı, (mg/kg.gün)
ED	: Yaş grupları için maruziyet süresi, (yıl)
EF	: Maruziyet frekansı, (gün/yıl)
Et	: Yaş grupları için evdeki günlük maruziyet süresi, (saat/gün)
PEF	: Parçacık emisyon faktörü, ( $m^3/kg$ )
$R_{yeme}$	: Yaş grupları için yeme yoluyla günlük alınım, (mg toz/gün)
$R_{solunum}$	: Yaş grupları için soluma yoluyla günlük, ( $m^3/gün$ )
SAF	: Cilt uyum faktörü, (mg/ $cm^2 h$ )
$T_{ort}$	: Yaş grupları için Türkiye'deki ortalama yaşam süresi, (gün)

### Kısaltmalar

ABS	: Akrinitril Bütadien Stien
Ace	: Asenaften
Acy	: Asenaftelen
Ant	: Antrasen
BaA	: Benzo[a]antrasen
BaP	: Benzo[a]piren
BbF	: Benzo[b]floranten
BgP	: Benzo[g,h,i]perilen
BkF	: Benzo[k]floranten
Chr	: Krisen
DahA	: Dibenzo[a,h]antrasen
FA	: Faktör Analizi
Flt	: Floranten
Flue	: Floren
Ind	: Indeno[1,2,3-c,d]piren
KOK	: Kalıcı Organik Kirletici
Nap	: Naftalin
PAH	: Poli Aromatik Hidrokarbonlar
PCB	: Poli Klorlu Bifeniller
Phe	: Fenantren
PM	: Partiküler Madde
Pyr	: Piren



UNEP : United Nations Environment Programme (Birleşmiş Milletler Çevre Programı)  
UOB : Uçucu Organik Bileşikler  
WHO : World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)



## KOCAELİ'DE EVLERİN İÇ ORTAM TOZUNDA PBDE, PCB VE PAH KAYNAKLARININ BELİRLENMESİ VE RİSK TAHMİNİ

### ÖZET

Bu çalışmanın amacı Kocaeli ilinde farklı konumlardaki 90 evden toplanan iç ortam toz numunelerinde Polibromlu Difenil Eterler (PBDE), Poliklorlu Bifeniller (PCB) ve Poli Aromatik Hidrokarbon (PAH) kirletici gruplarının seviyelerinin belirlemek, anketlere ve hesaplanan istatistiksel verilere göre Kalıcı Organik Kirletici (KOK) konsantrasyonlarına katkı sağlayan PBDE, PCB ve PAH kirletici gruplarının olası potansiyel kaynaklarını tahmin edebilmektir. Bu kapsamda Kocaeli ilinde 90 adet gönüllü bulunmuş ve evlerinden iç ortam toz numuneleri toplanmıştır. Toplanan numuneler laboratuara getirilmiş ve yabancı maddelerden temizlenerek deneysel aşamalara kadar -20 °C'de dondurucuda muhafaza edilmiştir. Numunelerin deneysel aşamaları sırasıyla ekstraksiyon, ön zenginleştirme, kolon işlemi ve son zenginleştirme işlemleridir. İşlemleri tamamlanan numunelerin analizleri Agilent 7890 GC-MS /ECD cihazında yapılmıştır. Ek olarak kaynak tahminini kolaylaştırmak ve güçlendirmek için anket çalışması da yapılmıştır. Faktör Analizi yöntemi kullanılarak olası kaynak tahminleri yapılmıştır.

Analiz sonuçlarına göre  $\sum_{14}$ PBDE konsantrasyonları 11,74 ng/g ile 2484 ng/g aralığında,  $\sum_{15}$ PCB konsantrasyonları 1,61 ng/g ile 421,17 ng/g aralığında değişirken  $\sum_{16}$ PAH konsantrasyonu 21,6 ng/g ile 11274 ng/g aralığında olduğu tespit edilmiştir. Kirleticilerin olası kaynakları ise kömür/odun yanması, yemek pişirme, ticari penta-PBDE emisyonu, ticari okta-PBDE ve deka PBDE kullanımı, egzoz emisyonu, biokütle/kömür yanması, sigara kullanımı, debromizasyon, tadilat işlemleri ve ticari PCB kullanılması olarak bulunmuştur. Kanserojen olmayan tehlike indeksleri çocuklarda  $4,7 \times 10^{-8}$  ve yetişkinlerde  $3,6 \times 10^{-8}$  olarak hesaplandı. BDE-209 ortalama kanserojen seviyeleri yeme yoluyla çocuklarda  $6,44 \times 10^{-11}$  ve yetişkinlerde  $1,63 \times 10^{-11}$  ve deri teması yoluyla çocuklarda  $4,80 \times 10^{-11}$  ve yetişkinlerde  $4,88 \times 10^{-11}$  olarak tahmin edildi. B2 için ortalama kanserojen seviyeleri yeme yoluyla çocuklarda  $1,98 \times 10^{-6}$  ve yetişkinlerde  $4,37 \times 10^{-7}$  olarak ve deri teması yoluyla çocuklarda  $5,91 \times 10^{-5}$  ve yetişkinlerde  $5,51 \times 10^{-4}$  olarak tahmin edildi. Her iki grup için B2 kirleticilerine maruz kalınması durumunda oluşabilecek risk EPA'nın önerdiği limitlerin ( $10^{-4}$ - $10^{-6}$ ) çok az üzerinde olduğu görüldü.

**Anahtar Kelimeler:** İç Ortam Tozu, Sağlık Riski Tahmini, PAH, PBDE, PCB.

## **SOURCES APPORTIONMENT AND RISK ASSESSMENT FOR PBDE, PCB AND PAH IN INDOOR DUST IN KOCAELI**

### **ABSTRACT**

The aim of this study was to determine the levels of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs), Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Poly Aromatic Hydrocarbons (PAHs) pollutants in indoor dust samples collected from 90 different houses in Kocaeli province also to estimate the potential of PBDE, PCB and PAH pollutant groups contributing to Persistent Organic Pollutants (POPs) concentrations according to questionnaires and calculated statistical data. In this direction, 90 volunteers were found in the Kocaeli province and dust samples were collected from their houses. Collected samples were brought to the laboratory and cleaned from foreign materials and stored frozen at -20 °C until the experimental stage. The experimental parts consists of extraction, pre-enrichment, column operation and final enrichment steps. The extracted samples were quantified with Agilent 7890 GC-MS/ECD. In addition, Factor Analysis technique and questionnaire results were used to assess the potential sources of the pollutants.

Based on the experimental results, we found that the total concentrations of PBDEs ( $\sum_{14}\text{PBDE}$ ) ranged from 11,74 ng/g to 2484 ng/g and PCBs ( $\sum_{15}\text{PCB}$ ) ranged from 1,61 ng/g to 421,17 ng/g while PAHs ( $\sum_{16}\text{PAH}$ ) between from 21,6 ng/g to 11274 ng/g. Possible sources of pollution were found as coal/wood burning, cooking, commercial penta-PBDE emissions, commercial octa-PBDE and deca-PBDE use, exhaust emissions, biomass/coal burning, smoking, debromination, decoration and commercial PCB use. Non-carcinogenic risks were assessed  $4,7 \times 10^{-8}$  in children and  $3,6 \times 10^{-8}$  in adults. The mean level of carcinogen of BDE-209 was estimated as  $6,44 \times 10^{-11}$  in children and  $1,63 \times 10^{-11}$  in adults via ingestion route and  $4,80 \times 10^{-11}$  in children and  $4,88 \times 10^{-11}$  in adults via dermal route, respectively. The mean level of carcinogen of group PAH B2 was assessed  $1,98 \times 10^{-6}$  in children and  $4,37 \times 10^{-7}$  in adults by ingestion and  $5,91 \times 10^{-5}$  in children and  $5,51 \times 10^{-4}$  in adults by dermal, respectively. For two groups the exposure to B2 risk levels were slightly higher than the US EPA safe limit range ( $1 \times 10^{-6}$  and  $1 \times 10^{-4}$ ).

**Keywords:** Indoor Dust, Health Risk Assessment, PAH, PBDE, PCB.

## GİRİŞ

Günümüz şartlarının gün geçtikçe farklılık göstermesiyle yaşam alanlarımızda kullandığımız mobilyalarda, kişisel bakım ürünlerinden elektronik eşyalara kadar tüketim ürünlerinin imalatı sırasında kullanılan kimyasalların miktarında ve sayısında artmalar meydana gelmiştir. Yaşam şartlarından dolayı iç ortamlarda geçirdiğimiz sürelerin %90'lara ulaşmasıyla bu iç ortam kirleticilerine sürekli olarak maruz kalmaktayız. Farklı mikro çevrelerde geçirilen vakitler göz önüne alındığında kent yaşamında insanların en çok evlerinde vakit geçirdiği görülmektedir (Kara, 2016). Bu nedenle insanlar kimyasallara en çok kendi evlerinde maruz kalmaktadır. Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK) endüstriyel ve ticari uygulamalarda fazlaca yaygın kullanılmaktadırlar. KOK'lar kimyasal olarak kararlıdır ve bozunmaya karşı dirençli olduklarından dolayı uzun mesafeler boyunca taşınabilirler ve buldukları ortamda uzun süre maruziyete sebep olabilirler. Uzun mesafeler boyunca taşınabilme özelliklerinden dolayı hiç üretimi yapılmayan veya hiç kullanılmayan alanlarda da bu kirletici grubuna rastlamak olasıdır. Ayrıca KOK'lar yağ dokuda birikerek besin zincirine katılırlar ve birikime yol açarlar. Dolayısıyla bu kirletici grubu insan sağlığı ve çevre açısından ciddi risk taşımaktadır.

Olağan günlük hayatımızda iş yeri, ev, alışveriş merkezleri gibi kapalı alanlarda geçirilen vakitlerin artış göstermesiyle Kalıcı Organik Kirleticilere maruziyet durumu artmıştır. Her ne kadar yönetmelikler ile üretimi durdurulmuş veya sınırlandırılmış olsa da yasak öncesi üretilen PCB ve PBDE kullanılmış ürünler hala iç ortamlarda kullanılmaktadırlar (Besis ve Samara, 2012).

PCB'ler ticari kullanım için üretilen ilk KOK grubu kirleticilerden biridir. Kimyasal kararlılığı yüksek ve yangına dayanıklı sentetik organik kimyasal olan PCB'ler yalıtım malzemelerinde, elektrikli ekipmanların, hidrolik makinelerin ve diğer uygulamaların yağlarına katkı olarak kullanılmıştır. Kararlı yapılarından, olası kanserojen olmalarından, bağışıklık, üreme, sinir sistemine olumsuz etkilerinden, Hodgkin dışı lenfomaya (NHL) sebep olma ihtimallerinden ve endokrin bozucu

özelliklerinden dolayı birçok ülkede 1970’li yıllarda üretimi yasaklanmıştır (DellaValle ve diğ., 2013). 1970’lerden sonra PBDE’ler yangın geciktirici olarak televizyon setleri, plastik, sentetik yapı malzemeleri, tekstil, araba ve bilgisayar gibi çeşitli tüketim ürünlerinde fazla miktarlarda kullanılmıştır (WHO, 1997; Sellström ve diğ., 1993; Pijenburg ve diğ., 1995; Mandalakis ve diğ. 2008). Yanmayı geciktirici olan diğer kirletici grubu ise Polibromlu bifeniller (PCB) dir. Poli Aromatik Hidrokarbonlar (PAH) ise yemek pişirme, ısınma amaçlı kullanılan yakıtların yarım yanması, egzoz emisyonları ile oluşan yan ürünü ve sigara dumanından kaynaklı kirletici olarak karşımıza çıkmaktadır. İnsanlar zamanlarının büyük bir kısmını kapalı mekanlarda geçirmektedirler. Kapalı mekanların büyük bir kısmını ise evler, binalar meydana getirmektedir. Dolayısıyla KOK grubu kirleticilere en çok insanlar kendi evlerinde maruz kalmaktadırlar. Tozlar büyük yüzey alanlarına sahip olduklarından ve tozlara maruziyetin uzun süreli olmasından dolayı özellikle sağlık riski maruziyet çalışmalarında toz maruziyeti önemli bir yer tutmaya başlamıştır. Son zamanlarda yapılan çalışmalar incelendiği zaman KOK’ların idrarda, kanda, anne sütünde ölçülen konsantrasyonları ile iç ortamdaki kirletici konsantrasyonları arasında istatistiksel olarak anlamlı ve doğru orantılı bir ilişki olduğu görülmektedir (Chao ve diğ., 2014, Vafeiadi ve diğ. 2014).

Kocaeli ilinde yapılan bu çalışmada 9 ayrı semtte belirlenen toplam 90 evde toplanan iç ortam toz numunelerinde analizler gerçekleştirilmiştir. Hedeflenen amaçlar doğrultusunda çalışma ile iç ortam tozunda bulunan PBDE, PCB ve PAH kirletici gruplarının seviyeleri tespit edilerek kirlilik profili oluşturulmuştur. Yapılan benzer çalışmalar ile Kocaeli’nde çalışmamızda seçilen evlerde elde edilen kirlilik seviyeleri karşılaştırılmıştır. Analiz sonuçları ile yapılan anket sonuçları kullanılarak kirletici kaynakları ve sağlık riski tahmini yapılmıştır.

Çalışmanın özgünlüğünü; Türkiye’de ilk defa çok sayıda evde aynı toz matriksinde PBDE, PCB ve PAH kirleticileri aynı toz örneğinde eş zamanlı olarak ölçülmüştür. İç ortam kalitesi Türkiye’de yeni yeni araştırılan bir konu olmasından dolayı daha önce böyle kapsamlı bir çalışma yapılmamış oluşu çalışmanın önemini artırmaktadır.

Yapılan çalışmalara bakıldığında genelde tek bir kirletici grubu ölçülmüş ve elde edilen analiz sonuçları doğrultusunda sağlık riski tahminleri yapılmıştır (Yu ve diğ.,

2012; Wang ve diğ., 2014). Ancak iç ortam tozları büyük yüzey alanlarına sahip olmasından dolayı iyi bir tutucu özelliğine sahiptir. Dolayısıyla tozlar sadece tek bir kirletici gurubu için değil ortamda bulunan bütün kirleticiler için uygun tutunma ortamı oluşturmaktadır. İç ortam tozlarının bu özelliğe sahip oluşundan dolayı sağlık riski hesaplamalarında tek bir kirletici üzerinden gidilmesi sağlık riskinin olması gerektiğinden az tahmin edilmesine sebep olmaktadır. Gerçeğe yakın maruziyet tahmini yapabilmek için ne kadar çok kirletici üzerinden gidilirse o kadar iyi olacaktır. Yapılan bu çalışmada ise aynı toz numunesinde PBDE, PCB ve PAH olmak üzere 3 farklı grup kirletici incelenmiştir.

Bu çalışma örnekleme konusunda da özgünlüğe sahiptir. Yapılan çalışmalarda izlenen metotlara bakıldığında toz numunelerinin direk ev sahibinin elektrikli süpürGESinden alındığı ya da zamansız şekilde evlerin ziyaret edilip proje ekibine ait olan bir süpürGE ile o anda süpürme işlemi gerçekleştirilmiş ve örnekleme işlemi bu şekilde noktalanmıştır (Abafe ve Martincigh, 2015). Fakat bu çalışmada ev sahiplerinin de özverisiyle evler 7 gün boyunca süpürülmemiştir ve 7 günün sonunda gidilip ev süpürme işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu sayede taze toz dediğimiz yeni toz ve eski toz birbirinden ayrılmış ve farklı evler için örneklemeyi standartlaştırmıştır.

## 1. İÇ ORTAM HAVA KİRLETİCİLERİ

İnsanların yaşamlarını sürdürdükleri, gündelik aktivitelerini gerçekleştirdikleri, çalıştıkları yani hayatlarının büyük bölümünü geçirdikleri kapalı ya da yarı kapalı alanları iç ortam olarak ifade edebiliriz. Bu kapalı alanların havası ise yine insanların aktiviteleri sonucunda kirlenmektedir. İç ortam hava kalitesinin ortamda sigara içilmesi, ısıtma ve soğutma sistemlerinin varlığı, bina yapımında kullanılan malzemeler, yalıtım malzemeleri, mobilyalarda kullanılan maddeler, elektrikli ve elektronik ev aletlerinin çalışmaları gibi faktörlerden etkilendiği bilinmektedir.

İç hava kalitesi insanın performansını etkilemektedir ve bu bilinen bir gerçektir. İnsanın rahatlığı ve üretkenliği için solunan havanın %30-50 aralığında nem içermesi ve çalışma ortamının 19-20 °C'de olması gerekmektedir (Alyüz, 2006). Nemin ve sıcaklığın canlıların konforunu, yaşam kalitelerini, performanslarını ciddi derecede etkilediği düşünülürse olası kimyasal kirleticilerin nasıl olumsuz sonuçlar doğurabileceği unutulmamalıdır.

İç ortam havasını karbondioksit (CO), sıcaklık, nem, azot oksitler (NO<sub>x</sub>), oksijen miktarı (O<sub>2</sub>), kükürt oksitler (SO<sub>x</sub>), ortamdaki partiküler maddeler (PM<sub>2,5</sub> ve PM<sub>10</sub>), uçucu organik bileşikler (UOB), kalıcı organik bileşikler (KOK), çeşitli mikroorganizmaların varlığı gibi etkenler etkilemektedir.

Evcil hayvanlar ve onların tüyleri, salgıları, nemlendiriciler, su tahliye kanalları havalandırma sistemleri, bazı kimyasal maddelerin kullanımı, bazı ev bitkileri, mikroorganizmalar, mantarlar ve algler için bina içinde uygun üreme ortamları oluştururlar (Soysal ve Demiral, 2007). Bu mikroorganizmalar ortamda yaşayan canlılarda çeşitli alerjik reaksiyonlara ve bulaşıcı hastalıklara neden olur.

Uçucu organik bileşikler karbon bazlı, oda sıcaklığında gaz fazında bulunan kimyasallardır (Boots ve diğ., 2012). Uçucu organik bileşikler çeşitli kimyasallar içeren bazı sıvı ve katılardan ortama yayılır ayrıca kısa ve uzun vadeli olumsuz sağlık etkileri olabilmektedir. Organik kimyasallar özellikle boyalarda, mobilyalarda, hobi

malzemelerinde vb. kullanılmaktadır. Bu ürünler kullanıldıkça uçucu organik madde salınımı gerçekleştirirler. Uçucu organik bileşiklerden bazıları (ksilen, toluen vb.) toksik etkilidir, bazılarının (benzen, 4-aminobifenil vb.) kesin kanserojen etkili olduğu, bazılarının (formaldehit, 1,3-butadien vb.) kanserojen potansiyeli taşıyan kimyasallar oldukları bilinirken, bazılarının ise insanlar için olası kanserojenler (p-aminoazotoluen, kloroform vb.) olduğu düşünülmektedir. (Coşkunes, 2008; Kara, 2016).

Partikül maddelerin esas bileşenleri iyonlar, metaller, organik bileşikler, reaktif gazlar, biyolojik orijinli materyaller ve partiküler karbondur (Karakaş ve Güllü, 2013). EPA partiküler maddeleri; aerodinamik çapı  $0,1\mu\text{m}$ 'den küçük partikülleri çok (ultra) ince,  $0,1\mu\text{m}$  -  $2,5\mu\text{m}$  arasındaki partikülleri ince partiküller,  $2,5\mu\text{m}$  -  $10\mu\text{m}$  arasındaki partikülleri kaba partiküller ve  $10\mu\text{m}$ 'den büyük olan partiküller ise çok kaba partikül olarak sınıflandırmıştır. Kaba partiküller üst solunum yolu sisteminde birikirken, ince ve ultra ince partiküller ise alveollere kadar ilerleyip burada birikim yapabilme potansiyeline sahiptir. Kaba partiküller, ultra ince ve ince partiküllere göre sağlık etkisi bakımından daha az tehlikelidir (Williams ve diğ., 2000).

Azot oksitlerin atmosferdeki kaynakları ısınma amaçlı olarak fosil yakıt kullanımı, egzoz gazları, yakma tesisleri, endüstriyel prosesler olarak özetlenebilir (Çetin, 2006). Doğal kaynaklara birkaç örnek vermek gerekirse yıldırımlar, orman yangınları, topraktaki organik çürümeler ve mikrobiyolojik işlemler olarak sıralayabiliriz (Toros, 2000). Yüksek sıcaklıkta oluşan tüm yanma reaksiyonlarında havadaki azot ve oksijenden  $\text{NO}_x$  meydana gelir. Bu gazlar atmosferde döngüye katılarak nitrik asit ( $\text{HNO}_3$ ) oluşumuyla sonuçlanan zincirleme reaksiyonla sonuçlanır ve asit yağmuru oluşumuna neden olurlar. (Kara, 2016). Azot oksitleri solunmasıyla sonuçlanabilirken  $\text{NO}_2$  solunumu ise alveollerde tahrişe yol açar.

Kükürt oksit emisyonlarının en önemli kısmı elektrik üretmek için fazla kükürtlü sıvı ve katı yakıtlar kullanan termik santrallerden oluşmaktadır. Kükürt dioksit doğrudan solunum yollarını etkilemektedir ve tahriş edicidir. Solunan yüksek konsantrasyondaki kükürt dioksitin %95'i üst solunum yollarında absorbe olur. Bunun sonucu olarak bronşit, amfizem ve diğer akciğer hastalıkları meydana gelir (Kara, 2016). Dünya sağlık örgütü tarafından (WHO), halk sağlığının korunabilmesi amacıyla  $500\mu\text{g m}^{-3}$



<sup>3</sup>/10 dk kükürt dioksit sınır değerinin aşılması tavsiye edilmektedir. Yapılan hesaplamalarda bu değer maksimum 1 saatlik ortalama değer olan 350 µg m<sup>-3</sup>'e eşdeğer bulunmaktadır (İlkılıç ve diğ., 2006).

### **1.1.Kalıcı Organik Kirleticiler**

Kalıcı organik kirleticiler (KOK) uzun mesafeler boyunca taşınabilen, endüstriyel ve ticari uygulamalarda sıkça kullanılan, doğada uzun süre bozulmadan kalabilen, besin zincirine katılarak biyolojik birikime yol açabilen, yağ dokuda biriken kirleticiler arasındadır. Kalıcı organik kirletici maddeler biyolojik ve kimyasal bozunmalara karşı direnç göstermelerinden ötürü doğaya salındığında, uzunca süre boyunca ayrışmadan kalan, belirli kimyasal ve fiziksel özelliklere sahip, doğal veya antropojenik kökenli organik bileşiklerdir (Buccini, 2001). Kalıcı organik kirleticiler ilave edildiği malzeme ile kimyasal bağ oluşturamazlar ve dolayısıyla ilave edildiği malzeme üzerinden bulunduğu çevreye sürekli salınım halindedirler. Çevresel mukavemetleri oldukça fazladır ve canlıların sağlığı ile çevre üzerinde olumsuz etkileri mevcut olan organik bileşiklerdir.

Stockholm Sözleşmesi; Birleşmiş Milletler Çevre Programının (UNEP), 17 Mayıs 2004 tarihinde KOK'lara ilişkin yürürlüğe giren küresel bazlı anlaşmasıdır. KOK bu sözleşmede 3 ana başlıkta toplanmıştır. Bunlar; pestisitler (Aldrin, Klordan, DDT vb.), sanayi kimyasalları (PCB'ler, HCB vb.) ve istenmeksizin üretilen KOK'lar (dioksinler, furanlar vb.)'dır. KOK'lar tarım ve sanayinin pek çok alanında kullanılmak üzere imal edilmesinin yanı sıra, endüstriyel süreçlerin ve yakma işlemleri sonucunda da yan ürün olarak ortaya çıkabilmektedir (Acara ve diğ., 2008).

Stockholm Sözleşmesinde Ek-A listesinden yasaklanan kimyasalları Aldrin, Endrin, Dieldrin, Klordekon, Klordan, Heptaklor, Lindan, Mirex, Hekzabromobifenil, Hekzaklorosikloheksan, Hekzabromosiklodekan, Poliklorlubifeniller, Pentaklorobenzen, teknik Endosülfan ve izomerleri, Tetrabromodifenil eterler ve Pentabromodifenil eterler ve Toksafen olarak sıralayabiliriz. Stockholm Sözleşmesinde Ek-B listesinde kısıtlanan kimyasalları DDT, sülfonik asit tuzları, Perflorooktan ve Perflorookran sülfonit florit olarak sıralayabiliriz. Stockholm Sözleşmesinde Ek-C listesinde azatlım kararı alınan kimyasallar ise Poliklorlubifeniller, Pentaklorobenzen, Hekzaklorobenzen, Poliklorludibenzofuranlar,

Poliklorludibenzo-p-dioksinler olarak sıralayabiliriz. Tetrabromodifenil eter, Pentabromodifenil eter (ticari pentabromodifenil eterin, c-pentaBDE ve bileşenleri), Hekzabromodifenil eter ve Heptabromodifenil eter (ticari Octabromodifenil eterin, c-octaBDE ve bileşenleri) dahil edilmiştir ayrıca üretimi, kullanımı, ithalatı ve ihracatı yasaklanmıştır (Holoubek ve diğ., 2014).

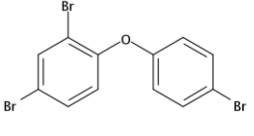
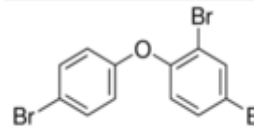
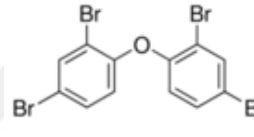
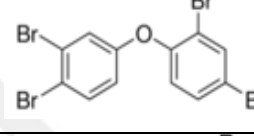
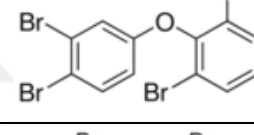
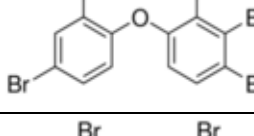
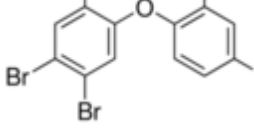
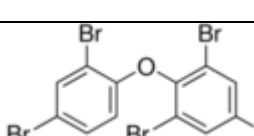
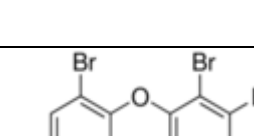
Türkiye 23 Mayıs 2001 tarihinde 23 adet Kalıcı Organik Kirleticinin kullanımının, üretiminin, ticaretinin ve depolanmasını kısıtlanması veya tamamen yasaklanması amacıyla sözleşmeyi imzalanmıştır.

### **1.1.1. Polibromlu Difenil Eterler (PBDE)**

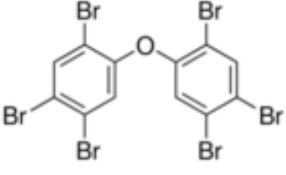
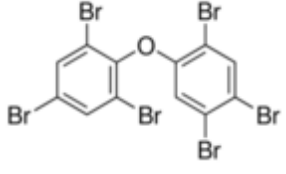
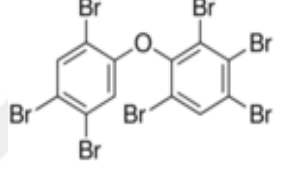
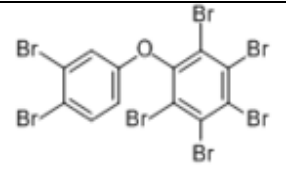
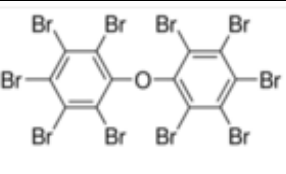
Polibromlu difenil eterler 1970'li yılların ortalarına dek tüketici ürünlerde alev geciktirici olarak, geniş oranda kullanılan bir grup aromatik organik bromlu kimyasallardır. Yangın, alev geciktirici olarak yataklarda, tekstil ürünlerinde, elektrikli ve elektronik ev eşyalarında, halılarda, mobilyalarda geniş şekilde kullanılmıştır. Alevlenmeye mukavemeti arttırıcı özellikteki kimyasallar olan polibromlu difenil eterler (PBDE)'in 3 tane ticari yapısı vardır. İçeriğindeki artan brom sayısına göre beş bromlu difenil eterler (Penta-BDE), sekiz bromlu difenil eterler (Okta-BDE) ve on bromlu difenil eterler (Deka-BDE) olarak isimlendirilirler. Brom Bilim Çevre Formu'na (BSEF) göre, Deka-BDE karışımları Dünya çapında en yaygın ve yoğun şekilde tüketilen PBDE kirleticisi grubudur ve toplam PBDE üretiminin yaklaşık %83'ünü oluşturduğu hesaplanmıştır (BSEF, 2009; Besis ve Samara, 2012).

İç ortam tozları büyük yüzey alanlarına sahip olduklarından dolayı PBDE izomerleri bu tozlara kolaylıkla tutunabilmektedirler. Ayrıca tozlar evin hemen hemen her yerinde buldukları için evlerdeki kirlilik seviyesini temsil eden iyi bir göstergedir (Besis ve Samara, 2012). Toz tarafından absorblanan kirleticiler biyotik (mikrobiyal vb.), abiyotik (fotoliz vb.), kimyasal bozulma prosesleri veya buharlaşma, çözünme gibi faz değişimleri geçirmediği için iç ortamda uzun süre durabilmektedirler (Maertens ve diğ., 2008).

Tablo 1.1. 14 tane PBDE izomerlerinin kimyasal yapıları

PBDE İzomeri	Molekül Ağırlığı (gr/mol)	CAS Numarası	Kapalı Formülü	Yapı Şekli
PBDE 17	436,92	147217-75-2	$C_{12}H_7Br_3O$	
PBDE 28	406,90	41318-75-6	$C_{12}H_7Br_3O$	
PBDE 47	485,79	5436-43-1	$C_{12}H_6Br_4O$	
PBDE 66	485,79	189084-61-5	$C_{12}H_6Br_4O$	
PBDE 71	485,79	189084-62-6	$C_{12}H_6Br_4O$	
PBDE 85	564,69	182346-21-0	$C_{12}H_5Br_5O$	
PBDE 99	564,69	60348-60-9	$C_{12}H_5Br_5O$	
PBDE 100	564,69	189084-64-8	$C_{12}H_5Br_5O$	
PBDE 138	643,58	182677-30-1	$C_{12}H_4Br_6O$	

Tablo 1.1. (Devam) 14 tane PBDE izomerlerinin kimyasal yapıları

PBDE 153	643,58	68631-49-2	$C_{12}H_4Br_6O$	
PBDE 154	643,58	207122-15-4	$C_{12}H_4Br_6O$	
PBDE 183	722,48	207122-16-5	$C_{12}H_3Br_7O$	
PBDE 190	436,92	189084-68-2	$C_{12}H_7Br_3O$	
PBDE 209	406,90	1163-19-5	$C_{12}H_7Br_3O$	

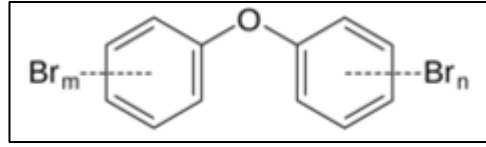
İç ortam tozunda seviyesi incelenen 14 tane Polibromlu difenil eter (PBDE) izomerlerinin yapı şekilleri, CAS numaraları, yapı formülleri, kapalı formülleri ve molekül ağırlıkları Tablo 1.1’de verilmiştir.

PBDE’lerin genel kimyasal yapıları Şekil 1.1’de verilmiştir. Ticari olarak kullanılan PBDE’lerin kullanım alanlarını sıralayacak olursak;

Penta-BDE’lerin kullanım alanı: Yatak çarşafı, perdeler, döşeme kumaşları, koltuk minderleri, halılar, poliüretan köpükler, deniz sektöründe ve endüstride kullanılan boyalar, yalıtım panelleri vb. olarak söyleyebiliriz.

Octa-BDE'lerin kullanım alanı: Telefonlar, fotokopi ve fax makineleri, bilgisayarlar, televizyonlar, mutfak araç ve gereçleri, saç kurutma makineleri gibi Akrilonitril Bütadien Stien (ABS) plastikleri olarak söyleyebiliriz.

Deca-PBDE'lerin kullanım alanı: Elektronik cihazlar, döşemelik tekstiller, polietilenler, deniz araçlarında kullanılan boyalar, endüstri alanında kullanılan boyalar, poli karbonatlar gibi Polistrienler (HIPS) olarak söyleyebiliriz.



Şekil 1.1. PBDE'lerin genel yapısı

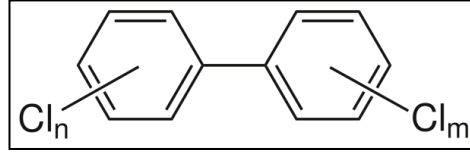
Gerçekleştirilen çalışmalarda PBDE'lere maruziyet sonucunda insanlarda bir takım sağlık sorunlarının ortaya çıktığı saptanmıştır. Nörolojik davranış bozuklukları, göğüs kanserinin tetiklenmesi, karaciğerde oluşabilecek tümörlerde büyüme, hipertiroidi, gebe kadınların bebeklerinde oluşabilecek anomaliler, kısırılık durumlarındaki artışlar vb. maruziyet sonucunda doğabilecek sağlık sorunları olarak söyleyebiliriz (Gezen, 2009; Kara, 2016).

### 1.1.2. Poliklorlu Bifeniller (PCB)

Poliklorlu bifeniller (PCB), Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) tarafından kalıcı organik kirletici (KOK) sınıfına dahil edilen 12 tane kirleticiden birisidir. PCBler bifenillere farklı sayılarda klor iyonlarının farklı kombinasyonlarla bağlanmasından meydana gelmektedir. Şekil 1.2'de PCB'lerin genel kimyasal yapısı yer almaktadır. Sudaki çözünürlükleri azdır, klor sayısı arttıkça PCBlerin sudaki çözünürlüğü daha da azalır ve bozunmalara karşı dayanıklıdır. Klor iyonlarının sayıları ve bağlanma yerlerine göre teorik olarak 209 tane bileşiğe sahiptir (Koğu, 2013).

PCB'ler kullanım amaçlarına göre kanechlor, arachlor, phenchlor, colephen ve pyralene ticari isimleriyle piyasaya sürülmektedirler. Kıvamlaştırıcı ve yalıtkan olması özelliklerinden dolayı PCBler plastiklerde yumuşatma amaçlı, yangın geciktirici, binalarda yalıtım malzemesi olarak, transformatör ve kondansatörlerde izolasyon maddesi olarak, yapıştırıcılarda, boyalarda, verniklerde, elektrik kablolarında, hidrolik ve ısı transfer sistemleri başlıca olmak üzere geniş kullanım alanına sahiptir.

İç ortam tozunda seviyesi incelenen 15 tane Poliklorlu bifenil (PCB) izomerlerinin yapı şekilleri, CAS numaraları, yapı formülleri, kapalı formülleri ve molekül ağırlıkları Tablo 1.2’de verilmiştir.



Şekil 1.2. PCB'lerin genel yapısı

Tablo 1.2. 15 tane PCB izomerlerinin kimyasal yapıları

PCB İzomeri	Mol Ağırlığı (gr/mol)	CAS Numarası	Kapalı Formülü	Yapı Şekli
PCB 18	257,54	37680-65-2	$C_{12}H_7Cl_3$	
PCB 20	255,96	38444-84-7	$C_{12}H_7Cl_{13}$	
PCB 28	257,54	7012-37-5	$C_{12}H_7Cl_3$	
PCB 31	257,54	16606-02-3	$C_{12}H_7Cl_3$	
PCB 44	291,99	41464-39-5	$C_{12}H_6Cl_4$	
PCB 52	291,99	35693-99-3	$C_{12}H_6Cl_4$	

Tablo 1.2. (Devam) 15 tane PCB izomerlerinin kimyasal yapıları

PCB 101	326,43	37680-73-2	$C_{12}H_5Cl_5$	
PCB 105	326,43	32598-14-4	$C_{12}H_5Cl_5$	
PCB 118	326,43	31508-00-6	$C_{12}H_5Cl_5$	
PCB 138	360,88	35065-28-2	$C_{12}H_4Cl_6$	
PCB 149	357,84	38380-04-0	$C_{12}H_4Cl_6$	
PCB 153	360,88	35065-27-1	$C_{12}H_4Cl_6$	
PCB 170	395,32	35065-30-6	$C_{12}H_3Cl_7$	
PCB 180	395,32	35065-29-3	$C_{12}H_3Cl_7$	
PCB 194	425,76	35694-08-7	$C_{12}H_2Cl_8$	

Günümüze dek yapılan PCB'lerin kanserojen, toksik, bağışık sistemini bozan, endokrin bozucu gibi pek çok olumsuz sağlık etkisi olduğu bilinmektedir. 1985 yılından sonra PCB'lerin kullanımı Amerika ve Avrupa'da ciddi ölçüde kısıtlamıştır. Ülkemizdeyse 1973 yılında PCB'lerin sanayi kullanımı yasaklamış, açık sistemlerde ise 1 Ocak 1996 tarihinde kullanımı tamamıyla yasaklanmıştır.

PCB grubu kirleticilerin büyük bir bölümü yüksek lipofilik ve düşük uçuculuk özelliklerine sahipliklerinden dolayı sediment ve topraklarda bulunmaktadır.

Çevresel taşınımı komplekstir ve küresel seviyededir. PCB içerikli atıkların oluşturacağı kirlilik kaynağına yakın alanlarda yüksek konsantrasyondadır. Buna bağlı olarak endüstrinin gelişmiş olduğu şehirlerde PCB konsantrasyonları yoğundur (Koğu, 2013).

PCB grubu kirleticilere maruziyet söz konusu olduğunda akne, burun ve deride tahriş, tiroid beziyle alakalı rahatsızlıklar, akciğer ve karaciğerde tahrişler ve ölüme yol açabilecek olumsuz etkiler oluşabilmektedir (Koğu, 2013). Akut alerjik egzama, elde ve yüzde kaşıntılı ödem, derinin kararması ve incilmesi, aşırı miktarda gözyaşı salgısı, saç foliküllerinin farklılaşması, göz kapaklarının şişmesi, deride ve tırnaklarda hiperpigmentasyon, sıklıkla stafilokokal enfeksiyonlarının görülmesi de maruziyet sonucunda oluşabilecek sağlık sorunları arasında yer almaktadır (Koğu, 2013).

### **1.1.3. Poli Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)**

Poli Aromatik Hidrokarbonlar (PAH) iki ya da daha fazla aromatik halkanın bir araya gelerek açılı, lineer, çember yahut öbek şekillerinde meydana getirdikleri organik bileşik grubudur. PAH'lar yağlarda yüksek, suda ise düşük çözünürlüğe sahip bir kirleticidir. Toz gibi küçük çaplara sahip olan partiküller üzerinde kolaylıkla tutunma özelliklerine sahiptirler. PAH grubu kirleticiler yarı uçucu özelliktedirler, buharlaşma ve çökme ile olduğu ortamda yayılmaktadırlar. Antropojen ve doğal kaynaklı olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. Antropojen kaynaklara bakıldığında egzoz dumanı, KOK sanayisi gibi endüstriyel aktiviteler, alüminyum üretimi ve biokütle yakımı vb. sıralayabiliriz. Doğal kaynaklara bakıldığında ise volkanik faaliyetler, orman yangınları gibi doğal olayları sıralayabiliriz (Maertens, 2008; Qi ve diğ., 2014; Kara, 2016). İç ortam kaynakları incelendiğinde ise tütsü ve mum yakılması, ısınma amacıyla yakılan soba ve şömineler, sigara içilmesi, yemek yapımı gibi aktiviteler sıralanabilir (Maertens, 2008; Mannio ve Orrechio, 2008; Kara, 2016).

PAH'lar var oldukları ortamlarda fotolize uğrayabilirler, buharlaşabilirler, biyolojik olarak parçalanabilirler, sedimentlere bağlanabilirler ya da askıda partiküllere bağlanabilirler. İç ortam tozları büyük yüzey alanlarına sahip olduklarından kirleticilerin emilmesi için uygun olan zemini yaratırlar. Poli Aromatik

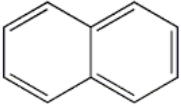
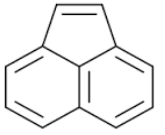
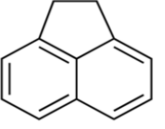
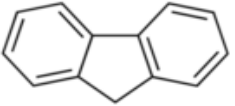

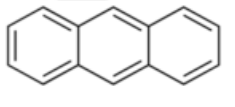
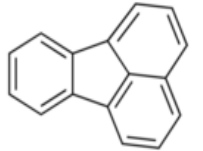

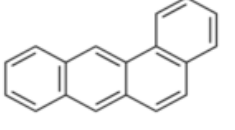
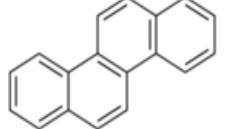


Hidrokarbonlar insanlardaki maruziyeti genellikle sigara dumanı solunumu ya da kontamine yiyecek-içeceklerin tüketilmesi ile oluşmaktadır ve bu durum maruziyetin %70lik gibi büyük bir bölümünü oluşturmaktadır (McGrath ve diğ., 2007, Kara, 2016). PAH'lar kanserojen riski yüksek olan, yüksek oranda kaynak bolluğuna sahip olmalarından dolayı canlıların sağlığı açısından önemli iç ortam kirletici gruplarındandır. Kimi PAH izomerlerinin doğum deformasyonlarına, bağışıklık sistemi rahatsızlıklarına, mutasyonlara hatta kansere neden olduğu bilinmektedir. Gündelik hayatta vakitlerinin çoğunu iç ortamlarda geçiren gebe kadınlarda düşük vakaları ve erken doğumların yaşanmasında PAH ve diğer iç ortam kirletici gruplarına maruz kalmalarının etkili olduğu düşünülmektedir (Patelarou ve Kelly,2014). Bir diğer riskli grup ise yerlerden eşya alıp ağızlarına götüren, ellerini sürekli ağızlarına götürmeleri gibi nedenlerden dolayı iç ortam tozuna doğrudan temas eden küçük çocuklardır (Maertens ve diğ., 2008).

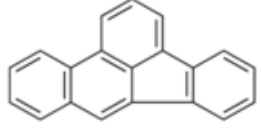
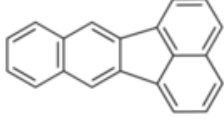
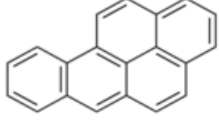
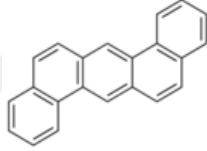
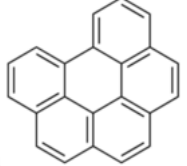
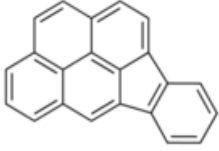
Tablo 1.3'de bu çalışmada incelenen 16 adet PAH izomerlerine ait molekül ağırlıkları, CAS numaraları, kapalı formülleri ve yapı şekilleri gösterilmiştir. U.S. EPA benzo[a]piren, benzo[a]antrasen, indenol[1,2,3-cd]piren, krisen, benzo[b]floranten, benzo[k]floranten ve dibenzo[a,h]antrasen olmak üzere 7 adet PAH izomerini kanserojen sınıfına dahil etmiştir (URL-2).

PAH grubu en kuvvetli kanserojen kirleticiler arasındadır ve hayvan türlerinde tümör oluşumlarına neden olmaktadır. Deri temasıyla cilt kanseri ve papillom, deri altına enjeksiyonlarda sarkomlar, oral yolla alındıklarında organlarda tümör ve bağırsak karsinomlarına neden olmaktadır. PAH'lar tümörlerin oluşumlarını başlatan, geliştiren ve ilerleten özelliktedir. Ayrıca hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalarda bağışıklık sistemini baskılayıcı olduğu gözlemlenmiştir. Kanserojen etkisi doğrudan immünotoksik etkileriyle ilişkilendirilmiştir (Davila ve diğ. 1997).

Tablo 1.3. 16 tane PAH izomerlerinin kimyasal yapıları

PAH izomeri	Molekül ağırlığı (gr/mol)	Kapalı formülü	CAS Numarası	Yapı Şekli
Naftalin	128,17	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	91-20-3	
Asenaftelen	152,19	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	208-96-8	
Asenaften	154,21	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	83-32-9	
Floren	166,22	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	86-73-7	
Fenantren	178,23	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	85-01-8	
Antrasen	178,23	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	120-12-7	
Floranten	202,25	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	206-44-0	
Piren	202,25	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	129-00-0	
Benzo[a]antrase n	228,29	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	56-55-3	
Krisen	228,29	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	218-01-9	

Tablo 1.3. (Devam) 16 tane PAH izomerlerinin kimyasal yapıları

Benzo[b]floranten	252,31	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	205-99-2	
Benzo[k]floranten	252,31	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	207-08-9	
Benzo[a]piren	252,31	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	50-32-8	
Dibenzo[a,h]antrasen	278,35	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	53-70-3	
Benzo[g,h,i]perilen	276,33	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	191-24-2	
indeno[1,2,3-cd]-piren	276,33	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	193-39-5	

## 2.LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

Gün geçtikçe kentselleşmenin artışı ile birlikte iç ortamlarda geçirilen sürelerde de artışlar olmuştur. Bu duruma paralel olarak sağlıkla ilgili şikayetlerin artış göstermesi iç hava ortamının kalitesi ile ilişkilendirilmiş ve payı olabileceği konusunda araştırmalar başlamıştır. İlk olarak 1980li yıllarda ev tozu akarlarının ve küflerinin özellikle alerji ve astım üzerindeki olası sağlık riskleri değerlendirmeye alınmıştır ve iç ortamlarda bulunan küflerin, akarların, böcek ilaçlarının solunum yolu rahatsızlıklarında önemli etken olduğu tespit edilmiştir (Korsgaard, 1983; Kozak ve diğ., 1980; Gravesen ve diğ., 1985; Chapman ve diğ., 1995). Yine 1980li yıllarda yapılan çalışmalarda kirlilik maruziyetinin dış ortama göre iç ortamda daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Weschler ve Fong, 1986; Simith ve diğ., 1988). Bunun ana nedenleri iç ortamdaki birikim, yüksek iç ortam kirliliği ve insanların gün içerisinde vakitlerinin çoğunu iç ortamlarda geçirmeleridir (Hubal ve diğ., 2000; CalEPA, 2004).

1990lı yılları incelediğimizde iç ortamların havasında CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> gibi gaz fazındaki kirleticiler, ağır metaller ve partiküller ölçülmüştür (Maghirang ve diğ., 1991; Feng ve Barrat, 1994). 1990'lı yılların sonlarına doğru teknolojinin ilerlemesine paralel olarak uçucu organik bileşikler (UOB) incelenmeye başlanmıştır. İnorganik, organik kirleticiler ile sigara dumanından kaynaklanan kirleticilerin konsantrasyonları değerlendirmeye alınmış, olası sağlık riskleri ile alakalı olarak çalışmalar yapılmıştır (Wieslander ve diğ.,1997).

2000li yılları incelemeye aldığımızda ise iç ortamda kalıcı organik kirleticilerin (KOK) olası sağlık riski dikkat çekmeye başlamıştır. Evlerde, alışveriş merkezlerinde, ofislerde vb. kapalı alanlarda iç ortam tozları her yerde bulunduğu için dolaylı kapalı alanlardaki kirlilik seviyelerini belirlemede iyi bir gösterge olarak kabul görmüştür (Besis ve Samara, 2012). Ayrıca PBDE, PCB, PAH gibi kalıcı organik kirletici gruplarında iç ortam tozlarında yapılan çalışmaların sonucunda kirletici seviyelerinin dış ortama göre daha yüksek olduğu tespit

edildiğinden dolayı çoğu çalışmada iç ortam kirletici gruplarının maruziyetleri açısından önemli kaynaklardan birisi olduğunu düşündürmektedir (Wilson ve diğ., 2003; Hwang ve diğ.,2008). Örnek vermek gerekirse Wilson ve diğ., (2001) kreşlerdeki yer tozlarında gerçekleştirdiği çalışmada PCB seviyelerini sokak tozunda ölçtüğünün 3 katı kadar fazla olduğunu bulmuştur. Butt ve diğ. (2004), Cetin ve Odabaşı (2001) cam filmlerinin iç taraflarından topladıkları tozlarda gerçekleştirdikleri çalışmalarda PBDE kirletici grubunun seviyesini dış ortamdan toplanan tozlara oranla 2 kat fazla olarak tespit etmiştir.

Türkiye’de PCB, PAH ve pestisit grubuna ait kirleticilerin seviyelerinin ölçülmesine yönelik çalışmalar yapılmıştır. Çoğu çalışma arıtma çamurunda (Karaca ve Tasdemir, 2016), atmosferde partikül fazında (Cindoruk ve Tasdemir, 2007), atmosferde gaz fazında (Aydın ve diğ., 2014; Çetin ve diğ., 2008; Cindoruk ve Tasdemir, 2007; Bozlaker ve diğ., 2008), toprakta (Salihoglu ve diğ., 2011; Odabaşı ve diğ., 2011), sedimentlerde (Gedik ve diğ., 2010; Tecer ve diğ., 2014) ve gıdalarda (Kurt ve diğ., 2004; Bozcaarmutlu ve diğ., 2008) alanlarında gerçekleşmiştir. Bu alanlarda yapılan çalışmalardan hariç Çok ve diğ. (2007, 2012) ülkemizde ilk kez anne sütünde ve insanlarda yağ dokuda PCB, PAH, dioksin, furan ve pestisit ölçümlerini gerçekleştirmiştir.

Literatürde yapılan çalışmaların araştırılması sonucunda ev eşyalarından, mobilyalardan, kullandığımız elektrikli ev eşyalarından, halılardan, kişisel bakım ürünlerinden yani kısacası günlük yaşantımızda kullandığımız pek çok malzemelerin yanı sıra sigara dumanı, yemek pişirme, ısınma amaçlı kullanılan şömine gibi yapılan aktivitelerden yüksek miktarlarda kalıcı organik kirletici (KOK) ortama salınmaktadır ve çökerek tozlara yapışmaktadır. İç ortam tozları büyük yüzey alanlarına sahipliğinden dolayı kirleticiler için uygun zemin oluşturmaktadır.

Yapılan araştırmalar neticesinde ülkemizde iç ortam tozlarında PBDE, PCB ve PAH kirletici gruplarına ait yayınlara rastlanmamıştır. Bu nedenle KOK grubu kirleticilere ne seviyede maruz kaldığımızı ve dünyada bu konuda ne seviyede olduğumuz bilinmemektedir. Yapılan bu çalışma ile literatürde Türkiye’de iç ortam tozunu temsil etmek amacıyla iç ortam tozunda PBDE, PCB ve PAH kirletici grubu seviyeleri tespit edilerek kaynak tahminleri yapılmıştır.

## 2.1.PBDE Kirleticilerinde İç Ortam Tozunda Yapılan Çalışmalar

Ali ve diğerleri 2011 yılında Pakistan'ın Gujrat şehrinde 31 adet ev ve 12 adet cami olmak üzere toplam 43 adet iç ortam toz numunelerinde PBDE, PCB organo klorlu pestisi'ler (OCP) ve yeni geliştirilen polibromlu difenil eter'ler (NBFR) seviyelerini belirlemişlerdir. Numunelerdeki toplam PBDE seviyeleri evlerde 3 ng/g ile 1595 ng/g arasında değişirken camilerde 6,4 ng/g ile 337 ng/g arasında değişmektedir. Evlerde en yüksek seviyeye sahip olan PBDE kirleticisi BDE 209 olarak tespit edilmiştir. Camilerdeyse BDE 183 seviyesi BDE 47, 99 ve 209'a göre daha düşük seviyede tespit edilmiştir. Çalışma sonucu olarak ise camilerde metrekare başına elektrikli aletlerin ve plastiklerin daha az düşmesi olarak yorumlanmıştır Ölçülen BTBPE, DBDPE, TBB, TBPH ve TBBPA-DBPE, kirleticilerinin yeme yoluyla maruz kalma yetişkinler için 0,01, 0,2, 0,01, 0,02 ve 0,08 ng kg<sup>-1</sup> bw d<sup>-1</sup> bebekler için 0,05, 1,9, 0,08, 0,4 ng kg<sup>-1</sup> bw d<sup>-1</sup> olarak tahmin edilmiştir. Bu sonuçlar, iç ortam tozunda bulunan PBDE've NPBDE kirleticilerine bebeklerin yetişkinlere kıyasla daha fazla maruz kaldıklarını göstermektedir (Ali ve diğ., 2011).

Abafe ve Martinchig 2014 yılında Durban/Güney Afrika'da üniversiteye ait olan 13 adet bilgisayar laboratuvarı, 11 adet ofis ve 10 adet ev olmak üzere toplamda 34 adet iç ortam tozu numunelerinde PBDE ve PCB seviyelerini belirlemek üzere bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Numunelerdeki toplam PBDE konsantrasyonları laboratuvarlarda 319 ng/g ile 2720 ng/g arasında değişirken, ofislerde 266 ng/g ile 5020 ng/g arasında değişmektedir, evlerde ise 689 ng/g ile 3290 ng/g arasında değişmektedir. Yapılan tüm ölçümlerin sonuçlarına göre en düşük seviye BDE 28 olurken, ofis ve evlerde en yüksek derişim BDE 209 olarak ölçülmüştür, laboratuvarlarda ise BDE 153 en yüksek seviyede tespit edilmiştir. Çalışmanın sonucunda BDE 209'un olası kaynağı elektronik cihazlar olarak tahmin edilirken, BDE 153'ün olası kaynağı BDE 209'un debrominasyonu olarak düşünülmektedir (Abafe ve Martincigh, 2014).

Haasan ve Shoeib 2014 yılında Mısır'ın Kahire şehrinde 5 adet araba, 9 adet işyeri ve 17 adet eve ait iç ortam toz numunelerinde PBDE ve PBDE dışındaki yangın geciktirici KOK'ların seviyelerini belirlemek için bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Numunelerde arabalara ait medyan değeri 1608 ng/g olarak ölçülürken, işyerlerinde

425 ng/g ve evlerde 57 ng/g olarak ölçülmüştür. Yapılan ölçüm sonuçlarına göre BDE 209 en yüksek seviyede konsantrasyona sahip kirletici olarak bulunmuştur. BDE 209'un arabalar için medyan değeri 1540 ng/g, işyerleri için medyan değeri 366 ng/g ve evler için medyan değeri 40,2 ng/g olarak hesaplanmıştır. Sonuçlara göre yangın geciktirici olarak kullanılan KOK grubuna ait kirleticilerin olası kaynakları yataklar, mobilyalar, ev tekstil ürünler ve elektronik cihazlar olarak belirtilmiştir (Hassan ve Shoeib, 2014).

Besis ve Constantini 2012 yılında birlikte gerçekleştirdikleri değerlendirmelerde PBDE'lerin yangın geciktirici olarak çok fazla miktarlarda üretimi ve oldukça fazla üründe kullanılarak geniş bir yelpazesi olduğunu ortaya koymuşlardır. Asya, Avrupa, Avustralya ve Kuzey Amerika'da gerçekleştirilen çalışmaları inceleyip değerlendirerek tekstil ürünlerinde, yapı malzemelerinde, televizyonlarda, bilgisayarlarda, araçların iç aparatlarında, mobilyalarda yanmayı geciktirici olarak PBDE ilave edildiği ve zaman içinde iç ortama salınım yaptıklarını yorumlamışlardır. Sağlık açısından nörotoksik etkiye sahip olan PBDE izomerlerinin etkilediği en hassas grubun fetüsler, gebe kadınlar ve küçük çocuklar olduğu belirtilmiştir. PBDEler lipofilik özelliklerinden ötürü besin zincirine katılarak canlılarda biyolojik birikime neden olmaktadır. Yapılan çalışmaların araştırmaları sonucunda iç ortamda ölçülen PBDE'lerin dış ortama göre 50 kat fazla olduğu belirlenmiştir (Besis ve Constantini, 2012).

Shoeib ve arkadaşları 2012 yılında Kanada'nın Vancouver şehrinde 116 adet ev numunesinde 15 adet PBDE ve 18 adet PBDE dışında kalan yanmayı geciktirici kirleticilerin konsantrasyonlarını belirlemek için bir çalışma gerçekleştirmiştir. Ölçülen PBDE konsantrasyonları 10 ng/g ile 61000 ng/g arasında değişirken, medyan konsantrasyonu 2200 ng/g olarak tespit edilmiştir. En yüksek konsantrasyona sahip kirletici 1350 ng/g medyan değerine sahip BDE 209 olarak bulunmuştur. 2003 yılında Kanada'nın Ottawa şehrinde yapılan çalışmanın sonucu ile karşılaştırma yapıldığında penta-BDE'lerin (Ottawa/Kanada 2003: 803 ng/g) konsantrasyonlarında azalma bulunurken, BDE 209 (Ottawa/Kanada 2003: 630 ng/g) konsantrasyonunda artış olduğu bulunmuştur. Buna göre Kuzey Kanada'da BDE 209 kullanımının devam etmekte olduğunu, penta-BDE kullanımının azaldığı yorumu yapılmıştır (Shoeib ve diğ., 2012).

Thuresson ve arkadaşlarının 2011 yılında İsveç'in Stockholm şehrinde 10 adet ev, 10 adet kreş, 10 adet ofis, 44 adet apartman dairesi, 2 araba galerisi ve 17 adet yeni arabadan oluşan toplam 93 adet numunede iç ortam tozu ve havasında HBCD (Hekza Bromo Siklo Dekan) ve 10 adet PBDE kirletici grubuna ait izomerlerin konsantrasyonlarını ölçmek için çalışma gerçekleştirmişlerdir. Yapılan ölçümler sonucunda iç ortam havasında PBDE izomerlerine ait medyan değerleri evlerde 339  $\text{pg m}^{-3}$ , kreşlerde 4000  $\text{pg m}^{-3}$ , ofislerde 14000  $\text{pg m}^{-3}$ , apartman dairelerinde 58  $\text{pg m}^{-3}$  ve arabalarda 510  $\text{pg m}^{-3}$  olarak tespit edilmiştir. İç ortam tozunda ise PBDE izomerlerine ait medyan değerleri evlerde 550  $\text{pg m}^{-3}$ , kreşlerde 1200  $\text{pg m}^{-3}$ , ofislerde 1200  $\text{pg m}^{-3}$ , apartman dairelerinde 14000  $\text{pg m}^{-3}$  ve arabalarda 1400  $\text{pg m}^{-3}$  olarak tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre PBDElerin iç ortamlardan dış ortamlara taşındığı düşünülmektedir ve iç ortamda ise yanma geciktirici ihtiva eden malzemelerden, eşyalardan vs. kaynaklı olduğu düşünülmektedir. En yüksek konsantrasyona sahip olan PBDE izomeri ise 50 ng/g ile 100.000 ng/g medyan aralığına sahip BDE 209 olarak belirlenmiştir (Thuresson ve diğ.; 2011).

Allen ve arkadaşları 2008 yılında Amerika Birleşik Devletleri'nde Boston şehrinde 20 adet evden elektrik süpürgelerindeki tozları ve çöken tozları toplayarak çalışmalarını gerçekleştirmişlerdi ve PBDE seviyelerini belirlemişlerdir. Ölçüm sonuçlarına göre PBDE konsantrasyonları ile yüzeydeki tozların birikmesi arasında anlamlı bir korelasyon olduğu ve aynı eve ait farklı odalardaki PBDE konsantrasyon değerlerinin birbirlerinden farklı olduğu bulunmuştur. Oturma odasında yatak odasına göre % 72 oranında penta PBDE ve %97 oranında decaPBDE'lerin yüksek çıktığı tespit edilmiştir. Bu durum ise aynı evlere ait farklı odalardaki, farklı PBDE kaynaklarından yani halı, kanepeler, televizyon vb. mevcudiyetinden kaynaklı olduğu düşünülmüştür. Çalışma sonucunda en yüksek konsantrasyona sahip olan PBDE izomeri 527.000 ng/g konsantrasyon değeri ile BDE 209 olarak belirlenmiştir (Allen ve diğ., 2008).

Sjodin ve arkadaşları 2008 yılında Almanya, Avustralya, Amerika Birleşik Devletleri ve Büyük Britanya olmak üzere toplam 4 ülkede çalışmalarını gerçekleştirmişlerdir. Bu çalışmada ülke başına 10 adet evden iç ortam toz numunesi toplanarak, PBDE konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla çalışmayı gerçekleştirmişlerdir. Almanya'daki iç ortam tozlarında toplam 7 adet PBDE konsantrasyonu 17 ng/g ile



550 ng/g aralığında, Avustralya'da iç ortam tozlarında toplam 7 adet PBDE konsantrasyonu 500 ng/g ile 13000 ng/g aralığında, Amerika'daki iç ortam tozlarında PBDE konsantrasyonu 520 ng/g ile 29000 ng/g aralığında ve Büyük Britanya'daki toplam PBDE konsantrasyonu 950 ng/g ile 54000 ng/g aralığında değiştiği hesaplanmıştır. Bütün ülkelerdeki en yüksek konsantrasyona sahip olan izomer BDE 209 olarak bulunmuştur. BDE 209 konsantrasyonunun medyan değeri Almanya'da 63 ng/g ( $\Sigma$ PBDE'lere oranı %83), Avustralya'da 730 ng/g ( $\Sigma$ PBDE'lere oranı %61), Büyük Britanya'da 10000 ng/g ( $\Sigma$ PBDE'lere oranı %100) ve Amerika'da 2000 ng/g ( $\Sigma$ PBDE'lere oranı %48) olarak hesaplanmıştır. BDE 209'un en fazla Büyük Britanya'da tespit edilmesi, diğer ülkelere nazaran burada yangın geciktirici olarak çok fazla kullanılıyor olabileceğine işaret edilmiştir (Sjödın ve diğ.,2008).

Yu ve arkadaşları 2012 yılında Çin'in Şangay şehrinde dört farklı mevsimde 44 evden elde ettikleri iç ortam ve dış ortam toz numunelerinde PBDE konsantrasyonlarını belirlemek adına çalışma gerçekleştirmişlerdir. Sonuçlara göre iç ortam toz numunelerine ait konsantrasyon değerleri 131,5 ng/g ile 3886,7 ng/g aralığında değişirken, dış ortam tozunda ise 8,7 ng/g ile 3116,3 ng/g aralığında değişmektedir. PBDE konsantrasyonlarının en düşük seviyede olduğu mevsim ise Sonbahar olarak tespit edilmiştir. En yüksek konsantrasyona sahip olan PBDE izomeri ise BDE 209 olarak tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda ise olası en yüksek PBDE kaynaklarının bilgisayarlar, televizyonlar, poliüretanlar gibi PBDE içeren malzemeler olduğu belirtilmiştir (Yu ve diğ., 2012).

Björklund ve arkadaşları 2012 yılında İsveç'in Stokholm şehrinde yaptıkları çalışmada 19 adet evde araştırmacı tarafından yerde biriken tozun toplanması ve ev sahibine ait süpürge toz torbasının alınması ile farklı 2 yöntem kullanarak numune toplamı işlemi gerçekleştirmiş, numunelerdeki HBCD ve PBDE konsantrasyonlarını belirlemiştir. Ayrıca katılımcılara ait anne sütündeki konsantrasyonlarla bir karşılaştırma gerçekleştirmişlerdir. Araştırmacıların topladığı toz numunelerindeki PBDE konsantrasyonları 170 ng/g ile 8000 ng/g aralığında değişirken, ev sahiplerine ait süpürge torbalarındaki PBDE konsantrasyonları 500 ng/g ile 15000 ng/g aralığında değişmektedir. Her iki yöntemle toplanan toz numunelerinde en yüksek konsantrasyona sahip olan PBDE izomeri BDE 209 olarak tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre araştırmacının topladığı toz numunelerindeki konsantrasyonun

ev sahiplerine ait süpürge tozlarından daha yüksek çıkması anlamlı olarak yorumlanmıştır. BDE 47 izomerinin ev sahibine ait toz torbasındaki toz ve anne sütüyle karşılaştırıldığında anlamlı bir korelasyon elde edilmiştir ve bu durum olası ev tozuna maruziyete işaret etmektedir (Björklud ve diğ., 2012).

## 2.2. PCB Kirleticilerinde İç Ortam Tozunda Yapılan

Wang ve arkadaşları Pearl River Delta/Çin'de en yoğun nüfusa sahip iki şehir olan Guangzhou ve Hong Kong'da iç ortam ve dış tozlarında PCB grubu kirletici konsantrasyonları belirlemek için bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Toplamda 40 adet evden iç ortam tozu numunesi toplanmış ve PCB konsantrasyonları hesaplanmıştır. Çalışma sonucunda Guangzhou şehrindeki iç ortam tozlarındaki PCB konsantrasyonu (51,8 ng/g -264 ng/g aralığında), Hong Kong'da ölçülen konsantrasyondan (17,4 ng/g ile 137 ng/g aralığında) daha yüksek olarak bulunmuştur. İç ortam tozunda baskın olan PCB izomerleri PCB-18, 28, 77, 101, 126, 138, 153, 157, ve 183 olarak tespit edilmiştir ve toplam konsantrasyonun %66'ısını oluşturmaktadırlar. PCB profili incelendiğinde ise kirleticinin ana kaynakları değişkenlik gösterirken ana kaynağı hegz-PCB olarak bulunmuştur (Wang ve diğ., 2013).

Meng ve arkadaşları 2016 yılında Şanghay/Çin'de astıma sahip olan ve olmayan çocukların bulunduğu 60 evden iç ortam numunesi toplamış ve halojenli kalıcı organik kirletici gruplarının konsantrasyonunu ve astımla olan ilişkilerini incelemişlerdir. Çalışma sonucunda halojenli KOK grupları ile astımlı evlerdeki kirletici konsantrasyonları arasında anlamlı bir ilişki bulunmuştur. İç ortam tozunda PCB grubu kirletici konsantrasyonu ise ölçülen diğer gruplardan en düşük seviyede ölçülen grup olmuştur. Ayrıca PCA analizine göre çocukluk çağında astım hastası olma olasılığı çalışmada ölçülen diğer kirleticilerden daha düşüktür. Ölçülen PCB izomerleri arasında ise en baskın izomerler PCB-8, PCB-49, PCB-77 ve PCB-99 olarak bulunmuştur (Meng ve diğ., 2016).

Tan ve arkadaşları 2007 yılında Singapur'da 31 evden topladıkları iç ortam tozu numunelerinde pestisit ve PCB izomerlerinin seviyelerini belirleyebilmek için bir çalışma gerçekleştirmiştir. Ölçülen 41 adet hedef PCB izomerinden 28 tanesi tespit edilmiş ve ortalama PCB seviyesi 5,6 ng/g olarak bulunmuştur. 31 evin 25 tanesinde

PCB-101 tespit edilmiştir ve en çok bulunan izomer olarak tespit edilmiştir. Bu izomeri 24 evde tespit edilen PCB-153 izlemiştir. Çoğu numune profili penta ve hegz-PCB olarak bulunmuştur ve ticari Arochlor1254'e uymaktadır. Arochlor 1254 transformatörler ve kapasitörlerde kullanılmaktadır. Sonuç olarak çevresel kirleticilere daha duyarlı halde olan çocuklar ve insanlar için maruziyeti azaltmak adına daha fazla çalışma yapılmalı şeklinde yorum yapılmıştır (Tan ve diğ., 2007).

Ali ve arkadaşları 2013 yılında Kuveyt ve Pakistan'da toplamda 30 adet ev ve 30 adet arabadan topladıkları iç ortam toz numunelerinde çeşitli organoklorlu ve alev geciktirici grubundaki kirlenici seviyelerini belirlemek için çalışma gerçekleştirmiştir. Çalışma sonucunda ölçülen sonuçlarla kıyaslama yapıldığında PCB grubu diğer organik gruplara nispeten daha düşük seviyede ölçülmüştür. Kuveyt'ten toplanan numunelerdeki PCB konsantrasyonları evlerde ortalama 3,6 ng/g iken arabalarda 2 ng/g olarak ölçülmüştür. Pakistan'da toplanan numunelerdeki PCB konsantrasyonu ise evlerde ortalama 2,7 ng/g olarak ölçülürken arabalarda 2,1 ng/g olarak ölçülmüştür. Evlerde PCB seviyelerinin en yüksek ölçüldüğü evin 1984 yılında inşa edildiğini tespit etmişlerdir ancak aynı yıl içinde inşa edilen evlerdeki PCB seviyeleri düşük çıkmıştır. Bu durumu olası PCB kaynağı olarak evin yaşını baz almanın çok doğru olmadığı şeklinde yorumlamışlardır (Ali ve diğ., 2013).

Kang ve arkadaşları 2013 yılında Hong Kong/Çin'de işyerlerinde bulunan iç ortam tozlarındaki PCB seviyelerini ve sağlık riskini hesaplamak adına bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Çalışma kapsamında ticari ofislerden (n=20), hastanelerden (n=16), alışveriş merkezlerinden (n=5), okullardan (n=4) ve elektronik fabrikalarından (n=6) ve üretim tesislerinden (n=4) iç ortam tozu numuneleri toplanmıştır. Yapılan analiz sonuçlarına göre toplam PCB konsantrasyonu 46,8 ng/g ile 249 ng/g aralığında değişirken ortalama değer 107 ng/g olarak bulunmuştur. Numune toplanan yerler arasında en yüksek konsantrasyona ortalama değeri 709 ng/g olan üretim tesislerinin sahip olduğu görülmüştür. En baskın izomer ise alışveriş merkezleri dışındaki toz numunelerinde PCB-77 olarak bulunmuştur. Alışveriş merkezlerinde ise PCB-194 izomeri en baskın izomer olarak bulunmuştur. Çalışmada hiç tespit edilemeyen izomer ise PCB-110 olmuştur ve bu durumu PCB-77 varlığı olabileceği şeklinde yorumlanmıştır. Bu sebeple PCB-77'yi iki izomer olarak kabul etmişlerdir. Hastanelerden, okullardan, ofislerden ve alışveriş merkezlerinden

toplanan toz numunelerindeki PCB profillerinin benzer olduğu bulunmuştur. Bu durum ise bu alanlardaki kişi sayısının çok oluğu, ofis mobilyalarının varlığı ve içerdiği kimyasallar olarak açıklanmıştır (Kang ve diğ., 2011).

Harrad ve arkadaşları 2009 yılında Kanada, Yeni Zelanda, Birleşik Krallık ve Amerika Birleşik Devletleri'nde iç ortam tozlarında PCB seviyelerini belirleyebilmek için çalışma gerçekleştirmişlerdir. Amorillo/Auistin, Teksas/ABD'de 20 evden toplanan toz numunelerindeki ortalama PCB konsantrasyonu 200 ng/g, Birmingham/UK'de 20 evden toplanan tozlardaki ortalama PCB konsantrasyonu 48 ng/g, Toronto/Kanada'sa 10 evden toplanan tozlardaki ortalama PCB konsantrasyonu 260 ng/g ve Wellington/Yeni Zelanda'da 20 evden toplanan tozlardaki ortalama PCB konsantrasyonu ise 46 ng/g olarak ölçülmüştür. Analiz sonuçlarına göre tespit edilen PCB-28+31, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 ve PCB-180 istatistiksel anlamda Kanada ve Amerika'da benzer iken, Yeni Zelanda ve UK'de farklıdır. Yeni Zelanda ve UK toz konsantrasyonları arasında da istatistiksel anlamda benzerlik bulunamamıştır. Çalışmada bulunan ABD'de düşük konsantrasyonlara sahip olan evlerde nedenleri açıklayamamışlardır. Bununla birlikte konsantrasyonlardaki farklılıkları binaların yaşlarındaki değışkenlikler, PCB'lerin kullanıldığı bölgelerin farklı olması, PCB içerikli yapı malzemelerinin zamanla PCB içermeyenlerle değıştirilmesinden kaynaklı PCB konsantrasyonlarında düşürlük yaşanması, örneklemedeki metot farklılıkları ve numune sayılarındaki farklılıklar olarak açıklamışlardır (Harrad ve diğ., 2008).

Ali ve arkadaşları 2014 yılında Pakistan'da insan kanında ve iç ortam tozlarına çeşitli organik kirletici gruplarını incelemek için bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Çalışmada üniversitelerden 16 adet, giyim mağazalarından 15 adet ve elektronik mağazalarından 16 adet toz numuneleri. Yapılan analizler sonucunda çalışmada ölçülen organik kirleticiler arasında en düşük seviyede PCB grubu kirleticiler ölçülmüştür. Üniversitelerde ortalama PCB konsantrasyonu 4.6 ng/g, giyim mağazalarında ortalama PCB konsantrasyonu 5,5 ng/g olarak ölçülürken elektronik mağazalarında 1,3 ng/g olarak ölçülmüştür. PCB'nin en düşük konsantrasyonda bulunmuş olmasını ise PCB grubu kirleticilerin Pakistan'da yasaklanmış olmaları şeklinde yorumlamışlardır (Ali ve diğ., 2014).

### 2.3. PAH Kirleticilerinde İç Ortam Tozunda Yapılan Çalışmalar

Ong ve arkadaşları Avustralya'nın Brisbane şehrinde 2004 yılı yaz mevsiminde ve 2005 yılı kış mevsiminde 15 adet evden toz numunesi olarak 16 adet PAH izomerinin konsantrasyonlarını belirlemek bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Çalışma sonucunda düşük molekül ağırlığına sahip olan PAH izomerleri tüm numune alınan evlerde tespit edilmişken, yüksek molekül ağırlığına sahip olanlar tüm evlerde tespit edilememiştir. Yaz mevsiminde en yüksek konsantrasyona sahip olan PAH izomeri 709,9 µg/g ile Acenaphthylene olarak tespit edilmiştir. Çalışma reseptör modellemesi kullanılarak gerçekleştirilmiş ve yemek pişirme, çeşitli yanma olayları, dizel emisyonları ve petrollü araçların kullanımı olarak 4 ana kaynak belirlenmiştir (Ong ve diğ., 2007).

Maertens ve arkadaşları 2008 yılında Kanada'nın Ottawa şehrinde 51 adet evden topladıkları iç ortam toz numuneleri üzerinde 13 adet PAH izomerinin konsantrasyonlarını belirlemek adına bir çalışma gerçekleştirmiştir. Toplam PAH konsantrasyonu 1,5 µg/g ile 325 µg/g aralığında ölçülmüştür. En yüksek ortalama konsantrasyona sahip olan izomer Benzo[b]floranten (4,87 µg/g) iken, en düşük ortalama konsantrasyona sahip olan izomer Asenaftelen (0,039 µg/g) olarak tespit ölçülmüştür. Toplam PAH konsantrasyonu 325 µg/g olan ve en yüksek seviyede tespit edilen 18 yaşındaki evin diğer evlerden tek farkı, zemininin %90'lık kısmının halı ile kaplı olduğu belirtilmiştir. Bu sonuca göre halıların iç ortam tozlarını hapsederek güçlü bir kaynak olabileceği kanısına varılmıştır (Maertens ve diğ., 2008).

Kang ve arkadaşları Çin'in Hong Kong şehrinde 2010 yılında okul, ofis, alışveriş merkezleri, hastane, üretim tesisler ve elektronik fabrikası olmak üzere 6 farklı ortama ait toplam 55 adet havalandırma filtresinden elde ettikleri numunelerde 16 adet PAH izomeri konsantrasyonlarını tespit etmek için çalışmalarını gerçekleştirmişlerdir. Çalışma sonucuna göre toplam PAH konsantrasyonu 1,17 µg/g ile 25,5 µg/g aralığında değişmektedir. En yüksek toplam PAH konsantrasyonu seviyesi 22,2±6,05 µg/g ile üretim tesislerinde ölçülürken, en düşük toplam PAH konsantrasyonu seviyesi 3,72±1,82 µg/g ile hastanelerde ölçülmüştür (Kang ve diğ.,2010).

Qi ve arkadaşları Doğu Çin’de 2014 yılında 45 evden ve 36 kurumsal binadan topladıkları toz numunelerinde 16 adet PAH izomerine ait konsantrasyonları belirlemek için çalışma gerçekleştirmişlerdir. Numunelerdeki toplam PAH konsantrasyonu değerleri 1 µg/g ile 470 µg/g aralığında ölçülmüştür. Yoğun trafiğe sahip olan bölgelerde en yüksek konsantrasyonlarda PAH izomerlerine rastlanmıştır. Yüksek molekül ağırlıklı olan 4 ve 6 halkalı PAH izomerleri baskın grubu oluşturmuşlardır. Kamusal binalarda yüksek molekül ağırlığına sahip olan PAH izomerleri % 84,6 oranında ölçülürken, evlerde %68 oranında ölçülmüştür. Yemek pişirme, kömür yakımı, trafik emisyonu gibi etmenler olası PAH kaynağı olarak yorumlanmıştır. Çıkan sonuçlar boylamsal dağılım baz alındığında Kuzey Çin’de Güney Çin’e göre daha çok kömür kullanıldığı sonucunu elde ettirmiştir. Enlemsel dağılım baz alındığında ise mineral ve yağ yakıtlarının Batı Çin’den Doğu Çin’e doğru artış gösterdiği sonucu elde edilmiştir (Qi ve diğ., 2014).

Mannio ve Orecchio İtalya’nın Palermo şehrinde 2008 yılında 16 adet dış ortam ve 45 adet iç ortamdaki toz numunelerinde 16 adet PAH izomerine ait konsantrasyon belirleme çalışması gerçekleştirmişlerdir. Dış ortam toz numunelerine ait toplam PAH konsantrasyonu 22 µg/m<sup>3</sup> ile 44 µg/m<sup>3</sup> aralığında değişirken, iç ortam toz numunelerine ait toplam PAH konsantrasyonu 36 µg/m<sup>3</sup> ile 34,453 µg/m<sup>3</sup> aralığında değişmektedir. Buna göre iç ortam toz numunelerine ait PAH izomeri konsantrasyonu seviyesinin dış ortama göre daha yüksek olduğu bulunmuştur. Ölçüm sonuçlarına göre iç ortam numunelerinde birden fazla kaynak olduğu düşünülmüştür. Bütün iç ortam numunelerinde en yüksek konsantrasyona sahip olan alanlar mutfak olarak bulunmuştur. Sigara içilen evlerde ise PAH konsantrasyonları yüksek seviyede ölçülmüştür. Bu izomerler Asenaftelen (0,01 µg/kg ile 15988 µg/kg aralığına), floren (0,1 µg/kg ile 2918 µg/kg aralığında), floranten (2,1 µg/kg ile 5650 µg/kg aralığında), piren (0,01 µg/kg ile 3832 µg/kg aralığında) ölçülmüştür. Sonuçlara göre PAH izomerlerinin en yüksek seviyelerinin yanma olayları ile ilişkili olduğu kanısına varılmıştır (Mannino ve Orecchio, 2008).

Ren ve arkadaşları Çin’in Şangay şehrinde ofislerden, yurtlardan, bilgisayar odalarından ve laboratuvarlarda bulunan bilgisayarların içlerinden topladıkları toplam 27 adet toz numunesinde 16 adet PAH izomeri konsantrasyon seviyesini bulmak için çalışma yapmışlardır. Numunelere ait toplam PAH konsantrasyonu 8,22 µg/g ile

42,02 µg/kg aralığında olduğunu ölçmüşlerdir. En yüksek PAH konsantrasyonuna sahip izomerler Benzo[b]floranten (0,93 µg/g ), Benzo[g,h,i]perilen (0,85 µg/g), Dibenzo[a,h]antrasen (0,45 µg/g), Krisen (0,37 µg/g) ve Benzo[a]piren (0,27 µg/g) olarak tespit edilmiştir. Karşılaştırma yapabilmek için pencere önlerinden toz numuneleri alınmıştır ve ölçülen PAH izomerlerinin konsantrasyonu bilgisayar içlerindekiyle daha düşük çıkmıştır. Bu duruma neden bilgisayarın parçalarının ısınması ile ilgili olduğunu düşündürmüştür. Ayrıca sigara içilen ortamlarda içilmeyen ortamlara göre PAH konsantrasyonları 1,35 ile 2,87 kat daha fazla çıkmıştır. Bu durum ise sigara içiminin ortamdaki PAH izomeri konsantrasyonunda artış sağlandığı yorumunun yapılmasına neden olmuştur (Ren ve diğ., 2006).

Yang ve arkadaşları 2014 yılında Çin'in Xinxiang şehrinde 20 adet yatak odasına ait iç ortam tozu numunesi toplamış ve 6 adet PAH izomeri konsantrasyonu seviyesini belirlemek adına çalışma gerçekleştirmişlerdir. Çalışma sonucunda toplam PAH konsantrasyonu 1,47 µg/g ile 21,8 µg/g aralığında değiştiği bulunmuştur. En yüksek konsantrasyondaki izomer ise Benzo[b]floranten olmuştur. Kömür, odun yakılmasından hariç yemek pişirme, sigara içilmesi gibi faaliyetler yatak odaları için olası PAH kirletici kaynağı olarak düşünülürken, mutfakta aspiratörün, doğal gazın kullanımının bir etkisi olmadığı görülmüştür (Yang ve diğ., 2014).

Ma ve Harrad 2015 yılında Asya, Amerika ve Avrupa'daki çalışmaları inceleyerek iç ortam havasında ve tozunda, yiyeceklerdeki kirleticileri incelemişlerdir. Yapılan araştırmalar ve incelemeler sonucunda Asya'da PAH konsantrasyonlarının sabit kaldığı tespit edilmiş, Kuzey Amerika'da ise son 30 yılda iç ortam havası ve tozunda düşüş yaşandığı tespit edilmiştir. Partiküller ve buhar fazları için yapılan çalışmalarda toplam PAH konsantrasyonlarının Dünya ortalaması (naftalin hariç) 7 ng/m<sup>3</sup> ile 14300 ng/m<sup>3</sup> aralığında değiştiği görülmüştür. Aynı zaman aralığında ev tozlarında toplam PAH konsantrasyonları 127 ng/g ile 115818 ng/g aralığında hesaplanmıştır. Dünya ortalamasına bakıldığında iç/dış ortam oranları arasında anlamlı bir düşüş yaşanmıştır ve bu durum iç ortamda olası PAH kirletici kaynaklarının dış ortama nazaran daha sık ve etkili biçimde kullanıldığı belirtilmiştir (Ma ve Harrad, 2015).

### 3.MATERYAL METOT

Bu bölümde yapılan çalışmada örnekleme yapılan alana, örneklerin toplanacağı evlere, örnekleri toplama işlemlerine, örnekleme yapılan dönemlere, hava koşullarına, analizlerde kullanılan kimyasallara ve analizlerin aşamalarına yer verilmiştir.

Bu çalışma TÜBİTAK projesi kapsamında desteklenmiştir. Projeye ön hazırlık olması için Aralık 2015 ve Ocak 2016 tarihlerinde toplam 40 evden toz numunesi toplanmış ve bu numunelerde PAH ve PBDE kirleticileri ölçülmüştür. Proje için yapılan bu ön çalışmadan elde edilen veriler Uğur Merve Kara tarafından değerlendirilmiş, sağlık riski tahmini yapılmıştır ve 2016 yılında “Kocaeli İli Ev Tozu Örneklerinde Kalıcı Organik Kirleticilerin Seviyeleri Ve Maruziyetlerinin Değerlendirilmesi” başlıklı tezinde sunmuştur. Bu tez kapsamında ise edinilen tecrübelerden faydalanarak arazi çalışması tekrar edilmiş ve Şubat-Mart aylarında bu sefer 90 evden numune toplanmıştır. Toplanan toz numunelerinde ise sadece PAH, PBDE değil PCB kirleticisi de ölçülmüştür. 90 evden toplanan toz numune ölçümlerinden oluşturulan veri setine kaynak belirleme modeli uygulanmış ve sağlık riski tahmini yapılmıştır.

#### 3.1. Örnekleme Alanı

Çalışma alanımızı Türkiye'nin sanayi ve ticaret açısından en büyük şehri olan Kocaeli olarak belirledik. Kocaeli ili 29° 22' - 30° 21' doğu boylamı ve 40° 31' - 41° 13' kuzey enlemi arasında yer alıp, Marmara Bölgesi'nde İstanbul ve Bursa'dan sonra gelen en büyük 3. sanayi şehridir. Şekil 3.1 'de görüldüğü gibi Doğu ve güneydoğuda Sakarya, güneyde Bursa illeri, batıda Yalova ili, İzmit Körfezi, Marmara Denizi ve İstanbul ili, kuzeyde de Karadeniz'le çevrilidir. Yüzölçümü 3505 km<sup>2</sup>'dir ve bu açıdan Türkiye'nin en küçük 7. ilidir. 2016 yılına göre 1.830.772 kişilik nüfusa sahiptir. Türkiye'nin jeopolitik konumunu göz önüne aldığımızda Kocaeli ili Avrupa'yı Asya'ya bağlayan yol üzerinde bulunmaktadır. Aynı zamanda işlek denizyoluna sahip olan İzmit Körfezi gemiler için doğal bir limandır.



Kocaeli’de Sanayi Odasına bağı olan yaklaşık 1300 kuruluş vardır. Sanayi kuruluşları ağırlıklı olarak Körfez, İzmit ve Gebze’de toplanmıştır. Ülkenin en önemli 100 kuruluşundan 18’i Kocaeli’de bulunmaktadır. TÜPRAŞ, Hyundai Assan, Ford Otosan, Honda, Anadolu Isuzu, Pirelli, Goodyear, Pakmaya, Aygaz, Milangaz, Petrol Ofisi, Kordsa, Çelikkord, Nuh Çimento, Marshall, Polisan, ÇBS, Mannesman Boru gibi önemli fabrikalar Kocaeli’de faaliyet göstermektedir. Ayrıca il genelinde 12 tane organize sanayi bölgesi bulunmaktadır ve bunlardan 7 tanesi aktiftir.

Tablo 3.1. Kocaeli imalat sanayinin sektörel dağılımı

Sektör	Fabrika Sayısı	Sektör	Fabrika Sayısı
Ağaç ve mantar ürünleri imalatı (Mobilya hariç)	96	Kağıt ve kağıt ürünleri imalatı	43
Ana Metal Sanayi	229	Kauçuk ve plastik ürünlerin imalatı	295
Başka yerde sınıflandırılmamış, makine ve ekipman imalatı	265	ayıtlı medyanın basılması ve çoğaltılması	50
Bilgisayarların, elektronik ve optik ürünlerin imalatı	22	Kimyasalların ve kimyasal ürünlerin imalatı	212
Deri ve ilgili ürünlerin imalatı	4	Kok Kömürü, Rafine Edilmiş Petrol Ürünleri İmalatı	18
Diğer imalatlar	68	Makine ve ekipmanların kurulumu ve onarımı	22
Diğer metalik olmayan mineral ürünlerin imalatı	137	Mobilya imalatı	120
Diğer ulaşım araçları imalatı	17	Motorlu kara taşıtı, treyler (Römork) ve yarı treyler imalatı	70
Elektrik, gaz, buhar ve havalandırma sistemi üretim ve dağıtımı	12	Taşocakçılığı ve Diğer Madencilik Toprak	51
Elektrikli teçhizat imalatı	103	Tekstil ürünleri imalatı	44
Fabrikasyon metal ürünleri imalatı (Makina ve teçhizatı hariç)	602	Motorlu Kara Taşıtları Bakım ve Onarımı	19
Geri Kazanım	42	Temel Eczacılık ve eczacılığa ilişkin malzemelerin imalatı	15
Gıda Ürünleri ve İçecek İmalatı	239	Tüp Dolumları	12
Giyim Eşyası imalatı, kürkün işlenmesi ve boyanması	29	Tütün ürünleri imalatı	1
İçecek İmalatı	6	Yazılım, Program, Simülasyon	5
TOPLAM 2848			

Kocaeli'nin ülkedeki payını incelediğimizde %28'lik bir payla kimya sektöründe ilk sırayı yer almaktadır. Kocaeli ilinin imalat sanayisinin sektörel dağılımı Tablo 3.1'deki gibidir. Tabloya baktığımızda toplamda 2848 adet fabrika bulunmaktadır. Fabrikasyon metal ürünleri imalatı (Makine ve teçhizatı hariç) sektörü 602 adet fabrika ile en çok bulunan sanayi sektörüdür ve onu 295 adet fabrikayla kauçuk ve plastik ürünlerinin imalatı sektörü izlemektedir. 1 adet fabrikası olan tütün ürünleri imalatı ise en az bulunan sektördür.

Ayrıca oldukça yoğun trafiğe sahip olan ve günlük 100.000'den fazla araç geçişlerine sahip olan D-100, TEM ve D-130 yolları Kocaeli'den geçmektedir. 2016 yılı itibariyle toplam kayıtlı motorlu araç sayısı 368.882'dir.

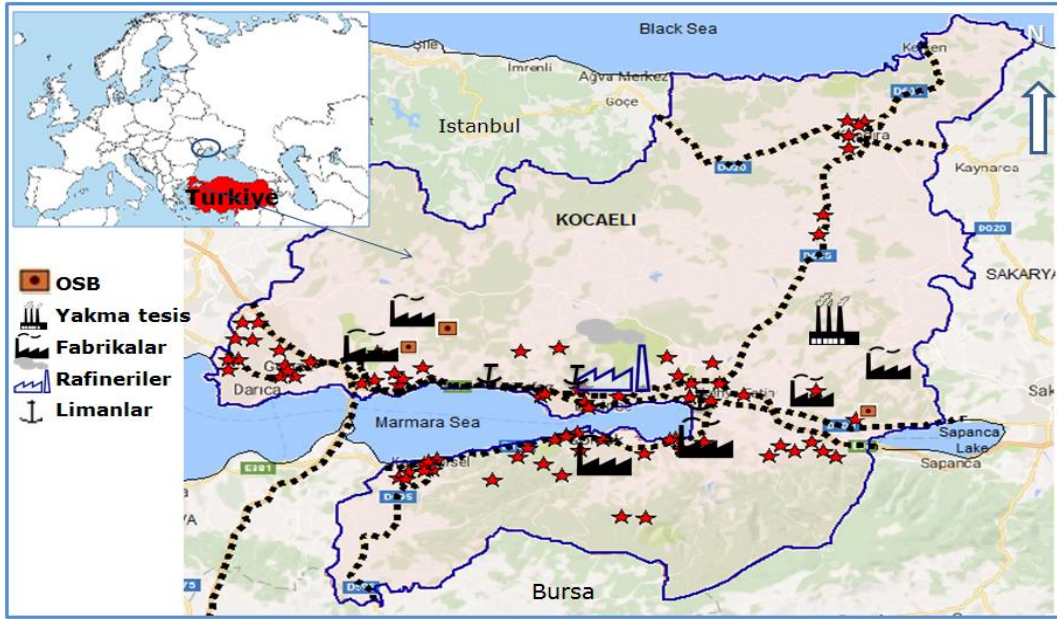
Deniz ulaşımına da ev sahipliği yapan Kocaeli, 32 tanesi özel olmak üzere toplam 33 tane limana, 58 tane iskeleye ve 61 tane rıhtıma sahiptir. 2016 yılı itibariyle toplam 10.191 adet gemi Kocaeli limanlarına gelmiştir.

### **3.2.Örnekleme Yapılacak Evlerin Belirlenmesi ve Numunelerin Toplanması**

Bu çalışmada Kocaeli ilinin kirliliğini temsilen İzmit, Başiskele, Gölcük, Karamürsel; endüstri kirliliğini temsilen Gebze, Dilovası, Çayırova; nispeten temiz bölgeleri temsilen Kartepe, Kandıra ilçelerinde bulunan evler seçilmiştir. Kocaeli ilinde birçok bölgede fabrikalar yerleşim yerleri içinde yer almaktadır. Buna bağlı olarak o bölgede yerleşim yoğunsa ve fabrika bulunuyorsa bile "kent" kirliliği olarak tanımlanmıştır. Evlerin lokasyonları aynı dış ortam kirliliğine sahip olmamaları adına birbirlerinden mümkün olduğunca uzak noktalardan seçilmelerine çalışılmıştır. Örnekleme yapılan ilçeler Tablo 3.2.'de verilmiştir. Evlerin konumu ise Şekil 3.1.'de verilmektedir.

Tablo 3.2. Örnekleme yapılan semtler ve numune sayıları

Semt	Kirlilik Türü	Örnekleme yapılan ev sayısı
İzmit	Kent	10
Gölcük	Kent	10
Karamürsel	Kent	10
Başiskele	Kent	5
Değirmendere	Kent	5
Gebze	Sanayi	10
Dilovası	Sanayi	10
Çayırova	Sanayi	10
Kartepe	Kırsal	10
Kandıra	Kırsal	10
Toplam		90



Şekil 3.1. Evlerin konumu (maps.googleearth, 2016)

Çalışma başlamadan önce belirlenen evlere ziyaretler gerçekleştirilip, çalışma hakkında bilgilendirme yapıldı. Anketi gerçekleştirmek için ziyaret takvimi

oluşturuldu ve evler tekrar ziyaret edilerek anket yapıldı. Anket, evlerde ölçülen kirlilik seviyeleri ile evde bulunan eşyalar, sigara kullanılıp-kullanılmaması yemek yapma tarzları vb. gibi yapılan aktiviteler, havalandırma ve soğutma sistemi, döşeme tipi, bina yaşı vb. gibi evin özellikleri ile istatistiksel anlamda ilişki var olup olmadığının tespiti amacıyla uygulanmıştır. Anket soruları Ek-A'da verilmiştir.

Daha sonra anket yapılan evde numunenin alınacağı gün kararlaştırılmıştır ve ev sahibine kendi süpürgesi ile yaptığı temizlikten sonra, evi bir hafta boyunca süpürmemesi gerektiği konusunda bilgi verilmiştir. Ortalama 6-7 gün süpürülmemiş evler proje ekibi tarafından numuneleri toplamak için tekrar ziyaret edilmiştir. Allen ve Rudel tarafından tavsiye edilen yöntem doğrultusunda iç ortam toz örnekleme gerçekleştirilmiştir (Allen ve diğ., 2008; Rudel ve diğ.,2003).

İç ortam toz numuneleri %99,5 verimle 0,3 µm ve daha büyük partikülleri tutma özelliğine sahip Hepa 14 filtrelili NILFIKS Elite model elektrik süpürgesi kullanılarak, ıslak zeminler dışında tüm ev süpürülerek toplanmıştır. Her ev için farklı toz torbası tercih edilmiş ve süpürme işlemi bittikten sonra süpürge ucu ve borusu isooktan çözültisi ile temizlenmiştir. Arazi şahidi olarak sodyum sülfat tuzu kullanılmıştır. Öncesinde KOK kirleticilerinden temizlemek için 4 saat süreyle 450 °C'de aktive edilmiş olan sodyum sülfat tuzu, örnekleme yapılan evde isooktan çözültisi ile önceden temizlenmiş yaklaşık 1 m<sup>2</sup> alana dökülüp süpürüldü (Hassan ve Shoeib, 2015). Numunelerin toplanması ve taşınması esnasında olası bir kirlenmenin olup olmadığını belirlenebilmesi için arazi şahidi kullanıldı (Abdallah ve diğ., 2013).

Toplanan iç ortam tozları Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünde yer alan GC-MS Laboratuvarındaki derin dondurucuda saklanmıştır.

### **3.3. Örnekleme Dönemindeki Meteorolojik Koşullar**

Pencere açılarak gerçekleştirilen doğal havalandırmalar iç ortam tozlarının dış ortam tozlarından etkilenmesine neden olduğu için ve ısınmadan kaynaklı kirleticileri de belirleyebilmek adına örnekleme dönemi havalandırmaların daha az olduğu kış mevsiminde yapılmıştır (Wallace, 1987; Woodruff ve diğ., 2000). Şubat ve Mart aylarında toplam 90 evden numune toplanarak PBDE, PCB ve PAH analizleri yapılmıştır.

Projenin yapıldığı Kocaeli ilinde Meteoroloji Genel Müdürlüğü'ne göre hazırlanan Tablo 3.3.'de de görüldüğü gibi 2016 yılı Şubat ve Mart aylarındaki ortalama sıcaklık en yüksek 10,7 °C ve en düşük 3,6 derece olmak üzere yaklaşık 7 °C ile 9 °C arasındadır. Ortalama güneşlenme süresi 3-4 saat, ortalama yağışlı gün sayısı 15 gün ve aylık toplam yağışlı gün sayısı ortalaması 72,5 kg/m<sup>2</sup>dir (URL-1).

Tablo 3.3. Kocaeli İline Ait Şubat ve Mart Ayı Meteoroloji Bilgileri

Kocaeli	Şubat	Mart
Ortalama Sıcaklık, °C	6,7	8,7
Ortalama En Yüksek Sıcaklık, °C	10,7	13,2
Ortalama En Düşük Sıcaklık, °C	3,6	5,0
Ortalama Güneşlenme Süresi, saat	3,0	4,6
Ortalama Yağışlı Gün Sayısı	15,6	14,1
Aylık Toplam Yağış Miktarı Ortalaması (kg/m <sup>2</sup> )	72,6	72,4

### 3.4. Örneklerin Hazırlanması ve Analizi

Evlerden toplanan iç ortam numuneleri eleme işleminden önce tüy, kıl, taş gibi maddelerden cımbız yardımıyla ayıklandı. Ardından 100 µm çapındaki paslanmaz çelik elek ile elendi. Yapılan çalışmalar incelendiğinde en çok 100 µm çap boyutunda çalışıldı ve bu yüzden 100 µm çaplı elek tercih edildi (Yu ve diğ. 2012; Wang ve diğ. 2015). Analizler için hazırlanan numuneler daha önce isooktan ile temizlenen, 300 °C'de etüvde bekletilmiş olan temiz amber şişelerde ekstraksiyon işlemine kadar -20 °C'de derin dondurucuda saklandı.

### 3.5. Kullanılan Kimyasal ve Laboratuvar Malzemeleri

Laboratuarda kullanılan eleklerin temizleme işlemlerinde organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ve saf su kullanıldı. Kurutma işlemi ise 200 °C'de etüvde gerçekleştirildi. Kullanılan cam malzemelerin temizliğinde ise sıcak su, laboratuvar deterjanı ve saf su kullanıldı. Ayrıca cam malzemeler yıkandıktan sonra aseton ve hegzan ile yeniden yıkanarak 110 °C'de etüvde kurutulmuş ve kullanıma hazır hale getirildi.

Kalibrasyonlar ve kalite kontroller için kullanılan standartların listesi Tablo 3.4.'de gösterilmektedir.

Yapılan analizler esnasında kullanılan %99,9 saflıkta Diklorometan (LiChroSolv), %99,8 saflıkta Aseton (SupraSolv), %98 saflıkta n-Hegzan (SupraSolv), %90 saflıkta Petrol Eteri (SupraSolv); Silisik Asit 60 (0,063-0,200 mm), susuz ve %99 saflıkta Sodyum Sülfat, ve Nötral Alümina 90 (0,063-0,200 mm) Merck markasından temin edildi. Ayrıca Azot gazı ise %99,999 yüksek saflıktadır.

Tablo 3.4. Kullanılan geri kazanım ve kalibrasyon standartları

Kimyasal	Bileşiklerin İsimleri	Konsantrasyon	Temin Edilen Firma
<b>Kalibrasyon Standartları</b>			
PCB (mix)	PCB-18, 20, 28, 31, 44, 52, 101, 105, 118, 138, 149, 153, 170, 180, 194	100 µg /mL	Absolute Standard PCB Congener Mix, 15 components in 1 mL
PBDE	PBDE17, BDE28, BDE47, BDE66, BDE85, BDE99, BDE100, BDE153, BDE154, BDE183, BDE190, BDE207, BDE209	5 µg /mL	AccuStandard (BDE-COC)
PAH	Nap, Acy, Ace, Flu, Ant, Phe, Flt, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DahA, Ind, BghiP	100 µg /mL	Absolute Standards (EPA Method 525,2 PAH Standard, 16 components, 100 µg/mL, in acetone 1mL)
<b>Geri kazanım Standartları</b>			
PCB	PCB 204 PCB168	10 µg/mL	Dr. Ehrenstorfer GmbH
PBDE	BDE 77 ve BDE 128	50 µg/mL	Cambridge Isotope Laboratories, Inc.
PAH	Asenaften-d10, perilen-d10, krisen-d10, fenantren-d10	500 µg/mL	Cambridge Isotope Laboratories, Inc.

### 3.6. Örneklerin Ekstraksiyonu ve Önzenginleştirilmesi

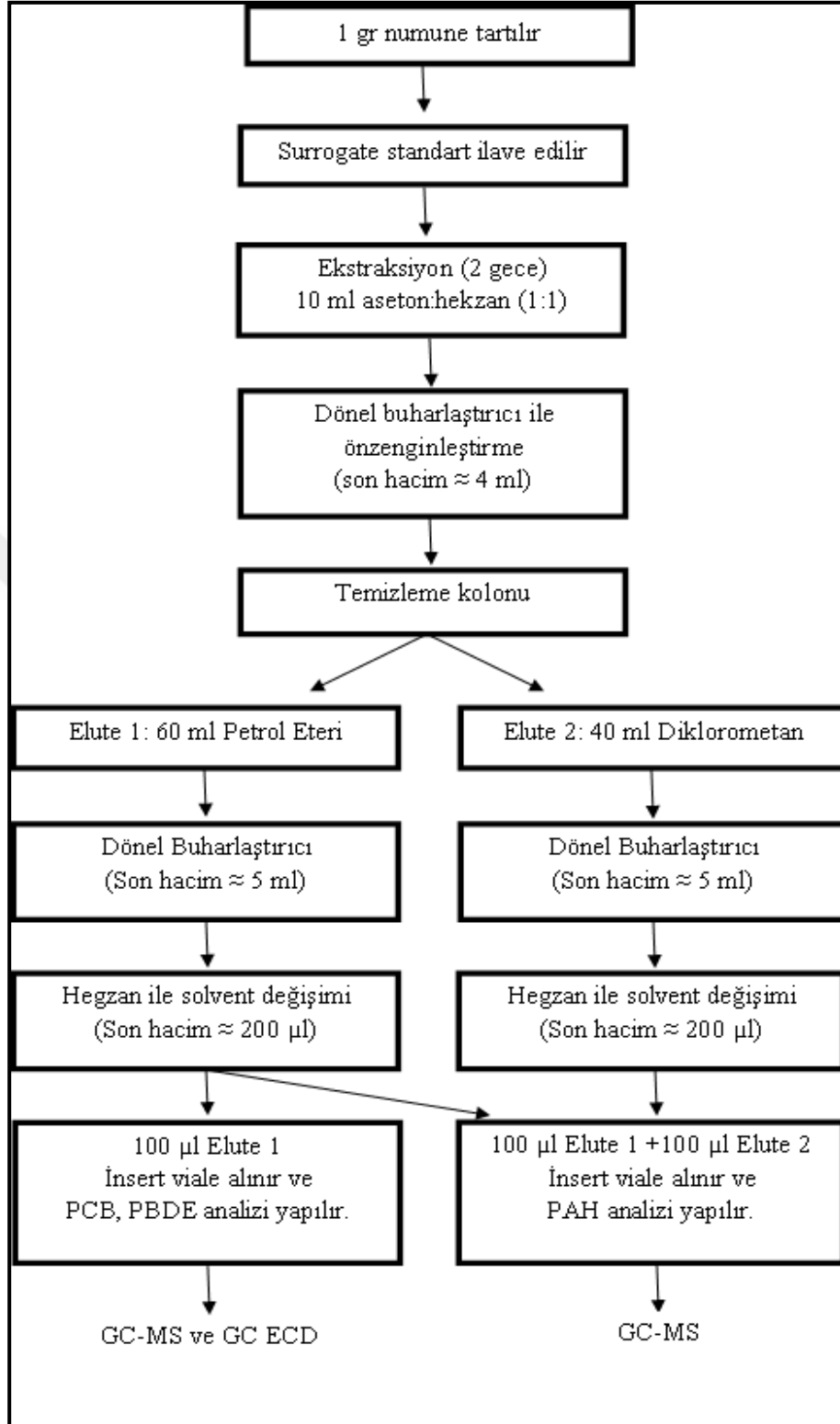
Derin dondurucudaki numunelerden PBDE, PCB ve PAH analizleri yapılmak üzere hassas terazide 1 gr tartıldı ve cam tüplere alındı. Ardından kalite kontrolü amacıyla tartılan toz numunelerinin üzerine geri kazanım standartları enjekte edildi ve geri kazanım oranları  $76 \pm 14 \%$  (Asenaften-d10),  $79 \pm 17 \%$  (Krisen-d12),  $77 \pm 12 \%$  (Perilen-d12),  $76 \pm 19 \%$  (Fenantren-d10),  $62 \pm 11 \%$  (BDE77),  $68 \pm 6 \%$  (BDE128) ,

66 ± 9 ( PCB 68) ve 70 ± 10 (PCB 204) olarak hesaplandı. Daha sonra tüplere 10 ml aseton:hegzan (1:1) çözeltisi ilave edildi, tüplerin ağızları teflon bant ile kapatıldı. Oda sıcaklığında ve karanlıkta toplam iki gece bekletildi.

Birinci geceden sonra ısıtma özelliği kapalı olan ultrasonik banyoya 1 saat maruz bırakılan numunelerin sıvı kısmı amber şişelere pastör pipet yardımıyla alındı ve buzdolabında muhafaza edildi. Cam tüpte kalan numunelere ikinci kez 10 ml aseton:hegzan (1:1) çözeltisi ilave edildi ve bir gece daha karanlıkta, oda sıcaklığında bekletildi. İkinci gecenin ardından ısıtma özelliği kapalı olan ultrasonik banyoya 1 saat maruz bırakılan numunelerin sıvı kısmı, birinci geceye ait sıvı kısım ile birleştirildi.

İki gecenin sonunda birleştirilen sıvılar temiz santrifüj tüplerine alındı ve 3500 tur/dk ile 10 dk boyunca santrifüj edildi. Böylece çökebilen parçacıklardan arındırıldı. Ardından numune santrifüj tüpünden şilifli amber cam balona pastör pipet vasıtasıyla alınarak hacmi 4 ml'ye düşürülmek üzere dönel buharlaştırıcıda önzenginleştirilmesi işlemi gerçekleştirildi.

Önzenginleştirme sonucunda 4 ml olan numune 5 ml'lik amber şişelere alınarak kolon yapımına kadar -4 °C'de buzdolabında bekletildi. Şekil 3.2.'de numunelerin önzenginleştirme ve ekstraksiyon işlemlerinin aşamaları şematik olarak gösterilmiştir. Ayrıca Şekil 3.3. 'de ise çalışmaya ait görseller yer almaktadır.



Şekil 3.2. Numunelerin ekstraksiyonu ve özenleştirme adımları





Şekil 3.3. Laboratuvar çalışmalarına ait fotoğraflar

### 3.7. Temizleme (Clean-up) İşlemleri

Numunelerde hedef kirleticilerin analizi sırasında girişim yapabilecek diğer kirleticilerin giderilmesi adına kolon temizleme (clean-up) prosedürü uygulandı. Alümina ve silisik asit organik kirleticileri tutmak için kullanılırken, sodyum sülfat numunelerdeki su ve nemi tutmak için kullanıldı.

### 3.7.1. Kolonda yer alacak kimyasalların hazırlanması

Kolon yapımındaki kullanılmış olan malzemelerin temizliği ve kimyasalların aktivasyonu için gerekli olan hazırlıklar aşağıdaki gibi yapıldı.

Cam malzemelerin temizliği: Kullanılan cam malzemeler sıcak su ve organik malzeme içermeyen laboratuvar deterjanı ile yıkandı ve iyice durulandı. Ardından deiyonize su ile de durulandı. Durulama işlemlerinin ardından bütün cam malzemeler aseton ve hegzan ile yeniden yıkandı, 110 °C etüvde 4 saat bekletilerek kurutuldu ve deneye hazır hale getirildi.

Cam yünü için uygulanan işlemler: Temiz behere alınan cam yününün üzerini geçecek şekilde yüksek saflıkta hegzan ilave edildi ve çeker ocakta hegzan buharlaşana kadar bekletildi. Kuruyan cam yünü kapaklı amber şişeye alındı ve böylece havayla teması engellendi, kullanıma hazır hale getirildi.

Silisik asit için uygulanan işlemler: İhtiyaç duyulan miktar kadar temiz bir kaba alınan silisik asit 16 saat boyunca 130 °C etüvde bekletilerek aktive edildi ve desikatörde 1 saat soğutuldu. Soğuyan silisik asit temiz bir balon jöjeye alınarak ultra saf su ile %5 oranında deaktive edildi, topaklanmaması için iyice çalkalanarak 1 saat karanlıkta bekletildi. Kullanıma hazır hale gelen silisik asit 12 saat içinde kolon işleminde kullanıldı.

Alümina için uygulanan işlemler: İhtiyaç duyulan miktar kadar temiz bir kaba alınan alümina 6 saat boyunca 350 °C'de kül fırınında bekletilerek aktive edildi ve desikatörde 1 saat soğutuldu. Soğuyan alümina temiz bir balon jöjeye alınarak ultra saf su ile %6 oranında deaktive edilip topaklanmaması için iyice çalkalanarak 1 saat karanlıkta bekletildi. 12 saat içinde kolon işleminde kullanıldı.

Susuz sodyum sülfat için uygulanan işlemler: İhtiyaç duyulan miktar kadar temiz bir kaba alınan sodyum sülfat 6 saat boyunca 350 °C'de kül fırınında bekletilerek aktive edildi ve desikatörde 1 saat soğutuldu. 12 saat içinde kolon işleminde kullanıldı.

Temizleme (clean-up) Kolonunun Hazırlanması: Analizlerde Şekil 3.4.'deki gibi 15 cm boyunda ve 1 cm çapında teflon musluklu cam kolon kullanıldı.

Kolon hazırlığında hassas terazi kullanıldı ve Şekil 3.4.'de de görüldüğü gibi sırasıyla aşağıdan yukarıya doğru 0,1 gr cam yünü, 3 gr silisik asit, 2 gr alümina ve 1 g sodyum sülfat tartılıp kolona döküldü ve hazır hale getirildi.



Şekil 3.4. Temizleme (Clean-up) kolonunun görseli

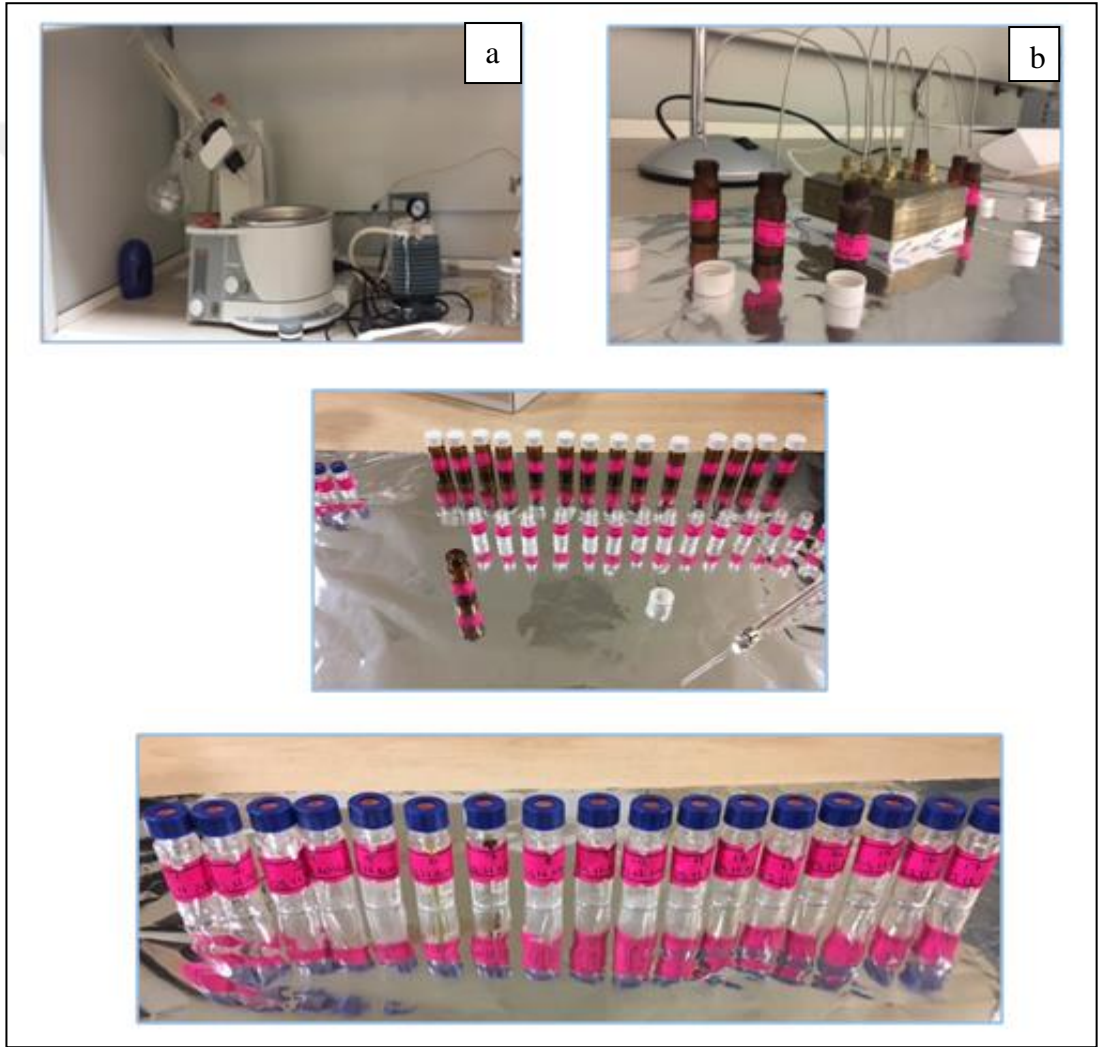
### 3.7.2. Temizleme (clean-up) ve son zenginleştirme

PBDE, PCB ve PAH ayırma işlemleri için kullanılan kolon önce 20 ml diklorometan ile ardından 20 ml petrol eteri ile yıkandı. Ardından hacmi 5 ml'ye düşürülmüş olan numune ilave edildi. Daha sonra Şekil 3.2.'de şematik olarak gösterildiği gibi PCB ve PBDE kirleticilerini kolondan almak için 60 ml petrol eteri kolondan geçirildi, hemen arkasından PAH kirleticilerini alabilmek için ise 40 ml diklorometan kolondan geçirildi.

Kolondan alınan birinci ve ikinci fraksiyonlar ısıtma özelliği kapalı olan dönel buharlaştırıcı vasıtasıyla hacimleri yaklaşık 4 ml'ye düşürüldü. Hacmi 4 ml'ye düşen

numuneler temiz 5 ml'lik amber viallere pastör pipetler yardımıyla alındı ve saf azot gazı altında 4 defa hegzan ilavesi yapılarak hegzan solvent değişimi yapıldı ve hacmi 200 µl'ye kadar düşürülerek zenginleştirme yapıldı.

PAH kirleticileri birinci ve ikinci fraksiyonlarda birlikte kolondan ayrıldığı için PAH analizi öncesinde birinci ve ikinci fraksiyonlardan eşit hacimlerde (100'er µl) vial içinde karıştırıldı ve bu şekilde okumaya hazır edildi. Birinci fraksiyonda kalan 100 µl kısmında ise PCB ve PBDE analizi yapıldı.



Şekil 3.5. Hacim azaltma işlemleri a)Dönel buharlaştırıcıyla, b)N<sub>2</sub> ile zenginleştirme

### 3.8. Örneklerin Analizi

PBDE ve PAH analizleri Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde bulunan Agilent 7890N GC cihazının 7890B MS dedektörüyle, PCB analizi ise aynı cihaz üzerinde yer alan ECD dedektörü ile gerçekleştirildi.

GC-MS'in kalibrasyonu için 14 adet PBDE, 16 adet PAH izomerleri 6 farklı konsantrasyonda kalibrasyon yapıldı. GC-ECD ise 15 adet PCB izomeri için ise 0,05 ng/µl ile 10 ng/µl aralığında 6 noktalı kalibrasyon hazırlandı. Kalibrasyon eğrilerinde korelasyon katsayısı eğrisi ( $R^2$ ) 0,997 bulunmuştur. Tablo 3.5. ve Tablo 3.6'da PBDE ve PAH izomerleri için GC-MS kalibrasyon bilgilerini ve Şekil 3.6., Şekil 3.7 ve Şekil 3.8. ise örnek kromatogramları yer almaktadır.

PBDE analizleri için fırın programı: 100 °C'de 1 dakika bekleme, 8 °C /dak'lık artışla 320 °C'ye çıkıp 6 dakika bekletildi. Enjeksiyon port sıcaklığı 295 °C'dir.

PCB ölçümleri için fırın sıcaklığı: 80 °C'de 2 dakika bekleme, 30 °C/dak'lık artışla 300 °C'ye ve 10 °C /dak'lık artışla 320 °C'ye çıkıp 10 dakika bekletildi.

PAH örneklerinin belirlenmesinde kullanılan fırın sıcaklığı 50 °C'de 1 dakika bekleme, 25 °C/dak'lık artışla 200 °C ye ve 8 °C/dak'lık artışla 300 °C'ye çıkıp 8 dakika bekletildi. Enjeksiyon port sıcaklığı 295 °C'dir.

### 3.9. Kalite Güvence/Kalite Kontrol

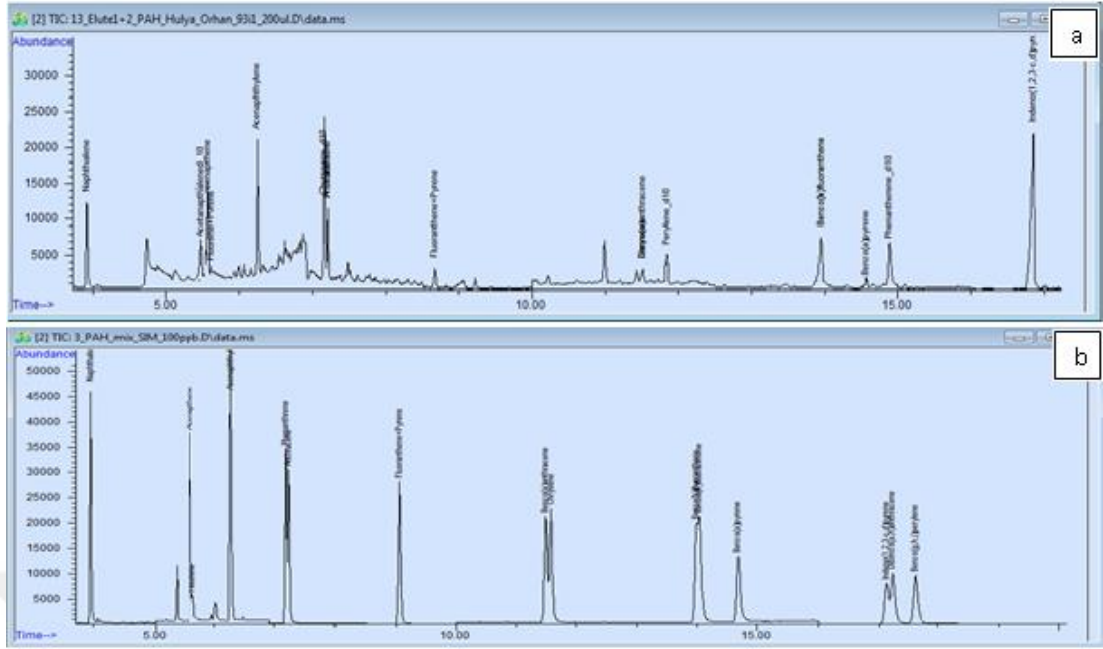
Yapılan analizlerin doğruluğunun kontrol edilmesi amacıyla numune toplama esnasında veya laboratuvardaki malzemelerden gelebilecek herhangi bir kirliliğin girişim yapıp yapmadığını kontrol edebilmek adına Kalite Güvence/Kalite Kontrol (KG/KK) prosedürü takip edildi. Çalışma süresince toplam 7 adet arazi şahidi toplandı. Arazi şahitlerinde PCB-31+18, PCB-52, PCB-101 ve PCB-194 olmak üzere sadece 4 adet PCB tespit edildi. Numunelerdeki PCB konsantrasyonları ise şahitlerdeki PCB konsantrasyonlarından 9 kat (PCB-52), 39 kat (PCB-31+28) daha fazla tespit edildi. PBDE'lerden ise BDE-154, BDE-190 ve BDE-209 tespit edildi. Örnek PBDE konsantrasyonlarının şahitteki miktarlarına oranları 11 (PBDE-154) ile 9 (PBDE-209) hesaplandı. Ayrıca arazi şahitlerinde 16 adet PAH izomerinden 8 tanesine (piren, krisen, naftalin, asenaftalin, floren, floranten, fenantren ve

benzo[a]antrasen) rastlandı. Numunelerdeki PAH konsantrasyonları ise şahitlerdeki PAH konsantrasyonlarından 14 kat (floranten) - 217 kat (fenantren) daha fazla tespit edildi.

Standart analizi ve toplanan numunelere ait seçilmiş PBDE, PCB ve PAH kromatogramları Şekil 3.6., Şekil 3.7. ve Şekil 3.8.'de verilmiştir. Arazi şahidinde rastlanan kirleticiler numune kütlelerinden çıkartılarak “şahit düzeltmesi” yapıldı. Benzer şekilde laboratuvardaki malzemelerden ve solventlerden herhangi bir kirliliğinin gelip gelmediğini tespit etmek için laboratuvar şahidi kullanıldı. Bunun için 25 adet kolondan oluşan her set çalışmasında numune yerine şartlandırılmış sodyum sülfat kullanıldı ve numuneye yapılan bütün aşamalar şahide de aynı şekilde uygulandı. Bu şekilde yapılan analizlerle “laboratuvar şahidi” hesaplandı. Çalışmada GC derecesine solventler, yeni malzemeler (etüv, kül fırını, vb.) ve çok iyi yıkanmış cam malzeme kullanıldığı için laboratuvar şahidinde hemen hemen hiçbir kirleticiye rastlanmadı. Bu nedenle numunelerde şahit düzeltmesi arazi şahit sonuçlarına göre yapıldı.

Tüm numunelere ekstraksiyon işleminden önce geri kazanım verimini bulmak adına geri kazanım “recovery” standardı eklendi. Geri kazanım standardının analitik geri dönüşüm verimleri ise %61,7±6 (<sup>13</sup>C<sub>12</sub> BDE-203), %63,2±11 (<sup>13</sup>C<sub>12</sub> BDE-47), %73±14 (<sup>13</sup>C<sub>12</sub>PCB-181) 76±14% (asenaften D-10), 76±19% (fenantren D10) 77±12% (perilen -D10) ve 79±17% (krisen -d10), şeklinde bulundu. Ayrıca izomerlerin m/z iyonları, metot tayin sınırları (MDL) ve kanitatif analiz sınırları (LOQ) değerleri Tablo 3.5. ve Tablo 3.6.'da verilmiştir.





Şekil 3.8. GC-MS Analizi a) PAH mix için kalibrasyon 100 ppb b) PAH için numune kromotogramı

Tablo 3.5. GC-MS PBDE izomerleri için kalibrasyon parametreleri

	m/z	Tutma süresi	Doğrusal kalibrasyon aralığı (ppb)	LOD (ng/g)	LOQ (ng/g)
BDE-17	246,248,406	12,459	5-100	0,02	0,070
BDE-28	246,248,406	12,763	5-100	0,02	0,078
BDE-47	486	14,608	5-100	0,06	0,252
BDE-66	486	14,866	5-100	0,09	0,437
BDE-71	486	15,142	5-100	0,14	0,314
BDE-85	404,564,566	16,337	5-100	0,11	0,378
BDE-99	404,564,566	16,789	5-100	0,11	0,351
BDE-100	404,564,566	17,56	5-100	0,05	0,160
BDE-138	644	17,981	5-100	0,12	0,472
BDE-153	644	18,544	5-100	0,05	0,175
BDE-154	644	19,303	5-100	0,05	0,155
BDE-183	562	20,198	5-100	0,12	0,496
BDE-190	564	21,16	5-100	0,15	0,355
BDE-209	797	28,372	25-500	0,59	1,891



Tablo 3.6. GC-MS PAH izomerleri için kalibrasyon parametreleri

	m/z	Tutma süresi	Doğrusal kalibrasyon aralığı (ppb)	LOD (ng/g)	LOQ (ng/g)
Naftalin (Nap)	128,127,129	3,949	10-250	0,07	0,23
Asenaften (Ace)	152,151	5,589	10-250	0,06	0,17
Flouren (Flue)	165,89,152	5,631	10-250	0,10	0,32
Asenaftelen (Acy)	166,165,167	6,277	10-250	0,09	0,31
Fenantren (Phe)	178,176,152	7,197	10-250	0,09	0,27
Antrasen (Ant)	178,176,152	7,245	10-250	0,04	0,12
Floranten+Piren (Flt+Pyr)	202,201,101	9,059	10-250	0,10	0,45
Benzo[a]antrasen (BaA)	228,226,229	11,488	10-250	0,09	0,29
Krisen (Chr)	228,226,229	11,577	10-250	0,10	0,34
Benzo[b]floranten (BbF)	252,253	14,03	10-250	0,11	0,43
Benzo[k]floranten (BkF)	252,253	14,043	10-250	0,13	0,53
Benzo[a]piren (BaP)	252,253	14,695	10-250	0,10	0,42
İndeno[1,2,3-cd]piren (Ind)	276,277,138	17,135	10-250	0,18	0,83
Dibenzo[a,h]antrasen (DahA)	278,277,138	17,299	10-250	0,15	0,65
Benzo[g,h,i]perilen (BgP)	276,277,138	17,613	10-250	0,16	0,70

### 3.10. Kaynak Belirleme Modeli

Faktör analizi (FA) kirleticinin alıcı ortamda gerçekleştirilen ölçümlerinden elde edilen veri setine istatistiksel olarak uygulanan “kaynak belirleme modeli”dir. Daha önce Thurston ve Spengler (1985); Swietlicki ve diğ., (1996); Baldasano ve diğ. (1998); Guo ve diğ., (2004) tarafından yapılan yayınlarda FA tekniği detaylı bir şekilde anlatılmıştır. FA uygulamalarında ortamı etkileyen kaynakların nitelikleri ve sayısı hakkında detaylı bilgiye sahip olmaya gerek yoktur (Guo ve diğ. 2004). FA'nın asıl amacı, veri setinde benzer varyasyona sahip verileri gruplayarak, veri setini kaynak sayısına düşürmek (faktör) ve her bir kaynağın (faktörün) her bir ölçüm noktasına olan yüzdesel payını hesaplamaktır (Odden ve Barth,2000; Leuchner ve Rappengluck, 2010). FA tekniği veri setindeki değişkenler arasında korelasyonları değerlendirip yeni korele olmayan değişkenler (faktörler) oluşturur (Abdul Wahab ve diğ., 2005). Böylece ilk faktör değişkenler arasında en yüksek varyasyonu açıklar, faktör numarası arttıkça varyasyon azalır.

İç ortam tozunda olası KOK kaynaklarını belirleyebilmek adına veri setine SPSS (Statistical Package for Social Sciences Inc. Chicago, USA, Version 17) programı kullanılarak faktör analizi (FA) uygulaması gerçekleştirildi. Kirleticiler yüzdesel olarak %80'den fazla ölçülmemiş ise bu kirleticinin veri setinden çıkartılması gerekmektedir. Yaptığımız çalışmada her evde ölçülmeyen BDE-17 (n=43) kirleticisi veri setinden çıkartılmıştır. Girdi verisi düzenlendikten sonra analiz sonunda “scree grafiği” ve faktörlerin özdeğerleri göz önüne alınarak faktör sayısı belirlenmiştir. Özdeğer (eigen value) değişkenler arasında korelasyonu göstermektedir. Eğer faktörün özdeğeri 1 ve 1'den büyük ise bu faktör istatistiksel olarak kabul edilir demektir (Abdul Wahab ve diğ., 2005). Dik döndürme metodu olan Varimax rotasyonu, bileşenleri basit hale getirerek faktörlerin kolayca açıklanmasını sağlar. Veriler kendi içinde tutarlıysa, döndürme işlemi sonucunda elde edilen döndürülmüş faktör matrisinde başlangıçta büyük olan faktör ağırlığının iyice büyümesini, küçük olanların ise iyice küçülmesini sağlar. Faktörlerin isimlendirilmesi ve yorumlanması faktör yükleri göz önüne alınarak yapılır. Buna göre, değişkenin ortak faktörle olan korelasyonu 0.30'dan büyükse o değişkenin söz konusu ortak faktörle istatistiksel olarak anlamlı bir ilişki gösterdiği kabul edilmektedir.

### 3.11. Anket Çalışması

Faktör analizi modellemesinde kaynakların tahmin edilebilmesi ve sağlık riski için gerekli solunum, vücut ağırlığı ve evde geçirilen süreleri tespit etmek için yapılan çalışma kapsamında numune toplanan evlerde anket çalışması yapılmıştır. Bu anket, ölçüm yapılan kirleticilere sebep olabilecek potansiyel kaynakları tahmin etmede faydalı olabilecek evin içinde bulunan eşya ve sayolarını, binanın fiziksel yapısını, yapılan aktiviteler, ev içinde geçirilen zaman ve kişisel bilgileri içermektedir. Tablo 3.7.'de numune toplanan evlerin özellikleri yer almaktadır.

Kocaeli ilinde bulunan kentsel, kırsal ve endüstriyel olmak üzere 10 farklı bölgeden toplamda 90 adet iç ortam toz numunesi toplanmıştır. Numune toplanan evlerin lokasyonları Şekil 3.1.'de gösterilmiştir ve özellikleri Tablo 3.7.'de verilmiştir. Evlerin %82'si (74 ev) apartman dairesi ve numune toplanan evlerin %77'si (69 ev) 2000 yılından sonra inşa edilmiştir. Evlerin %31'inde (29 ev) sigara içilmekte olup, %80'i (68 ev) doğal gaz ile ısınmaktadır. Evlerin %17 (15 ev) cadde üstünde iken diğerleri caddeye en az iki metre uzakta ve ya sokak aralarında.

Tablo 3.7. Numune toplanan evlerin özellikleri

Parametreler	Ev Sayısı ( kategorideki değerler)
Örneklem Alanı	Kent, Sanayi, Kırsal
Ana caddeye yakınlık	15 (<1 m), 18 (1-2 m), 23 (2-3 m), 20 (3-4 m), 14 (> 4m)
Bina yaşı	9 (<2 yıl), 7 (2-4 yıl), 9 (4-8 yıl), 19 (8-15 yıl), 51 (> 15 yıl)
Yaklaşık daire alanı, m <sup>2</sup>	7 (< 75 m <sup>2</sup> ), 16 (75-100 m <sup>2</sup> ), 45 (100-125 m <sup>2</sup> ), 14 (125-150 m <sup>2</sup> ), 8 (>150 m <sup>2</sup> )
Yalıtım yapılma yılı	24 (<2 yıl), 19 (<4 yıl), 15 (4-8 yıl), 8 (8-15 yıl), 19 (yalıtım yok)
Isınma türü	69 (doğal gaz), 13 (soba), 8 (doğal gaz+soba)
Evde sigara içme	29 (evet), 61 (hayır)
Evde yaşayan kişi sayısı	5 (6-8 kişi), 7 (5 kişi), 31 (4 kişi), 23 (3 kişi), 17 (2 kişi), 7 (1 kişi)
Evde çocuk var mı?	66 (evet), 24 (hayır)
Kaçıncı kat?	3 (0), 18 (1), 28 (2), 17 (3), 5 (4), 4 (5), 1 (6), 1 (7), 13 (villa)
Evde evcil hayvan var mı?	11 (evet), 79 (hayır)

Katılımcılar ilk gün yapılan anketi araştırmacılar ile birlikte doldurdular, devam eden 6 gün boyunca ise kendileri doldurdu. Anketi evde yaşayan herkesin doldurması

gerektiğinden 12 yaş altındakiler ebeveynleri yardımıyla anketi doldurdular. 7 gün sonunda araştırmacı iç ortam toz numunesini almaya geldiği zaman doldurulmuş anketi aldılar.

### 3.12. Sağlık Riski Tahmini

Tozlara olan maruziyetler varsayımlara dayanarak tahmin edilmeye çalışıldı; (1)İnsanlar tozlara yeme, soluma ve deri teması yoluyla maruz kalırlar; (2)İnsanlar ömürleri boyu tozlara maruz kalırlar; (3)Çalışmada kullanılan bazı maruziyet parametreleri referans olarak baz alınan topluluklar ile yapılan çalışmalardan alınmıştır; (4)Kanser risk tahmini ve kronik-toksik etkiler (HQ) yapılırken ayrı ayrı her bir kirleticinin kanser risk tahmini ve kronik-toksik etkileri toplanabilir; (5)Kanser riski tahminlerinde ve kronik-toksik etkiler (HQ) kirleticilerin üç ana yolla maruziyetleri toplanabilir (Lim ve diğ., 2014; Kang ve diğ., 2011). Her üç ana yolla maruziyet riski hesabında kullanılan denklemler aşağıda listelenmiştir. Sağlık riski tahmini için kullanılan bütün denklemler US EPA tarafından ve farklı araştırmacılar tarafından önerilen yöntemlerden uyarlanmıştır (US EPA 2003 & 2006; Liu ve diğ. 2015; Deng ve diğ., 2014; Lim ve diğ., 2014; Kamal ve diğ., 2014; Man ve diğ., 2013; Kang ve diğ., 2011b).

$$D_{yeme_i} = C_{toz} \times \frac{R_{yeme_i} \times ET_i \times EF \times ED_i}{BW_i \times T_{ort}} \times CF \quad (3.1)$$

$$D_{solunum_i} = C_{toz} \times \frac{R_{solunum_i} \times ET_i \times EF \times ED_i}{PEF \times BW_i \times T_{ort}} \times CF \quad (3.2)$$

$$D_{deri\ teması_i} = C_{toz} \times \frac{SAF \times A_{cilt} \times DAF \times ET_i \times EF \times ED_i}{BW_i \times T_{ort}} \times CF \quad (3.3)$$

Burada;

$D_{sol}$ ,  $D_{yeme}$ ,  $D_{deri\ teması}$  Yaş grupları için günlük kimyasal alım (yeme, soluma ve deri teması) yolları (mg/kg.gün),

$C_{toz}$  Ölçülen toz derişimi (mg/kg) ,

$R_{yeme}$  Yaş grupları için yeme yoluyla günlük alımı (mg toz/gün),

$R_{solunum}$  Yaş grupları için soluma yoluyla günlük (m<sup>3</sup>/gün),

$Et$  Yaş grupları için evdeki günlük maruziyet süresi (saat/gün),

$EF$  Maruziyet frekansı (gün/yıl),

ED	Yaş grupları için maruziyet süresi (yıl),
BW	Yaş grupları için ortalama vücut kütlesi (kg),
T <sub>ort</sub>	Yaş grupları için Türkiye'deki ortalama yaşam süresi (gün),
CF	Birim dönüştürme faktörü,
A <sub>cilt</sub>	Yaş grupları için cilt temas alanı (cm <sup>2</sup> ),
PEF	Parçacık emisyon faktörü (m <sup>3</sup> /kg),
SAF	Cilt uyum faktörü (mg/cm <sup>2</sup> h),
DAF	Deri emilim faktörü (birimsiz),

olarak ifade edilmektedir.

Toz maruziyeti hesabında kullanılan parametreler ve değerler Tablo 3.8.'de verilmiştir. Kanser riski taşımayan toplam tehlike indeksi (HQ<sub>i</sub>) PBDE, PCB ve PAH için RfD değeri ile ifade edilir. Kirleticiye yeme, soluma ve deri temasıyla ömür boyu maruziyet sonucu kanser olma riski Denklem (3.5), Denklem (3.6) ve Denklem (3.7) ile ifade edilir.

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

Yeme yoluyla maruziyette;

$$\text{Kanserojenik risk}_{\text{solunum}} = D_{\text{solunum}} \times SF_{\text{solunum}} \quad (3.5)$$

Soluma yoluyla maruziyette;

$$\text{Kanser Risk}_{\text{yeme}} = D_{\text{yeme}} \times SF_{\text{yeme}} \quad (3.6)$$

Deri teması yoluyla maruziyette;

$$\text{Kanser Risk}_{\text{deri teması}} = D_{\text{deri teması}} \times SF_{\text{deri teması}} \times GIABS \quad (3.7)$$

Burada, RfD<sub>i</sub> yeme, soluma ve deri temasıyla referans doz; D her bir PBDE, PCB ve PAH izomereleri için yeme, soluma ve deri teması yoluyla ortalama günlük maruziyet dozu (mg/kg/gün); SF yeme, soluma ve deri temasıyla maruz kalınan kirliliğin risk eğim faktörü (mg/kg/gün)<sup>-1</sup>; GIABS mide-bağırsak emilim faktörünü ifade etmektedir. Ne yazık ki KOK grubu kirleticileri için tozların GIABS değeri daha önce deneysel olarak çalışılmadığından dolayı sağlık riski tahmini yapılan pek çok yayındaki gibi emilimin %100 gerçekleştiği varsayılarak bu değer 1 olarak alınmıştır (De Wit ve diğ., 2012; Kamal ve diğ., 2014; Hassan ve diğ., 2015). Sağlık

riski tahmininde kullanılan referans dozlar (RfD) ve eğim faktörleri (SF) Tablo 3.9.'da verilmiştir.

Tablo 3.8. Maruziyet hesabında kullanılan parametreler ve değerleri

Maruziyet Faktörleri	Kısaltmalar	Çocuk (1-6 yaş)	Yetişkin	Referans
Ölçülen toz derişimi (mg kg <sup>-1</sup> )	C <sub>toz</sub>			Bu çalışma
Toz yenme oranı (mg toz gün <sup>-1</sup> )	R <sub>yeme</sub>	60	30	USEPA,2011
Soluma oranı* (m <sup>3</sup> gün <sup>-1</sup> )	R <sub>solunum</sub>	11.9	17,4	Bu çalışma
Evde günlük maruziyet süresi (saat/gün) <sup>a</sup>	ET	18,5/24 (0.77)	11/24 (0,46)	Bu çalışma
Maruziyet frekansı (gün yıl <sup>-1</sup> ) (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 <sub>ort</sub>	T <sub>exp</sub> *365days/yıl	T <sub>exp</sub> *365	USEPA, 2009
Kanserojen olan ortalama yaşam süresi (yıl)	T <sub>ort</sub>	70yıl× 365gün/yıl	70yıl× 365gün/yıl	
Partikül emisyon faktörü (m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ),	PEF	1,36*10 <sup>9</sup>	1,36*10 <sup>9</sup>	USEPA, 2009, Kamal ve diğ., 2014
Cilt uyum faktörü (mg cm <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	SAF	0,07	0,7	USEPA, 2002a,2002b
Cilt temas alanı (cm <sup>2</sup> )	A <sub>cilt</sub>	2800	5700	USEPA, 2001
Deri emilim faktörü (birimsiz)	DAF	0,001 (PBDE) 0,13 (PAH)	0,001 (PBDE) 0,13 (PAH)	USEPA, 2001, 2016
Birim çevirme faktörü	CF			

Tablo 3.9. Referans Dozlar (RfD) ve Eğim Faktörleri (SF)

Kirleticiler	RfD (mg kg <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup> )			SF (mg kg <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup> )		
	RfD <sub>solunum</sub>	RfD <sub>yeme</sub>	RfD <sub>deri teması</sub>	SF <sub>solunum</sub>	SF <sub>yeme</sub>	SF <sub>deri teması</sub>
BDE-209	0,007 <sup>1</sup>			0.0007 <sup>2</sup>	0.0007 <sup>2</sup>	0.0007 <sup>2</sup>
BDE-47	0,0001 <sup>1</sup>					
BDE-99	0,0001 <sup>1</sup>					
BDE-153	0,0002 <sup>1</sup>					
Benzo[a]piren				3,85 <sup>3</sup>	7,3 <sup>3</sup>	25 <sup>3</sup>
PCB105	4,78×10 <sup>-14</sup>					

<sup>1</sup>Li ve diğ.. (2015); Staskal ve diğ..(2008); Chou ve diğ. (2016)

<sup>2</sup>USEPA (2008); Li ve diğ. (2015); Ni ve diğ. (2012); Chou ve diğ. (2016)

<sup>3</sup>Peng ve diğ. (2011); USEPA (1994)

## 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

### 4.1. PBDE, PCB ve PAH Seviyeleri

90 adet evde ölçülen PBDE, PCB ve PAH konsantrasyonlarının ortalama, medyan, standart sapma ve minimum-maksimum değerleri Tablo 4.1., Tablo 4.3. ve Tablo 4.5.'de verilmiştir. Evlerdeki toplam PBDE ( $\sum_{14}$ PBDE) konsantrasyon değerleri 11,74 ng/g ile 2484 ng/g aralığında, ortalama değeri 491,74 ng/g ve medyan değeri 207,41 ng/g, toplam PCB ( $\sum_{15}$ PCB) konsantrasyon değerleri ise 1,61 ng/g ile 421,17 ng/g aralığında, ortalama değeri 37,92 ng/g ve medyan değeri 31,27 ng/g iken toplam PAH ( $\sum_{16}$ PAH) konsantrasyon değerleri 21,6 ng/g ile 11274 ng/g aralığında, ortalama değeri 1854 ng/g ve medyan değeri 987 ng/g olarak ölçüldü. Tabloya göre PAH izomerleri tüm evlerin %75'inde, PBDE izomerleri ise tüm evlerin %71'inde tespit edilirken PCB izomerleri tüm evlerin %68'inde tespit edildi. Farklı evlerde ölçülen kirleticilerin en düşük ve en yüksek değerleri birbiri ile oranladığında çıkan değer yüksek ise o kirleticinin iç ortamlarda değişkenliğini yüksek olduğunu ve evlerde bulunan kaynakların evden eve çok farklılık gösterdiğini işaret etmektedir. Eğer evler arasında çok fark yoksa ortak kaynak mevcut olduğu düşünülebilir. Evlerde ölçülen toplam kirleticilerin en yüksek ve en düşük değerleri arasındaki farka bakıldığında  $\sum_{16}$ PAH kirleticisi 508 kat farkla en çok değişkenlik gösteren kirletici grubuyken bunu 246 kat farkla  $\sum_{15}$ PCB ve 147 kat farkla  $\sum_{14}$ PBDE izlemektedir. Bu fark en çok PAH grubu kirleticilerinden BbF (860) ve Chr (768), PCB grubu kirleticilerinden PCB-149+118 (692), PCB-105 (742) ve PBDE grubu kirleticilerinden BDE-99 ve BDE-47 (478)'de görülmektedir.

#### 4.1.1. İç ortam tozunda PBDE seviyeleri ve literatür karşılaştırması

Toplamda 90 evde yapılan ölçümler sonucunda 127,64 ng/g medyan değeriyle BDE-209 en yüksek kirletici olarak ölçülmüştür. 2004 yılından itibaren Avrupa Birliği ve diğer ülkelerde penta ve octa PBDE'lerin yasaklanması veya gönüllü olarak üretiminin aşamalı olarak azaltılmasından dolayı deca-BDE kullanımına talep artmıştır (Kemmler ve diğ., 2009; Söderström ve diğ., 2004). 2008 yılında Avrupa

Birliği'nde PBDE üretimi yasaklanmış ve 1 yıl sonra Stockholm Sözleşmesi ile yasaklı KOK listesine eklenmiştir (2003/11EC; Court Proceeding 2008/c116/02; Kemmlein ve diğ., 2004; UNEP/POPS/COP.4/17, 2009). Yasaklanana kadar deca-BDE'ler penta-BDE'lerden 8,5 kat fazla ve okta-BDE'lerden ise 15 kat daha fazla üretilmişlerdir (BSEF,2003). Sonuçta yüksek seviyede BDE-209 ölçülmesi literatürde yapılan çalışmalar ile paralellik göstermektedir (Al-Omran ve Harrad, 2017; Venier ve diğ., 2016). Diğer en yüksek konsantrasyona sahip kirletici 5,91 ng/g medyan değerine sahip olan BDE-183 olarak ölçülmüştür ve bunu 3,97 medyan değeriyle BDE-190, 3,07 ng/g medyan değeriyle BDE-99 ve 2,55 ng/g medyan değeriyle BDE-47 izlemektedir. En yüksek medyan değerine sahip beş tane PBDE izomerlerinin  $\sum_{14}$ PBDE konsantrasyonuna oranı %59 ile %92 aralığındadır. Penta ve deca-BDE'lerin geçmişte yaygın üretimlerinin yanında bulunan bu değerler daha yüksek oktanol-su katsayısı ( $K_{OA}$ ) değerine sahip izomerlerin tozda tutunma oranlarının daha yüksek olduğu sonucuyla tutarlıdır (Tay ve diğ., 2017; Cequier ve diğ., 2014; Wong ve diğ., 2017).

İkinci en yüksek konsantrasyona sahip PBDE izomeri ticari okta-BDE içeren ürünlerin temel bileşeni ve ticari okta-BDE bileşiğinin %80'ini meydana getiren BDE-183 (hepta-BDE) olarak ölçüldü (La Guardia ve diğ. 2009). Bu izomerin televizyon gövdelerinde, plastik bilgisayar monitörlerinde ve tekstil (mobilya kaplamaları) gibi alanlarda yanmayı geciktirici olarak kullanıldığı tespit edilmiştir (Krol ve diğ. 2012). Dolayısıyla evde yer alan elektronik eşya sayısı ile BDE-183 anlamlı bir korelasyon oluşturmaktadır ( $r=0,61$  ,  $p<0,5$ ) (Abafe ve diğ. 2014). BDE-47, BDE-99 izomerlerinin yüksek konsantrasyonda ölçülmesi penta-BDE ticari kullanımına, yüksek konsantrasyonda BDE-183 ölçülmesi ise deka-BDE ticari kullanımına işaret etmektedir (Law ve diğ., 2003). Ayrıca penta-BDE izomerlerinin yüksek olmasının sebebi BDE-209 degradasyona uğramasıdır (Erikson ve diğ., 2004). İç ortamda tespit edilen penta-BDE izomerlerinin sırası ve oranları DE-71 ve Bromkal 70-5DE ticari ürünlerinin formülleri ile olan benzerliği penta-BDE kaynakları hakkında bilgi vermektedir (Besis ve diğ., 2014; La Guardia ve diğ., 2006). DE-71 ticari adıyla üretilen penta-BDE'lerin BDE-47/BDE-99 oranı 0,79 iken Bromkol 70-5DE ürününde bu oran 0,96'dır (La Guardia et al., 2006). Ayrıca 14 örnek için BDE47/99 medyan değeri 0,74 ng/g (0,47 ng/g ile 0,84 ng/g aralığında)



iken geri kalan örnekler için bu oranın medyan değeri 0,98 ng/g (0,86 ng/g ile 1, 54 ng/g aralığında) ölçüldü. Bu çalışmada bir önceki çalışmaya (Civan ve Kara, 2016) benzer şekilde örnekleme yapılan evlerde Bromkal 70-5DE ile işlem görmüş materyalin daha fazla olduğunu göstermektedir.

Çalışma grubu tarafından yine aynı şehirde bu örneklemede farklı olarak 40 adet evde yaptığımız iç ortam tozu çalışmasında PBDE izomerlerinin konsantrasyonları 1 (BDE-209) ile 15 (BDE-71) kat fazla ölçüldü (Civan ve Kara, 2016). Yapılan iki çalışmada da numune toplanan evlerden derlenen anket verileri (bina yaşı, konumu, yaşam tarzları vb.) arasında anlamlı bir ilişki bulunamadı. Bunu dışında iki örnekleme arasındaki fark bu çalışmanın şubat ve mart aylarını (kış ve ilkbahar mevsimi) kapsayan dönemlerde gerçekleşmesi, bir önceki çalışmanın ise aralık ve ocak ayında (kış mevsimi) gerçekleşmiş olmasıdır. Mevsimsel farklılıktan dolayı iç ortam havalandırmasının BDE-209 dışında diğer PBDE izomerlerinin seyrelmesine etkili olduğunu gösterdi. Yapılan çalışmalar bu sonuca paralel olarak havalandırma oranının artmasının sağlık üzerine olumlu etkisinin %20'den birkaç kata kadar pozitif yönde arttırdığını göstermektedir (Fisk, 2008). Türkiye'de farklı bir şehirde (İstanbul) yapılan çalışmada (Kurt-Karakus et al., 2018) ise BDE-85 ve BDE-154 dışındaki tüm BDE izomerlerinin medyan konsantrasyonları daha yüksek değerlerde ölçülmüştür. Toz partikül çapları, örnekleme mevsimleri, farklı ekonomik seviyeler, yaşam tarzları ve dış ortam kirlilik seviyeleri aynı ülke de olsa bu farklılığın oluşmasına sebep olabilmektedir (Niu et al., 2018; Cao et al. 2014; Qi et al. 2014).

Bu çalışmada elde edilen sonuçlar ile literatürdeki farklı ülkelerde ya da şehirlerde yapılan çalışmalar Türkiye'deki iç ortam tozundaki kirletici seviyelerinin hangi ülkelere göre yüksek ya da düşük olduğunu görmek açısından fayda sağlamıştır. Her bir kirletici grubu için literatür ile karşılaştırma yapılmıştır. Ancak iç ortam tozlarındaki farklı partikül çapları, örnekleme yılları, örnekleme dönemleri (yaz ya da kış), konumları, örnekleme bölgelerindeki insanların sosyo-ekonomik gelişmişlik seviyeleri, kirletici kaynakları (yollara ya da endüstriyel alanlara yakınlık/uzaklık vb.), evlerin/binaların özellikleri, evlerdeki eşyaların sayıları ve cinsleri, insanların faaliyetleri gibi etkenler iç ortam kirletici seviyelerini etkilemektedir (Zhou ve diğ. 2015; Allen ve diğ. 2008; Cao ve diğ. 2014). Tüm bunlar göz önüne alındığı yapılacak kıyaslama "kabaca" olacaktır. Dünyanın çeşitli yerlerinde yapılan iç ortam

toz numunelerinde gerçekleştirilen PBDE çalışmaları ile Kocaeli ilinde yapılan çalışmadan elde edilen sonuçlar Tablo 4.2.'de yer almaktadır.

Tablo 4.1. İç Ortam PBDE kirleticilerine ait ng/g cinsinden ortalama, medyan ve aralık değerleri

Kirleticiler	Ortalama	Medyan	Std Sapma	Min-Max	n
Penta PBDE					
PBDE-17	-	0,81	-	<LOD – 3,19	43
PBDE-28	0,97	0,24	1,19	<LOD – 5,04	75
PBDE-47	9,13	2,55	3,49	0,11 – 52,65	90
PBDE-66	1,24	0,82	1,04	0,08 – 48,6	90
PBDE-71	1,51	0,79	1,93	<LOD – 18,48	81
PBDE-85	1,59	0,47	1,92	<LOD – 17,51	84
PBDE-99	11,62	3,07	29,56	0,17 – 105,17	90
PBDE-100	2,58	0,92	5,91	<LOD – 27,26	80
PBDE-138	1,97	0,81	2,21	0,34 – 21,12	90
PBDE-153	1,14	0,57	2,74	<LOD – 23,54	84
PBDE-154	1,07	0,46	1,76	<LOD – 13,82	82
PBDE-183	16,24	5,91	31,66	0,46 – 137,74	90
PBDE-190	8,72	3,97	25,53	0,48 – 119,02	90
PBDE-209	413,5	127,64	418,74	7,28 – 1832	90
$\sum_{14}$ PBDE <sup>a</sup>	491,74	207,41	487,47	11,74 – 2484,1	90

<sup>a</sup> BDE-17 (2,2,4'-tri bromodifenil 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), BDE-209 (2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-hepta bromodifenil ether)

Yaptığımız çalışmada BDE-209'un medyan değeri 127,64 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen BDE-209 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhou/Çin (3330 ng/g), Haikou/Çin (1844 ng/g), Wuhan/Çin (739,8 ng/g), Boston/Amerika (4204 ng/g, 1811 ng/g), Ottawa/Kanada (630 ng/g), Şangay/Çin (605 ng/g), Uppsala/İsveç (520 ng/g), Kuveyt (310 ng/g), Singapur (1000 ng/g), Basra/İrak (612 ng/g), Durban/Güney Afrika (656 ng/g), Sidney/Avustralya (260 ng/g) ve Kaliforniya (1340 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Huang ve diğ., 2010; Watkins ve diğ., 2013; Wilford ve diğ., 2005; Yu ve diğ., 2012; Zhu ve diğ., 2015; Wang ve diğ., 2014; Vorkanmp

ve diğ., 2011; Björklund ve diğ., 2012; Allen ve diğ., 2008; Harrad ve diğ., 2008; Tan ve diğ., 2007; Abafe ve Martincigh, 2014; Chow ve diğ., 2015; Bennet ve diğ., 2015; Dirtu ve diğ., 2012; Shoeib ve diğ., 2012). Kahire/Mısır (40,2 ng/g), Avustralya (22,48 ng/g), Gujrat/Pakistan (19,7 ng/g) ve Toronto/Kanada (44 ng/g)'da yapılan çalışmalardan yüksek konsantrasyonda ölçülürken Amsterdam/Hollanda (120 ng/g) ve Pakistan (140 ng/g)'da yapılan çalışmalara yakın konsantrasyonda ölçülmüştür (Hassan ve Shoeib, 2015; Ali ve diğ., 2013; Canbaz ve diğ., 2015).

Yaptığımız çalışmada BDE-183'ün medyan değeri 5,91 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen BDE-183 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhou/Çin (10,93 ng/g), Ottawa/Kanada (19 ng/g), Şangay/Çin (8,2 ng/g), Boston/Amerika (15,1 ng/g), Singapur (8,5 ng/g), Basra/İrak (7,5 ng/g), Durban/Güney Afrika (44,5 ng/g) ve Kanada (14 ng/g)'a yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Huang ve diğ., 2010; Wilford ve diğ., 2005; Yu ve diğ., 2012; Allen ve diğ., 2008; Tan ve diğ., 2007; Omran ve Harrad, 2015; Abafe ve Martincigh, 2014; Shoeib ve diğ., 2012). Avustralya (0,34 ng/g), Kahire/Mısır (1,05 ng/g), Çin (2,13 ng/g), Kopenhag/Danimarka (3,95 ng/g), Uppsala/İsveç (3 ng/g), Gujrat/Pakistan (0,75 ng/g), Kuveyt (1,9 ng/g), Pakistan (1,5 ng/g), Birmingham (4,2 ng/g) ve Toronto/Kanada (2,1 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülürken Haikou/Çin (5,78 ng/g) ve Wuhan/Çin (4,63 ng/g)'de yapılan çalışmalara yakın konsantrasyonlarda ölçülmüştür (Stasinska ve diğ., 2013; Hassan ve Shoeib, 2015; Zhu ve diğ., 2015; Vorkanmp ve diğ., 2011; Björklund ve diğ., 2012; Ali ve diğ., 2013; Harrad ve diğ., 2008; Abbasi ve diğ., 2016).

Yaptığımız çalışmada BDE-99'un medyan değeri 3,07 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen BDE-99 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhou/Çin (24,52 ng/g), Wuhan/Çin (12,78 ng/g), Avustralya (37,69 ng/g), Boston (915 ng/g), Ottawa/Kanada (430 ng/g), Şangay/Çin (7,2 ng/g), Çin (35,5 ng/g), Kopenhag/Danimarka (13,6 ng/g), Kuveyt (12 ng/g), Birmingham (20 ng/g), Singapur (24 ng/g), Durban/Güney Afrika (507 ng/g), Toronto/Kanada (74 ng/g), Sidney (48,35 ng/g) ve Amsterdam/Hollanda (13,5 ng/g)'da yapılan çalışmalardan düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Huang ve diğ., 2010; Stasinska ve diğ., 2013; Watkins ve diğ., 2013; Wilford ve diğ., 2005; Yu ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2014;

Vorkanmp ve diğ., 2011; Ali ve diğ., 2013; Harrad ve diğ., 2008; Abafe ve Martincigh, 2014; Abbasi ve diğ., 2016; Chow ve diğ., 2015; Canbaz ve diğ., 2015). Kahire/Mısır (2,7 ng/g), Çin (0,98 ng/g), Gujrat/Pakistan (0,6 ng/g), Pretoria/Güney Afrika (2,6 ng/g) ve Romanya (0,7 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek seviyede ölçülmüştür (Hassan ve Shoeib, 2015; Chu ve diğ., 2015; Ali ve diğ., 2013; Kefeni ve diğ., 2014; Dirtu ve diğ., 2012).



Tablo 4.2. Çalışmada elde edilen PBDE konsantrasyonlarının literatürdeki veriler ile karşılaştırılması (ng/g)

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	90	2,55	0,82	0,79	0,47	3,07	0,92	0,81	0,57	0,46	5,91	3,97	127,64	Bu Çalışma
Guangzhou / Çin	46	18,33	3,58		1,56	24,52	3,97		8,84	3,83	10,93		3330	Huang ve diğ., 2010
Haikou/Çin	20	9,80	1,96		0,21	4,23	0,43		3,56	0,95	5,78		1844	Huang ve diğ., 2010
Wuhan/Çin	10	31,17	5,21		0,66	12,78	2,15		3,50	1,07	4,63		739,8	Huang ve diğ., 2010
Avustralya	30	28,79	1,33	0,14	1,62	37,69	6,76		5,31	3,66	0,34		22,48	Stasinska ve diğ., 2013
Boston/ ABD	12	697	9		50	915	195	18	138	115	81		4204	Watkins 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 4.2. (Devam) Çalışmada elde edilen PBDE konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

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
Otawwa / Kanada	68	300	4,7		17	430	73	4,1	49	37	19	<0,7	630	Wilford ve diğ. 2005
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	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
Uppsala /İsveç	19	38	1,4		0,76	25	5,5		6,0	2,9	3,0		520	Björklund ve diğ. 2012
Boston / ABD	20	337,5	6,9		19,2	536,4	76,9	5,2	47	35	15,1		1811	Allen ve diğ. 2008
Gujrat / Pakistan	31	0,57				0,6	0,08		0,24	0,1	0,75		19,7	Ali ve diğ. 2013a

Tablo 4.2. (Devam) Çalışmada elde edilen PBDE konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

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
Kuveyt	15	9,5				12	2,3		2,4	1,3	1,9		310	Ali ve diğ. 2013b
Pakistan	15	1,3				1,7	0,3		0,6	0,4	1,5		140	Ali ve diğ. 2013b
Birmingham / BK	30	10				20	3,4		5	2,8	4,2		8100	Harrad ve diğ. 2008c
Pretoria/ Güney Afrika	31	2,6	<0,18			2,6	<0,13		<0,13	<0,13			<1,8	Kefeni ve diğ. 2014
Singapur	31	20				24	4,2		6,9	3,5	8,5		1000	Tan ve diğ. 2007 (a)
Basra / Irak	18	3,6				6,67	0,6		0,54	0,61	7,5		612	Omran ve Harrad, 2015
Durban / Güney Afrika	10	156				507	36,9		64,5	97,2	44,5		656	Abafe ve Martincigh, 2014
Toronto/ Kanada	35	53		6,5		74	22		2,4	7,3	2,1		44	Abbasi ve diğ. 2016
Sidney / Avustralya	25	35,9				48,35			7,1	4,1	6,4		260	Chow ve diğ. 2015
Amsterdam / Hollanda	220	11				13,5	2,5		6,5	3			120	Canbaz ve diğ. 2015

Tablo 4.2. (Devam) Çalışmada elde edilen PBDE konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

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
Kaliforniya / ABD	83	590				755	134,5		87,5	86,5			1340	Bennett ve diğ. 2015
Romanya	47	2				0,7			0,8	<0.5	<1.5		275	Dirtu ve diğ. 2012
Kanada	114	280				350			42	25	14	9,1	1300	Shoeib ve diğ. 2012
UK	28	13				23			5,2	3,3	13		2800	Harrad ve diğ. 2008
ABD	20	410				820			110	89	16		1300	Harrad ve diğ. 2008a



#### 4.1.2. İç ortam tozunda PCB seviyeleri ve literatür karşılaştırması

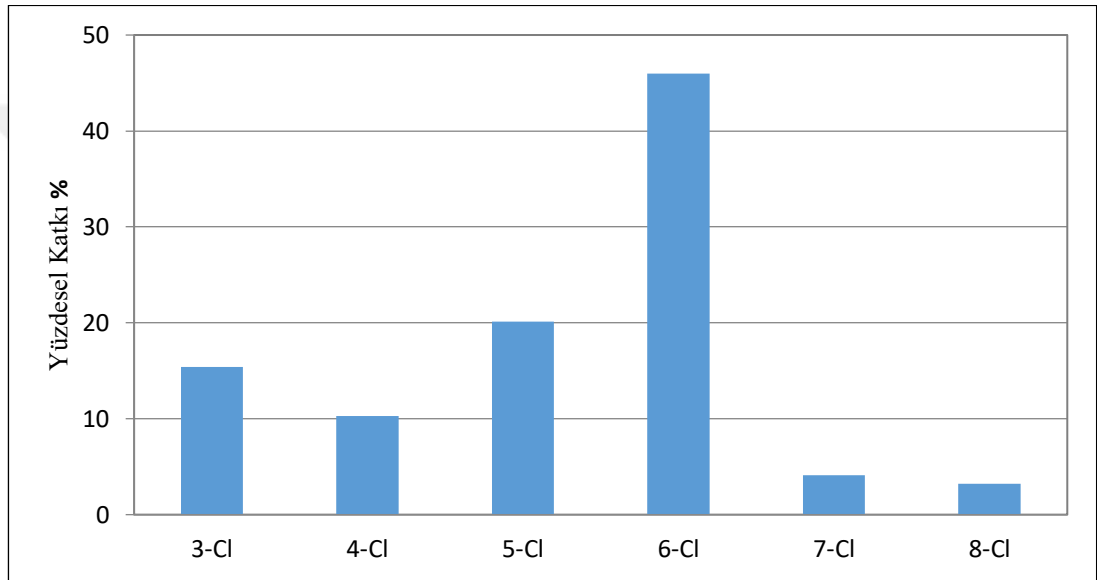
Evlerden toplanan toplam 90 adet iç ortam toz numunelerinde ölçülen PCB konsantrasyonları Tablo 4.3.'de verilmiştir. En yüksek konsantrasyona sahip olan izomerler 4,95 ng/g medyan değeriyle PCB-153'tür. PCB-153'den sonra en yüksek medyan konsantrasyona sahip izomerler: 3,74 ng/g medyan değeriyle PCB-138, 3,46 ng/g medyan değeriyle PCB-118+149, 2,58 ng/g medyan değeriyle PCB-28+31'dir. Evlerde en az bulunan izomer ise 0,09 medyan değerine sahip olan BDE-180 olarak tespit edildi. Elde edilen PCB konsantrasyonları oldukça değişkenlik göstermektedir. İç ortam PCB seviyeleri bina tipi ve yaşı ile değişkenlik göstermekle birlikte 1950 ve 60'lı yıllarda en yüksek seviyede ölçülmüş, 1970'lerden sonra ise düşmeye başlamıştır (Andersson ve diğ., 2004). Türkiye'de ise PBDE ve PCB üretimi olmamıştır ve PCB içeren ürünlerin piyasaya sürülmesi 27092 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan yönetmelikle ve sonrasında PBDE içeren ürünlerin Stockholm Sözleşmesi'ne taraf olunmasıyla yasakladığı bilinmektedir (R.G., 2008; Ulusal Uygulama Planı, 2014). Bundan dolayı 2008 yılından önce inşa edilen bina yapılarında PCB içerikli katkı maddelerinin kullanılmış olması olasılığı yüksektir. İç ortamlarda PCB kirleticilerinin en önemli kaynağı, getirilen yasaklardan önce binalardaki kaplama ve yalıtım malzemeleri olarak gösterilmektedir (Gabrio ve diğ., 2000; Herrick ve diğ., 2004). İç ortam toz numunesinin toplandığı evlerin yaşları ise <1 yıl ile >10 yıl aralığındadır.  $\sum_{15} \text{PCB}$  konsantrasyonlarının istatistiksel olarak bina yaşı ile arasındaki korelasyon incelendiğinde anlamlı ( $r=0,58$  ;  $p<0,05$ ) bir korelasyon sonucu bulundu. Hinwood ve arkadaşlarının 2014 yılındaki benzer çalışması bina yaşlarının artışıyla iç ortam tozundan elde edilen PCB kirleticisi konsantrasyonunda artış gözlemlenmiştir. Fakat Coelho ve arkadaşlarının 2016 yılındaki çalışmasında numunelerin toplandığı evlerin %82'si PCB'lerin yasaklanmasının ardından inşa edildiğinden anlamlı bir ilişki tespit edememiştir.

Tablo 4.3. İç Ortam PCB kirleticilerine ait ng/g cinsinden ortalama, medyan ve aralık değerleri

Kirleticiler	Ortalama	Medyan	Std Sapma	Min-Max	N
PCB-18	0,39	0,41	3,87	<LOD-3,74	80
PCB-31+28	3,37	2,58	4,82	0,15-69,74	90
PCB-20	0,67	0,84	1,73	<LOD-8,64	83
PCB-52	1,19	0,90	5,14	0,14-21,42	90
PCB-44	2,04	1,62	7,34	0,13-32,64	90
PCB-101	3,28	1,74	14,67	0,31-67,36	90
PCB-149+118	4,83	3,46	11,85	0,14-96,85	90
PCB-105	1,24	0,91	3,73	<LOD-14,85	86
PCB-153	6,65	4,95	17,30	0,71-73,46	90
PCB-138	5,41	3,74	15,92	0,08-7,86	90
PCB-180	0,08	0,09	1,74	0,03-7,83	90
PCB-170	0,90	0,92	2,44	0,09-10,37	90
PCB-194	0,79	0,87	1,46	0,03-6,22	90
$\sum_{15} \text{PCB}$	37,92	31,27	34,82	1,61-421,17	90

Kocaeli’ndeki evlerden alınan toz numunelerinde ölçülen PCB’ler homolog gruplarına göre Şekil 4.1.’de sınıflandırılmıştır. Buna göre en baskın PCB homolog grubu %47,1 ile 6 klorlu bifenillerdir. Bu grubu sırasıyla %22,1 ile 5 klorlu bifeniller, %14,3 ile 3 klorlu bifeniller ve %10,4 ile 4 klorlu bifeniller izlemektedir. İç ortam tozunda PCB homolog kıyaslaması ile ilgili bir çalışmaya rastlanmamıştır fakat Cachada ve arkadaşlarının 2009 yılında Glaskow/İskoçya, Torino/İtalya, Avriro/Portekiz, Ljubljana/Slovenya ve Uppsala/İsviçre şehirlerinde yaptığı çalışmada benzer profil elde edilmiş, 5 ve 6 klorlu PCB’lerin en baskın grup olduğunu ve ölçülen PCB’lerin ticari üretim PCB’lerden Arochlor 1254 ve 1260’a benzediğini belirtmiştir. Portekiz Aveiro ve Coimbra şehirlerinde Coelho ve arkadaşlarının 2016 yılında yaptıkları çalışma sonucunda iç ortam tozlarında ölçtükleri en baskın PCB izomerlerini PCB 153, 138, 101 ve 180 olarak ölçmüş ve sonuçlarının Arochlor 1254 ve 1260’a benzediğini söylemiştir. Bunların dışında Yeni Zelanda, Kanada, ABD, Bulgaristan, Pakistan ve Singapur’da ölçülen iç ortam tozlarındaki en yüksek konsantrasyona sahip PCB izomerleri Kocaeli iç ortam tozunda ölçülenler ile benzerlik göstermektedir (Roosens ve diğ., 2010, Harrad ve

diğ., 2009, Tan ve diğ., 2007, Ali ve diğ., 2012, Dirtu ve diğ., 2012). Tablo 4.4.'de çalışmada ölçülen ve literatürde yer alan PCB izomerlerinin konsantrasyonları verilmiştir. Çalışmada en yüksek ikinci konsantrasyona sahip olan izomer PCB 31+28 olarak ölçüldü. PCB 28 izomerinin Almanya, Yeni Zelanda ve İngiltere'de yapılan ölçümlerde en yüksek konsantrasyona sahip olduğu görüldü (Abb ve diğ., 2010, Harrad ve diğ., 2009). PCB 28 muhtemelen Arochlor 1242 üretiminde 3 ve 4 klorlu PCB'lerin yüksek konsantrasyonda dahil edilmesinden kaynaklanmaktadır (Coelho ve diğ., 2016).



Şekil 4.1. İç ortam tozunda homolog grupların toplam PCB konsantrasyonlarına olan katkıları

Dünyanın çeşitli yerlerinde yapılan iç ortam toz numunelerinde gerçekleştirilen PCB çalışmaları ile Kocaeli ilinde yapılan çalışmadan elde edilen medyan sonuçları Tablo 4.4.'de yer almaktadır.

Yaptığımız çalışmada PCB-153'ün medyan değeri 4,95 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen PCB-153 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhoo/Çin (23,7 ng/g), Teksas/Amerika (7,1 ng/g), Toronto/Kanada (9,9 ng/g), Brno/Çek Cumhuriyeti (24,54 ng/g) ve Hong Kong/Çin (48,1 ng/g)'de yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür. (Wang ve diğ., 2013; Harrad ve diğ., 2009; Melymuk, 2016; Kand ve diğ., 2013). Birmingham (1,2 ng/g), Wellington/Yeni Zelanda (1,4 ng/g), Averio ve Coimbra/Portekiz (1,7 ng/g), Şangay/Çin (0,72 ng/g), Nanjing/Çin (3,15 ng/g), Hong Kong/Çin (2,64 ng/g),

Pakistan (0,4 ng/g), Hanoi/Vietnam (0,64 ng/g), Trang Minh/Vietnam (1 ng/g) ve Bai Dau/Vietnam (0,56 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülmüştür. (Harrad ve diğ., 2009; Coelho, 2016; Meng, 2016; Wang, 2015; Kang ve diğ., 2013; Ali ve diğ., 2013).

Yaptığımız çalışmada PCB-138'in medyan değeri 3,74 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen PCB-138 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhou/Çin (11,5 ng/g), Hong Kong/Çin (24,19 ng/g), Teksas (6,5 ng/g), Toronto/Kanada (9,5 ng/g) ve Brno/Çek Cumhuriyeti (21,6 ng/g)'nde yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Wang, 2013; Harrad ve diğ., 2009; Melymuk, 2016). Birmingham (1,1 ng/g), Wellington/Yeni Zelanda (1,8 ng/g), Averio ve Coimbra/Portekiz (0,87 ng/g), Şangay/Çin (0,72 ng/g), Hanoi/Vietnam (1,2 ng/g), Trang Minh/Vietnam (2 ng/g) ve Bai Dau/Vietnam (1,1 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülürken Nanjing/Çin (3,05 ng/g) ve Hong Kong/Çin (3,87 ng/g)'de yapılan çalışmalara yakın konsantrasyonda ölçülmüştür (Harrad ve diğ., 2009; Coelho, 2016; Meng, 2016; Ali ve diğ., 2013; Kand ve diğ., 2013).

Yaptığımız çalışmada PCB-101'in medyan değeri 1,74 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen PCB-101 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhou/Çin (7,16 ng/g), Hong Kong/Çin (15,2 ng/g), Teksas (8,7 ng/g), Toronto/Kanada (8,8 ng/g), Wisconsin/Amerika (3,9 ng/g) ve Brno/Çek Cumhuriyeti (13,6 ng/g)'nde yapılan çalışmalardan daha düşük seviyede ölçülmüştür (Wang, 2013; Harrad ve diğ., 2009; Knobloch, 2012; Melymuk, 2016; Kang ve diğ., 2013). Singapur/Avustralya (0,5 ng/g), Averio ve Coimbra/Portekiz (0,68 ng/g), Şangay/Çin (0,07 ng/g), Kuveyt (0,2 ng/g), Hanoi/Vietnam (0,93 ng/g), Trang Minh/Vietnam (0,91 ng/g) ve Bai Dau/Vietnam(0,74 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek ölçülürken Wellington/Yeni Zelanda (1,6 ng/g) ve Birmingham (1,2 ng/g)'da yapılan çalışmalara yakın konsantrasyonda ölçülmüştür (Tan ve diğ., 2007; Coelho, 2016; Meng, 2016; Ali ve diğ., 2013; Harrad ve diğ., 2009).

Yaptığımız çalışmada PCB-194'ün medyan değeri 0,87 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen PCB-194 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Hong Kong/Çin (3,14 ng/g, 20,50 ng/g, 12,9 ng/g) ve Nanjing/Çin (1,39 ng/g)'de yapılan

çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Kang ve diğ., 2013; Wang, 2015; Ali ve diğ., 2013). Guangzhou/Çin (0,29 ng/g), Wisconsin/Amerika (0,2 ng/g), Kuveyt (0,1 ng/g) ve Pakistan (0,1 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülmüştür (Wang, 2013; Knobelch, 2012; Ali ve diğ., 2013).

Yaptığımız çalışmada PCB-105'in medyan değeri 0,91 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen PCB-105 konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Guangzhou/Çin (2,42 ng/g), Hong Kong/Çin (5,30 ng/g, 1,43 ng/g, 28,20 ng/g, 2,70 ng/g, 3,43 ng/g), Teksas (2,6 ng/g), Toronto/Kanada (4,4 ng/g) ve Şangay/Çin (1,2 ng/g)'de yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Wang ve diğ., 2013; Harrad ve diğ., 2009; Meng, 2016; Kang ve diğ., 2013). Birmingham (0,41 ng/g), Wellington/Yeni Zelanda (0,43 ng/g), Averio ve Coimbra/Portekiz (0,3 ng/g), Kuveyt (<0,2 ng/g) ve Pakistan (<0,2 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülürken Hong Kong/Çin (1,00 ng/g, 0,85 ng/g)'da yapılan çalışmalara yakın konsantrasyonda ölçülmüştür (Harrad ve diğ., 2009; Coelho, 2016; Kang ve diğ., 2013; Ali ve diğ., 2013).

Tablo 4.4. Çalışmada elde edilen PCB konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	PCB 18	PCB 20	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 138	PCB 149	PCB 153	PCB 170	PCB 180	PCB 194	Referans
Kocaeli/ Türkiye	90	0,41	0,84	2,58 (PCB 28+31)	2,58 (PCB 28+31)	1,62	0,90	1,74	0,91	3,46 (PCB 118+149)	3,74	3,46 (PCB 118+149)	4,95	0,92	0,09	0,87	Bu Çalışma
Guangzho/ Çin	20	5,67		21,9		3,09	3,76	7,16	2,42	2,53	11,5		23,7	1,67	0,72	0,29	Wang , 2013
Hong Kong/ Çin	20	0,45		7,00		1,69	0,38	4,18	5,30	3,63	24,19		5,93	1,33	0,55	1,67	Wang , 2013
Teksaş/ ABD	20			5,1 (PCB 28+31)	5,1 (PCB 28+31)		6,2	8,7	2,6	5,5	6,5		7,1		2,6		Harrad ve diğ., 2009
Birmingham, UK	20			3,4 (PCB 28+31)	3,4 (PCB 28+31)		1,8	1,2	0,41	0,92	1,1		1,2		0,89		Harrad ve diğ., 2009
Toronto/ Kanada	10			7,3 (PCB 28+31)	7,3 (PCB 28+31)		7,2	8,8	4,4	8,7	9,5		9,9		6,8		Harrad ve diğ., 2009
Wellington, Yeni Zelanda	20			2,3 (PCB 28+31)	2,3 (PCB 28+31)		1,4	1,6	0,43	0,95	1,8		1,4		1,3		Harrad ve diğ., 2009

Tablo 4.4. (Devam) Çalışmada elde edilen PCB konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	PCB 18	PCB 20	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 138	PCB 149	PCB 153	PCB 170	PCB 180	PCB 194	Referans
Singapur/ Avustralya	31			0,2 (PCB 28+31)	0,2 (PCB 28+31)			0,5		0,3		0,3	0,5 (PCB 153+132)		0,2		Tan ve diğ., 2007
Averio ve Coimbra/ Portekiz	28						0,62	0,68	<0,3		0,87		1,7		0,66		Coelho, 2016
Wisconsin, ABD	20	0,1		2,6 (PCB 28+31)	2,6 (PCB 28+31)	1,7	3,2	3,9							0,7	0,2	Knobeloch, 2012
Şanghai/ Çin	60					1,96	0,28	0,07	1,2		0,72		0,72	0,78			Meng, 2016
Nanjing/ Çin	114	1,47				3,14	2,06				3,05		3,15		1,42	1,39	Wang, 2015
Brno, Çek Cumhuriyeti	6						3,33	13,6			21,6		24,54		13,61		Melymuk, 2016
Hong Kong/ Çin	6	0,82		3,99		1,73	0,98	0,87	1,43	6,45	2,93 (PCB 138+ 167)		2,64	1,14	1,14	3,14	Kang ve diğ., 2013

Tablo 4.4. (Devam) Çalışmada elde edilen PCB konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	PCB 18	PCB 20	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 138	PCB 149	PCB 153	PCB 170	PCB 180	PCB 194	Referans
Hong Kong/Çin	4	1,53		19,50		10,30	2,86	15,20	28,20	16,20	25,10 (PCB 138+167)		48,10	6,02	5,27	20,50	Kang ve diğ., 2013
Hong Kong/Çin	16	0,55		2,01		1,28	1,08	0,74	1,00	3,87	2,40 (PCB 138+167)		2,20	0,82	1,08	4,96	Kang ve diğ., 2013
Hong Kong/Çin	20	0,66		7,84		2,25	1,90	1,05	2,70	2,95	2,20 (PCB 138+167)		4,34	1,13	2,32	12,90	Kang ve diğ., 2013
Hong Kong/Çin	4	0,39		8,37		1,08	1,30	2,03	3,43	3,94	2,30 (PCB 138+167)		2,92	0,99	0,37	7,54	Kang ve diğ., 2013
Hong Kong/Çin	5			3,42		1,09	1,04		0,85					0,86	0,95	2,76	Kang ve diğ., 2013
Kuveyt	15							<0,2	<0,2	<0,2	<0,1		<0,2	0,6	0,4	0,1	Ali ve diğ., 2013



Tablo 4.4. (Devam) Çalışmada elde edilen PCB konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	PCB 18	PCB 20	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 138	PCB 149	PCB 153	PCB 170	PCB 180	PCB 194	Referans
Pakistan	15							<0,2	<0,2	<0,2	<0,1		0,4	0,3	0,3	0,1	Ali ve diğ., 2013
Hanoi/Vietnam	6			0,49			0,4	0,93		0,85	1,2		0,64		0,31		Ali ve diğ., 2013
Trang Minh/Vietnam	10			1,3			0,65	0,91		1,5	2,0		1,0		0,59		Ali ve diğ., 2013
Bai Dau/Vietnam	10			0,65			0,36	0,74		0,82	1,1		0,56		0,33		Ali ve diğ., 2013

#### 4.1.3. İç ortam tozunda PAH seviyeleri ve literatür karşılaştırması

Kocaeli ilinde 90 evden toplanan iç ortam tozu numunelerinde yapılan çalışma sonucunda elde edilen PAH konsantrasyonları Tablo 4.5.'de verilmiştir. PAH izomerlerinin ölçümü sonucunda 198,74 ng/g medyan değeriyle Phe en baskın izomer olarak tespit edildi. Bunu 126,85 ng/g medyan değeri ile Flt, 109,51 ng/g medyan değeriyle Pyr, 92,67 ng/g medyan değeriyle Chr ve 83,98 ng/g medyan değeriyle BbF izlemektedir. Evlerde en çok bulunan izomerler toplam PAH izomerlerinin %46'sını oluşturan beş halkalı izomerler tespit edildi. Yüksek molekül ağırlığına sahip olan dört, beş, altı halkalı PAH izomerlerinin iç ortam tozlarındaki konsantrasyonları %74 olarak tespit edildi. Bu tespite göre 5 halkalı PAH'lar %46'lık oranla en baskın, 4 halkalı PAH'lar %18'lik oranla ve 6 halkalı PAH'lar %10'luk oranla yüksek molekül ağırlığına sahip PAH'lar olarak bulundu. Daha uçucu olan ve düşük molekül ağırlığına sahip üç halkalı PAH izomerleri tozda havada bulunduğundan daha az bulunmaktadır (Qi ve diğ. 2014). Sağlık riski açısından hedef olan 16 PAH kirleticisi US EPA tarafından "öncelikli kirleticiler" sınıfına dahil edilmiştir. Bu kirleticilerden benzo[a]antrasen (BaA), benzo[a]piren (BaP), benzo[b]floranten (BbF), krisen (Chr), benzo[k]floranten (BkF), dibenzo[a,h]antrasen (DahA) ve indeno[1,2,3-cd]piren (Ind) ise US EPA tarafından "olası kanserojen" olarak tanımlamıştır (US EPA 2016b). Olası kanserojen grubundan yer alan bu 7 adet PAH kirleticilerinin toplam PAH kirleticilerine oranı %24,8 ile %68,3 arasındadır. Toksikite Etki Faktörü (TEF) temel alınan BaP izomeri ise konsantrasyonu 1,9 ng/g ile 1108 ng/g arasında değişirken 63 ng/g medyan değere sahiptir. B2 grubuna ait toksik etkisi yüksek olan bu PAH'lar dört, beş ve altı halkalı PAH grubundadır. Yukarıda da bahsedildiği gibi yüksek molekül ağırlığına sahip bu PAH'ların tozda adsorblanma miktarları daha fazladır. Dolayısıyla tozların sağlık etkileri hava yoluyla maruz kalınan gaz fazı kirleticilere göre daha fazla olabilmektedir (Qi ve diğ., 2014).

Civan ve Kara (2016) 'nın çalışmasında yine aynı şehirde bu örneklemeden farklı 40 evde yaptığımız iç ortam tozu çalışmasında PAH izomer konsantrasyon değerleri 1,4 ng/g (Phe) ile 3,6 ng/g (Acy) kat fazla ölçüldü. Çalışmalar çoğu PAH izomerinin sıcaklıkla anlamlı ve ters orantılı olduğunu göstermektedir (Dimashki ve diğ., 2001; Mastral ve diğ., 2003). Civan ve Kara (2016)'nın yaptıkları çalışmada ortalama

atmosfer sıcaklığı 4 °C iken bu çalışmada 10 °C olarak bulundu. Wang ve diğ. 2013 yılındaki çalışmalarında iki farklı şehirde iç ortam tozunda PAH ölçmüştür ve iki şehir arasında 3 kata kadar fazla fark bulmuşlardır. Bu iki şehirden örnekleme esnasında birincisinin ortalama sıcaklığı -7,35 °C iken ikincisinin 14,8 olarak ölçmüştür (Wang ve diğ., 2013). Ayrıca sıcaklık değişimleri havadaki gaz akışını değiştirdiği için PAH'ların partikül dağılımları ve atmosferik reaksiyon oranlarını da etkilemektedir (Wang ve diğ., 2013; Prevedouros ve diğ., 2013).

Tablo 4.5. İç Ortam PAH kirleticilerine ait ng/g cinsinden ortalama, medyan ve aralık değerleri

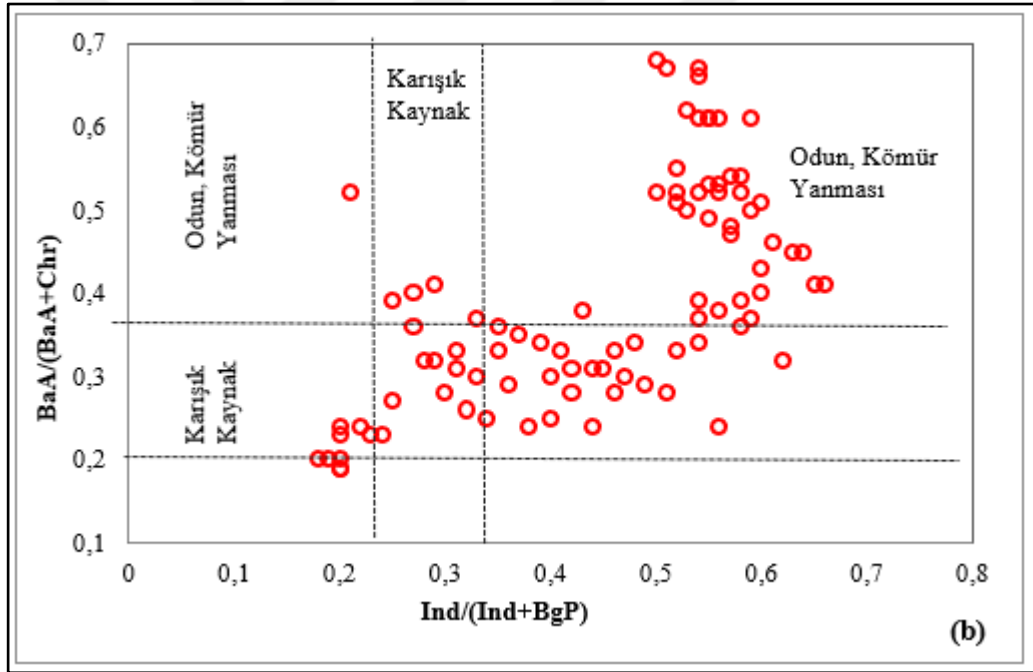
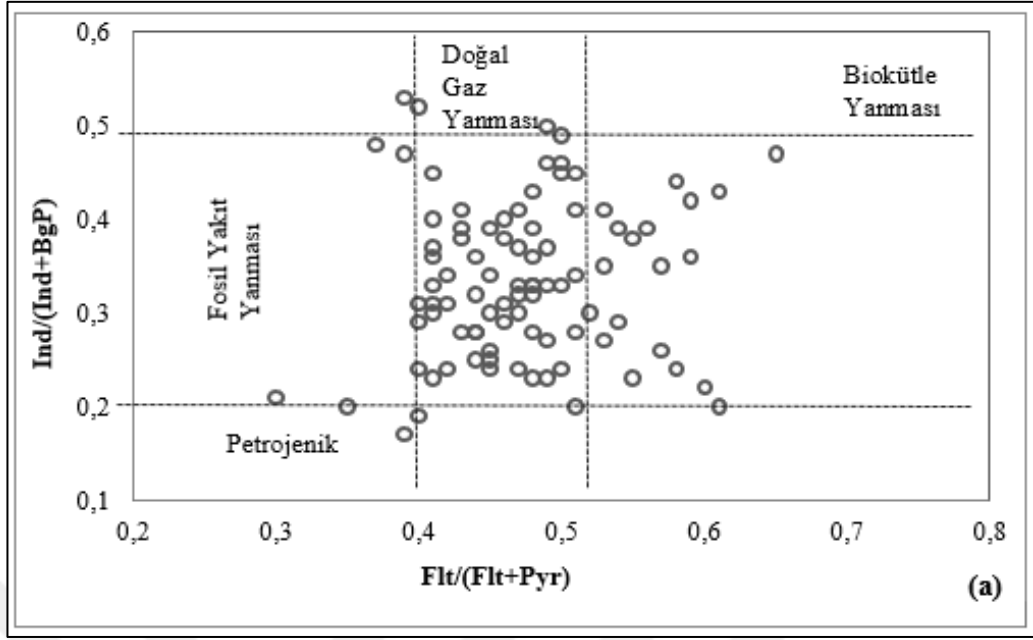
Kirleticiler	Ortalama	Medyan	Std Sapma	Min-Max	n
Nap	68,54	42,62	104,64	<LOD-197,27	77
Ace	25,84	14,97	27,84	<LOD-98,34	86
Flue	57,84	41,74	115,95	1,74-203,47	90
Acy	42,54	19,01	93,26	<LOD-241,23	83
Phe	321,64	198,74	391,56	13,97-1340,74	90
Ant	142,94	47,64	247,12	1,84-912,87	82
Flt	234,74	126,85	335,73	8,39-1904,87	90
Pyr	204,61	109,51	247,21	6,74-834,74	90
BaA	142,88	35,64	227,97	97-847,18	90
Chr	192,64	92,67	321,38	1,72-1149,65	90
BbF	187,91	83,98	297,6	1,54-1124,41	90
BkF	79,45	73,94	204,94	2,48-894,6	90
BaP	115,56	62,94	187,41	1,9-1107,5	90
Ind	116,74	75,37	135,96	3,18-519,74	90
DahA	48,09	29,98	84,61	0,95-423,18	90
BgP	87,94	47,62	21,95	2,91-248,74	90
∑ <sub>16</sub> PAH	1853,74	927,61	2168,52	21,6-11274	90

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), Indeno[1,2,3-c,d]piren (Ind)

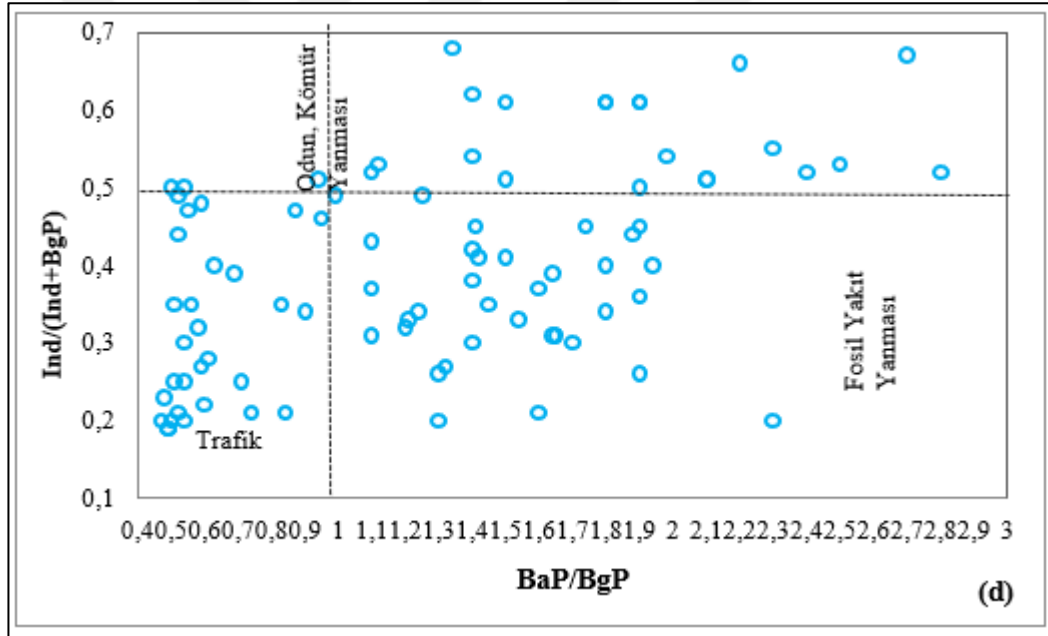
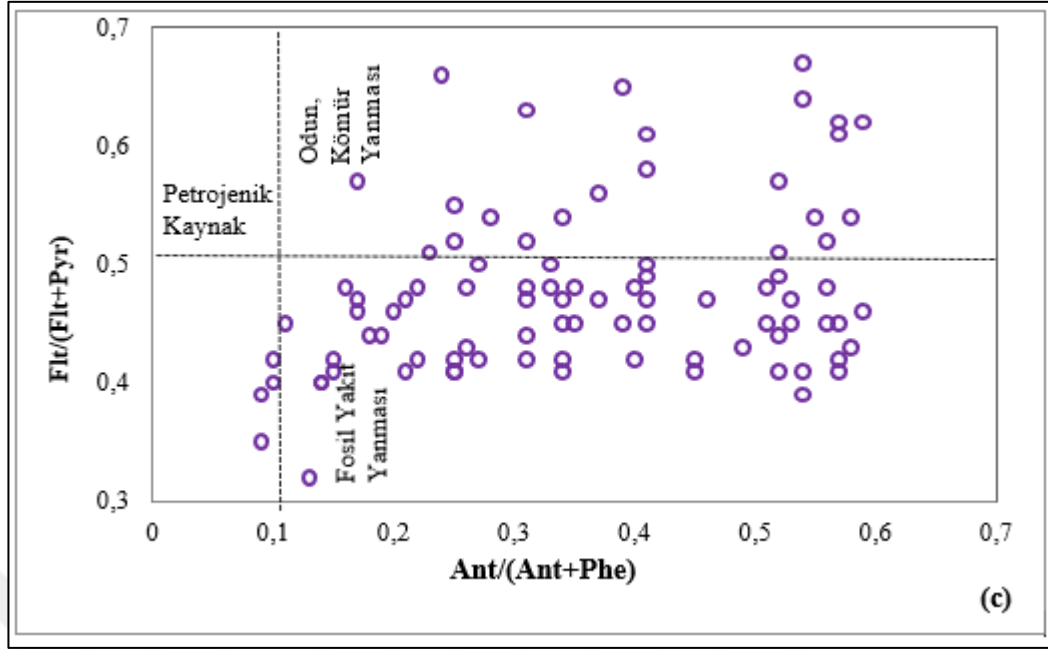
Çoklu kaynağın bulunduğu ve nüfus yoğunluğunun yüksek olduğu kentsel bölgelerde kirletici kaynak tahmini yapmak, PAH seviyelerini düşürecek etkin politikaların oluşturulması bu kirleticilerin maruziyetinden kaynaklı risklerin azaltılması için oldukça önemlidir. Çok değişkenli kaynak paylaşım yaklaşımı veya tanı oranı (izomerik oranlar) genelde kaynak tahmini çalışmalarında kullanılmaktadır (Yadav

ve diğ.,2018). Bu çalışmada PAH'ların kaynaklarını tahmin etmek için hem FA analizi hem de tanı oranı kullanıldı. Tanı oranı grafikleri Şekil 4.2. ve Şekil 4.3.'de sunuldu.

PAH kirlenici kaynaklarının en önemli iki tanesi petrojenik ve pirojenik kaynaklar olarak söylenebilir (Qi ve diğ., 2014). Pirojenik kaynaklar PAH'lar fosil yakıtların tam yanmaması, orman yangınları, volkanik patlamalar, tütün mamullerinin yanmasıyla meydana gelirken petrojenik kaynaklar ham petrol ve türevlerinin emisyonlarından meydana gelmektedir ve 4,5, ve 6 halkalı PAH'lardan oluşurken 2,3 halkalı PAH'lar ise tam yanmayan petrol ürünlerinden kaynaklıdır (Tolosa ve diğ., 1996; Budzinski ve diğ., 1997; Qi ve diğ., 2014). Tanı oranına göre Ant/(Ant+Phe), BaP/BgP, Flt/(Flt+Pyr), BaA/(BaA+Chr) ve Ind/(Ind+BgP) pirojenik ve petrojenik kaynakların en sık kullanılan gösterge kirlenicileridir (Kamal ve diğ., 2014; Qi ve diğ., 2014; Ma ve diğ., 2015; Yunker ve diğ., 2002). Ant/(Ant+Phe) oranı <0,1 ise biokütle yanmasına, <0,1 ise petrol kaynaklı emisyonların göstergesidir (Kamak ve diğ., 2014). Benzer şekilde Flt/(Flt+Pyr) oranı 0,4'den küçükse petrol emisyonlarına, 0,4 ile 0,5 aralığında ise doğal gaz yanmasına ve 0,5 ise kömür/biokütle yanmasına işaretler (Saha ve diğ., 2009). BaA/(BaA+Chr) ve Ind/(Ind+BgP) <0,2 ise petrojenik, Ind/(Ind+BgP) 0,2 ile 0,5 aralığında ve BaA/(BaA+Chr) 0,2 ile 0,35 aralığında ise fosil yakıtların yanması, ham petrol ve taşıt emisyonları kaynaklarının göstergesidir (Yadav ve diğ., 2018). BaA/(BaA+Chr) ve Ind/(Ind+BgP) oranları <0,5 ise kömür/biokütle yanmasına işaretler (Yamei ve diğ., 2009). BaP/BgP oranının 0,5 ile 0,6 arasında olması ise trafik kaynaklarının göstergesi iken 1,25'den büyük olması biokütle/kömür yanmasına işaretler (Park ve diğ., 2002).



Şekil 4.2. PAH kirleticilerinin tanı oranları a)  $\text{Ind}/(\text{Ind}+\text{BgP})$ - $(\text{Flt}+\text{Pyr})$  b)  $\text{BaA}/\text{BaA}+\text{Chr}$  - $\text{Ind}/(\text{Ind}+\text{BgP})$



Şekil 4.3. PAH kirleticilerinin tanı oranları c)  $\text{Flt}/(\text{Flt}+\text{Pyr})-\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Phe})$  d)  $\text{Ind}/(\text{Ind}+\text{BgP})-(\text{BaP}/\text{BgP})$

Şekil 4.2./a'da görüldüğü gibi  $\text{Flt}/(\text{Flt}+\text{Pyr})$  oranı 64 adet evde 0,4 ile 0,5 aralığında hesaplandı. Tablo 3.7.'de sunulan ev özellikleri tablosuna göre 70 evde doğal gaz ve 9 evde hem doğal gaz hemde şömine ile ısınma gerçekleştirilmektedir. Çoğu ev doğal gazı yemek pişirme amacıyla kullanmaktadır. Mannino ve Orrechio'nun 2008 yılında yaptıkları çalışmada PAH konsantrasyon değerleri yüksek çıkmıştır. Bu durum yemek pişirmeden kaynaklı emisyonların bu kirleticiler için kaynak oluşturduğunu göstermektedir. 27 evde  $\text{Ind}/(\text{Ind}+\text{BgP})$  oranı 0,2 ile 0,5 aralığında ve

BaA/(BaA+Chr) oranı 0,2 ile 0,35 aralığında bulunması bu evler için olası PAH kaynaklarının fosil yakıtların yanması, ham petrol ve taşıt emisyonlarından kaynaklı olduğunu göstermektedir.Şekil 4.3./c’de verilen Flt/(Flt+Pyr) ve Ant/(Ant+Phe) grafiği ise 4 ev hariç fosil yakıt ve biokütle yanması kaynaklı olduğunu göstermektedir. 28 evde BaP/BgP oranı 0,40 ile 1 aralığında olması bu evlerin trafik emisyonlarından kaynaklandığını ve kalan evlerin ise 1 ile 3 arasında değişmesi kömür/biokütle yanması kaynaklı olduğunu göstermektedir.

Dünyanın çeşitli yerlerinde yapılan iç ortam toz numunelerinde gerçekleştirilen PAH çalışmaları ile Kocaeli ilinde yapılan çalışmadan elde edilen sonuçlar Tablo 4.6.’da yer almaktadır.

Yaptığımız çalışmada Phe’nin medyan değeri 198,74 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen Phe konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Kuveyt (410 ng/g), Berlin/Almanya (960 ng/g), Hong Kong/Çin (1020 ng/g), Şangay/Çin (1400 ng/g, 1900 ng/g), Guangzhou/Çin (709 ng/g), Palermo/İtalya (598,4 ng/g), Ankara/Türkiye (342 ng/g), Guizhou/Çin (450 ng/g), Xinxiang/Çin (1037 ng/g) ve Ottawa/Kanada (1480 ng/g)’da yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Ali ve diğ., 2016; Fromme, 2004; Kang ve diğ., 2010; Peng ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2013; Mannino ve Orecchio, 2008; Kurada ve diğ., 2015; Yang ve diğ., 2015; Maertens ve diğ., 2008). Suudi Arabistan (160 ng/g), Kuveyt (30,9 ng/g), San Diego/Kaliforniya (94,5 ng/g, 132 ng/g), Palermo/İtalya (3,2 ng/g) ve Yunanistan (89,9 ng/g)’da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülürken Kaliforniya (190 ng/g)’da yapılan çalışmaya yakın konsantrasyonda ölçülmüştür (Ali ve diğ., 2016; Gevao ve diğ., 2007; Hoh ve diğ., 2012; Orrecchio, 2011; Christopoulou ve diğ., 2012; Dodson ve diğ., 2014).

Yaptığımız çalışmada Flt’nin medyan değeri 126,85 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen Flt konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Berlin/Almanya (960 ng/g), Hong Kong (1030 ng/g), Çin (490 ng/g, 1770 ng/g), Şangay/Çin (1110 ng/g, 2320 ng/g), Guangzhou/Çin (549 ng/g), Palermo/İtalya (527,8 ng/g), Guizhou/Çin (1055 ng/g) ve Xinxiang/Çin (818,7 ng/g)’da yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Fromme, 2004; Kang ve diğ., 2010; Kang ve diğ., 2011, Qi ve diğ., 2014; Peng ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2013; Mannino ve Orecchio, 2008;

Yang ve diğ., 2015). Kuveyt (34,1 ng/g), San Diego/Kaliforniya (94,5 ng/g, 115 ng/g), Palermo/İtalya (0,38 ng/g), Ankara/Türkiye (110 ng/g), Kaliforniya (18 ng/g) ve Yunanistan (73,3 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülmüştür (Gevao ve diğ., 2007; Hoh ve diğ., 2012; Orrecchio, 2011; Kurada ve diğ., 2015).

Yaptığımız çalışmada Pyr'nin medyan değeri 109,51 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen Pyr konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Suudi Arabistan (160 ng/g), Berlin/Almanya (670 ng/g), San Diego/Kaliforniya (127 ng/g), Hong Kong/Çin (950 ng/g), Çin (530 ng/g, 1180 ng/g), Şangay/Çin (840 ng/g, 1420 ng/g), Guangzhou/Çin (414 ng/g), Palermo/İtalya (477 ng/g), Guizhou/Çin (495 ng/g), Xinxiang/Çin (599 ng/g) ve Ottawa/Kanada (1460 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Ali ve diğ., 2016; Fromme, 2004; Hoh ve diğ., 2012; Kang ve diğ., 2010; Kang ve diğ., 2011; Qi ve diğ., 2014; Peng ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2013; Mannino ve Orrecchio, 2008; Yang ve diğ., 2015; Maertens ve diğ., 2008). Kuveyt (17 ng/g, 34,5 ng/g), San Diego/Kaliforniya (79,8 ng/g), Palermo/İtalya (0,38 ng/g), Ankara/Türkiye (85 ng/g) ve Yunanistan (73,3 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülmüştür (Ali ve diğ., 2016; Gevao ve diğ., 2007; Hoh ve diğ., 2012; Orrecchio, 2011; Kurada ve diğ., 2015; Christopoulou ve diğ., 2012).

Yaptığımız çalışmada BaP'ın medyan değeri 62,94 ng/g olarak ölçülmüştür. Elde edilen BaP konsantrasyonu literatür verileri ile karşılaştırıldığında Suudi Arabistan (290 ng/g), Kuveyt (80 ng/g, 123,1 ng/g), Berlin/Almanya (270 ng/g), Hong Kong/Çin (420 ng/g), Çin (240 ng/g, 310 ng/g), Şangay/Çin (450 ng/g, 230 ng/g), Guangzhou/Çin (451 ng/g), Palermo/İtalya (112 ng/g), Guizhou/Çin (305 ng/g), Xinxiang/Çin (696,1 ng/g) ve Ottawa/Kanada (803 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha düşük konsantrasyonda ölçülmüştür (Ali ve diğ., 2016; Fromme ve diğ., 2004; Gevao ve diğ., 2007; Kang ve diğ., 2010; Peng ve diğ., 2012; Qi ve diğ., 2014; Wang ve diğ., 2013; Mannino ve Orrecchio, 2008; Yang ve diğ., 2015; Dodson ve diğ., 2014; Maertens ve diğ., 2008). San Diego/Kaliforniya (40,8 ng/g, 47,8 ng/g), Palermo/İtalya (0,26 ng/g), Ankara/Türkiye (23 ng/g) ve Yunanistan (7,8 ng/g)'da yapılan çalışmalardan daha yüksek konsantrasyonda ölçülmüştür (Hoh ve diğ., 2012; Orrecchio, 2011; Kurada ve diğ., 2015; Christopoulou ve diğ., 2012).



Tablo 4.6. Çalışmada elde edilen PAH konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Flt	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	Ind	Dah A	BgP	Referans
Kocaeli/ Türkiye	90	42,6 2	19,01	14,97	41,74	198,74	47,64	126,85	109,51	35,64	92,67	83,98	73,94	62,94	75,37	29,98	47,62	Bu Çalışm a
Suudi Arabistan	15	125	80	105	175	160	50		160	80	85	575	105	290	<LOQ	<LO Q	75	Ali ve diğ., 2016
Kuveyt	15	110	60	60	140	410	25		17	55	40	210	40	80	<LOQ	<LO Q	<LO Q	Ali ve diğ., 2016
Berlin/ Almanya	12 3	200	30	50	90	960	70	960	670	290	550	54	370	270	330	50	350	Fromm e, 2004
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
San Diego/ Kaliforniy a	43	10,3	3,15	5,45	10,2	94,5	9,55	75,9	79,8	19,2	45,7	(b&k) 145	(b&k) 145	40,8	36,5	10,8	163	Hoh ve diğ., 2012
San Diego/ Kaliforniy a	89	12,6	4,33	5,15	12,1	132	13	115	127	31,1	75,3	(b&k) 185	(b&k) 185	47,8	586	7,79	132	Hoh ve diğ., 2012

Tablo 4.6. (Devam) Çalışmada elde edilen PAH konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Flt	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	Ind	DahA	BgP	Referans
Hong Kong/ Çin	55	140	20	10	30	1020	40	1030	950	240	700	(b&k) 1140	(b&k) 1140	420	520	60	920	Kang ve diğ., 2010
Çin	23	360	20	20	50	610	40	490	530	130	290	(b&k) 380	(b&k) 380	240	160	40	250	Kang ve diğ., 2011
Şanghay/ Çin	13	1390	140	60	210	1400	100	1110	840	280	600	(b&k) 680	(b&k) 680	450	440	100	500	Peng ve diğ., 2012
Şanghay/ Çin	13	880	170	60	200	1900	100	2320	1420	370	1640	(b&k) 1000	(b&k) 1000	230	470	90	670	Peng ve diğ., 2012
Çin	81	599	55	52	200	1670	196	1770	1180	569	717	1520	248	310	356	90	398	Qi ve diğ., 2014
Guangzhou/ Çin	27	73,3	21	83,7	163	709	39,7	549	414	169	408	(b&k) 842	(b&k) 842	451	688	95,4	805	Wang ve diğ., 2013
Palermo/ İtalya	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	0,04	Orrecchio, 2011

Tablo 4.6. (Devam) Çalışmada elde edilen PAH konsantrasyonlarının literatürdeki verilerle karşılaştırılması (ng/g)

Lokasyon	n	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Flt	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	Ind	DahA	BgP	Referans
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
Ankara/T ürkiye	68	479	163	47	137	342	114	110	85	65	80	39	59	23	38	25	11	Kurada ve diğ., 2015
Guizhou/ Çin	13 6	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	1037	34	818,7	599	564,5	793	1328	255	696,1	1038	178	652	Yang ve diğ., 2015b
Kaliforniy a/ ABD	49				23	190		18	180	47	150		60	85	72			Dodson ve diğ., 2014
Ottawa/K anada	51		5		93	1480	196		1460	696	1190	1660	532	803	911	185	793	Maertens ve diğ., 2008
Yunanista n	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	Christopo ulou ve diğ., 2012

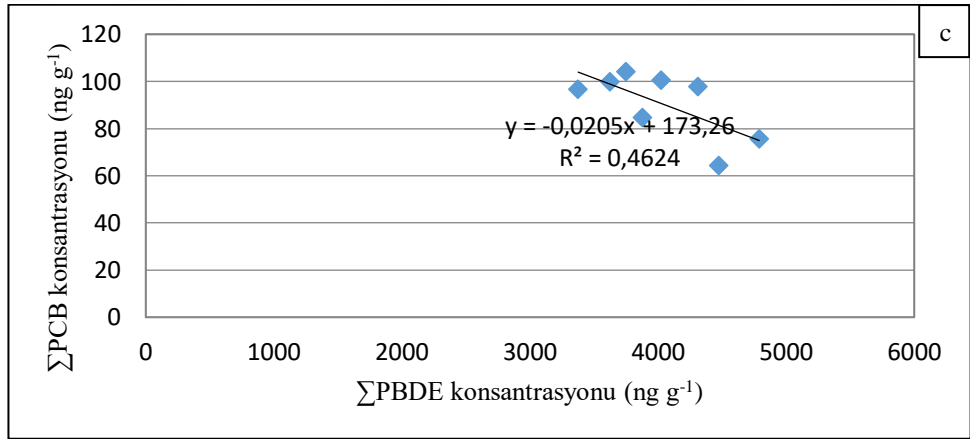
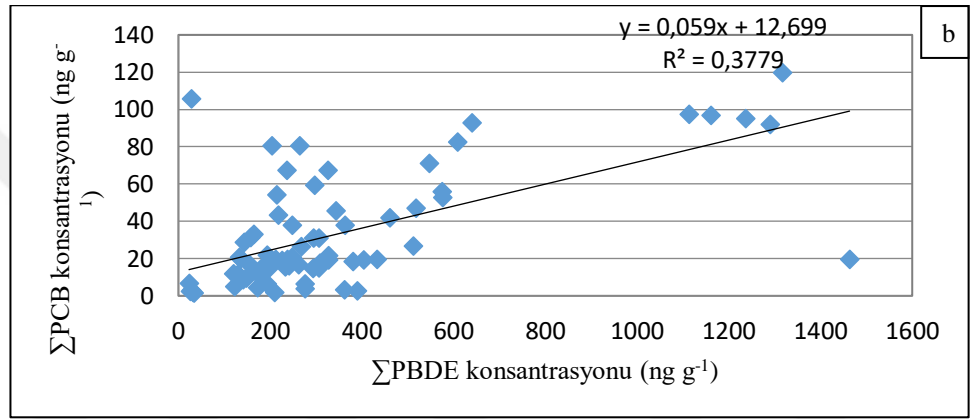
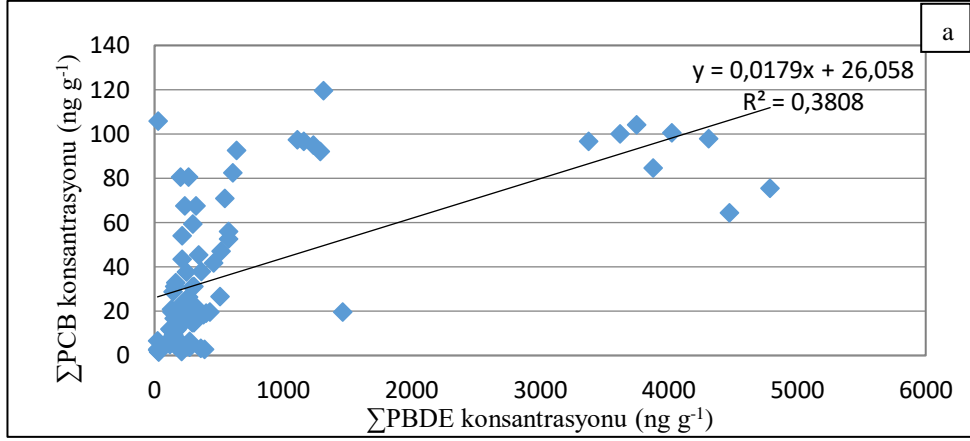
## 4.2. Kocaeli İlinin İç Ortam Tozunda Olası KOK Kaynaklarının Belirlenmesi

Kocaeli ilinde iç ortam tozlarının olası kaynaklarının belirlenmesi için kullanılacak olan anket Tablo 3.7.'de ve kirletici gruplarına ait olası kaynakların yer aldığı literatürden derlenen liste Tablo 4.7.'de verilmiştir. İç ortam kirlilikleri dış ortamdan kaynaklı da olabilmektedir. Şekil 3.1.'de görüleceği gibi numune toplama noktalarının konumları endüstriyel alanlarda içi içe girmiş vaziyettedir. Numunelerin toplandığı bölgeler daha önce bahsedildiği üzere kentsel, endüstriyel ve şehir merkezi olarak sınıflandırıldı. Yoğun ve akışkan trafiğe sahip olan E-5 karayolu şehrin içinden geçmektedir ve TEM otoyolu ise yeni oluşan yerleşim yerlerine yakın geçmektedir. Dolayısıyla şehir trafiğinin yoğun etkisindedir.

Toplam PBDE, PCB ve PAH konsantrasyonları arasındaki ikili ilişkiler incelendi ve PBDE ve PCB dışında PAH kirleticileri ile istatistiksel anlamlı bir ilişki bulunamadı ( $p>0,5$ ). Şekil 4.2.a'da görüleceği gibi PBDE ve PCB arasında istatistiksel olarak anlam ilişkisi tespit edildi ( $p<0,05$ ,  $r=0,62$ ). Ancak Şekil 4.2.a'da görüldüğü gibi toplam PBDE konsantrasyonlarının düşük ( $<2000$  ng/g) ve yüksek ( $>2000$  ng/g) olduğu iki farklı durum oluştu. Toplam PBDE konsantrasyonlarının  $<2000$  ng/g düşük ölçüldüğü evlerde toplam PCB konsantrasyonları ile güçlü ve pozitif bir korelasyon gözlemlendi ( $p<0,05$ ,  $r=0,62$ ), yüksek ölçüldüğü ( $>2000$  ng/g) evlerde PCB ile güçlü ve negatif korelasyon gözlemlendi ( $p<0,05$ ;  $r=0,68$ ). Yapılan anket verileri değerlendirildiğinde her evde en az bir yatak, bilgisayar ve televizyon bulunduğu tespit edildi ve her evde olası PBDE kaynağı olabilecek eşyaların varlığı tespit edildi. Evlerdeki eşyaların türleri incelendiğinde PBDE $<2000$  ng/g ve PBDE $>2000$  ng/g grupları için aynı potansiyel kaynak olduğu görüldü. Buna göre yüksek konsantrasyona sahip olan PBDE kirleticileri farklı kaynakların salınımından ziyade ilave kaynakların olabileceği ihtimalini güçlendirdi. Bu durum ise iç ortamında kirlilik mevcudiyeti olan evlerde PCB için ortak kaynakların dışında ilave kaynaklarında olabileceği düşüncesini güçlü hale getirdi.

Tablo 4.7. İç ortam tozunda belirlenen kirleticiler ve kaynakları

Kirletici Grupları	Kirletici Adı	Literatüre göre beklenen kaynak	Referans
PAH	BaA, BaP, BbF, BghiP, BkF, Chr, DahA	Fosil yakıtların yanması	Qi ve diğ., 2014; Mannio ve Santino, 2008
PAH	Ace, Acy, Flo, Nap	Biyokütle yanması	Qi ve diğ., 2014
PBDE	BDE-47	Mobilya ve yataklardaki süngerler	Abafe ve Martincigh, 2014
PBDE	BDE-47, -99, -141, -153, -154	Yalıtım malzemeleri (Poliüretan köpük)	Alaee ve diğ., 2003; Talsness, 2008; Wu ve diğ., 2015
PBDE	BDE-153, -154, -183	Araba malzemeleri, oyuncaklar, spor malzemeleri, ev eşyaları gibi ısıya ve darbeye dayanıklı plastik ürünler	Hites, 2004; Talsness, 2008
PBDE	BDE-183, -190, -209	Isıya dayanıklı tekstil ürünleri, polimerlerle karıştırılarak elde edilen plastik ürünler, elektronik cihazlar ve imalatı, beyaz eşyalar	La Guardia ve diğ., 2009; Talsness, 2008; Yang ve diğ., 2013; Talsness, 2008
PBDE	BDE-47, -99, -100	Dış ortam emisyonları (araçlar hariç)	Wang ve diğ., 2011; Wit ve diğ., 2012; Chao ve diğ., 2014
PBDE	BDE-100, -153, -154	BDE-209'un bozulması	Abafe ve Martincigh, 2014
PCB	PCB-82, -87, -105, -110, -118, -128, -156, -170, -171, -206	İç ortamda kömür ve odun yanması	Kim ve diğ., 2004; Lee ve diğ., 2004
PCB	PCB-17, -18, -28, -31, -33, -44, -49, -52, -70,-74	Endüstriyel emisyonlar	Odabaşı ve diğ., 2004
PCB	PCB-28, -101	Bina kaplamaları, yalıtım malzemeleri	Gabrino ve diğ., 2000; Herrick ve diğ., 2004



Şekil 4.4. Toplam PBDE ve PCB konsantrasyonları arasındaki ilişki  
a)Bütün data seti için b)PBDE konsantrasyonu <2000 ng/g olan evler  
c)PBDE konsantrasyonu >2000 ng/g olan evler

### 4.3. Faktör Analizi

Kocaeli’de iç ortam tozlarına ait PBDE, PCB ve PAH kirleticilerinin olası kaynaklarını tespit edebilmek amacıyla PBDE, PCB ve PAH veri setleri kullanılarak FA analizi uygulanmıştır. Eigen Value değeri 1’den büyük çıkan faktörler olası kaynak olarak tanımlanmıştır. Her bir faktörün katkıları Tablo 4.8. Tablo 4.9 ve Tablo 4.10’da yer almaktadır. Bazı izomerlerin birden fazla kaynağa katkı yapması o izomerin iç ortamda birden fazla kaynak türünden salınım yaptığına işaret etmektedir.

PBDE izomerleri için faktör analizi sonuçları Tablo 4.8’de verilmiştir. Buna göre ilk faktör toplam varyansın %41,32’lik kısmını açıklamaktadır. 3 ve 4 bromlu PBDE grubuna ait olan BDE-47, BDE-66, BDE-71, BDE-85, BDE-99, BDE-100, BDE-138 izomerlerinin baskın olarak ve 6 bromlu PBDE grubuna ait olan BDE-153, BDE-154 izomerlerinin ise orta seviyede kaynağa katkıları mevcuttur. Penta-BDE izomerlerinin baskın olma durumu DE-71 ve Bromkal 70-5DE ticari PBDE kullanımına işaret etmektedir (Harrad ve diğ., 2008). Faktör skorları incelendiğinde numune toplanan bütün evlerin kirlilik seviyelerinin bu faktöre katkı yaptığı görülmektedir. Anketlere göre ticari penta-BDE eklenme olasılığı olan bilgisayar kasalarının, beyaz eşyaların, koltuk süngerlerinin her evde olduğu tespit edildi. Eşyaların yeni olup olmadığı, ankette alınma yılı sorulmadığı için bilinmemektedir. Dolayısı ile bu faktör “penta-BDE kullanımı” olarak tanımlanabilir.

İkinci faktör ise toplam varyansın %23,04’lük kısmını açıklamaktadır. Bu faktöre okta-BDE grubuna ait PBDE-183, PBDE 190 ve deka-BDE grubuna ait PBDE-209 izomerlerinin yüksek miktarda katkısı vardır. Ayrıca BDE-209 izomeri sadece bu faktöre katkı sağlamaktadır. Dekapenta-BDE’lerin daha geç yasaklanması ve daha yüksek miktarlarda üretilmiş olması ürünlerde bulunma ihtimalini artırmaktadır. İlk faktöre katkısı olduğu gibi bu faktöre de neredeyse tüm evlerde katkı sağladığı görüldü. Dolayısı ile bu faktörün kaynağı olarak evlerdeki eşyalar düşünülebilir (Harrad ve diğ., 2008; Allen ve diğ., 2008). Sonuçta bu faktör “okta-BDE ve deka-BDE kullanımı” olarak tanımlanabilir.

Üçüncü faktör ise toplam varyansın %12,83’lük kısmını oluşturmaktadır. Bu faktöre BDE-153 ve BDE-154’ün baskın olduğu görülmektedir. BDE-154 ve BDE-154’ün

baskın olması BDE-209'un debromizasyona uğraması ya da yalıtım malzemelerinin emisyonundan kaynaklandığı düşünülebilmektedir (Wu ve diğ., 2015; Yang ve diğ., 2013). PBDE izomerlerinden İç ortam tozlarındaki BDE-209'un güneş ışınları maruz kalmasıyla brom atomları molekülden koparak (debromizasyon ya da degradasyon) yeni bileşikler meydana getirebilmektedir (Stapleton ve diğ., 2008). PBDE'lere ait debromizasyon çalışmaları incelendiği zaman doğal (toprak, kum, sediment) ya da sentetik (tolüen, silika jel) matrikslerin oluşu ve farklılıkları mekanizmada yalnızca debromlaşma oranına etki ettiği söylenmektedir (Soderstrom ve diğ., 2004). Kumda adsorblanmış olan BDE-209'a ait yarılanma ömürleri dış ortamda 37 saat iken iç ortamda 12 saat olarak hesaplanmıştır ve dış ortamdaki bozulma kesiklikten iç ortamda süreklilik söz konusudur (Soderstrom ve diğ., 2004). Degradasyonun gerçekleşmesi için güneş ışığının az miktarda olması bile yeterlidir fakat ortam sıcaklığı, güneş ışığının yoğunluğu BDE-209'un bozulma oranını etkileyebilir. Doğal olan matrikslerde BDE-209 yavaş bozulma gerçekleştirir ve böylece fotolitik bozulmaya çok daha dayanıklıdır (Eriksson ve diğ., 2001). BDE-153, BDE-154 ve BDE-183 gibi düşük molekül ağırlıklı PBDE izomerleri biyobirikime daha yatkın özelliktedirler ve bu sebeple sürekli emisyon kaynağı olabilirler (Eriksson ve diğ., 2004). Bu faktörde de BDE-209'un katkısının olmayışı ancak penta-BDE'lerin katkılarının artış göstermesi debromizasyonu olası kaynak olarak işaret etmektedir. Numune toplanan evlerin %51'inde, çevre koşullarına ve yürürlükte olan yönetmelik (MEU, 2008) gereklerine uygun olarak son 4 yıl, %18'nin ise son 8 yıl içinde yalıtım yapıldığı görülmektedir. Şekil 4.5.'de görüldüğü gibi binalara yapılan yalıtım yıllarıyla faktör sonuçları arasında anlamlı ve zayıf korelasyon hesaplandı ve yalıtımı olmayan evler bu hesaba dahil edilmedi. Grafikten de anlaşılacağı üzere bu faktöre katkı en çok izolasyon kaynaklıdır ( $r=0,67$  ,  $p<0,05$ ). Neticede bu faktör “debromizasyon ve yalıtım” olarak tanımlanabilir.

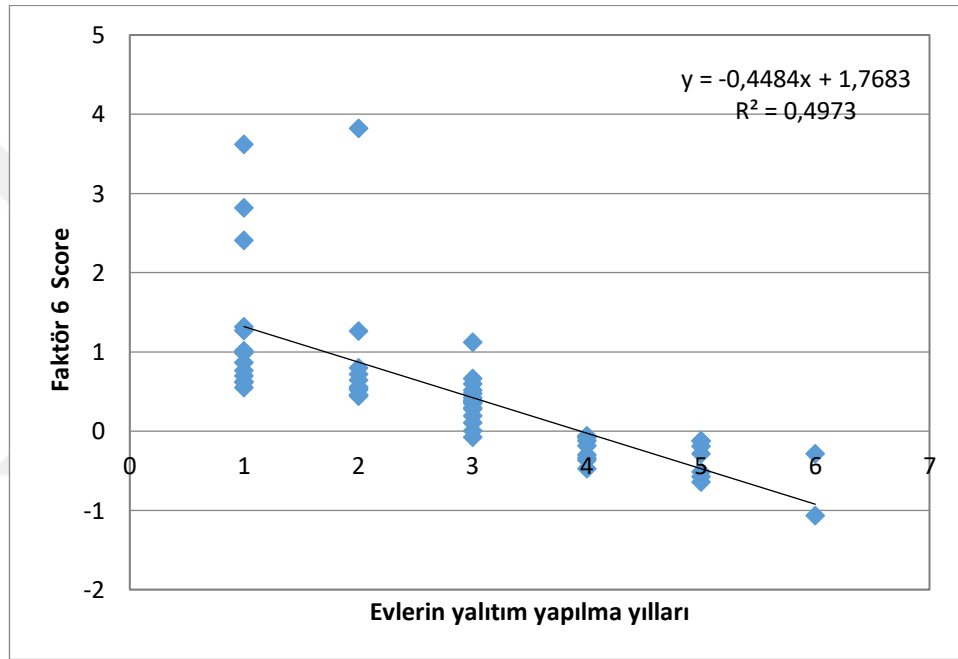


Tablo 4.8. PBDE izomerleri için faktör analizi sonuçları

	<b>Faktör1</b>	<b>Faktör2</b>	<b>Faktör3</b>	<b>Komünalite</b>
Bileşikler/ Varyans	%41,32	%23,04	%12,83	%77,19
BDE-47	41,32	23,04	13,83	0,851
BDE-66	0,67	0,03	0,32	0,596
BDE-71	0,76	0,09	0,18	0,706
BDE-85	0,78	0,32	0,14	0,557
BDE-99	0,84		0,15	0,743
BDE-100		0,21	0,35	0,798
BDE-138	0,16		0,30	0,784
BDE-153	0,39		0,21	0,665
BDE-154	0,26	0,29	0,74	0,903
BDE-183	0,69	0,19	0,81	0,780
BDE-190		0,84		0,877
BDE-209		0,86		0,950
	Penta BDE	Okta BDE ve Deka BDE	Debromizasyon ve Yalıtım	

PCB izomerleri için faktör analizi sonuçları Tablo 4.10’da verilmiştir. Buna göre ilk faktör toplam varyansın %50,02’lik kısmını açıklamaktadır. Numune toplanan evlerin çoğu çevre koşullarına ve yürürlükte olan yönetmeliğin gereklerine uygun şekilde son 6 yıl içerisinde yalıtım yaptırmıştır. Şekil 4.3.’de görüldüğü gibi binalara yapılan yalıtım yıllarıyla faktör sonuçları arasında anlamlı ve zayıf korelasyon hesaplandı ve yalıtımı olmayan evler bu hesaba dahil edilmedi. Grafikten de anlaşılacağı üzere bu faktöre katkı en çok izolasyon kaynaklıdır ( $r=0,70$  ,  $p<0,05$ ). Bazı çalışmalar boyalara renk verme uygulamalarında PCB-194, PCB-201 ve PCB-208 gibi yüksek molekül ağırlığına sahip olan PCB izomerlerinin kullanıldığını ve bunların iç ortamdaki PCB konsantrasyonlarına katkı sağladığını göstermektedir (Zhang ve diğ., 2011). İzolasyondan sonra boya yapıldığı da düşünülürse PCB-194’ün olası kaynağını boya olarak düşünebiliriz. Daha önce yapılan çalışmalarda iç ortamlarda PCB’lerin olası kaynağı olarak PCB’lerin ticari kullanımı olan Arochlor 1254’e rastlanılmıştır (Robson ve diğ., 2010; Kuusisto ve diğ., 2007). Penta ve hegz PCB’ler ticari Arochlor 1254’e benzer profildeyken okta ve nona PCB’ler Arochlor

1260 profiline benzemektedirler (Tan ve diğ., 2007). Harrad ve arkadaşları 2009 yılında Yeni Zelanda, Kanada ve ABD’de yaptıkları çalışmada evlerden topladıkları iç ortam toz numunelerinde PCB seviyelerini hesaplamışlar ve kirliliğin bu iki ticari PCB etkisinde olduğunu bulmuşlardır, İngiltere’de ise PCB kirliliğinin kaynağı olarak Arochlor 1242’yi tespit etmişlerdir (Harrad ve diğ., 2009). Yapılan çalışmada kirliliğin Arochlor 1254 ve Arochlor 1260’dan kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Neticede bu faktör “debromizasyon, yalıtım, tadilat ve ticari PCB kullanımı” olarak tanımlanabilir.



Şekil 4.5. Faktör 6 sonuçlarıyla evlerin yalıtım yapılma yılları arasındaki korelasyon eğrisi

İkinci faktör diğer faktöre göre düşük molekül ağırlıklı 3,4 ve 5 klorlu PCB’lerden (PCB-20, 28+32, 44, 52, 100, 101, 118+149) oluşmaktadır ve toplam varyansın %33,83’lük kısmını açıklamaktadır. Düşük molekül ağırlığına sahip PCB’ler benzin egzoz emisyonlarıyla ilişkilendirilmekle birlikte PCB-28, 44, 52, 101, 118 kömür ve odun yanmasından kaynaklı emisyonlar olarak gösterilmektedir (Salihoğlu ve diğ., 2011; Lee ve diğ., 2005). Bu sebeple bu faktör “araç egzoz ve ısınma amaçlı yanma emisyonları” olarak tanımlanabilir.

Tablo 4.9. PCB izomerleri için faktör analizi sonuçları

	Faktör1	Faktör2	Komünalite
<b>Bileşikler/ Varyans</b>	%50,02	%33,83	%83,85
PCB-20		0,267	0,904
PCB-28+31		0,482	0,879
PCB-44		0,274	0,827
PCB-52		0,253	0,947
PCB-101	0,293	0,474	0,837
PCB-105	0,611	0,065	0,815
PCB-118+149	0,321	0,587	0,616
PCB-138	0,692		0,899
PCB-153	0,664		0,797
PCB-170	0,612		0,702
PCB-180	0,774		0,677
PCB-194	0,825		0,838
	Yalıtım, tadilat ve ticari PCB kullanımı	Araç egzoz ve ısınma amaçlı yanma emisyonları	

PAH izomerleri için faktör analizi sonuçları Tablo 4.10.'da verilmiştir. Buna göre ilk faktör toplam varyansın %45,42'lik kısmını açıklamaktadır ve genel olarak düşük molekül ağırlığına sahip olan PAH izomerlerinden (antrasen, asetanaften, fenantren, floranten, krisen, piren) oluşmaktadır. Özellikle Krisen, piren, fenantren ve antrasen izomerleri kömür ve odun yanmalarının göstergesi olarak tanımlandı (Khalili ve diğ., 1995; Wang ve diğ., 2015). Numune toplama işlemlerinin geçiş döneminde yapılmış olması bu faktörün fosil yakıtların yanması ihtimalini arttırmaktadır. Fakat bu kaynağın faktör sonuçları incelendiği zaman yalnızca şömine ya da soba yakılan evlerde değil, doğal gaz kullanımı olan evlerde de yüksek sonuçlara ulaştığı görüldü ( $r=0,58$  ,  $p<0,05$ ). Mannino ve Orecchio'nun 2008 yılında mutfaklardan toz numuneleri toplayıp yaptıkları çalışma neticesinde floranten, fenantren ve asetanaften izomerleri evlerin diğer odalarından daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu tespit edilmiştir. Dolayısı ile bu faktörü "Biyokütle/kömür yanması ve yemek pişirme faaliyetleri" olarak tanımlanabilir.

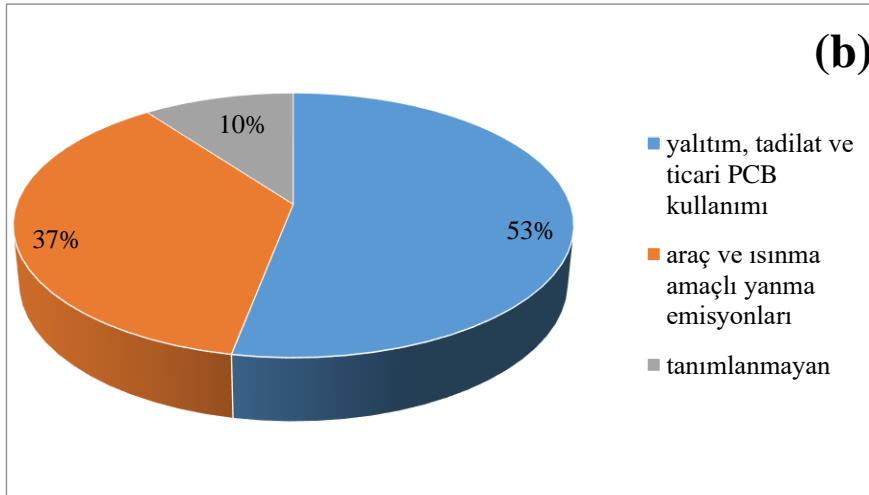
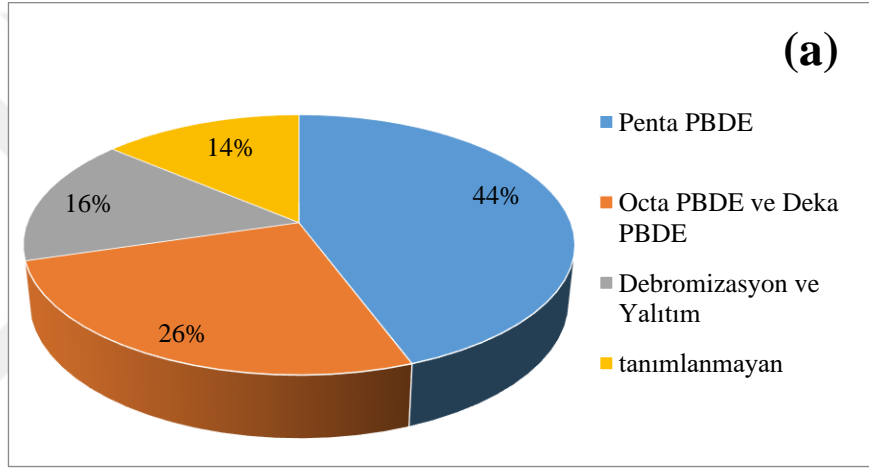
Tablo 4.10. PAH izomerleri için faktör analizi sonuçları

	Faktör1	Faktör2	Faktör3	Komünalite
<b>Bileşikler/ Varyans</b>	%45,42	%34,83	%10,70	
Ace	0,842		0,654	0,882
Flue	0,866		0,347	0,921
Acy	0,907			0,879
Phe	0,795		0,614	0,811
Ant	0,780	0,200	0,721	0,921
Flt+Pyr	0,872		0,847	0,871
BaA				0,614
Chr	0,580	0,227	0,741	0,717
BbF	0,214			0,578
BkF		0,234		0,767
BaP		0,729	0,286	0,812
Ind	0,251	0,898		0,796
DahA		0,217	0,627	0,712
BgP		0,769		0,714
	Biyokütle/kömür yanması, Yemek pişirme	Araç egzoz emisyonları	Sigara içimi ve Biyokütle yanması	

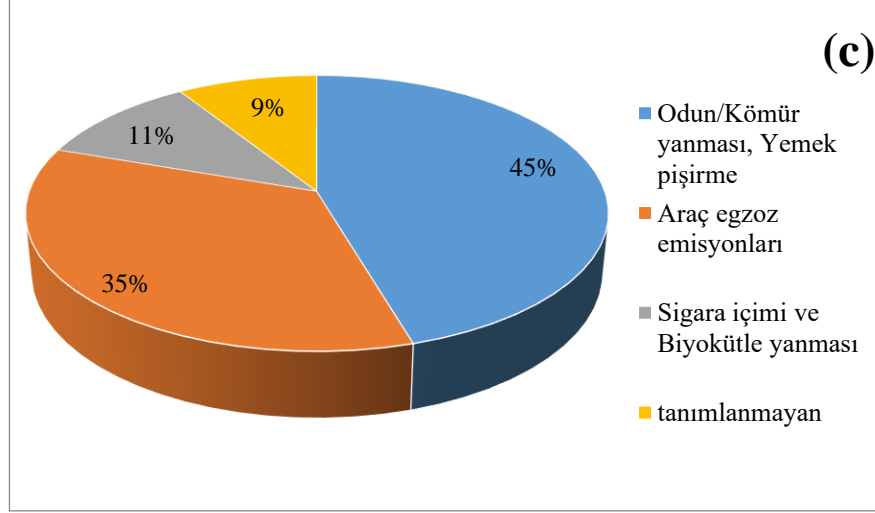
İkinci faktör toplam varyansın %34,83'lük kısmını açıklamaktadır. Bu faktör benzo[a]piren, benzo[g,h,i]perilen, dibenzo[a,h]antrasen, indeno[1,2,3-c,d]piren olmak üzere yüksek molekül ağırlığına sahip olan PAH izomerlerini içermektedir. Yüksek molekül ağırlıklı PAH izomerleri araçların egzoz emisyonları ile ilişkilendirilmişlerdir (Motelay-Massei ve diğ., 2005; Wit ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2011; Chao ve diğ., 2014). Yüksek molekül ağırlıklı olan PAH grubuna ait indeno[1,2,3-c,d]piren, benzo[a]piren ve benzo[g,h,i]perilen petrol yanması kaynağı için göstergedir (Sadiktsis ve diğ., 2012). Ayrıca Slezakova ve diğ. (2009) ve Castro ve diğ. (2011) sigara içilen evlerde dibenzo[a,h]antrasen partikül fazda en yüksek konsantrasyona sahip olan PAH kirleticisi olarak ölçmüşlerdir. Numune toplama işlemi geçiş döneminde gerçekleştirildiğinden dış ortama ait kirleticilerin, iç ortamda birikim yapmaları düşük bir ihtimaldir ve iç ortam kirletici kaynakları baskın olabilmektedir. Dolayısı ile kış mevsimlerinde egzoz emisyon kaynaklarının, iç ortam

kirletici kaynakları olarak tanımlanan diğer kaynaklara göre bulunması olasılığı düşüktür. Neticede bu faktör “araç egzoz emisyonları” olarak tanımlanabilmektedir.

Üçüncü faktör ise toplam varyansın %10,70’lik kısmını açıklamaktadır. Bu faktör düşük molekül ağırlığına sahip PAH izomerlerinden oluşmaktadır. Özellikle piren, antrasen, fenantren ve krisen kömür ve odun yanmasının belirleyicisi olarak tanımlanmıştır (Khalili ve diğ., 1995). Faktör sonuçları incelendiğinde sigara içilen ve şömine/soba bulunan evlerin değerlerinin yüksek olduğu tespit edildi. Biokütle emisyonlarından sigara emisyonlarını ayırmak pek mümkün olmamaktadır. Bu nedenle bu faktör “biokütle/kömür yanması ve sigara kullanımı” olarak tanımlanabilir.



Şekil 4.6. Faktörlerin yüzdesel olarak dağılımları a)PBDE b) PCB c) PAH



Şekil 4.6. (Devam) Faktörlerin yüzdesel olarak dağılımları a)PBDE b) PCB c) PAH

Yapılan Faktör Analizi (FA) sonuçlarına göre Şekil 4.6.'daki pasta diyagramında iç ortam toz numunelerine katkısı olan olası PBDE, PCB ve PAH kaynakları gösterilmiştir. İç ortam tozlarında ölçülen PBDE ve PAH için üçer kaynak tanımlanabilmişken PCB için 2 kaynak tanımlanabilmiştir. PBDE ve PCB için iç ortamda en baskın kaynak ticari ürünlerin kullanılmasıdır. Ayrıca yalıtım ve tadilat kaynağı PBDE kirleticileri için ayrı bir kaynak oluştururken PCB kirleticilerinde ticari PCB kullanımı ve yalıtım ve tadilat kaynakları tek bir kaynak olarak ekstakte edilebilmiştir. Çalışma da görüldüğü gibi PCB'lerin 30 sene önce üretimlerinin durdurulmuş olmasına rağmen çevresel kaynaklara hala katkıları vardır. PAH kirleticileri için ise en önemli kaynak odun/kömür yanması ve yemek pişirme olarak tanımlanmıştır. İkinci kaynağın da dış ortamlı olması PAH kirleticileri için iç ortam kadar dış ortam seviyelerinin önemli olduğunu göstermektedir.

#### 4.4. Sağlık Riski Değerlendirmesi

Ölçülen PBDE, PCB ve PAH konsantrasyonları daha önce tablolarda verilen bilgiler doğrultusunda  $\sum_{14}$ PBDE,  $\sum_{15}$ PCB ve  $\sum_{16}$ PAH kirletici gruplarının çocuklarda ve yetişkinlerde iç ortam tozunda yeme, soluma ve deri temasıyla maruziyetleri belirlenmeye çalışıldı. Tablo 4.11., Tablo 4.12. ve Tablo 4.13.'de çocuklar ve yetişkinler için sırasıyla PBDE, PCB ve PAH için hesaplanan maruziyet değerleri verilmiştir.

Tablo 4.11.'de PBDE izomerlerinin her birisi için hesaplanan yeme, soluma ve deri temasıyla maruziyet değerleri verilmiştir. Buna göre yeme yoluyla ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için  $2,67 \times 10^{-1}$  ng/kg-gün ve yetişkinler için  $0,67 \times 10^{-1}$  ng/kg-gün olarak hesaplandı. Deri temasıyla ise ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için  $1,8 \times 10^{-2}$  ng/kg-gün ve yetişkinler için  $15,9 \times 10^{-2}$  ng/kg-gün olarak hesaplanırken soluma yoluyla ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için  $3,68 \times 10^{-5}$  ng/kg-gün ve yetişkinler için  $2,99 \times 10^{-5}$  ng/kg-gün olarak hesaplandı.

Tablo 4.11. Çocuklar ve yetişkinler için günlük ortalama PBDE maruziyeti (D) (ng/kg-gün)

	Çocuklar			Yetişkinler		
	D <sub>solunum</sub>	D <sub>yeme</sub>	D <sub>deri teması</sub>	D <sub>solunum</sub>	D <sub>yeme</sub>	D <sub>deri teması</sub>
<b>BDE17</b>	$1,7 \times 10^{-6}$	$1,29 \times 10^{-2}$	$9,04 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$2,83 \times 10^{-3}$	$7,31 \times 10^{-3}$
<b>BDE28</b>	$0,54 \times 10^{-6}$	$4,21 \times 10^{-3}$	$2,94 \times 10^{-4}$	$4,5 \times 10^{-7}$	$1. \times 10^{-3}$	$2,35 \times 10^{-3}$
<b>BDE47</b>	$2 \times 10^{-6}$	$1,53 \times 10^{-2}$	$1,06 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$3,44 \times 10^{-3}$	$8,55 \times 10^{-3}$
<b>BDE66</b>	$1,4 \times 10^{-6}$	$1,17 \times 10^{-2}$	$7,62 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$2,81 \times 10^{-3}$	$6,05 \times 10^{-3}$
<b>BDE71</b>	$1,7 \times 10^{-6}$	$1,31 \times 10^{-2}$	$9,25 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$2,94 \times 10^{-3}$	$7,47 \times 10^{-3}$
<b>BDE85</b>	$2,4 \times 10^{-6}$	$1,91 \times 10^{-2}$	$1,27 \times 10^{-3}$	$2 \times 10^{-6}$	$4,77 \times 10^{-3}$	$1,01 \times 10^{-2}$
<b>BDE99</b>	$1,6 \times 10^{-6}$	$1,06 \times 10^{-2}$	$8,49 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-6}$	$2,65 \times 10^{-3}$	$6,91 \times 10^{-3}$
<b>BDE100</b>	$1,6 \times 10^{-6}$	$1,32 \times 10^{-2}$	$8,78 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$3,28 \times 10^{-3}$	$7 \times 10^{-3}$
<b>BDE138</b>	$1,7 \times 10^{-6}$	$1,19 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$2,88 \times 10^{-3}$	$7,24 \times 10^{-3}$
<b>BDE153</b>	$1,7 \times 10^{-6}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$9,32 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$3,57 \times 10^{-3}$	$7,46 \times 10^{-3}$
<b>BDE154</b>	$1,9 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-2}$	$1,04 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-6}$	$3,78 \times 10^{-3}$	$8,24 \times 10^{-3}$
<b>BDE183</b>	$3 \times 10^{-6}$	$1,94 \times 10^{-2}$	$1,46 \times 10^{-3}$	$2,3 \times 10^{-6}$	$4,72 \times 10^{-3}$	$1,29 \times 10^{-2}$
<b>BDE190</b>	$2,2 \times 10^{-6}$	$1,37 \times 10^{-2}$	$1,04 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-6}$	$3,67 \times 10^{-3}$	$9,40 \times 10^{-3}$
<b>BDE209</b>	$14 \times 10^{-6}$	$9,5 \times 10^{-3}$	$6,4 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$2,41 \times 10^{-2}$	$5,84 \times 10^{-2}$
<b><math>\Sigma_{14}</math>PBDE</b>	$3,7 \times 10^{-5}$	$2,67 \times 10^{-2}$	$1,8 \times 10^{-3}$	$2,97 \times 10^{-5}$	$6,6 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-2}$

Çocuklarda ve yetişkinlerde  $\Sigma_{14}$ PBDE maruziyet yeme yoluyla yaklaşık olarak sırasıyla %93 ve %25, deriyle temas yoluyla sırasıyla %7 ve %72 iken soluma

yoluyla maruziyet her iki grup içinde önemsizdir. Küçük çocuklar ellerini sürekli ağızlarına götürdüklerinden dolayı iç ortam tozlarına yeme yoluyla maruziyetleri fazla olmaktadır. Ayrıca vücut ağırlıklarının az oluşları ve toksinlere toleransı yetişkinlere kıyasla daha az olduğundan riskleri büyüktür. Bu bilgiler ışığında çocuklar için hesaplanan maruziyet değerlerinin yüksek olması beklenen bir durum olmuştur (Karakuş, 2012; Acosta ve diğ., 2009). Stapleton ve arkadaşları ise 2012 yılında yaptıkları çalışmalarında ıslak mendillerde mevcut olan PBDE'ler ile çocukların kanında tespit ettikleri PBDE'ler arasında anlamlı bir korelasyon bulmuşlardır ve çocukların ellerini sürekli ağızlarına götürme durumlarını PBDE maruziyeti açısından önemli bulmuşlardır (Stapleton ve diğ., 2012). Wang ve arkadaşları ise 2014 yılında Pearl River Deltası'nda gerçekleştirdikleri çalışmalarında bebeklerin yeme yoluyla maruz kaldıkları PBDE'lerin diğer yollara kıyasla %69,3 ile %96,1 arasında daha baskın olarak tespit etmişlerdir (Wang ve diğ., 2014). Son yapılan çalışmalara bakıldığında yeme yoluyla maruziyetin özellikle çocuklarda önemli bir yol olduğunu göstermektedir (Hassan ve diğ., 2015; Lim ve diğ., 2014; Dirtu ve Covaci, 2010).

PBDE izomerlerinden BDE-209 üç ana yol ile maruziyet hesaplaması sonucunda en yüksek maruziyete sebep veren izomer olarak tespit edildi. BDE-209,  $\Sigma_{14}$ PBDE maruziyetinin çocuklar için %35,4 ve yetişkinler için %36,5 kısmını oluşturmaktadır. BDE-209'un bu kadar yüksek oranlarda maruziyete sebep vermesinin nedeni tozdaki konsantrasyonlarının da yüksek oluşundan kaynaklanmaktadır.

Tablo 4.12.'de PCB izomerlerinin her birisi için hesaplanan yeme, soluma ve deri temasıyla maruziyet değerleri verilmiştir. Buna göre yeme yoluyla ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için 0,012 ng/kg-gün ve yetişkinler için 0,003 ng/kg-gün olarak hesaplandı. Deri temasıyla ise ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için 0,14 ng/kg-gün ve yetişkinler için 1,22 ng/kg-gün olarak hesaplanırken soluma yoluyla ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için  $1,71 \times 10^{-6}$  ng/kg-gün ve yetişkinler için  $1,39 \times 10^{-6}$  ng/kg-gün olarak hesaplandı.

Çocuklarda ve yetişkinlerde  $\Sigma_{15}$ PCB maruziyet deri teması yoluyla yaklaşık olarak sırasıyla %92 ve %99 olarak tespit edildi. Bu durum PCB kirleticilerinin deri kolay emilmesinden kaynaklanmaktadır. PCB maruziyetinde yetişkinler için yeme ve soluma yoluyla maruziyet seviyeleri ihmal edilebilirler. PCB izomerlerinin üç ana



yolla maruziyetlerinin bütün PCB izomerlerine oranı incelendiğinde en fazla katkıyı %16,32 ile PCB 153 ve bu izomeri %14,03 ile PCB118+149, %13,42 ile PCB 138 ve %7,4 ile PCB 101 izlemektedir. Kanser riski olan PCB 105 ise %3'lük bir katkı sağlamaktadır.

Tablo 4.12. Çocuklar ve yetişkinler için günlük ortalama PCB maruziyeti (D) (ng/kg-gün)

	Çocuklar			Yetişkinler		
	D <sub>solunum</sub>	D <sub>yeme</sub>	D <sub>deri teması</sub>	D <sub>solunum</sub>	D <sub>yeme</sub>	D <sub>deri teması</sub>
<b>PCB 18</b>	2,1×10 <sup>-8</sup>	1,61×10 <sup>-5</sup>	15,82×10 <sup>-5</sup>	1,6×10 <sup>-8</sup>	3,5×10 <sup>-5</sup>	1,10×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 31+28</b>	0,13×10 <sup>-8</sup>	9,91×10 <sup>-5</sup>	96,95×10 <sup>-5</sup>	1,2×10 <sup>-7</sup>	2,6×10 <sup>-5</sup>	1×10 <sup>-1</sup>
<b>PCB 20</b>	3,8×10 <sup>-8</sup>	2,92×10 <sup>-5</sup>	28,27×10 <sup>-5</sup>	2,5×10 <sup>-8</sup>	6,6×10 <sup>-5</sup>	1,88×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 52</b>	4,9×10 <sup>-8</sup>	4,54×10 <sup>-5</sup>	36,96×10 <sup>-5</sup>	4,5×10 <sup>-8</sup>	9,7×10 <sup>-5</sup>	3,39×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 44</b>	9,2×10 <sup>-8</sup>	6,08×10 <sup>-5</sup>	6,87×10 <sup>-4</sup>	7×10 <sup>-8</sup>	1,6×10 <sup>-5</sup>	5,03×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 101</b>	0,13×10 <sup>-8</sup>	12,01×10 <sup>-5</sup>	98,71×10 <sup>-5</sup>	1,3×10 <sup>-7</sup>	2,6×10 <sup>-5</sup>	7,49×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 149+118</b>	26×10 <sup>-8</sup>	17,79×10 <sup>-5</sup>	19,1×10 <sup>-4</sup>	1,7×10 <sup>-7</sup>	4,3×10 <sup>-5</sup>	1,22×10 <sup>-1</sup>
<b>PCB 105</b>	5,3×10 <sup>-8</sup>	4,07×10 <sup>-5</sup>	39,87×10 <sup>-5</sup>	4,8×10 <sup>-8</sup>	1,1×10 <sup>-5</sup>	4,13×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 153</b>	29×10 <sup>-8</sup>	24,59×10 <sup>-5</sup>	21,8×10 <sup>-4</sup>	2,1×10 <sup>-7</sup>	5×10 <sup>-5</sup>	1,58×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 138</b>	24×10 <sup>-8</sup>	20,18×10 <sup>-5</sup>	17,9×10 <sup>-4</sup>	2×10 <sup>-7</sup>	4,9×10 <sup>-5</sup>	1,51×10 <sup>-1</sup>
<b>PCB 180</b>	0,35×10 <sup>-8</sup>	2,7×10 <sup>-5</sup>	2,64×10 <sup>-5</sup>	3,2×10 <sup>-7</sup>	6,9×10 <sup>-6</sup>	2,30×10 <sup>-3</sup>
<b>PCB 170</b>	4,8×10 <sup>-8</sup>	3,44×10 <sup>-5</sup>	27,03×10 <sup>-5</sup>	3,6×10 <sup>-8</sup>	7×10 <sup>-5</sup>	2,15×10 <sup>-2</sup>
<b>PCB 194</b>	2,9×10 <sup>-8</sup>	2,65×10 <sup>-5</sup>	24,38×10 <sup>-5</sup>	2,6×10 <sup>-8</sup>	5,6×10 <sup>-5</sup>	1,82×10 <sup>-2</sup>
<b>Σ<sub>15</sub>PCB</b>	1,7×10 <sup>-6</sup>	119,76×10 <sup>-5</sup>	13,68×10 <sup>-2</sup>	1,4×10 <sup>-6</sup>	3,07×10 <sup>-4</sup>	0,122×10

Tablo 4.13.'de PAH izomerlerinin her birisi için hesaplanan yeme, soluma ve deri temasıyla maruziyet değerleri verilmiştir. Buna göre yeme yoluyla ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için 2,12 ng/kg-gün ve yetişkinler için 0,49 ng/kg-gün olarak hesaplandı. Deri temasıyla ise ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için 18,68 ng/kg-gün ve yetişkinler için 152 ng/kg-gün olarak hesaplanırken soluma yoluyla ortalama günlük maruziyet değeri çocuklar için 2,64×10<sup>-4</sup> ng/kg-gün ve yetişkinler için 2,21×10<sup>-4</sup> ng/kg-gün olarak hesaplandı.

Çocuklarda ve yetişkinlerde  $\Sigma_{16}$ PAH maruziyet deri teması yoluyla yaklaşık olarak sırasıyla %90,6 ve %99,7 oranları ile en baskın maruziyet yolu olarak tespit edildi. Soluma yoluyla maruziyet ise her iki grup içinde önemsiz kabul edilebilecek seviyede ölçüldü. PAH kirliliğinin yetişkinlerdeki maruziyetinin fazla olmasının nedeni deriyle temas sonucunda cilde kolay emilmesi ve yetişkinlerin vücut yüzey alanlarının çocuklara göre daha fazla olmasıdır.

Tablo 4.13. Çocuklar ve yetişkinler için günlük ortalama PAH maruziyeti (D) (ng/kg-gün)

	Çocuklar			Yetişkinler		
	$D_{\text{solunum}}$	$D_{\text{yeme}}$	$D_{\text{deri teması}}$	$D_{\text{solunum}}$	$D_{\text{yeme}}$	
<b>Nap</b>	$8,7 \times 10^{-6}$	$6,66 \times 10^{-3}$	$60,73 \times 10^{-2}$	$7,3 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-2}$	$0,491 \times 10$
<b>Acy</b>	$2,6 \times 10^{-6}$	$2,026 \times 10^{-3}$	$18,4 \times 10^{-2}$	$2,3 \times 10^{-6}$	$5,28 \times 10^{-3}$	$0,147 \times 10$
<b>Flue+Pyr</b>	$9,3 \times 10^{-6}$	$7,13 \times 10^{-3}$	$64,1 \times 10^{-2}$	$6,9 \times 10^{-6}$	$1,61 \times 10^{-2}$	$0,52 \times 10$
<b>Acy</b>	$9,9 \times 10^{-6}$	$9,3 \times 10^{-3}$	$70,2 \times 10^{-2}$	$8,3 \times 10^{-6}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$0,558 \times 10$
<b>Phe</b>	$4,1 \times 10^{-5}$	$27,3 \times 10^{-3}$	$28,6 \times 10^{-1}$	$3,1 \times 10^{-5}$	$7,01 \times 10^{-2}$	$2,32 \times 10$
<b>Ant</b>	$1,6 \times 10^{-5}$	$14,8 \times 10^{-3}$	$11,3 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-2}$	$0,904 \times 10$
<b>Flt+Pyr</b>	$3,6 \times 10^{-5}$	$25,1 \times 10^{-3}$	$25,06 \times 10^{-1}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$6,02 \times 10^{-2}$	$2,04 \times 10$
<b>BaA</b>	$1,6 \times 10^{-5}$	$12,2 \times 10^{-3}$	$11,09 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^{-5}$	$3,18 \times 10^{-2}$	$0,884 \times 10$
<b>Chr</b>	$3,1 \times 10^{-5}$	$26,6 \times 10^{-3}$	$21,9 \times 10^{-1}$	$2,6 \times 10^{-5}$	$5,39 \times 10^{-2}$	$1,77 \times 10$
<b>BbF</b>	$2,3 \times 10^{-5}$	$19,6 \times 10^{-3}$	$16,2 \times 10^{-1}$	$1,7 \times 10^{-5}$	$4,79 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10$
<b>BkF</b>	$2,4 \times 10^{-5}$	$18,8 \times 10^{-3}$	$16,6 \times 10^{-1}$	$2,2 \times 10^{-5}$	$4,68 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10$
<b>Bap</b>	$1,8 \times 10^{-5}$	$17,03 \times 10^{-3}$	$12,4 \times 10^{-1}$	$1,6 \times 10^{-5}$	$3,45 \times 10^{-2}$	$0,987 \times 10$
<b>Ind</b>	$1,3 \times 10^{-5}$	$11,6 \times 10^{-3}$	$99,8 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$2,84 \times 10^{-2}$	$0,882 \times 10$
<b>DaHA</b>	$6,8 \times 10^{-6}$	$5,44 \times 10^{-3}$	$51,2 \times 10^{-2}$	$6,1 \times 10^{-6}$	$1,34 \times 10^{-2}$	$0,465 \times 10$
<b>BgP</b>	$9,1 \times 10^{-6}$	$8,80 \times 10^{-3}$	$68,4 \times 10^{-2}$	$8,5 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-2}$	$0,621 \times 10$
<b>B2 group</b>	$1,3 \times 10^{-5}$	$11,15 \times 10^{-2}$	$93,5 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$25,7 \times 10^{-2}$	$7,61 \times 10$
<b><math>\Sigma_{16}</math>PAHs</b>	$2,6 \times 10^{-5}$	$21,28 \times 10^{-2}$	$186 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-4}$	$49,4 \times 10^{-2}$	$1,52 \times 10^2$

#### 4.4.1. Kanserojen olmayan risk

Tehlike indeksi (HI), tehlike katsayılarının (HQ) toplamı şeklinde hesaplandı. Eğer HQ değeri 1'den büyükse bu durum maruziyete bağlı etkilerin olabileceğini, 1'den küçükse kanserojen olmayan risk üzerine önemli tesiri olmadığını göstermektedir (USEPA, 2011; Deng ve diğ., 2014). USEPA tarafından BDE-47, BDE-99, BDE-153

ve BDE-209 olmak üzere yalnızca 4 adet PBDE izomeri için ve PCB-105 için soluma yoluyla maruziyete ait RfD değeri verilmiştir. Bu izomerlere ait kabul edilen HQ değerleri Tablo 4.14.'de verilmiştir. Yapılan hesaplamalara göre BDE-209 maruziyeti diğer PBDE izomerlerine oranla 1-2 kat fazla olmasına rağmen bu 4 izomer arasında en yüksek HQ değerine sahip olan izomer BDE-99 olarak tespit edildi. PCB-105 ise BDE-209 gibi tehlike oluşturmamaktadır. Toplamda bu 5 kirleticiyi oranlarsak çocuklar için BDE 47 (%47,01)> BDE 99 (%35,71)> PBDE 153 (%17,27)> BDE 209 ve PCB 105(~0) ve yetişkinler için çocuk için BDE 47 %50.07)> BDE 99 (%29,93)> PBDE 153 (%20,0)> BDE 209 ve PCB 105 (~0) şeklinde sıralamak mümkündür. Kanserojen olmayan tehlike indeksleri (HQ) bu 5 kirleticisi için çocuklarda  $4,7 \times 10^{-8}$  ve yetişkinlerde  $3,6 \times 10^{-8}$  olarak hesaplandı ve bu değerler kritik değer olan 1'i geçmediğinden; iç ortam tozuna soluma yoluyla maruziyetin kanserojen olmayan nörodavranışsal bozukluğa sebebiyet vermeyeceği tespit edildi.

Tablo 4.14. KOK kirleticileri için tehlike indeks değerleri (HQ) ve kanserojenlik tahminleri (R)

	Çocuklar				Yetişkinler			
	HQ <sub>sol</sub>	R <sub>sol</sub>	R <sub>yeme</sub>	R <sub>deri</sub> teması	HQ <sub>sol</sub>	R <sub>sol</sub>	R <sub>yeme</sub>	R <sub>deri</sub> teması
<b>BDE47</b>	$2,21 \times 10^{-8}$				$1,82 \times 10^{-8}$			
<b>BDE99</b>	$1,68 \times 10^{-8}$				$1,09 \times 10^{-8}$			
<b>BDE153</b>	$0,81 \times 10^{-8}$				$7,27 \times 10^{-9}$			
<b>BDE209</b>	$1 \times 10^{-13}$	$9,16 \times 10^{-15}$	$6,4 \times 10^{-11}$	$4,8 \times 10^{-11}$	$7,50 \times 10^{-14}$	$7,49 \times 10^{-15}$	$1,63 \times 10^{-11}$	$4,88 \times 10^{-11}$
<b>Σ<sub>14</sub>PBDE</b>	$4,62 \times 10^{-8}$	$9,16 \times 10^{-15}$			$3,31 \times 10^{-8}$			$4,8 \times 10^{-11}$
<b>BaP</b>		$6,31 \times 10^{-11}$	$1,16 \times 10^{-6}$	$3,16 \times 10^{-5}$		$5,97 \times 10^{-11}$	$2,35 \times 10^{-7}$	$2,84 \times 10^{-4}$
<b>ΣB2</b>		$1,16 \times 10^{-10}$	$1,98 \times 10^{-6}$	$5,91 \times 10^{-5}$		$1,04 \times 10^{-10}$	$4,37 \times 10^{-7}$	$5,5 \times 10^{-4}$
<b>PCB105</b>	$2,05 \times 10^{-13}$	$4,78 \times 10^{-14}$			$1,85 \times 10^{-13}$	$4,32 \times 10^{-14}$		

#### 4.4.2. Kanserojen risk

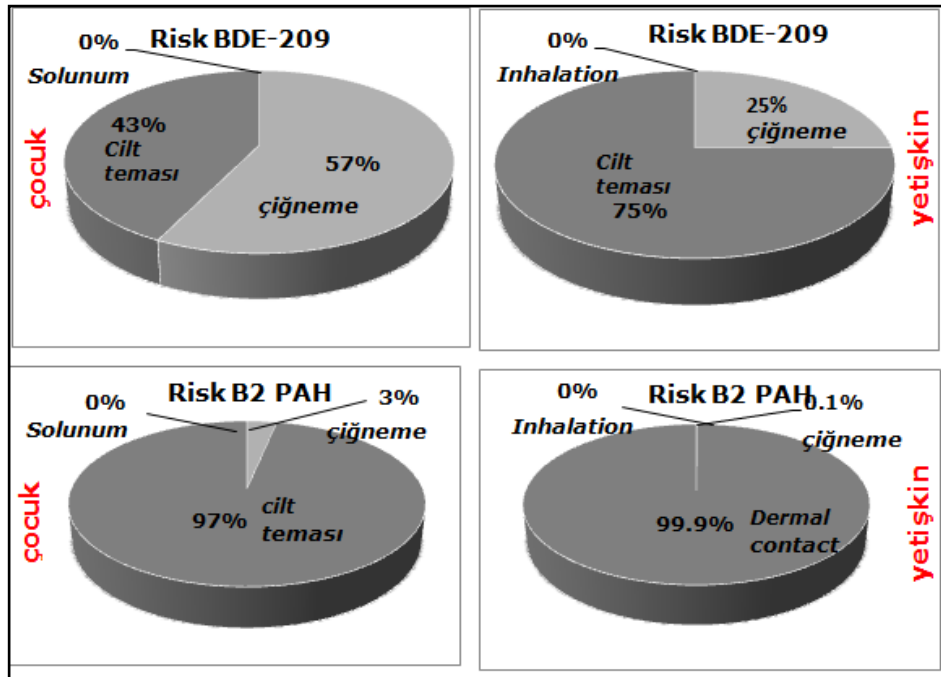
Toza maruziyetten kaynaklanabilecek kanserojen risk BDE-209, B grubu PAH kirleticileri ve PCB-105 için hesaplandı ve Tablo 4.14.'de verilmiştir. US EPA IRIS tarafından sadece bu izomerler için kanserojenik eğilim faktörü (SF) verilmesinden dolayı sadece bu kirleticiler için risk tahmini hesaplandı. Tablo 4.14.'de görüldüğü

gibi BDE-209 için ortalama kanserojen seviyeleri soluma yoluyla çocuklar için  $9,16 \times 10^{-15}$  ve yetişkinler için  $7,49 \times 10^{-15}$ , yeme yoluyla çocuklar için  $6,44 \times 10^{-11}$  ve yetişkinler için  $1,63 \times 10^{-11}$  ve deri teması yoluyla çocuklar için  $4,80 \times 10^{-11}$  ve yetişkinler için  $4,88 \times 10^{-11}$  olarak tahmin edildi. Daha önce yapılan çalışmalara göre yeme yoluyla maruziyet diğer maruziyetlere göre çocuklarda çok daha fazla kanserojen risk taşımaktadır (Shy ve diğ., 2015; Deng ve diğ., 2014). Yetişkinlerdeyse yeme ve deri temasıyla maruziyet sonucu kanserojen risk benzer seviyededir. Buna göre yetişkinlerde kanser olma riskine yeme ve deriyle temas sonucu maruziyetin katkısı olduğu görüldü. BDE-209 izomerine üç ana maruziyet yoluyla hayat boyu maruz kalma sonucunda oluşan kanser olma riski çocuklarda  $1,1 \times 10^{-10}$  yetişkinlerde ise  $6,5 \times 10^{-11}$  olarak hesaplandı. Bu sonuçlara göre US EPA'nın önerdiği  $10^{-6}$  olan eşik değerinin farkedilir derecede altında kaldığından dolayı Kocaeli için iç ortam tozundan kaynaklanan BDE-209 kanser riski tehlikesi yoktur diyebiliriz. Li ve Shy sırasıyla Shanghai/Çin ile Pingtung, Kaohsiung/Tayvan'da gerçekleştirdikleri çalışmalarında BDE-209 maruziyetiyle alakalı benzer bir şekilde güvenlik limitleri içerisinde kaldıklarını rapor etmişlerdir (Li ve diğ., 2015; Shy ve diğ., 2015).

Çocukların ve yetişkinlerin B2 grubu PAH'lara yeme soluma ve deri temasıyla maruz kalarak kanser olma riski; toksik denklik faktörü (TEF) ve BaP izomerine ait kanserojenik eğim faktörü (SF) ile değerlendirildi. Tablo 4.14.'de görüldüğü gibi B2 için ortalama kanserojen seviyeleri soluma yoluyla çocuklar için  $1,16 \times 10^{-10}$  ve yetişkinler için  $1,04 \times 10^{-10}$  olarak, yeme yoluyla çocuklar için  $1,98 \times 10^{-6}$  ve yetişkinler için  $4,37 \times 10^{-7}$  olarak ve deri teması yoluyla çocuklar için  $5,91 \times 10^{-5}$  ve yetişkinler için  $5,51 \times 10^{-4}$  olarak tahmin edildi. Her iki grupta B2 grubu PAH izomerleri deri teması yoluyla maruziyette en baskın risk sınıfını oluştururken soluma yoluyla maruziyet bu üç ana maruziyet yolları arasındaki etkisi en pasif olarak bulundu. Sonuçlar  $10^{-6}$  olan eşik değerinin farkedilir biçimde altında kaldığından dolayı iç ortam tozu kaynaklı B2 grubu PAH kirleticileri maruziyeti kabul edilebilir seviyede olduğu tespit edildi. PAH maruziyetinden kaynaklı risk sonuçlarının literatürde daha önce yapılmış olan çalışmalara yakın değerlerde olduğu görüldü (Kang ve diğ., 2011; Wang ve diğ., 2011; Maertens ve diğ., 2008).

PCB-105'in soluma yoluyla toz maruziyetinden kaynaklanan kanserojen risk değerleri çocuklar için  $4,78 \times 10^{-14}$  ve yetişkinler için  $4,32 \times 10^{-14}$  olarak hesaplandı ve BDE-209, B2 PAH'larına benzer biçimde güvenlik limit değerinin ciddi şekilde altında olduğu bulundu.

Kanserojen risk bakımından üç ana maruziyet yolları arasındaki yüzdesel ilişki PBDE ve B2 grup PAH'lar için kıyaslandı ve Şekil 4.6.'da gösterilmiştir. PCB105 için sadece soluma yoluyla kanser riski tahmin edilebildiğinden dolayı kıyaslamaya dahil edilmedi. Çoğunlukla deri temasıyla 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 nesnelere sokabilmeleri gibi davranışsal sebeplerden dolayı, iç ortam tozunda bolca bulunan BDE 209'a yeme yoluyla daha çok maruz kalmaları kanser olma risklerini artırmaktadır. Soluma yoluyla maruziyetin çok düşük seviyede gerçekleşmesi, PBDE ve B2 için PAH'lar için soluma yoluyla kanser olma riskinin önemsiz düzeyde olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.7. Çocuklarda ve yetişkinlerde yeme, soluma ve deri temasıyla kanser olma riski arasındaki ilişki

## 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Kocaeli ilinde farklı bölgelerde seçilen 90 evden toplanan iç ortam toz numunelerinde  $\Sigma_{14}$ PBDE konsantrasyonları 11,74 ng/g ile 2484 ng/g aralığında,  $\Sigma_{15}$ PCB konsantrasyonları 1,61 ng/g ile 421,17 ng/g aralığında değişirken  $\Sigma_{16}$ PAH konsantrasyonu 21,6 ng/g ile 11274 ng/g aralığında olduğu ölçülmüştür. Toplam konsantrasyon seviyelerine baktığımızda PCB kirleticileri en düşük derişime sahip olduğu görülmektedir. Bu durum PCB'lerin 30 yıldan daha önce üretimlerinin durdurulması çevresel ortamlardaki katkılarının azalmasına neden olmuştur şeklinde açıklanabilir. FA sonuçlarına göre PBDE, PCB ve PAH kirliliklerinin iç ortamda olası kaynakları ticari ürünler, biokütle/kömür yanması, yemek pişirme, penta-BDE ve deka BDE emisyonları, egzoz emisyonu, sigara kullanımı, debromizasyon ve tadilat işlemlerinden kaynaklı salınım olarak bulunmuştur. PAH kirleticilerinin olası kaynakları PBDE ve PCB'ler de gözlendiği kadar iç ortamdan ziyade dış ortamdan daha fazla etkilendiği görülmektedir. Dolayısıyla iç ortam tozlarındaki KOK kirletici konsantrasyonlarını azaltabilmek için PCB ve PBDE'ler için ticari kullanımlarını göz önüne almak gerekirken PAH kirleticileri için iç ortam yanma kaynakları yanında dış ortam emisyonlarını da kontrol etmek gerekmektedir.

Çocuklarda ve yetişkinlerde  $\Sigma_{14}$ PBDE maruziyet yeme yoluyla yaklaşık olarak sırasıyla %93 ve %25, deriyle temas yoluyla sırasıyla %7 ve %72 iken soluma yoluyla maruziyet her iki grup içinde önemsizdir. Çocuklarda ve yetişkinlerde  $\Sigma_{15}$ PCB maruziyeti incelendiğinde deri teması yoluyla yaklaşık olarak sırasıyla %92 ve %99 olarak tespit edildi. Ayrıca PCB izomerlerinin üç ana yolla maruziyetlerinin bütün PCB izomerlerine oranı incelendiğinde en fazla katkıyı %16,32 ile PCB 153 ve bu izomeri %14,03 ile PCB118+149, %13,42 ile PCB 138 ve %7,4 ile PCB 101 izlemektedir. Kanseri riski olan PCB 105 ise %3'lük bir katkı sağlamaktadır. Çocuklarda ve yetişkinlerde  $\Sigma_{16}$ PAH maruziyet deri teması yoluyla yaklaşık olarak sırasıyla %90,6 ve %99,7 oranları ile en baskın maruziyet yolu olarak tespit edilmiştir.

BDE 47, BDE 99, BDE 153 ve BDE 209 izomerleri için tehlike indeksi (HQ) kritik limit olan 1 den düşük çıkması, iç ortam tozunda mevcut olan PBDE maruziyetinden kaynaklanan potansiyel sağlık riskiyle karşı karşıya kalınmadığını göstermektedir. Kirleticilere sadece yeme ve deri teması yoluyla maruziyet baz alındığında kanser olma riski; B2 grubu PAH'lar ve BDE-209 maruziyetleri çocuklarda ve yetişkinlerde EPA'nın tanımladığı sınırları içinde kaldığı tespit edildi. Çalışma sonucu ulaşılan bulgulardan yola çıkarak iç ortam tozundan kaynaklanan PBDE ve PAH maruziyetlerinin insanlar üzerinde önemli bir etkiye sahip olmadığı tespit edildi. PBDE, PCB ve PAH grubu olmak üzere sınırlı kirleticilerin araştırılmış olmasına rağmen elde edilen bulgular, iç ortam tozunda bulunan PBDE, PCB ve PAH gruplarına ait kirleticilerin maruziyeti ve ömür boyu kanser olma riski üzerine yapılan araştırmaların sınırlı olmasından dolayı büyük önem teşkil etmektedir.

Gerçekleştirdiğimiz çalışmadan elde edilen konsantrasyon seviyeleri ve sağlık riski tahmini ile iç ortam hava kalitesinin mevcut durumunu görme ve kaynak belirleme çalışması ile etkili önlem planlarının geliştirilmesine katkı sağlamaktadır. Ancak çalışma kapsamında Kocaeli ili iç ortam tozu PAH, PCB ve PBDE kirlilik seviyeleri toplam 90 evden alınan numuneler ile değerlendirildi. Toplam 526.413 konutun bulunduğu böyle bir kalabalık bir şehri temsil etmek için numune sayısının artırılması istatistiksel açıdan faydalı olacaktır (URL-3).

Numuneleri toplarken sadece yerde biriken çökmüş vaziyetteki tozlar toplanmıştır. Numunelere gaz fazındaki ve PM<sub>10</sub> ve PM<sub>2,5</sub> partikül boyutlarının da çalışmaya ilavesiyle iç ortam hava kalitesi tam anlamıyla ifade edilebilir.

Maruziyet analizinde ve risk tahmininde bazı parametreler USEPA'nın verdiği sınır değerler ve literatür araştırmaları neticesinde elde edilen değerler kullanıldı. Parametreler, farklı ülkelerdeki yaşam tarzlarının, iklimin, gelir seviyesinin farklılıklarından dolayı kullanılan parametreler değişkenlik göstermektedir. Vücut ağırlığı, maruziyet süresi gibi parametreler bu çalışmadan elde edilirken cilt emilim faktörü, temas alanı gibi parametreler ise literatür araştırmaları sonucunda elde edilmiştir. Türkiye'de yaşayan insanların cilt emilim faktörü ve temas alanı gibi parametreler ölçülebilirse hesaplamalarda buradan gelebilecek belirsizliğin önüne geçilmiş olacaktır.

İç ortamlardaki tozlardan kaynaklanan kirliliklerin önüne geçmek için kirletici kaynaklarının kontrol altına alınması etkili bir yol olarak söylenebilir. Evlerde kullanılan eşyaların seçiminde daha özenli davranılmalı, evlerde bulunan fazla ve gereksiz kirlilik kaynağı oluşturabilecek eşyaların azaltılması, ciddi PBDE kaynağı olan elektronik eşyaların olabildiğince azaltılması gibi önlemler kaynakların kontrol altına alınmasında etkili olabilir. PAH konsantrasyonlarının azaltılması için ısınma yöntemlerinde değişiklik yapılabilir. Soba ya da şömine ile ısınma yerine doğal gaz ile merkezi ısınma sistemi yönetimler tarafından teşvik edilebilir. Sigara tüketimi ise PAH grubu kirleticilerinin ana kaynaklarından biridir ve gerçekleştirilen çalışmalar incelendiğinde sigara içilen evlerde PAH konsantrasyonları çok daha yüksek seviyelerde ölçülmüştür. İç ortamlarda sigara içilmesinin engellenmesi hatta bu alışkanlıktan kurtulmak kirlilik seviyesi ve sağlık açısından oldukça önem teşkil etmektedir. Her gün düzenli şekilde iç ortamların havalandırılmasının sağlanması özellikle PBDE ve PCB kirleticilerinin konsantrasyonlarının azaltılması için etkili olacağı düşünülmektedir.



## 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.

Abb M., Breuer J. V., Zeitz C., Lorenz W., Analysis of Pesticides and PCBs In Waste Wood and House Dust, *Chemosphere*, 2010, **81**, 488–493.

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.

Alaee M., Arias P., Bergman A., Sjödin A., An Overview of Commercially Used Brominated Flame Retardants, Their Applications, Their Use Patterns In Different Countries/Regions and Possible Modes of Release, *Environ. Int.*, 2003, **29**, 683–689.

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., 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, *Environ. Int.*, 2013, **55**, 62–70.

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

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

Aydın Y. M., Kara M., Dumanoğlu 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.

Besis A., Katsoyiannis A., Botsaropoulou E., Samara C., Concentrations Of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) In Central Air-Conditioner Filter Dust and Relevance Of Non-Dietary Exposure In Occupational Indoor Environments In Greece, *Environmental Pollution*, 2014, **188**, 64-70.

Betts K.S., Unwelcome Guest PBDEs In Indoor Dust, *Environmental Health Perspectives*, 2008, **116**, 202- 208.

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, *J Breath Res.*, 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**, 2515-2525.

Bozlaker A., Muezzinoglu A., Odabasi M., Atmospheric Concentrations, Dry Deposition and Air–Soil Exchange of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in an Industrial Region in Turkey, *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **153**, 1093–1102.

Buccini J., Implementing Global Action On KOK Under The Stockholm Convention: Issues and Opportunities, Abstract Eco Information, *Environmental Risks and Global Community, Strategies and Meeting the Challenges*, Argonne Ulusal Lab., 14-18 Mays 2001.

Butt A. A., Aldridge K. E., Sanders C. V., Infections related to the ingestion of seafood Part I: viral and bacterial infections, *Lancet Inf Dis*, 2004, **4**, 201-212.

CalEPA., Indoor Air Pollution In California. Sacramento, CA: *Air Resources Board, California Environmental Protection Agency*, 2004.

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., 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, *Environ. Sci. Technol.*, 2014, **48**, 8839–8846.

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

Chapman M. D., Smith A. M., Slunt J. B., Immunochemical and Molecular Methods For Defining And Measuring Indoor Allergens - In Dust And Air, *Pediatric Allergy and Immunology*, 1995, **6**, 8-12.

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, *J. Sep. Sci.*, 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**, 325-333.

Coelho S. D., Ana C.A., Isobe T., Kim J.W., Kunisue T., António J.A., Tanabe S., Brominated, Chlorinated And Phosphate Organic Contaminants In House Dust From Portugal, *Science of the Total Environment*, 2016, **569–570**, 442–449.

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

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**, 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.

Dirtu A., Covaci A., Estimation of Daily Intake of Organohalogenated Contaminants from Food, *Environ. Sci. Technol.*, 2012, **44**, 6297–6304.

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

Feng T., Barrat R. S., Lead and Cadmium Composition In Indoor Dust, *Science of the Total Environment*, 1994, **152**, 261-267.

Gabrio T, Piechotowski I, Wallenhorst T, Klett M, Cott L, Friebel P., PCB-Blood Levels In Teachers, Working In PCB-Contaminated Schools, *Chemosphere*, 2000, **40**, 1055–1062.

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, *Environ Contam Toxicol*, 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.

Gravesen S., Larsen I., Microorganisms and Dust As Significant Factors In The Indoor-Climate Problems In Schools And Offices, *Annals of Allergy*, 1985, **55**, 264-264.

Guo H., Wang T., Louie P. K. K., Source Apportionment Of Ambient Non-Methane Hydrocarbons In Hong Kong: Application Of A Principal Component Analysis/Absolute Principal Component Scores (PCA/APCS) Receptor Model, *Environmental Pollution*, 2004, **129**, 489–498.

Hanedar A., Kadir A. B., 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.

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.

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, *Environ. Health Perspect.*, 2000, **108**, 475–486.

Hwang H.M., Park E.K., Young T.M., Hammock B.D., Occurrence of Endocrine-Disrupting Chemicals In Indoor Dust, *Sci. Total Environ.*, 2008, **404**, 26-35.

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.

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, 542-547.

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

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

Kefeni K. K., Okonkwo J. O., Botha B. M., Concentrations of Polybromobiphenyls and Polybromodiphenyl Ethers In Home Dust: Relevance To Socio-Economic Status And Human Exposure Rate, *Science of the Total Environment*, 2014, **470–47**, 1250–1256.

Kemmlin S., Herzke D., Law R. J., Brominated Flame Retardants In The European Chemicals Policy Of Reach-Regulation and Determination In Materials, *Journal of Chromatography A*, 2009, **1216**, 320-333.

Khalili N. R., Scheff P. A., Holsen T. M., PAH Source Fingerprints for Coke Ovens, Diesel and Gasoline-Engines, Highway Tunnels, and Wood Combustion Emissions, *Atmospheric Environment*, 1995, **29**, 533-542.

Korsgaard J., House-Dust Mites and Absolute Indoor Humidity, *Allergy*, 1983, **38**, 85-92.

Kozak P. P., Gallup I., Cummins L. H., Gillman S. A., Effect Of Central Electrostatic Filtration On Indoor Viable Mold Spore And Dust Levels, *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 1980, **65**, 210-211.

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

Kurt P. B., Ozkoc H. B., A Survey to Determine Levels of Chlorinated Pesticides and PCBs in Mussels and Seawater From the Mid-Black Sea Coast of Turkey, *Mar. Pollut. Bull.*, 2004, **48**, 1076-1083.

Kuusisto S., Lindroos O., Rantio T., Priha E., Tuhkanen T., PCB Contaminated Dust On Indoor Surfaces – Health Risks and Acceptable Surface Concentrations In Residential And Occupational Settings, *Chemosphere*, 2007, **67**, 1194–1201.

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, *Environ. Sci. Technol.*, 2009, **47**, 9643–9650.

Law R.J., M. Alae, C.R. Allchin, J.P. Boon, M. Lebeuf, P. Lepom, G.A. Stern, Levels and Trends Of Polybrominated Diphenylethers and Other Brominated Flame Retardants In Wildlife, *Environ. Int.*, 2003, **29**, 757–770.

Lee R.G.M., Coleman P., Jones J.L., Jones K.C., Lohmann R., Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAHs and PM10 from the domestic burning of coal and wood in the UK, *Environ. Sci. Technol.*, 2005, **39**, 1436–1447.

Lee J.H., Gigliotti C.L., Offenbergh 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.

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.

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, *Environ. Sci. Technol.*, 2008, **42**, 1747–1753.

Maghirang R. G., Manbeck H. B., Roush W. B., Muir F. V., Air Contaminant Distributions in A Commercial Laying House, *Transactions Of The Asae*, 1991, **34**, 2171-2180.

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.

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 Chem. Toxicol.*, 2007, **45**,1039-1050.

Meteoroloji Genel Müdürlüğü, Kocaeli İline Ait Meteorolojik İstatistiki Veriler, <https://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx?m=Kocaeli> , (Ziyaret tarihi: 05 Kasım 2018).

Motelay-Massei A., Ollivon D., Garban B., Teil M.J., Blanchard M., Chevreuil M., Distribution and Spatial Trends of PAHs and PCBs In Soils In The Seine River Basin, France, *Chemosphere*, 2004, **55**, 555-565.

Odabasi M., Elbir T., Seyfioglu R., Dumanoglu Y., Ornektekin S., Investigation of Soil Concentrations of Persistent Organic Pollutants, Trace Elements, and Anions Due to Iron-Steel Plant Emissions in an Industrial Region in Turkey, *Water Air Soil Pollution*, 2010, **213**, 375-388.

Odden W., Barth T., A Study Of The Composition Of Light Hydrocarbons (C5-C13) From Pyrolysis Of Source Rock Samples, *Organic Chemistry*, 2000, **31**, 211-229.

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, *Environ Monit Assess*, 1999, **59**, 287-319.

Park S.S., Kim Y.J., Kang C.H., Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons In Seoul, Korea, *Atmos Environ*, 2002, **36**, 2917-24.

Patelarou E., Kelly F. J., Indoor Exposure and Adverse Birth Outcomes Related to Fetal Growth, Miscarriage and Prematurity a Systematic Review, *Int. J.Environ.Res. Public Health*, 2014, **11**, 5904-5933.

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.

Ren Y., Cheng T.T., Chen J.M., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons In Dust From Computers: One Possible Indoor Source Of Human Exposure, *Atmospheric Environmental*, 2006, **40**, 6956-65.

Robson M., Melymuk L., Csiszar S. A., Giang A., Diamond M. L., Helm P. A., Continuing Sources of PCBs: The Significance of Building Sealants, *Environment International*, 2010,**36**, 506-513.

Roosens Herrick R. F., McClean M. D., Meeker J. D., Baxter L. K., Weymont G. A., An Unrecognized Source of PCB Contamination In Schools and Other Buildings, 2004.

Roosens L., Abdallah M. A. E., Harrad S., Neel, H., Covaci A., Current Exposure To Persistent Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Dichloro Diphenyl Dichloro Ethylene (p,p'-DDE) of Belgian Students From Food and Dust, *Environmental Science Technology*, 2010, **44**, 2870–2875.

Rudel R. A., Camann D. E., Spengler J. D., Korn L. R., Brody J. G., Phthalates, Alkylphenols, Pesticides, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Other Endocrine-disrupting Compounds in Indoor Air and Dust, *Environmental Science Technology*, 2003, **37**, 4543–4553.

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.

Sjödin A., Päpke O., McGahee E., Focant J.F., Jones R.S., Pless-Mullooli T., Toms L.M., Herrmann T., Müller J., Needham L., Donald G., Patterson J., Concentration of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) In Household Dust From Various Countries, *Chemosphere*, 2008, **73**, 131–136.

Söderström G., Sellström U., de Wit C.A., Tysklind M., Photolytic Debromination Of Decabromodiphenyl Ether (BDE 209), *Environmental Science and Technology*, 2004, **38**, 127–132.

Stapleton H.M., Eagle S., Sjödin A., Webster T.F., Serum PBDEs In a North Carolina at Oddler Cohort: Associations With Handwipes, House Dust, And Socioeconomic Variables, *Environ Health Perspect*, 2012, **120**, 1049–54.

Talsness C. E., Overview of Toxicological Aspects of Polybrominated Diphenyl Ethers: A Flame-Retardant Additive In Several Consumer Products, *Environmental Research*, 2008, **108**, 158–167.

Tan J., Cheng S. M., Loganath A., Chong Y. S., Obbard J. P., Selected Organochlorine Pesticide and Polychlorinated Biphenyl Residues In House Dust In Singapore, *Chemosphere*, 2007, **68**, 1675–1682.



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.

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

URL-1:<http://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceleristatistik.aspx?m=KOCAELI#sfB> , (Ziyaret tarihi: 20 Mart 2018).

URL-2: <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0136.htm> , (Ziyaret tarihi: 03 Mayıs 2018).

URL-3: <http://www.kocaeli.gov.tr/ticaret>, (Ziyaret tarihi: 28 Temmuz 2018).

Vorkamp K., Thomsen M., Frederiksen M., Pedersen M., Knudsen L.E., Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) In The Indoor Environment and Associations With Prenatal Exposure, *Environmental International*, 2011,**37**,1–10.

Wahab A., Bakheit C.S., Al Alawi S.M., Principal Component and Multiple Regression Analysis In Modeling of Ground Level Ozone and Factors Affecting Its Concentrations, *Environmental Modeling Software*, 2005, **20**, 1263-1271.

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.

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 Environmental*, 2013, **463–464**, 1201–1209.

Wang W., Wu S., Zhou S., Wang H., Li B., Chen H., Yu Y., Shi Y., Polycyclic Aromatic Hydrocarbons In Soils From Urban To Rural Areas In Nanjing: Concentration, Source, Spatial Distribution and Potential Human Health Risk, *Science of the Total Environment*, 2015, **527–528**, 375–383.

Weschler C. J., Fong K. L., Characterization of Organic Species Associated with Indoor Aerosol Particles, *Environment International*, 1986, **12**, 93–97.

WHO (World Health Organization), WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants, Geneva, Switzerland, 2010.

Wieslander G, Norback D, Bjornsson K., Asthma and The Indoor Environment: The Significance of Emission of Formaldehyde and Volatile Organic Compounds From Newly Painted Indoor Surfaces, *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 1997, **69**, 115-124.

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**, 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**, 4193–04.

Wilson N. K., Chuang J. C., Lyu C., Menton R., Morgan M. K., Aggregate Exposures of Nine Preschool Children to Persistent Organic Pollutants at Daycare and at Home, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2003, **13**, 187-202.

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, *J Environ Sci*, 2009, **21**, 1625–31.

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, PLOS ONE, DOI:10.1371/journal.pone.0118141.

Yang Q., Qiu X., Li R., Liu S., Li K., Wang F., Zhu P., Li G. and Zhu T., Exposure To Typical Persistent Organic Pollutants From An Electronic Waste Recycling Site In Northern China, *Chemosphere*, 2013, **91**, 205–211.

Yang X., and 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, *Environ Monit Assess*, 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., Robie W., Macdonald 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.

Zhang X., Diamond M. L., Robson M., Harrad S., Sources, Emissions, and Fate of Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls Indoors in Toronto, Canada, *Environmental Science and Technology*, 2011, **45**, 3268–3274.

Zhou 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.





## EK-A

### Anket Uygulaması

Tarih: .... /... /.....

1. Evde yaşayan kişiler için aşağıdaki tabloyu doldurur musunuz?

	<i>Yaş</i>	<i>Cinsiyet</i>	<i>Ağırlık</i>	<i>Meslek</i>	<i>Gelir</i>	<i>Sigara Kullanımı</i>	<i>Kronik Hastalıklar</i>	
							<i>Kalp</i>	<i>Soluma</i>
Anne								
Baba								
Çocuk 1								
Çocuk 2								
Çocuk 3								
Çocuk 4								

2. Evde bütün gün kalan var mı, kaç kişi ve yaşları?

3. Evde yaşayan astım ya da üst soluma rahatsızlığı teşhisi koyulmuş biri var mı? Var ise kaç yaşında ve kaç yıldır hastalığı sürüyor.

4. Yemek pişirmek için ne kadar süre harcıyorsunuz ve hangi yakıt türünü kullanıyorsunuz?

5. Evde evcil hayvan var mı, hangi evcil hayvan var?

6. Evcil hayvan varsa dışarı (sokağa) çıkma sıklığı nedir?

7. Evde uğraştığınız bir hobi var mı? (ahşap boyama, dikiş vb.)

8. Bina kaç yaşında?

9. Binaya dış yalıtım yapıldı mı, evet is ne zaman?

10. Daireniz kaçinci katta, kaç yıldır bu dairede oturuyorsunuz?

11. En son ne zaman tadilat yaptırdınız ve ne tür bir tadilat yaptırdınız (parke değişti mi, boya gibi)?

12. Mobilyalarınızı kaç yıldır kullanıyorsunuz? Evde kaç tane mobilya var?

13. Evdeki elektronik eşya ve sayısını listeler misiniz (televizyon, buzdolabı, bulaşık makinesi, bilgisayar)?

14. Halılarınızı kaç yıldır kullanıyorsunuz?

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

## KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

- [1] Kara M., **Basaran B.**, Civan M., Exposure Assessment Of Halogenated Pops In Street Dust In An Industrialized City, *International Science and Technology Conference 2016 (ISTEC)*, Vienna, 13-15 July 2016.
- [2] Kara M., **Basaran B.**, Civan M., Polychlorinated Biphenyls (PBCs) Levels in Indoor Dust, *1<sup>st</sup> International Black Sea Congress On Environmental Sciences (IBCESS)*, Giresun, 31 August-3 September 2016.
- [3] Civan M., Kara M., **Basaran B.**, Risk Estimation Of Halogenated POPs In Indoor Dust An Industrialized City, *1<sup>st</sup> International Black Sea Congress On Environmental Sciences (IBCESS)*, Giresun, 31 August-3 September 2016.

## ÖZGEÇMİŞ

1991 yılında Amasya’da doğdu. İlk okulu Aydın’da, orta okulu Tokat’ta ve lise öğrenimini Kocaeli’de tamamladı. 2010 yılında girdiği Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden 2015 yılında mezun oldu. 2015-2018 yılları arasında Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı. Şubat 2018- Aralık 2018 tarihleri arasında Gedik Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü İş Sağlığı ve Güvenliği-Tezsiz Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı. Nisan 2018 yılından beri İmren Plastik San. Tic. Ve Ltd. Şti.’de Kalite-İSG-Çevre departmanında çalışmaktadır.

