# KENTSEL ATMOSFERİK PCDD/F'LAR: KONSANTRASYON, ZAMANA BAĞLI DEĞİŞİM, KANSER RİSKİ VE KAYNAK BELİRLEME

**Tarık DÖNMEZ**

T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

# KENTSEL ATMOSFERİK PCDD/F'LAR: KONSANTRASYON, ZAMANA BAĞLI DEĞİŞİM, KANSER RİSKİ VE KAYNAK BELİRLEME

Tarık DÖNMEZ
0000-0002-7313-5876

Prof. Dr. Yücel TAŞDEMİR
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2025
**Her Hakkı Saklıdır**

# ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

KENTSEL ATMOSFERİK PCDD/F'LAR: KONSANTRASYON, ZAMANA BAĞLI DEĞİŞİM, KANSER RİSKİ VE KAYNAK BELİRLEME

**Tarık DÖNMEZ**

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

**Danışman:** Prof. Dr. Yücel TAŞDEMİR

Poliklorlu dibenzo-p-dioksinler (PCDD'ler) ve poliklorlu dibenzofuranlar (PCDF'ler), uzun çevresel yarı ömürleri ve yağlı dokularda birikme eğilimleri nedeniyle insan sağlığı için ciddi riskler oluşturan toksik, kalıcı organik kirleticilerdir. Bu bileşikleri çevredeki izlemek için yaygın olarak hem aktif hem de pasif örnekleme yöntemleri kullanılır. Bu çalışma, Haziran 2022 ile Haziran 2023 tarihleri arasında Bursa kentinde, pasif örnekleme kullanarak PCDD/F bileşiklerinin atmosferik konsantrasyonlarındaki zamansal değişimi araştırmak amacıyla yürütülmüştür. Bursa'da pasif örnekleyici kullanılarak yapılan ve tüm yılı kapsayan ilk PCDD/F çalışması olan bu araştırmada, her bir örnekleme ortalama bir ay sürmüş ve üç adet pasif hava örnekleyicisi (PHÖ) kullanılmıştır. PCDD/F'lerin mevsimsel ortalama konsantrasyonları ilkbaharda 324.66 ± 51.87 fg/m³, yazın 234.79 ± 57.57 fg/m³, sonbaharda 363.07 ± 77.99 fg/m³ ve kışın 479.88 ± 73.20 fg/m³ olarak belirlenirken, yıllık ortalama konsantrasyon 341.50 ± 108.27 fg/m³ olarak bulundu. Ölçüm süresi boyunca tespit edilen baskın konjenerler OCDD, OCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD idi. Dünyanın dört bir yanındaki diğer kentsel ve endüstriyel alanlarda yürütülen benzer çalışmalarla karşılaştırıldığında, ölçülen konsantrasyonların tutarlı ve karşılaştırılabilir aralıklarda olduğu bulundu. Konsantrasyon ölçümlerine ek olarak, konjener profilleri, potansiyel kaynaklar, mevsimsel değişimler, sağlık riskleri ve atmosferik taşınım davranışını değerlendirmek için kapsamlı analizler yürütülmüştür. PCDD/F'lerin atmosferik taşınım özelliklerini değerlendirmek için Clausius-Clapeyron denklemi uygulanmıştır. Ayrıca, PCDD/F'lerin potansiyel kaynaklarını belirlemek için Temel Bileşen Analizi (PCA) kullanılmıştır. Sonuçlar, araç emisyonlarının, konut ısıtma yakıtlarının ve organize sanayi bölgelerindeki yanma faaliyetlerinin çalışma alanındaki PCDD/F seviyelerine birincil katkıda bulunan faktörler olduğunu göstermiştir. Sonuç olarak, bu çalışma kentsel hava kirliliği ve PCDD/F emisyonları hakkında değerli bilgiler sağlamakta ve benzer kentsel ortamlarda hava kalitesinin izlenmesi ve yönetimini amaçlayan gelecekteki çabalar için güçlü bir temel sunmaktadır.

**Anahtar Kelimeler:** Kalıcı organik kirletici, pasif hava örnekleyici, kentsel alan, mevsimsel değişim, Temel Bileşen Analizi, Clausius-Clapeyron
**2025, xiv + 64 sayfa.**

## ABSTRACT

MSc Thesis

URBAN AIR PCDD/Fs: CONCENTRATION, TEMPORAL CHANGE, CANCER RISK AND SOURCE IDENTIFICATION

**Tarık DÖNMEZ**

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

**Supervisor:** Prof. Dr. Yücel TAŞDEMİR

Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) are toxic, persistent organic pollutants that pose serious risks to human health due to their long environmental half-lives and their tendency to bioaccumulate in fatty tissues. Both active and passive sampling methods are commonly employed to monitor these compounds in the environment. This study was conducted in an urban area of Bursa, Turkey, between June 2022 and June 2023, with the aim of investigating the temporal variation in atmospheric concentrations of PCDD/F compounds using passive sampling. As the first year-round study in Bursa to utilize passive air samplers (PAS) for PCDD/F monitoring, the research involved monthly sampling intervals using three PAS units. The seasonal average concentrations of PCDD/Fs were determined to be 324.66 ± 51.87 fg/m³ in spring, 234.79 ± 57.57 fg/m³ in summer, 363.07 ± 77.99 fg/m³ in autumn, and 479.88 ± 73.20 fg/m³ in winter, with an annual average concentration of 341.50 ± 108.27 fg/m³. The dominant congeners detected throughout the measurement period were OCDD, OCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, and 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD. When compared to similar studies conducted in other urban and industrial areas around the world, the measured concentrations were found to be consistent and within comparable ranges. In addition to concentration measurements, comprehensive analyses were conducted to evaluate congener profiles, potential sources, seasonal variations, health risks, and atmospheric transport behavior. The Clausius-Clapeyron equation was applied to assess the atmospheric transport characteristics of PCDD/Fs. Furthermore, Principal Component Analysis (PCA) was used to identify potential sources of PCDD/Fs. The results indicated that vehicular emissions, residential heating fuels, and combustion activities in organized industrial zones were the primary contributors to PCDD/F levels in the study area. In conclusion, this study provides valuable insights into urban air pollution and PCDD/F emissions, offering a strong foundation for future efforts aimed at air quality monitoring and management in similar urban environments.



**Key words:** Persistent organic pollutant, passive air sampler, urban area, seasonal variation, Principal Component Analysis, Clausius-Clapeyron
**2025, xiv + 64 pages.**

## TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmasının tüm aşamalarında bilimsel bilgi ve deneyimiyle bana yol gösteren, kıymetli katkılarını ve desteğini esirgemeyen değerli danışmanım Prof. Dr. Yücel TAŞDEMİR'e gönülden teşekkürlerimi sunarım. Çalışma kapsamında gerçekleştirilen laboratuvar analizlerinde göstermiş oldukları katkılardan dolayı Berke GÜLEĞEN ve Abdul Alim NOORİ'ye katkılarından dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Tez sürecinde manevi desteğiyle her zaman yanımda olan ve sabrıyla bu yolculuğu benim için kolaylaştıran sevgili eşim Hilal EFE DÖNMEZ'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmanın yürütülmesine maddi katkı sağlayan Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu'na (TÜBİTAK) (Proje No: 121Y473) teşekkürlerimi sunarım.

Tarık DÖNMEZ
…/…/…….

## İÇİNDEKİLER

**Sayfa**

ÖZET ..... viii
ABSTRACT ..... ix
TEŞEKKÜR ..... x
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ ..... xii
ŞEKİLLER DİZİNİ ..... xiii
ÇİZELGELER DİZİNİ ..... xiv
1. GİRİŞ ..... 1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI ..... 5
2.1. Dioksinler/Furanların Oluşumları ve Kaynakları ..... 5
2.1.1. PCDD/F Türlerinin Olası Kaynakları ..... 8
2.2. PCDD/F'ların Oluşum Mekanizmaları ..... 10
2.2.1. Gaz Fazında Oluşum ..... 10
2.2.2. Katalitik Oluşum ..... 13
2.3. PCDD/F'ların Toksik Etkileri ..... 15
2.3.1. PCDD/F'ların Sağlık Riski Değerlendirmesinin Önemi ..... 17
2.4. Pasif Hava Örnekleyiciler (PHÖ'ler) ..... 18
2.5. Dünyada ve Türkiye'deki Yasal Mevzuat ..... 24
2.6. Clausius-Clapeyron Eşitliği ..... 25
2.7. Principal Component Analysis – Temel Bileşen Analizi (TBA: PCA) ..... 26
2.8. Kanser Riski Hesaplaması ..... 26
3. MATERYAL ve YÖNTEM ..... 28
3.1. Örnek Toplama Süreci ..... 28
3.2. Konsantrasyonların Hesaplanması ..... 29
3.3. Analiz Prosedürü ..... 31
3.4. Kalite Doğrulama ve Kontrol ..... 33
4. BULGULAR VE TARTIŞMA ..... 34
4.1. PCDD/F'ların Atmosferdeki Dağılımı ..... 34
4.2. Diğer Çalışmalarla Karşılaştırma ..... 37
4.3. PCDD/F'ların Tür Profili ..... 41
4.4. PCDD/F Konsantrasyonlarının Mevsimsel Değişimleri ..... 42
4.5. Clausius-Clapeyron Eşitliğinin Uygulanması ..... 43
4.6. PCDD/F Konsantrasyonuna Katkıda Bulunan Kaynakların Belirlenmesi ..... 45
4.7. Sağlık Risk Değerlendirmesi ..... 48
5. SONUÇ ..... 51
KAYNAKLAR ..... 52
ÖZGEÇMİŞ ..... 64

## SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

| Simgeler | Açıklama |
|---|---|
| °C | Santigrat derece |
| pg | Pikogram |
| ng | Nanogram |
| $Nm^3$ | Normal metreküp |
| $K_{OA}$ | Oktanol-hava dağılım katsayısı |
| $k_A$ | Hava kütle transfer katsayısı |
| µL | Mikrolitre |
| ∑ | Toplam |
| R | Regresyon katsayısı |
| T | Sıcaklık |
| P | Basınç |

| Kısaltmalar | Açıklama |
|---|---|
| KOK | Kalıcı organik kirletici |
| TBA: PCA | Temel Bileşen Analizi |
| TEF | Toksik eşdeğer faktörü |
| DSÖ- WHO | Dünya Sağlık Örgütü |
| TEQ | Bireysel Toksik Eşdeğer |
| PHÖ | Pasif hava örnekleyici |
| BUTAL | TÜBİTAK Bursa Test ve Analiz Laboratuvarı |
| PUK: PUF | Poliüretan köpük |
| GC-HRMS | Gaz kromatografisi-yüksek çözünürlüklü kütle spektrometrisi |
| ACE | Aseton |
| HEX | Hekzan |
| DCM | Diklorometan |
| PE | Petrol eteri |
| PLE | Basınçlı sıvı ekstraksiyon |
| EtAc | Etil asetat |
| IDL | Cihaz tespit limiti |
| LOD | Tespit limit değeri |
| CR | Kanser riski |
| CSF | Kanser eğim faktörü |

## ŞEKİLLER DİZİNİ


| | | Sayfa |
|---|---|---|
| Şekil 1. | PCDD bileşiklerinin kimyasal yapısı..... | 5 |
| Şekil 2. | PCDF bileşiklerinin kimyasal yapısı..... | 5 |
| Şekil 3. | Atık içinde bulunan dioksin/furanın tam olarak parçalanamaması sonucu oluşum (Karademir vd., 2004)..... | 11 |
| Şekil 4. | Poliklorlubifenil (Öncül) ve PCDF oluşumu (Addink ve Olie,1995)..... | 12 |
| Şekil 5. | Dioksin/Furan'ın uçucu kül üzerinde yoğuşan öncül bileşikler ile katalitik oluşumu..... | 13 |
| Şekil 6. | Moleküler karbon ile katalitik oluşum (De Novo Sentezi)..... | 14 |
| Şekil 7. | Ukrayna Devlet Başkanı Viktor Yushchenko'nun zehirlenme öncesi ve zehirlenme sonrası görüntüsü..... | 16 |
| Şekil 8. | Pasif hava örnekleyici (PHÖ)..... | 21 |
| Şekil 9. | Poliüretan köpük disk (PUF)..... | 22 |
| Şekil 10. | "Pasif Hava Örnekleyicisi" konusu üzerine yayınlanan çalışma sayısının 1982-2011 yılları arasındaki değişimleri (web of knowledge results analysis tool)..... | 23 |
| Şekil 11. | Örnekleme alanı..... | 28 |
| Şekil 12. | Türlere göre ortalama WHO-TEQ/$m^3$ değerlerinin dağılımı ve bu değerlerin mevsimsel dağılımları..... | 34 |
| Şekil 13. | Türlere göre ortalama I-TEQ/$m^3$ değerlerinin dağılımı ve bu değerlerin mevsimsel dağılımları..... | 35 |
| Şekil 14. | Aylık toplam PCDD/F konsantrasyonları (fg/$m^3$) ..... | 36 |
| Şekil 15. | Mevsimsel ortalama PCDD/F konsantrasyonları (fg/$m^3$) ..... | 37 |
| Şekil 16. | (a) PCDD/F türlerinin ortalama WHO-TEQ konsantrasyonlarının mevsimsel dağılımı (fg WHO TEQ/$m^3$) (b) Örnekleme dönemi boyunca PCDD/F türlerinin ortalama konsantrasyonlarının mevsimsel dağılımı (fg/$m^3$) ..... | 43 |
| Şekil 17. | Clausius-Clapeyron grafiği..... | 45 |
| Şekil 18. | (a) Temel Bileşen Analizi (TBA: PCA) sonuçları Döndürülmüş uzayda bileşen çizimi (b) İki boyutlu faktör karşılaştırması..... | 48 |
| Şekil 19. | Yetişkin bireyler, ilkokul çocukları ve kreş çocukları için aylık kanser riski değerleri..... | 50 |

# ÇİZELGELER DİZİNİ


| | | Sayfa |
|---|---|---|
| Çizelge 1. | PCDD/F emisyon kaynakları (National Dioxins Program Australia, 2004) ..... | 7 |
| Çizelge 2. | PCDD/F türleri ve olası kaynakları (Bock vd., 2021) ..... | 10 |
| Çizelge 3. | NATO ve Dünya Sağlık Örgütü'nün belirlediği PCCD/F'ların toksik eşdeğerlik değerleri..... | 17 |
| Çizelge 4. | Avrupa Birliği Direktiflerine göre besinlerde olabilecek maksimum Dioksin/Furan seviyesi (Commission Regulation EC (No) 199/2006) ..... | 25 |
| Çizelge 5. | Örnekleme süresi boyunca gözlemlenen hava durumu parametreleri..... | 29 |
| Çizelge 6. | Farklı çalışmalarda bildirilen toplam PCDD/F konsantrasyonları..... | 40 |

# 1. GİRİŞ

Hava kirliliği, insan sağlığı üzerinde olumsuz etkiler oluşturmasının yanı sıra, ekosistemlere, tarım ürünlerine ve yapı malzemelerine zarar vermesi nedeniyle önemli bir çevre sorunu olmaya devam etmektedir. Hava kirliliğinin zararlı etkileri, özellikle nüfusun yoğun olduğu kentlerde daha belirgin hale gelmektedir. Bunun başlıca nedenleri arasında kara yolu ulaşımı ve evsel ısınmada kullanılan yakıtların yanması gibi kirletici faaliyetlerin bu bölgelerde daha yaygın olması yer almaktadır (EEA, 2013).

Ülkemiz, Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) çerçevesinde 125 ülkenin taraf olduğu, kalıcı organik kirleticilerin (KOK'lar) emisyonlarını azaltmayı veya tamamen ortadan kaldırmayı hedefleyen küresel anlaşma olan ve 17 Mayıs 2004 tarihinde yürürlüğe giren Stokholm Sözleşmesi'ne 12 Ocak 2010 tarihi itibariyle taraf olmuştur. Bu sözleşme kapsamında, 2025 yılına kadar KOK'ların kullanımının tamamen sona erdirilmesi ve kirlenmiş bölgelerin rehabilitasyon süreçlerinin tamamlanması temel amaçlar arasında yer almaktadır.

Atmosferde bulunan pek çok kirletici arasında KOK'lar da yer almakta olup, toksik, biyobirikim ve uzun ömürlü olmaları nedeniyle hem insan sağlığı hem de doğal ekosistemler açısından ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Ortam havasında tespit edilebilen KOK'lar arasında poliklorlu dibenzo-p-dioksinler ve dibenzofuranlar (PCDD/F'lar) da bulunmaktadır (UNEP, 2017).

PCDD/F'ler karbon (C), hidrojen (H), oksijen (O) ve klor (Cl) elementlerini içeren, renksiz, kokusuz, doğada zor parçalanan aromatik bileşiklerdir. Bu toksik bileşikler, kimyasal proseslerin ürünleri olarak oluşmaktadır. Bu kimyasal proseslere hem doğal olaylar (volkanik patlamalar, orman yangınları) hem de antropojenik prosesler (atık yakma tesisleri, kağıt endüstrisi, kimya endüstrisi, metal endüstrisi, kimyasal madde üretimi, motorlu araçlar) örnek gösterilebilir (Gresner vd., 2021; Shen vd., 2017; Vernez vd., 2023). PCDD/F'ları çevresel ve biyolojik olarak önemli kılan özellikleri kararlı yapıya sahip olmaları ve hareketlilikleridir. Birçok proses sonucu oluşabilen PCDD/F'ların hangi proses sonucu oluştuğuna dair bir kanıya varmak için Temel Bileşen

Analizi (TBA: PCA) yaklaşımı kullanılan bir yöntemdir. PCA yaklaşımının yanı sıra; Kimyasal Kütle Dengesi (KKD: CMB) modeli, Küme Analizi (KA: CA) ve Pozitif Matris Faktörizasyonu (PMF) gibi yaklaşımlarda daha önce yapılan çalışmalarda başarılı bir şekilde kullanılmıştır (Charrier vd., 2010; Norris vd., 2014; Zhang vd., 2023).

Kimyasal, biyolojik ve fotolitik olarak bozunmaya karşı direnç göstermeleri sebebiyle besin zincirinin üst seviyelerinde birikerek yüksek konsantrasyona ulaşabilmeleri, yarı uçucu yapıları nedeniyle atmosferik taşınım mekanizmaları ile kaynaktan çok uzak mesafelere taşınabilmeleri gibi özellikler bu bileşiklerin en önemli karakteristikleridir (Ji vd., 2022; Xu vd., 2019). Bu bileşikler çevrede sediment ve organik madde içinde tutulup bağlanabilirler, hayvanların ve insanların yağ dokularında ve karaciğerde sorplanırlar (Canlı vd., 2022; Güzel vd., 2022; Sakan vd., 2017; Vernez vd., 2023; Jeno vd., 2021). PCDD/F'ların sağlık üzerinde ciddi olumsuz etkileri vardır (Wei vd., 2019). Halk sağlığı açısından PCDD/F'ların toksisite değerlendirmesinin yapılabilmesi çok önemlidir bu sebeple toksik eşdeğer faktör (TEF) kavramı tanımlanmıştır. TEF değerleri sadece en yüksek toksik eşdeğer faktörüne sahip 17 tür için belirlenmiştir. Bu bileşikler 210 farklı türde (75 PCDD, 135 PCDF) olup, bu bileşiklerin 17 tanesi (2, 3, 7, 8 pozisyonlarında klor atomu bulunan türler) yüksek toksisiteleri ile öne çıkmaktadır (Lv vd., 2020; Zhou vd., 2018; Wei vd., 2022; Soumita vd., 2019). Geriye kalan 193 tür çok düşük toksisite gösterir; bu nedenle kimyasal karışım katkıları ihmal edilebilir olarak kabul edilir ve TEF değerleri 0 (sıfır) olarak verilir (Zain vd., 2021). TEF değeri, toksisitesi en yüksek tür (2,3,7,8-TCDD) için "1" olarak belirlenmiş ve diğer türler için bu değere göre bir ağırlıklandırma faktörü belirlenmiştir. Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ve Kuzey Atlantik Antlaşması Örgütü (NATO) tarafından kullanılan Uluslararası Toksisite Eşdeğerlik Faktörleri (I-TEF) en yaygın kullanılan TEF'ler olarak bilinmektedir (Zain vd., 2021, Fiedler., 2015, Güleğen vd., 2024). TEF kavramına ek olarak literatürde yer alan bireysel toksik eşdeğer (TEQ) kavramı ise; spesifik bir PCDD/F bileşiğinin konsantrasyonunun toksik eşdeğer faktörü ile çarpılmasıyla belirlenir. PCDD/F'ların TEQ değerlerinin belirlenmesi, sağlık riski analizinin yapılabilmesi açısından önem arz etmektedir.

Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı (IARC, International Agency for Research on Cancer) tarafından kanserojen olarak tanımlanmalarının yanı sıra, hormon kesilmesi,

bağışıklık sisteminde düzensizlik, cilt lezyonları, karaciğer hasarı, büyüme hızında bozukluklar, davranış bozuklukları, memelilerde doğuştan gelen sakatlıklar; bu maddelere maruz kalınması durumunda karşılaşılabilecek olumsuz etkilerdir (Lin vd., 2020; Liu vd., 2016; Pietron vd., 2021). PCCD/F'lerin neden olduğu tüm bu sağlık sorunları, sağlık risk analizi yapılmasını zorunlu hale getirmiştir.

Deri teması ya da soluma ile vücuda girişleri düşük seviyededir (Bo vd., 2022). PCDD/F'ların vücutta birikimi çoğunlukla, bu kirleticilerle kontamine olmuş yiyeceklerin tüketilmesi ile olur (Kanan ve Samara, 2018; Güzel vd., 2020). Ancak yapılan çalışmalarla PCCD/F'ların canlıları en çok solunum vasıtası ile etkilediği belirlenmiştir (Knutsen vd., 2018). Bu nedenle, bu bileşiklerin atmosferik konsantrasyonlarını ve dünya çapındaki çevresel davranışlarını belirlemek için çeşitli araştırmacılar tarafından ortam havası izleme çalışmaları yürütülmüştür. Bu çalışmalara göre, PCDD/F bileşiklerinin atmosferik konsantrasyonları örnekleme yapılan bölgenin özelliklerine göre büyük ölçüde dalgalanmaktadır. Bu durumun nedeni; meteorolojik, topografik, iklim, kaynak özellikleri ve bozunma süreçleri gibi çeşitli faktörlerdir (Aristizábal vd., 2011; Parera vd., 2018; Muñoz-Arnanz vd., 2018).

PCDD/F'ların atmosferik seviyeleri aktif veya pasif örnekleme yöntemleri ile belirlenebilir. Bu çalışmada, pasif hava örnekleyiciler (PHÖ'ler) kullanılarak dış ortam havasındaki PCDD/F'ların örneklemesi yapılmıştır. PHÖ'ler, daha ucuz olmaları, küçük olmaları, organik kirletici seviyelerinin eş zamanlı olarak izlenebilmesine olanak vermeleri, elektriğe ihtiyaç duymamaları, bakım ve işletiminin kolay olması ve çeşitli koşullarda kolayca uygulanabilir olmaları sebebiyle tercih edilmektedir (Li vd., 2018; Domínguez-Morueco vd., 2016; Ssebugere vd., 2019). Bu nedenle PHÖ'ler, KOK'ların atmosferik konsantrasyonlarının belirlenmesinde ve Stokholm Sözleşmesi'nin uygulanmasına yönelik orta-uzun vadeli ve global ölçekteki hava izleme programlarında; örneğin Avrupa kıtasında Avrupa Birliği Çevre Ajansına bağlı Avrupa İzleme ve Değerlendirme Programı (European Monitoring and Evaluation Programme) (EMEP), Küresel Atmosferik Pasif Örnekleme Ağı (Global Atmospheric Passive Sampling Network) (GAPS) gibi araştırmalarda, Asya'da (Tang vd., 2017), Afrika'da (Ssebugere

vd., 2019), Avrupa'da (Rovira vd., 2015), Amerika'da (Venier vd., 2009) ve Kutup Bölgelerinde (Ssebugere vd., 2019) başarıyla yürütülmüştür.

Örneklemeler Bursa ilinde yer alan TÜBİTAK Bursa Test ve Analiz Laboratuvarı (BUTAL) bahçesinde, Haziran 2022 - Haziran 2023 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Bursa şehri, bünyesinde 17 adet organize sanayi bölgesi barındırmasıyla Türkiye'nin en büyük ve en canlı sanayi merkezlerinden biri olma özelliğini de taşımaktadır. Bursa'da tekstil, otomotiv, tarıma dayalı sanayi, gıda, mobilya, makine imalatı, raylı sistemler, havacılık sektörü gibi birçok sektörde teknolojik ürünler üretilmektedir (Erdem vd., 2023).

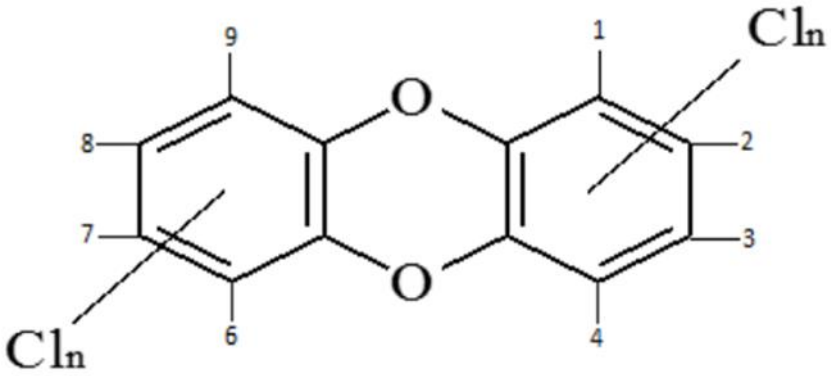
Yapılan çalışmada PCDD/F konsantrasyonlarının belirlenmesi için bir yıl boyunca yaklaşık 30 günlük periyotlarda örneklemeler yapılmıştır. Çalışmanın temel amaçları:

1. PCDD/F türlerinin ve konsantrasyon seviyelerinin belirlenmesi,
2. PCDD/F'ların zamansal değişimlerinin belirlenmesi,
3. TBA (PCA) analizi ile muhtemel PCDD/F kaynaklarının tespit edilmesi,
4. Sağlık risk analizi yapılması,
5. PHÖ'ler ile belirlenen konsantrasyon değerlerinin aktif örnekleyici kullanılarak belirlenen konsantrasyon değerleri ile karşılaştırılması,
6. Atmosferik taşınımın etkisinin incelenmesi olarak belirlenmiştir.

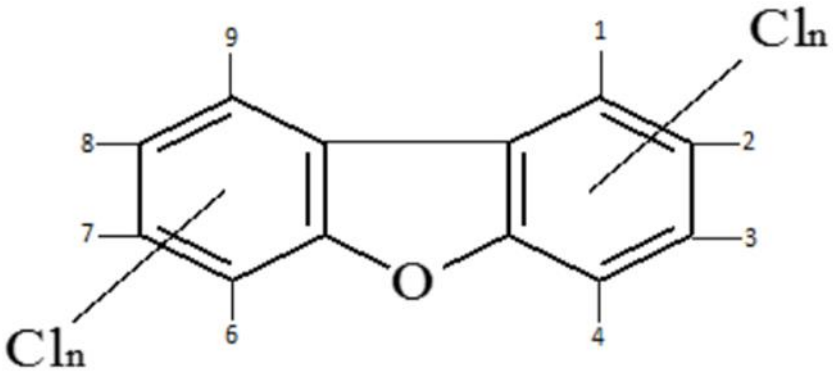
## 2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

### 2.1. Dioksinler/Furanların Oluşumları ve Kaynakları

Dioksinler ve furanlar yapılarında iki benzen halkası bulunan klorlu aromatik bileşiklerdir. Dioksin molekülünde (Şekil 1), iki benzen halkası iki oksijen atomu ile bağlanırken, furan molekülünde (Şekil 2) bu bağlantı tek bir oksijen atomu üzerinden gerçekleşir. Poliklorlu dibenzo-p-dioksinler (PCDD'ler) ve poliklorlu dibenzofuranlar (PCDF'lar), 1 ile 8 klor atomu içerebilen üç halkalı aromatik hidrokarbonlar grubuna dahildir. Bu bileşikler, yapılarındaki klor atomu sayısına bağlı olarak farklı konjenerler (türler) oluşturur (Sakin, 2008).




**Şekil 1.** PCDD bileşiklerinin kimyasal yapısı




**Şekil 2.** PCDF bileşiklerinin kimyasal yapısı

Dioksin ve furanların su, toprak, sediman ve bitkilerdeki seviyeleri, bu bileşiklerin moleküler ağırlığı, buhar basıncı ve suda çözünürlük özellikleri temel alınarak tahmin edilebilir. Çevreye emisyon yoluyla girdiklerinde, fiziksel ve biyolojik süreçler

sonucunda geniş bir alana yayılım gösterirler. Suda çok az çözünen ve yarı uçucu özellikte olan bu bileşikler, kalıcı organik kirleticiler (KOK'lar) grubuna dâhildir ve canlı dokularında birikme eğilimi gösterirler.

Atmosfere yayılan PCDD/F bileşikleri, çevresel faktörlere bağlı olarak gaz veya partikül fazında bulunabilir ve uzun mesafeler boyunca taşınarak toprak, bitki örtüsü ve diğer yüzeylere kuru veya ıslak çökelme yoluyla birikebilirler. Bu bileşikler bitki yüzeylerinde tutulabilir ve bu bitkilerle beslenen hayvanların yağ dokularında birikerek ekosisteme dâhil olabilirler. Özellikle düşük klorlu bileşikler gaz fazında bulunurken, bitkiler üzerinde tutunma eğilimi gösterirler. PCDD/F bileşikleri suda çözünerek dip sedimentine adsorbe olabilir ya da askıda katı madde formunda bulunabilirler. Ayrıca su kütlesinde çözünmüş organik bileşiklere (karbonhidratlar, yağ asitleri, amino asitler, peptitler) veya partikül halindeki organik maddelere (ölü ve canlı organizmalar, erozyonla taşınan organik materyaller, atıksu deşarjı ile gelen askıda organik maddeler) bağlanabilirler (Yin vd., 2022). Bunun yanı sıra, yüzey sularından buharlaşarak yeniden atmosfere karışmaları ya da dip sedimentinde gömülü halde kalmaları mümkündür. Sediment tabakası, dioksin ve furan bileşikleri için bir birikim alanı görevi görür (Tian vd., 2015). Dioksin, furan ve benzeri kalıcı organik kirleticiler, hem kırsal hem de kentsel yerleşim alanlarında ıslak ve kuru çökelme yoluyla çevrede tespit edilmektedir (Noori vd., 2024, Noori vd., 2025a, Noori vd., 2025b). Bu bileşiklerin atmosferdeki kalıcılık süreleri, çeşitli çevresel koşullara bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Literatürde, dioksinlerin atmosferde ortalama kalış süresi 2 ile 21 gün arasında, furanların ise 7 ile 21 gün arasında olduğu belirtilmiştir (Mackay vd., 2001). Dioksin ve furan bileşiklerinde klor atomu sayısının artmasıyla birlikte, buhar basınçlarında belirgin bir azalma meydana gelir (Melymuk vd., 2016). Bu durum, bileşiklerin gaz fazından ziyade partikül fazında bulunmalarına neden olur ve sonuç olarak, söz konusu bileşikler kuru çökelme yoluyla toprak, su, sediment ve bitki yüzeylerinde birikir. Özellikle hepta- ve okta-klorlu dioksin/furan türleri kuru çökelmeye eğilimliyken; daha düşük klorlu bileşikler (örneğin $Cl_4$–$Cl_6$ arası), atmosferde genellikle gaz fazında bulunur ve bu nedenle ıslak çökelme mekanizmalarıyla çevresel ortamlara taşınır ve birikir (Güneş, 2007).

PCDD/F bileşikleri ağırlıklı olarak yanma süreçleri sonucunda oluşmaktadır. Özellikle

atık yakma tesislerinde (kentsel katı atıklar, kanalizasyon atıkları, tıbbi ve tehlikeli atıkların yakılması), yakıt yakma işlemlerinde (kömür, odun, petrol gibi fosil yakıtların yanması) ve yüksek sıcaklık gerektiren diğer süreçlerde (çimento fırınları, bina yangınları, klor içeren bileşiklerin yanması gibi) ortaya çıkmaktadır (Brzuzy ve Hites, 1996). Günümüzde yalnızca atık yakma tesisleri değil, tüm termal ve endüstriyel yanma süreçleri, özellikle 180°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda gerçekleşen yanma işlemleri, klor ve karbon kaynaklarının etkileşimiyle PCDD/F oluşumuna zemin hazırlamaktadır (Brzuzy ve Hites, 1996). Çizelge 1'de PCDD/F emisyon kaynakları ana başlıklar halinde verilmiştir.

**Çizelge 1.** PCDD/F emisyon kaynakları (National Dioxins Program Australia, 2004)

| |
|---|
| Atık yakılması |
| Demirli ve demirsiz metal üretimi |
| Mineral (kireç, çimento, seramik, cam ve asfalt karışımı) üretimi |
| Ulaşım (trafik araçları) |
| Elektrik üretimi ve evsel ısınma |
| Kontrolsüz yanma prosesleri (biyomas yakılması, atık yakılması, kaza ile olan yangınlar) |
| Kimyasalların ve tüketici gıdalarının üretimi (Kağıt ve pulp endüstrisi, tekstil ve deri endüstrisi, kimyasal endüstri) |
| Düzenli depolama ve biriktirme (çamur arıtımı, kompostlama, atık yağların birikimi) |

Dioksin ve furanlar, ticari olarak üretilmeyen ve yaygın bir kullanıma sahip olmayan bileşiklerdir. Çoğunlukla, diğer kimyasal maddelerin üretim sürecinde istenmeyen yan ürünler olarak meydana gelirler. Dioksinler, özellikle pestisitler ve diğer klorlu bileşiklerin üretimi sırasında çevreye salınabilir. Furanlar ise genellikle PCB üretimi veya bertarafı sırasında oluşmaktadır (Soumita vd., 2019).

### 2.1.1. PCDD/F Türlerinin Olası Kaynakları

PCDD/F emisyonları 1970'lerden sonraki on yıllarda genel bir düşüş eğilimi göstermiş olsa da, uzun yarılanma ömürleri nedeniyle çevrede bulunmaya devam etmektedirler (Barbas vd., 2018). Buna ek olarak, aşırı yüksek kirlenme konsantrasyonlarına sahip sahalar, daha yüksek klorlu konjenerlerin bozunmasından daha az klorlu ve dolayısıyla daha hareketli konjenerlerin oluşmasına izin veren ikincil PCDD/F kaynakları da PCDD/F'ların atmosferik konsantrasyonlara katkı sunmaktadır.

1990 yılı öncesinde evsel atık yakma uygulamaları, PCDD/F oluşumu açısından başlıca kaynaklardan biri olarak kabul edilmekteydi. Ancak, 1990 sonrasında yürürlüğe giren sıkı emisyon standartları bu durumun değişmesini sağlamış; böylece atık yakma tesislerinin PCDD/F emisyonlarına katkısı önemli ölçüde azalmış ve daha az etkili bir kaynak haline gelmiştir. (Hartenstein, 2003). Günümüzde dioksinlerin başlıca kaynakları arasında kontrolsüz yanma prosesleri (örneğin biyokütle ve atıkların yakılması), odun koruyucu olarak kullanılan pentaklorofenol (PCP) kullanılması, atık yakma tesisleri, kâğıt ve selüloz endüstrisinde uygulanan klorlu ağartma yöntemleri ile poliklorlubifeniller (PCB'ler) yer almaktadır (Jansson vd., 1987). Özellikle furanların en önemli kaynağı olarak PCB'ler öne çıkmaktadır. Dioksin ve furan oluşum kaynakları genel olarak dört ana başlık altında sınıflandırılmaktadır:

- Kimyasal üretim süreçleri
- Yanma temelli işlemler
- Endüstriyel faaliyetler
- Doğal oluşum mekanizmaları

Kimyasal üretim süreçleri kategorisi klorlu kimyasalların üretildiği süreçleri, yanma temelli işlemler klor içeren maddelerin düşük sıcaklıklarda eksik yanmalarının meydana geldiği süreçleri, endüstriyel faaliyetler metal eritme, endüstriyel atıkların bertarafı gibi süreçleri, doğal oluşum mekanizmaları ise orman yangınları, volkanik faaliyetler gibi süreçleri içermektedir (Fredler ve Hutzinger, 1988).

PCDD/F türlerinin hangi kaynaklar vasıtasıyla oluştuğuna dair birçok çalışma literatürde

mevcuttur. Bu çalışmalardan hareketle atık yakma tesislerinden OCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF; araç emisyonlarından 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDD; metal eritme ve geri dönüşüm sanayisinden 2,3,7,8-TCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDD; evsel ısınmadan 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, zirai kimyasallardan 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD türlerinin oluşabileceği sonucuna varmak mümkündür (Bock vd., 2021; Dewani, 2016). PCDD/F türlerinin olası kaynakları Çizelge 2'de özetlenmiştir.

Çalışmanın yapıldığı Bursa şehrinde İstanbul-İzmir Otoyolu, Ankara-İzmir Yolu, Mudanya Yolu ve şehir içi trafik yoğunluğu nedeniyle 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, OCDF türlerin görülmesi; nüfus yoğunluğu nedeniyle evsel ısınma kaynaklı 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDD türlerinin bulunması; endüstriyel faaliyetlerden dolayı 2,3,4,7,8-PeCDF, 2,3,7,8-TCDF türlerinin okunması ve kırsal alanlarda ve kentsel alanlarda yapılan zirai faaliyetlerden dolayı 1,2,3,7,8-PeCDD ve 1,2,3,4,7,8-HxCDD türlerinin analiz edilmesi beklenmektedir.

**Çizelge 2.** PCDD/F türleri ve olası kaynakları (Bock vd., 2021)

| **Olası Kaynak Türleri** | **Oluşabilecek Olası Türler** |
|---|---|
| Noktasal olmayan kaynakta yanma | OCDD<br>1,2,3,4,6,7,8-HpCDD |
| Boya ve pigment<br>Çöp sızıntı suyu | 1,2,3,4,6,8-HpCDF<br>OCDF |
| Uçucu kül<br>Atık yakma<br>Metallerin geri dönüşümü | 1,2,3,4,7,8-HxCDD<br>1,2,3,6,7,8-HxCDD<br>2,3,4,6,7,8-HxCDF<br>2,3,7,8-TCDF |
| Boyalar<br>PCB'ler<br>Zirai kimyasallar | OCDF |

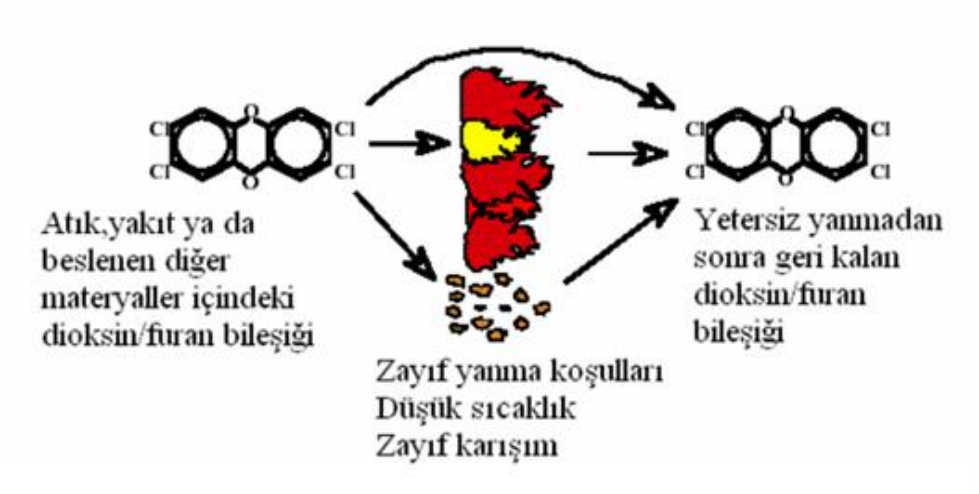
**Çizelge 2.** PCDD/F türleri ve olası kaynakları (Bock vd., 2021) (devam)

| | |
|---|---|
| Odun yakma<br>Metal eritme<br>Evsel ısınma | 2,3,7,8-TCDD<br>2,3,4,7,8-PeCDF<br>2,3,4,6,7,8-HxCDF<br>1,2,3,4,6,7,8-HpCDF<br>1,2,3,4,7,8-HxCDF<br>1,2,3,4,6,7,8-HpCDF |
| Düzenli depolama sahaları<br>PCB'ler<br>Atık yakma | 2,3,7,8-TCDF<br>1,2,3,7,8-PeCDD<br>1,2,3,7,8-PeCDF<br>1,2,3,6,7,8-HxCDF<br>2,3,4,6,7,8-HxCDF<br>1,2,3,4,7,8,9-HpCDF |
| Zirai kimyasallar<br>Araç egzozu | 1,2,3,7,8-PeCDD<br>1,2,3,4,7,8-HxCDD<br>1,2,3,7,8,9-HxCDF<br>1,2,3,4,7,8,9-HpCDF<br>1,2,3,6,7,8-HxCDD |

## 2.2. PCDD/F'ların Oluşum Mekanizmaları

### 2.2.1. Gaz Fazında Oluşum

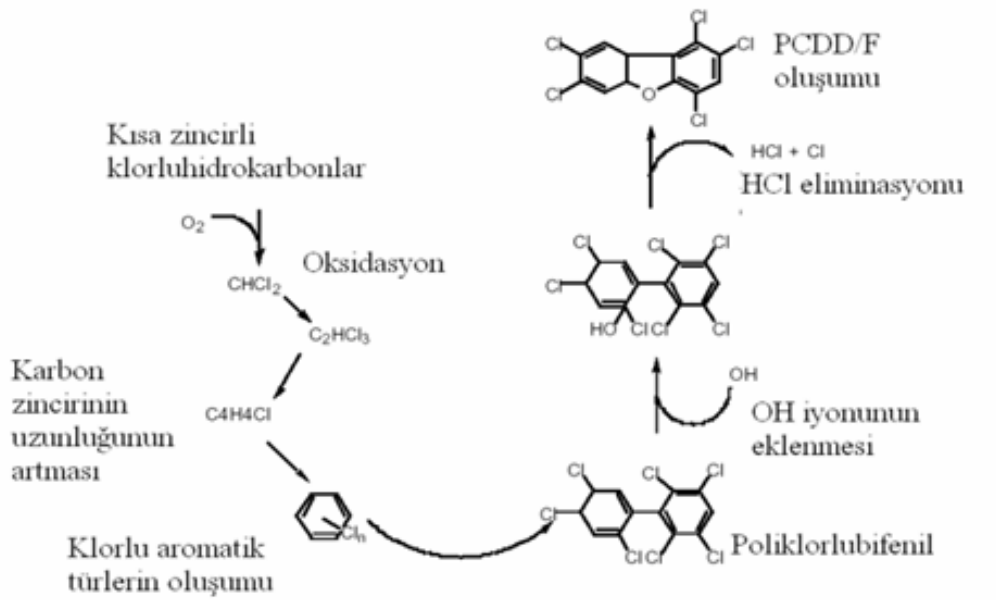
Atık veya yakıt içerisinde bulunan PCDD/F'lar, tam yanma gerçekleşmediğinde termal olarak parçalanamaz ve bu nedenle atıkgazda PCDD/F bileşikleri görülür (Şekil 3). Aynı zamanda, gaz fazında yanma sırasında uygun olmayan yanma koşulları altında öncül bileşiklerden de PCDD/F'lar meydana gelebilir. Bu bileşiklerin tam olarak yanmaması, dioksin ve furan oluşumuna yol açar.




**Şekil 3.** Atık içinde bulunan Dioksin/Furanın tam olarak parçalanamaması sonucu oluşum (Karademir vd., 2004)

Öncül bileşikler (klorofenol, klorobenzen, poliklorlubifenil), yakılacak atığın bileşiminde de bulunabilir ve yetersiz yanma koşulları altında dioksin ve furana dönüşebilir. Gaz fazında bu bileşiklerin tepkimeye girerek dioksin/furan oluşturması genellikle 500 °C'nin üzerinde, yaklaşık 700-750 °C sıcaklık aralığında gerçekleşir (Rubey vd., 1985).

Öncül bileşiklerin bir kısmı da uçucu kül üzerine adsorbe edilerek daha soğuk bölgelere taşınır. Soğuk bölgelerde katalitik oluşum sıcaklığı daha düşük olup, genellikle 500 °C'nin altında 300-350 °C aralığında PCDD/F oluşumu gerçekleşmektedir (Rubey vd., 1985). Termokimyasal analizlere göre, PCDD/F oluşumu için çeşitli reaksiyonlar gerçekleşmelidir. Bu süreçte, hidrojen klorür (HCl) ayrışması ve klor kaybı meydana gelir (Bozzelli ve Chiang, 1996). Bu reaksiyonlar, hidroksil ($OH^-$) radikalinin eklenmesiyle tetiklenir. $OH^-$ radikalinin katılımıyla halkaların birleşmesi sağlanırken, aynı zamanda bu radikal, halkaların parçalanması ve türlerin ayrışmasında da önemli bir rol oynar. PCDD/F'ların gaz fazında oluşumu bu reaksiyonlarla gerçekleşmekte olup, büyük bir öneme sahiptir. Yapılan çalışmalar, gaz fazında bulunan kısa zincirli klorlu hidrokarbonlardan oluşan öncülün (precursor) PCDD/F'a dönüşüm sürecini ortaya koymuştur (Bozzelli ve Chiang, 1996) (Şekil 4).

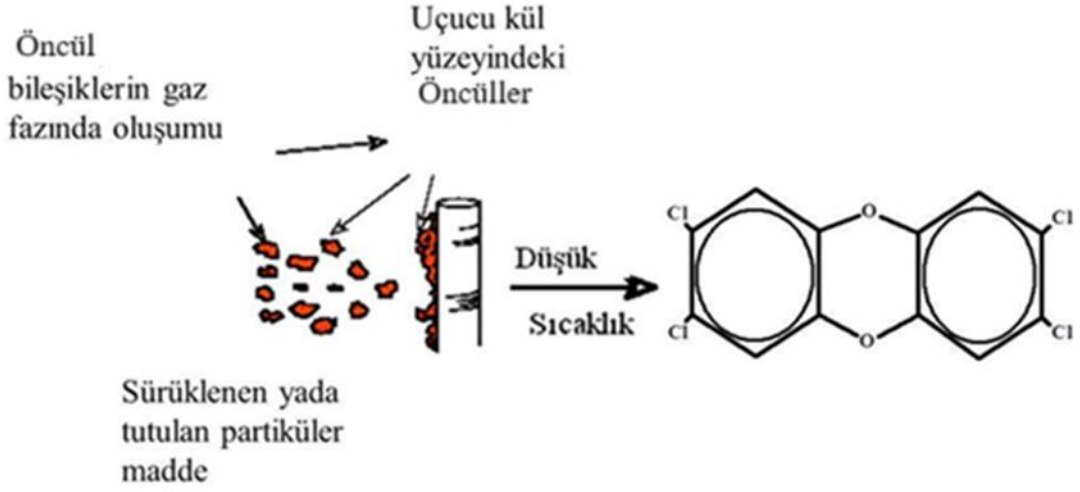



**Şekil 4.** Poliklorlubifenil (Öncül) ve PCDF oluşumu (Addink ve Olie, 1995)

### 2.2.2. Katalitik Oluşum

PCDD/F'ların uçucu kül yüzeyinde katalitik reaksiyonlarla oluşumu, özellikle yakma tesislerinde büyük önem taşımaktadır. Bu süreç iki temel katalitik mekanizma ile gerçekleşmektedir. Bunlar öncül oluşum ve moleküler karbon ile katalitik oluşumdur (De novo sentezi).

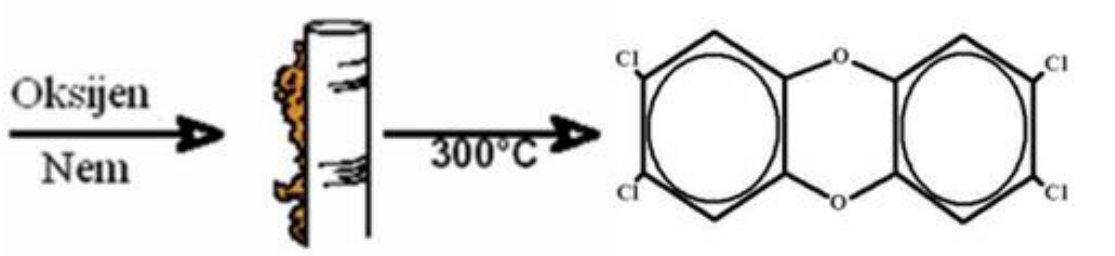
Öncül bileşiklerin oluşumu, klorofenol ve klorobenzen gibi maddelerin yüzey-katalizör reaksiyonlarıyla gerçekleşmektedir (Froese ve Hutzinger, 1996). PCDD/F'lar klorofenol, klorobenzen ve klorlubifenil gibi öncül bileşiklerden türeyebilir. Bu bileşikler, tam yanmanın gerçekleşmediği durumlarda ortaya çıkar ve genellikle yüksek sıcaklıklarda, özellikle 400°C'nin üzerinde ve çoğu zaman 750°C civarında oluşurlar (Froese ve Hutzinger, 1996). Yanma odasından çıktıktan sonra daha düşük sıcaklıktaki bölgelerde reaksiyona girerek dönüşüme uğrayabilirler (Froese ve Hutzinger, 1996). İki klor içermeyen organik maddeler (Aromatikler, benzen, metan, alifatikler, propen, selüloz ve lignin), klor kaynaklarının varlığında yanma sürecine girdiğinde dioksin ve furan oluşumu meydana gelir (Şekil 5).




**Şekil 5.** Dioksin/Furan'ın uçucu kül üzerinde yoğuşan öncül bileşikler ile katalitik oluşumu

Moleküler karbon ile katalitik oluşumunda (De novo synthesis) ise PCDD/F oluşumu, karbon, oksijen, hidrojen ve klorun etkileşimi ve reaksiyonları sonucunda gerçekleşir. PVC ve diğer klorlu karbon bileşiklerinin yanı sıra, klor içermeyen organik maddeler (Örneğin polistiren, selüloz, lignin, kömür ve partiküler karbon) klor vericilerin varlığında yandığında bu süreç tetiklenir (Milligan ve Altwicker, 1995).

Karbon bazlı katalitik süreç, oksidatif bozunma ve büyük moleküllü karbon yapılarının aromatik bileşiklere dönüşümü olarak tanımlanır (Huang ve Buekens, 2001). Bu mekanizma, karbon, oksijen, hidrojen, klor ve metal katalizörleri içeren uçucu külün yüzeyinde gerçekleşen heterojen reaksiyonlarla meydana gelir (Kanters vd., 1996). Reaksiyonlar sırasında aromatik halkalı yapılar oluşur. Tam yanmamış alifatik bileşikler, basit halkalı moleküllerin başlangıç aşamasında oluşmasını sağlar ve bu halkalı yapılar zamanla daha karmaşık aromatik prekürsörlere dönüşür (Güneş, 2007) (Şekil 6). Özellikle yakma tesislerinde, karbon bazlı mekanizma dioksin oluşumunda en önemli süreçlerden biri olarak kabul edilmektedir.




**Şekil 6.** Moleküler karbon ile katalitik oluşum (De Novo Sentezi)

## 2.3. PCDD/F'ların Toksik Etkileri

2,3,7,8 konumlarında klor atomları içeren dioksin ve furan türevleri son derece toksiktir. Bu bileşikler çevreye kolayca yayılır ve besin zincirinde hızla birikerek canlılar üzerinde olumsuz etkilere yol açar. İnsan nüfusları üzerinde yapılan araştırmalarda, yalnızca birkaç miligram PCDD/F maruziyetinin cilt, gözler ve davranışlar üzerinde çeşitli olumsuz etkiler oluşturduğu belirlenmiştir (Dönmez, 2009). Bu etkilerin çoğu zamanla geri dönebilse de, tamamen normale dönme süreci yıllar sürebilmektedir.

PCDD/F bileşikleri, ekosistemin tüm bileşenlerinde (hava, su, toprak ve sediment) tespit edilmiştir (Güneş, 2007). Atmosfer yoluyla taşınmaları, diğer çevresel alanlara yayılmalarına katkıda bulunur. Bu maddeler, toprakta, suda ve havada bozunmaya karşı dirençli olduklarından, besin zinciri aracılığıyla balıklara ve diğer memelilere geçerek yağ dokularında birikim gösterirler. Kalıcılığı yüksek olan dioksin ve furan bileşikleri yalnızca hayvanların vücudunda birikmekle kalmaz, aynı zamanda hayvansal gıdalar yoluyla beslenen insanların yağ dokularında da depolanır. Bu maddeler, insan ve hayvan vücudunda uzun yıllar boyunca kalabilir ve stres veya açlık gibi durumlar sonucunda kana karışarak yıllar sonra bile toksik etkilerini sürdürebilir (Güneş, 2007). PCDD/F bileşiklerinin insan sağlığı üzerindeki en önemli toksik etkilerinden biri, endokrin sistemini bozucu etkileridir. Bu maddelerin, kadın ve erkek hormonlarının sentezini azaltarak üreme kapasitesini düşürdüğü, gelişimi engellediği, bağışıklık sistemi ve merkezi sinir sistemine olumsuz etkilerde bulunduğu, ayrıca karaciğer ve böbrek yetmezliklerine yol açabileceği belirlenmiştir (Schecter vd., 2011). Yüksek konsantrasyonlarda furana maruz kalan kadınlarda üreme sistemi anormallikleri ve fetüs kaybı gibi ciddi sağlık sorunları görülebilir (Mochida vd., 2007). Dioksinler, insan vücudunda biyolojik olarak birikerek embriyonun gelişimini de olumsuz yönde etkileyebilir (Wei vd., 2019).

İtalya'nın Lombardiya Bölgesinde bulunan Milano'nun yaklaşık 20 km kuzeyindeki bir kimyasal üretim fabrikasında gerçekleşen Seveso kazasında yaklaşık 37.000 kişi hastalanmış ve çevreye yayılan PCDD/F'lardan etkilenmiştir. Ayrıca bu kazada yaklaşık 80.000 hayvan da telef olmuştur. Öte yandan, farklı bir maruziyet örneği olarak, Ukrayna'nın eski devlet başkanı Viktor Yuschenko'nun PCDD/F'lara maruz kalıp zehirlendiği iddia edilmiş ve kanında normal bir insana kıyasla 50.000 kat daha fazla Dioksin (TCDD) bulunduğu iddia edilmiştir. Şekil 7'de Viktor Yuschenko'nun zehirlenme öncesi ve sonrasında çekilmiş fotoğrafları yer almaktadır.



**Şekil 7.** Ukrayna Devlet Başkanı Viktor Yushchenko'nun zehirlenme öncesi ve zehirlenme sonrası görüntüsü

Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı (IARC), PCDD/F bileşiklerini kanserojen olarak sınıflandırmanın yanı sıra, bu maddelere maruz kalmanın çeşitli sağlık sorunlarına yol açabileceğini belirtmiştir. Hormon dengesizliği, bağışıklık sisteminde bozulmalar, cilt lezyonları, karaciğer hasarı, büyüme geriliği, davranışsal problemler ve memelilerde doğumsal anomaliler, bu maddelerin olumsuz etkileri arasında yer almaktadır (Lin vd., 2020; Liu vd., 2016; Pietron vd., 2021). PCDD/F'ların neden olduğu bu sağlık sorunları, sağlık risk analizlerinin yapılmasını zorunlu hale getirmiştir. Sağlık risk değerlendirmesi yapılırken kullanılan toksisite eşdeğerlik faktörleri Çizelge 3'te verilmiştir.

Deri teması veya solunum yoluyla vücuda alınmaları düşük seviyede olsa da, PCDD/F bileşiklerinin vücutta birikimi büyük ölçüde bu kirleticilerle kirlenmiş gıdaların tüketimiyle gerçekleşmektedir (Bo vd., 2022; Kanan ve Samara, 2018; Güzel vd., 2020). Ancak yapılan araştırmalar, PCDD/F'ların canlılar üzerindeki en büyük etkisinin solunum yoluyla gerçekleştiğini ortaya koymuştur (Knutsen vd., 2018). Bu nedenle, bu bileşiklerin atmosferdeki konsantrasyonlarını ve küresel ölçekte çevresel hareketlerini belirlemek amacıyla çeşitli araştırmacılar tarafından atmosferik hava kalitesi izleme çalışmaları yapılmıştır.

**Çizelge 3.** NATO ve Dünya Sağlık Örgütü'nün belirlediği PCCD/F'ların toksik eşdeğerlik değerleri

| **PCDD/F** | **WHO-TEF** | **I-TEF** |
|---|---|---|
| 2,3,7,8-TCDF | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,7,8-PeCDF | **0,03** | **0,05** |
| 2,3,4,7,8-PeCDF | **0,3** | **0,5** |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDF | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF | **0,1** | **0,1** |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | **0,01** | **0,01** |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | **0,01** | **0,01** |
| OCDF | **0,0003** | **0,001** |
| 2,3,7,8-TCDD | **1** | **1** |
| 1,2,3,7,8-PeCDD | **1** | **0,5** |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDD | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD | **0,1** | **0,1** |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | **0,01** | **0,01** |
| OCDD | **0,0003** | **0,001** |

### 2.3.1. PCDD/F'ların Sağlık Riski Değerlendirmesinin Önemi

PCDD/F'lar, çevrede kalıcı özellik gösteren, biyobirikim potansiyeli yüksek ve toksik etkileri iyi bilinen bileşiklerdir. Bu kirleticiler özellikle endüstriyel faaliyetler, atık yakma tesisleri, metal eritme işlemleri ve fosil yakıt kullanımı gibi kaynaklardan atmosfere

salınır. İnsanlar ise solunum, besin tüketimi ve deri teması yoluyla bu kirleticilere maruz kalabilir.

PCDD/F'ların sağlık üzerindeki etkileri, maruz kalınan doz ve süreye bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Uzun süreli maruziyet; bağışıklık sistemi bozuklukları, hormonal dengesizlikler, üreme problemleri, cilt hastalıkları, nörolojik etkiler ve kanser gibi ciddi sağlık sorunlarına yol açabilir (Hu vd., 2013). Bu nedenle, PCDD/F kirliliğinin yoğun olduğu bölgelerde sağlık riski değerlendirmesinin yapılması büyük önem taşımaktadır (Lin vd., 2020; Bo vd., 2022; Knutsen vd., 2018).

PCDD/F'lerin sağlık riskleri göz ardı edilemeyecek kadar ciddidir. Sağlık riski değerlendirmesi, maruziyet seviyelerinin belirlenmesi, potansiyel tehlikelerin tespit edilmesi ve risk azaltıcı önlemlerin geliştirilmesi açısından kritik bir süreçtir. Bu değerlendirmeler, çevresel denetimlerin artırılmasına, kirliliğin kaynağında kontrol altına alınmasına ve halk sağlığını koruyacak politikaların oluşturulmasına katkı sağlar. Ayrıca, uzun vadede maruziyetin azaltılması için atık yönetimi stratejilerinin geliştirilmesi, sanayi süreçlerinin daha çevre dostu hale getirilmesi, kentsel alanların yönetiminin daha verimli hale getirilmesi ve toplumun bilinçlendirilmesi açısından da önemlidir.

Sonuç olarak, PCDD/F'ların sağlık risklerini değerlendirmek, sadece bireysel sağlık açısından değil, toplum sağlığı ve ekosistemin korunması açısından da hayati bir gerekliliktir. Bu tür kirleticilere yönelik düzenli izleme çalışmaları ve etkin risk yönetimi uygulamaları, çevreye ve insan sağlığına yönelik olası zararları en aza indirmek için hayata geçirilmelidir. Dış ortam havasında PCDD/F'ların örneklemesi pasif veya aktif hava örnekleyiciler ile gerçekleştirilmektedir. Bu çalışmada pasif hava örnekleyicileri (PHÖ'ler) kullanıldığından, PHÖ'ler açıklanacaktır.

## 2.4. Pasif Hava Örnekleyiciler (PHÖ'ler)

Pasif örnekleme yöntemleri ilk kez 1853 yılında, potasyum iyodür emdirilmiş kâğıtlarla yer seviyesindeki ozonun ölçülmesi amacıyla kullanılmıştır (Namiesnik vd., 2005). 20. yüzyılın başlarında Alberta'da benzer örnekleyiciler kullanılmaya başlanmıştır (Bertram,

1988). Zaman içerisinde bu teknolojiler, Palmes tüpleri, sülfasyon mumları, difüzyon denuderleri ve Huey plakaları gibi daha sofistike sistemlere evrilmiştir. Modern pasif örnekleyiciler ise, örneğin PASS (Passive Air Sampling System) gibi sistemlerle temsil edilmekte olup, bu örnekleyiciler Maxxam Analytics tarafından geliştirilmiş ve Alberta Environment tarafından onaylanmıştır. Pasif örnekleyiciler yalnızca hava ile değil aynı zamanda su, toprak ve iç mekân hava kalitesi analizlerinde de kullanılabilecek esneklikte tasarlanabilmektedir.

Pasif hava örnekleme yöntemleri, örnekleme ortamı olarak farklı adsorbanların kullanıldığı ve moleküler difüzyon ile sorpsiyon süreçlerine dayandığı bir prensip üzerine geliştirilmiştir. Bu tekniklerin ilk örnekleri, 1970'li yılların başında atmosferde bulunan gaz formundaki kirleticilerin izlenmesi ve ölçülmesi amacıyla tasarlanmıştır (Campbell vd., 1980; Mazur vd., 1980). O dönemde "difüzif örnekleyiciler" olarak adlandırılan bu ilk pasif hava örnekleyicileri (PHÖ'ler), özellikle inorganik gaz kirleticiler ile uçucu organik bileşiklerin (UOB'ler: VOC'ler) tespiti ve işyeri ortamlarındaki maruziyetin değerlendirilmesi için yaygın şekilde kullanılmıştır (Ohmori vd., 1980; McCammon vd., 1980).

2000'li yılların başlarında, poliüretan köpük (PUK: PUF) diskleri ilk kez PHÖ'lerde kullanılmaya başlanmıştır (Shoeib vd., 2002). PUF tabanlı PHÖ'ler, yarı geçirgen membran cihazlara kıyasla daha uzun doğrusal alım sürelerine sahiptir ve saha çalışmaları açısından kurulum, toplama ve değiştirme işlemleri oldukça pratiktir (Harner vd., 2006). Ayrıca, analitik kimya alanında hava örneklemesi gerçekleştiren uzmanlar, PUF materyalini kullanma konusunda önceden deneyim sahibidir. Bu nedenlerle, PUF-PHÖ'ler yarı geçirgen membran cihazların bazı sınırlılıklarını aşmış ve o tarihten itibaren atmosferdeki kirleticilerin izlenmesinde yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır (Wilford vd., 2004; Harrad vd., 2006; Jamshidi vd., 2007).

Pasif örnekleme yöntemi, atmosferik kirleticilerin izlenmesi ve bireysel maruziyet düzeylerinin değerlendirilmesi açısından etkili ve pratik bir alternatiftir. Bu sistemler, gazların doğal difüzyon prensibine dayalı olarak çalıştığından, pompa veya hareketli bileşenlere ihtiyaç duymaz ve yalnızca kurulum ile söküm sırasında insan müdahalesi

gerektirir. Elektrik enerjisi ihtiyacı ve hacimli ekipman gereklilikleri, aktif ve sürekli izleme sistemlerinin bireysel maruziyet ölçümleri için uygulanabilirliğini sınırlandırırken, pasif örnekleyiciler kompakt yapıları ve dikkat çekmeyen tasarımları sayesinde bu tür uygulamalarda rahatlıkla kullanılabilmektedir (Mason., 2008). Asya (Cheng vd., 2013; Syed vd., 2013) Avrupa (Diefenbacher vd., 2016; Halse vd., 2011), Kuzey Amerika (Gouin vd., 2005; Persoon vd., 2010) ve Orta ve Güney Amerika (Rauert vd., 2016) dahil olmak üzere her kıtada bölgesel çalışmalarda kullanılmıştır. Literatüre bakıldığında geniş PUF-PHÖ ağlarının KOK'ların akıbetini ve küresel ölçekte taşınımını aydınlatmak için çokça kullanıldığı görülmektedir.

PHÖ, gözenekli bir malzemeden gaz difüzyonu veya bir membrandan geçirgenlik gibi fiziksel bir süreç tarafından kontrol edilen bir hızda atmosferden gaz kirletici örnekleri toplayabilen bir örnekleme cihazıdır (Chaemfa vd., 2009). Pasif örnekleyiciler, temel olarak Fick'in birinci difüzyon yasasına göre çalışmaktadır. Bu ilkeye göre, gaz halindeki kirleticiler, konsantrasyonlarının yüksek olduğu ortamdan düşük olduğu ortama doğru, herhangi bir dış güç olmaksızın, difüzyon yoluyla hareket eder. Örnekleyicideki emici materyalle çevredeki hava arasında oluşan bu konsantrasyon farkı, kirleticinin örnekleyiciye doğru pasif olarak geçişini sağlar. Hem aktif hava örnekleyiciler hem de PHÖ'ler belirli bir süre boyunca ortalama maruziyet ölçümü sunar. PHÖ'ler, küçük boyutları sayesinde dikkat çekmeden örnekleme yapabilmeleri, aktif örnekleyicilere kıyasla daha düşük maliyetli olmaları ve güç gereksinimi olmaması nedeniyle kişisel izleme uygulamalarında kullanım için faydalıdır. Bu nedenle gücün mevcut olmadığı uzak uygulamalar için idealdir. Yamada vd. (1999), dağ ormanlarındaki hava kirleticilerini değerlendirmek için pasif örnekleyicileri kullanmışlardır. Bakımı veya kalibrasyonu gereken elektronik aksamın olmaması PHÖ'leri aktif hava örnekleyicilere göre daha kullanıcı dostu hale getirmektedir.

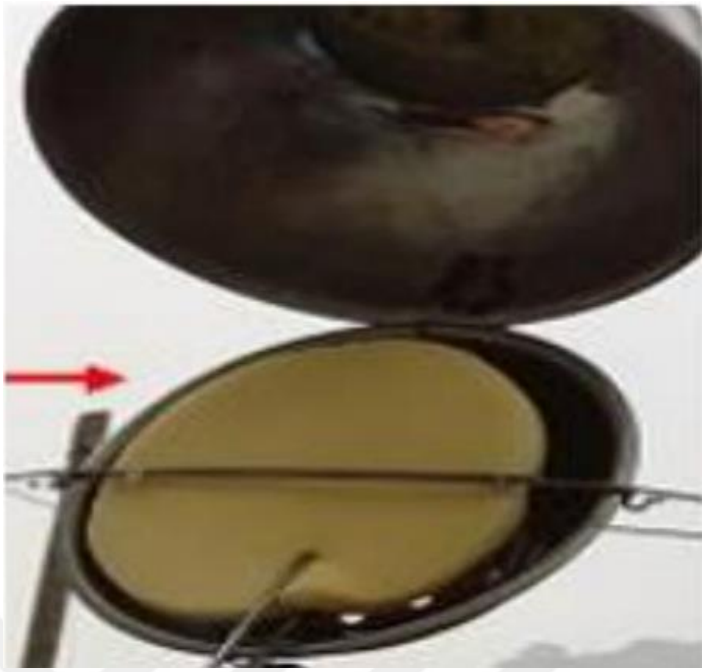
Pasif izleyiciler difüzif bir toplama mekanizmasına dayandığından, genellikle benzerlerinden daha küçük ve daha kompaktırlar. Boyutları, kişisel maruziyet ölçümü için giysilere takılması da dahil olmak üzere neredeyse her yere yerleştirilmelerine olanak tanır (Mason, 2008). Bu örnekleyiciler, çevreye nispeten düşük etki, düşük maliyet ve çalışma alanı hakkında yeterli bilgi sağlamak için yeterince yüksek bir örneklem

büyüklüğü ile tespiti (düşük konsantrasyona maruz kalmaya dayalı olarak) garanti etmek için yeterince uzun süre yerinde bırakılabilir. PHÖ'lerde kimyasal alımının yavaşlığı yüksek zamansal çözünürlükte örnekleme yapılmasını engellese de, uzun süreler boyunca zamana entegre örnekleme yapabilen bir PHÖ, bir örnekleme alanına sık erişimin zor olduğu durumlarda avantajlı olabilir. Pasif örnekleyicilerin örnekleme hızları değişkenlik gösterir ve tipik olarak aktif (pompalı) örnekleyicilerle ilişkili olanlardan daha düşüktür. Düşük örnekleme hızı, istenen maruz kalma süresine ve ilgilenilen bileşiklerin ortamdaki konsantrasyonuna bağlı olarak hem bir avantaj hem de bir sınırlama olabilir (Sunesson, 2007).

PHÖ'ler, difüzyon bariyerinin gözenek boyutunu ve dolayısıyla örnekleme hızını etkileyecek olan difüzyon membranı üzerinde partiküllerin birikmesi ve ıslanmanın yarattığı komplikasyonlardan kaçınmak için aşağı bakan bir yönde yerleştirilir (Şekil 8).



**Şekil 8.** Pasif hava örnekleyici (PHÖ)



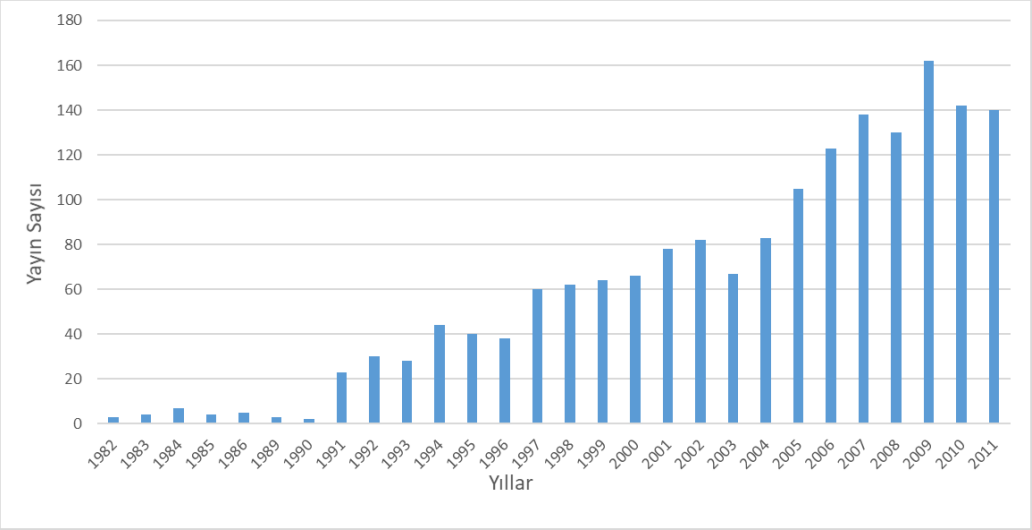
**Şekil 9.** Poliüretan köpük disk (PUF)

Kalıcı organik kirleticilerin (KOK'lar) örneklenmesinde, yüksek tutma kapasitesine sahip olmaları nedeniyle PUF diskler sıkça kullanılmaktadır. PUF (Şekil 9), genellikle ev tipi koltuk ve kanepe gibi döşemeli mobilyaların yapımında kullanılan bir malzemedir. Monomerleri izosinat birimleri ve poliol segmentlerinden oluşur (Mark, 1999). Düşük maliyeti, kullanım kolaylığı ve gaz fazındaki kirleticileri etkili ve güvenilir bir şekilde yakalayabilmesi nedeniyle çevresel örnekleme çalışmalarında sıklıkla tercih edilmektedir. Shoeib ve Harner (2002), atmosferdeki kirleticilerin pasif olarak toplanabilmesi amacıyla PUF tabanlı bir PHÖ geliştirmiştir. Tipik bir PUF-PHÖ sistemi, genellikle çift veya tek hazneli metal muhafaza arasına monte edilmiş ticari olarak temin edilebilen bir köpük diskten oluşur (Çalışkan vd., 2025). Bu muhafaza tasarımı, çevresel değişkenlerin özellikle rüzgâr hızının örnekleme oranı üzerindeki etkisini minimize edecek şekilde geliştirilmiştir. PUF-PHÖ dış ortam havasındaki PCDD/F'ların ölçümü için yaygın olarak kullanılmaktadır (Harner vd., 2004; Chaemfa vd., 2008; Melymuk vd., 2011).

PUF bazlı örnekleyiciler, kullanım kolaylığı, yüksek verimlilik ve farklı bölgelerde rahatlıkla konumlandırılabilme avantajları sunar. Uzun süreli ölçümler için uygun olup,

haftalar veya aylar süresince veri toplayabildiklerinden çeşitli araştırmalarda yaygın olarak tercih edilmektedir (Jaward vd., 2004).

PHÖ'ler, 1970'lerden bu yana atmosferdeki kirleticilerin örneklenmesi ve izlenmesi için geliştirilmiştir (Zhang, 2012). Ancak KOK'lara ilişkin Stokholm Sözleşmesinin yürürlüğe girdiği 2004 yılından bu yana, KOK'ların izlenmesi için PHÖ uygulamalarında çarpıcı bir artış görülmüştür (Şekil 10). Bu sözleşme, KOK'ların üretimi ve kullanımına yönelik küresel ölçekte bağlayıcı düzenlemeler getirmiştir. Atmosfer, KOK'ların dünya genelindeki taşınımında, karasal ve sucul ekosistemlerin besin zincirlerine girişinde kritik bir rol oynadığından, bu kirleticilerin atmosfere salımlarının azaltılması, Stokholm Sözleşmesi başta olmak üzere uluslararası çevre politikalarının temel hedeflerinden biri olmuştur. Stokholm Sözleşmesi uyarınca, taraf ülkelerden kirletici kaynaklarının envanterini çıkarmaları ve çevresel izleme yoluyla, Sözleşme'nin KOK'ların çevresel düzeylerini azaltma konusunda etkili olduğunu gösteren somut veriler sunmaları beklenmektedir (Harner vd., 2006).




**Şekil 10.** "Pasif Hava Örnekleyicisi" konusu üzerine yayınlanan çalışma sayısının 1982-2011 yılları arasındaki değişimleri (Web of Knowledge Results Analysis Tool)

Aktif örnekleyicilere kıyasla bahsedilen birçok avantajı sayesinde, özellikle son yıllarda KOK'ların mekansal ve zamansal değişimlerini incelemek için yaygın olarak tercih edilmektedir (Gouin vd., 2008; Harner vd., 2004).

## 2.5. Dünyada ve Türkiye'deki Yasal Mevzuat

Yasal açıdan değerlendirildiğinde, her bir bileşiğin sınır değerlerini ayrı ayrı belirlemek yerine, TEQ değeri esas alınarak limitler belirlenmiştir. Avrupa Birliği, gıda ve yemlerde dioksin ve benzeri bileşikler için TEQ cinsinden belirli sınır değerler oluşturmuştur. Örneğin, yağlar için 1,5 pg/g, süt ve süt ürünleri ile yumurta için ise 6 pg/g sınır değeri belirlenmiştir (Çizelge 4). Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ise dioksin ve benzeri bileşiklerin tolere edilebilir günlük alım miktarını 1-4 pg TEQ/kg olarak belirlemiştir (Arıkan vd., 2009, Foran vd., 2005).

Ülkemizde ise Avrupa Birliği'ne uyum süreci kapsamında çeşitli yasal düzenlemeler hayata geçirilmeye başlanmıştır. Türkiye'nin dioksin envanteri ilk olarak 2006 yılında yayımlanmış, ardından yeni veriler ve emisyon faktörleri göz önünde bulundurularak 2010 yılında güncellenmiştir (Anonim 1, 2014). Bunun yanı sıra, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı tarafından 17.05.2008 tarihinde yayımlanan "Gıdalardaki Kirleticilerin Maksimum Limitleri Hakkında Tebliğ" ile bazı kirleticiler için maksimum sınır değerleri belirlenmiş olup, bu düzenleme kapsamında PCDD/F limitleri de belirlenmiştir (Anonim 2, 2012).

Ek olarak 06.10.2010 tarihli ve 27721 sayılı "Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik" kapsamında baca gazı emisyon limit değerlerine ilişkin 11. Maddede "Yakılan atıkların tür ve miktarlarına (tesisin kapasitesine) bağlı olmaksızın, baca gazından çıkan dioksin ve furanların konsantrasyonları 0,1 ng/$Nm^3$ TE (toksisite eşdeğeri) sınır değerini aşamaz." ibaresi yer almaktadır. Yönetmelikte, toksisite eşdeğerlik faktörleri I-TEF cinsinden belirtilmiş olup, ayrıca çimento fabrikaları ve birlikte yakma yapan diğer tesisler için özel emisyon sınırları da tanımlanmıştır (Anonim 3, 2010).

**Çizelge 4.** Avrupa Birliği Direktiflerine göre besinlerde olabilecek maksimum Dioksin/Furan seviyesi (Commission Regulation EC (No) 199/2006)

| **Gıda** | **PCDD/F Maksimum Seviyesi (WHO-TEQ)** |
|---|---|
| Sığır, koyun | 3 pg/g yağ |
| Kümes hayvanları | 2 pg/g yağ |
| Balık eti ve balıkçılık ürünleri | 4 pg/g taze ağırlık |
| Süt ve süt ürünleri | 3 pg/g yağ |
| Yumurta ve yumurta ürünleri | 3 pg/g yağ |

## 2.6. Clausius-Clapeyron Eşitliği

Clausius-Clapeyron eşitliği, bir maddenin faz dengesi sırasında buhar basıncı ile sıcaklık arasındaki ilişkiyi matematiksel olarak ifade eden önemli bir termodinamik denklemlerdendir. Özellikle sıvı-buhar ve katı-buhar geçişleri sırasında kullanılan bu eşitlik, bir sistemdeki faz değişiminin nasıl gerçekleştiğinin anlaşılmasına yardımcı olur. Bu eşitlik, faz değişim süreçlerinde sistemin davranışını öngörmek ve termodinamik özelliklerini belirlemek için kritik bir araçtır. İlk olarak Rudolf Clausius ve Émile Clapeyron tarafından geliştirilen bu denklem, faz dengesi durumlarında basıncın sıcaklıkla nasıl değiştiğini gösterir ve faz değişimi sırasında gerekli olan gizli ısının hesaplanmasına da olanak tanır (Wania vd., 1998). Özellikle endüstriyel yaklaşımlarda, sistemlerin verimli çalışmasını sağlamak ve enerji kayıplarını minimize etmek amacıyla Clausius-Clapeyron denklemi temel bir analiz aracı olarak dikkate alınır.

Sonuç olarak, Clausius-Clapeyron eşitliği, faz geçiş süreçlerini anlamaya ve yönetmeye yardımcı olan güçlü bir matematiksel araçtır. Bu denklemin anlaşılması ve uygulanması, termodinamik analizlerin daha verimli yapılmasını sağlar, çeşitli bilimsel ve endüstriyel alanlarda kritik rol oynar. Faz değişimleriyle ilgili süreçlerin etkin bir şekilde yönetilmesi için bu denklem, mühendisler, bilim insanları ve çevre araştırmacıları tarafından sıkça kullanılmaktadır.

## 2.7. Principal Component Analysis – Temel Bileşen Analizi (TBA: PCA)

Olası kirletici kaynaklarını belirlemek amacıyla Temel Bileşen Analizi (TBA: PCA) kullanılmış ve çalışma SPSS Statistics programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu analizde, Kaiser normalizasyonu ve Varimax rotasyon tekniği kullanılmıştır (Çalışkan vd., 2020; Jolliffe, 2002). PCA, orijinal verilerin veri kümesindeki varyansları açıklayan azaltılmış bileşene dönüştürülmesini sağlayan çok değişkenli bir analiz yöntemidir (Agarwal vd., 2009). Bu yöntem, gözlemlenen veri modellerine katkıda bulunan faktörlerin veya kaynakların belirlenmesine yardımcı olarak incelenen olguya yönelik bilimsel çıkarımlar yapılmasına olanak tanır.

## 2.8. Kanser Riski Hesaplaması

Solunum yoluyla alınan günlük kronik PCDD/F dozunu hesaplamak için aşağıda bulunan formülasyon kullanılmaktadır (US EPA, 2011).

$$\text{CDI} = \frac{(CxHRxEDxEFxET)}{(ATxBW)} \quad (1)$$

Bu denklemde; CDI, C, HR, ED, EF, ET, AT ve BW sırasıyla; pg TEQ/(kg × gün) cinsinden kronik günlük alımını, PCDD/F konsantrasyonunu (pg WHO-TEQ/$m^3$), solunum hızını (yetişkin bireyler ve ilkokul-anaokulu çocukları için sırasıyla 20 $m^3$ /gün ve 7,6 $m^3$ /gün), maruziyet süresini (yetişkin bireyler, ilkokul çocukları ve okul öncesi çağındaki çocuklar için sırasıyla 30, 6 ve 3 yıl), maruziyet sıklığını (yetişkin bireyler için 350 gün/yıl, 190 gün/yıl ve 230 gün/yıl, sırasıyla ilkokul çocukları ve okul öncesi çağdaki çocuklar), maruz kalma süresini (24 saat/gün), 70 × 365 = 25.550 gün olarak hesaplanan ortalama süre ve vücut ağırlığını (yetişkin bireyler, ilkokul çocukları ve okul öncesi çağdaki çocuklar için sırasıyla 70 kg, 35 kg ve 18 kg) ifade etmektedir (Čupr vd., 2013; Yu vd., 2023).

Kanser riskini hesaplamak için aşağıda verilen 2 numaralı formül kullanılmaktadır (US EPA, 2011).

$$CR = CDIxCSF \quad (2)$$

Burada, CR boyutsuz kanser riskini temsil ederken, CSF kanser eğim faktörünü ($1.5 \times 10^5$ mg TEQ / [kg × day])$^{-1}$ ifade etmektedir (Yu vd., 2023).

# 3. MATERYAL ve YÖNTEM

## 3.1. Örnek Toplama Süreci

Türkiye'nin yüzölçümü bakımından 27. ve 3 milyonunun üzerinde nüfusu ile nüfus bakımından 4. büyük şehri olan Bursa, birçok sektörden (Tekstil, otomotiv, tarıma dayalı sanayi, gıda, mobilya, makine imalatı, raylı sistemler, havacılık) sanayi kuruluşuna ev sahipliği yapmasının yanı sıra tarihi mekânları ile turizm sektörü açısından da önemli bir yere sahiptir. Örnekler, şehir merkezine yakın ve trafik yoğunluğu fazla olan Ankara-İzmir karayolu güzergâhından alınmıştır (Şekil 11). Örnekleme, N 40°11′54″, E 29°02′55″ koordinatlarına sahip TÜBİTAK BUTAL (Bursa Test ve Analiz Laboratuvarı) Müdürlüğü bahçesinde gerçekleştirilmiştir. Ortam havasındaki PCDD/F konsantrasyonlarını belirlemek için PUF disk içeren üç adet PHÖ kullanılmıştır. Örnekleme dönemi 2022 yılının Haziran ayı ile 2023 yılının Haziran ayı arasındaki dört mevsimlik süreyi kapsamaktadır. Örneklerin alındığı bölgenin sıcaklık ($^0$ C), rüzgâr hızı (m/s), bağıl nem (%) gibi meteorolojik parametreleri T.C Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığına bağlı Meteoroloji Genel Müdürlüğü 3. Bölge Müdürlüğünden ve NASA Prediction Of Worldwide Energy Resources (POWER) | Data Access Viewer (DAV)'dan temin edilmiştir (Çizelge 5).




**Şekil 11.** Örnekleme alanı

**Çizelge 5.** Örnekleme süresi boyunca gözlemlenen hava durumu parametreleri

| Örnekleme Aralığı | Örnekleme Süresi (dk) | Sıcaklık*,a ($^0$ C) | Rüzgar Hızı*,b (h=10 m) (m/s) | Bağıl Nem*,b (%) | Rüzgar Yönü*,b (h=10 m) (derece) |
|---|---|---|---|---|---|
| 21.06-21.07.22 | 42926 | 21,31 | 3,97 | 65,91 | 84,48 |
| 21.07-22.08.22 | 46080 | 24,51 | 4,37 | 59,98 | 51,65 |
| 22.08-15.09.22 | 34530 | 22,54 | 3,03 | 65,21 | 122,69 |
| 15.09-15.10.22 | 43000 | 17,44 | 3,7 | 63,74 | 135,37 |
| 15.10-15.11.22 | 44640 | 12,64 | 3,35 | 66 | 95,60 |
| 15.11-19.12.22 | 49140 | 10,14 | 4,12 | 79,47 | 156,45 |
| 19.12.22-17.01.23 | 41580 | 5,60 | 3,02 | 75,28 | 150,79 |
| 17.01-15.02.23 | 41760 | 2,35 | 4,33 | 84,4 | 136,80 |
| 15.02-15.03.23 | 40380 | 8,09 | 3,89 | 75,13 | 180,35 |
| 15.03-15.04.23 | 44640 | 8,95 | 3,55 | 76,67 | 159,36 |
| 15.04-15.05.23 | 43200 | 12,44 | 3,29 | 71,33 | 139,23 |
| 15.05-15.06.23 | 44640 | 17,41 | 2,73 | 77,91 | 105,63 |
| 15.06-14.07.23 | 41980 | 22,96 | 2,98 | 62,86 | 141,44 |

*: Örnekleme boyunca belirlenen ortalama değerlerdir.

a: T.C Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı - Meteoroloji Genel Müdürlüğü 3. Bölge Müdürlüğü

b: Nasa/Power Ceres/Merra2 Native Resolution

### 3.2. Konsantrasyonların Hesaplanması

Kalıcı organik kirleticilerden olan PCDD/F'ların çeşitli çevresel ortamlardaki hareketi oktanol-hava dağılım katsayısı ($K_{OA}$) kullanılarak değerlendirilebilir. Bu katsayı, kirletici maddenin oktanoldeki konsantrasyonunun denge halindeki havadaki konsantrasyonuna oranını ifade eder. $K_{OA}$ değeri, aşağıda verilen denklem 1 kullanılarak hesaplanabilmektedir (Harner vd., 2013). Yine aynı denklemde belirtilen RTI, gaz kromatografisinde konjenerlere özgü alıkonma indeksini ifade etmektedir.

$$\log KOA = a' + b'(RTI) \quad (3)$$

Verilen denklemde, Grup 1 kirleticileri (1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, OCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, OCDD) için a′ ve b′ değerleri;

$$a' = \frac{1672}{T - 2{,}98} \quad (4a)$$

$b' = \frac{0.857}{T + (7 \times \mathrm{E}{-}5)}$ şeklinde bulunabilir. (4b)

Grup 2 kirleticileri (2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,7,8-PeCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD ve 1,2,3,7,8,9-HxCDD) için ise a′ ve b′ değerleri;

$$a' = \frac{986}{T + 0{,}55} \quad (4c)$$

$b' = \frac{1{,}714}{T - 0{,}0032}$ şeklinde hesaplanabilmektedir. (4d)

$\log K_{OA}$ değerlerinin bulunmasının ardından sırasıyla $\log K_{Puf\text{-}a}$, $K'_{puf\text{-}A}$ ve $V_{iair}$ değerleri denklem 2, 3 ve 4 kullanılarak hesaplanabilmektedir (Odabasi vd., 2006; Sanli vd., 2023);

$$\log KPuf\text{-}a = 0{,}6366 \times logKOA - 3{,}1774 \quad (5)$$

$$K'puf\text{-}A = Kpuf\text{-}A \times \rho \quad (6)$$

$$Viair = (K'puf\text{-}A) \times (VPUF) \times \{1\text{-}exp\,[-kA/(K'puf\text{-}A) \times (t \times APUF/VPUF)]\} \quad (7)$$

Verilen 4. denklemde $V_{PUF}$ ve $A_{PUF}$ PUF diskin hacmini ($2{,}0\times10^{-4}$ $m^3$) ve yüzey alanını ($3{,}65\times10^{-2}$ $m^2$), t örnekleme periyodunu (ortalama 30 gün), $k_A$ hava kütle transfer katsayısını (85 m/gün) ifade etmektedir (Hong vd., 2016).

Denklemlerden yararlanılarak hesaplamaların yapılmasının ardından pasif hava örnekleyiciler yardımıyla elde edilen kütle değerlerinin hesaplanan hacim değerlerine bölünmesiyle (Denklem 8) PCDD'ler ve PCDF'lar için ayrı ayrı konsantrasyon değerleri elde edilmiştir.

$$Cair = m / Vair \quad (8)$$

### 3.3. Analiz Prosedürü

Bu çalışmada incelenen örneklerin PCDD/F analizleri ve GC-HRMS ölçümleri, Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı'na bağlı, akredite bir laboratuvar olan Çevre Referans Laboratuvarı tarafından gerçekleştirilmiştir. Yapılan işlemler aşağıda özetlenmiştir:

Öncelikle, PUF'lar ön temizleme sürecinden geçirilmiştir. Bu işlem, toplam 48 saat süren Sokslet ekstraksiyonuyla yapılmıştır. 24 saat boyunca aseton/hekzan (ACE/HEX, 1:1) karışımı ile başlayan ve sonrasında 24 saat daha diklorometan/pertol eteri (DCM/PE, 1:1) karışımı kullanılarak devam eden bir temizleme sürecidir. Sokslet ekstraksiyon işleminin ardından, PUF diskleri kalan çözücülerden arındırılmak amacıyla yaklaşık 50 °C sıcaklıkta kurutulmuştur. Bu adımlar potansiyel kirleticileri ortadan kaldırarak PUF diskleri örnekleme ve analize hazırlamak için uygulanmıştır.

Toplanan örnekler Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı'na ait Çevre Referans Laboratuvarı'na (ÇRL) gönderilerek temizleme, fraksiyonlarına ayırma ve GC-HRMS okumaları geçekleştirilmiştir. ÇRL, dioksin ve furan ölçümleri konusunda akredite bir laboratuvardır.

Ekstraksiyona başlamadan önce şahit ve gerçek örneklere verim standartı eklenmiş olup OCDD ($^{13}C_{12}$, 99%), OCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,6,7,8-HxCDD ($^{13}C_{12}$, 99%), 2,3,4,6,7,8-HxCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,6,7,8-HxCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,4,7,8-HxCDD ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,4,7,8-HxCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), 1,2,3,7,8-PeCDD ($^{13}C_{12}$, 99%), 2,3,4,7,8-PeCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), 2,3,7,8-TCDD ($^{13}C_{12}$, 99%), and 2,3,7,8-TCDF ($^{13}C_{12}$, 99%), türlerini içermektedir. Geri kazanım verimleri %50 ile %120 arasında değişmiştir. Ayrıca, analizlere başlamadan önce gerçek ve şahit örneklere hacim düzeltme standartı da ilave edilmiştir. İlave edilen miktar 30 µL olup $^{13}C_{12}$-1,2,3,4-TCDD ve $^{13}C_{12}$-1,2,3,7,8,9-HxCDD türlerinden oluşmuştur.

Pasif örnekleme sonrasında toplanan numunelerin ekstrakte edilmesi için basınçlı sıvı

ekstraksiyon (PLE) sistemi kullanılmıştır. Solvent olarak DCM/HEX (1:1) karışımı tercih edilmiştir. Numuneler HidroMatriks ile karıştırılarak, alt ve üst bölümlerinde sodyum sülfat ($Na_2SO_4$) bulunacak şekilde ekstraksiyon hücresine koyulmuş, iki filtrasyon uç bağlantı parçası ile kapatılmıştır. Daha sonra işleme alınan numuneler, azot gazı yardımıyla 0,5 mL'ye kadar buharlaştırılmıştır. Ardından numuneler, üç tekrarda 5 mL hekzan kullanılarak bir yıkama aşamasından geçirilmiştir. Daha sonra numune hacmi tekrar 0,5 mL'ye düşürülmüştür (Güleğen vd., 2024; Noori vd., 2024).

Numunelerin temizleme aşaması, PLE Temizleme cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Öncesinde, numuneler ultrasonik temizleme işlemine tabi tutulmuş ve bu süreçte üç döngü boyunca 1 mL HEX ile işlem görerek nihai olarak 12 mL'lik bir hacme ulaşmıştır. PLE temizleme sistemi, beş farklı çözücü karışımını içeren ayrı hatlar kullanılarak çalıştırılmıştır: Hat 1 %100 HEX, Hat 2 %98 HEX ve %2 DCM, Hat 3 %50 DCM ve %50 HEX karışımı, Hat 4 %50 etil asetat (EtAc) ve %50 benzen karışımı ve Hat 5 yalnızca toluen içermektedir. Bu hatlar yardımıyla temizleme işlemi başarıyla tamamlanmıştır. Bu aşamada numune önce silika jel AP-145 kitinden, ardından alümina LP-121 kitinden ve son olarak da karbon CP-120 kitinden geçirilmiştir. Karbon adsorban üzerinde tutulan PCDD/F'lar, toluen kullanılarak ayrı bir kaba aktarılmıştır. Temizleme işlemi tamamlandıktan sonra, numuneler üç kez 5 mL HEX ile yıkanmış ve ardından azot gazı ile kurutulmuştur. Buharlaştırma işleminin ardından numuneler, GC-HRMS cihazında analiz edilmeye hazır hale getirilmiştir.

PCDD/F analizleri Agilent GC-HRMS cihazı ile yapılmış olup, öncesinde doğrusallığı sağlamak amacıyla kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Kalibrasyon eğrisi, beş farklı seviye noktasından oluşturulmuştur: 0,5, 2, 10, 40 ve 200 pg/mL. Her bir bileşen için $r^2$ değerlerinin 0,99'dan büyük olduğu belirlenerek kalibrasyonun doğruluğu ve güvenilirliği onaylanmıştır. Numunelerin analizi sırasında, cihazın performansı, toplanan verilerle birlikte orta seviyede kalibrasyon standardı (CS3) kullanılarak doğrulanmıştır. Her numune 1 µL enjekte edilerek cihaza verilmiştir. Analiz, 25 psi sabit basınçta tutulan taşıyıcı olarak helyum gazı (%99,999 saflıkta) ile bir Agilent DB5-MS kapiler kolon (60 m × 0,25 mm × 0,25 µm) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Enjektör bölünmemiş modda çalışmış, 280°C sıcaklığa ayarlanmış ve numunenin düzgün bir şekilde girmesini

sağlamak için 2 dakika boyunca yıkanmıştır. Fırın önce 110 °C'ye ısıtılmış, ardından 220 °C'ye ulaşana kadar her dakika 15 °C'lik bir sıcaklık artışı yapılmış ve bu sıcaklık 10,67 dakika süreyle sabit tutulmuştur. Bunu takiben, fırın sıcaklığı her dakika 1,5 °C artırılarak 240 °C'ye çıkarılmış ve bu sıcaklık 2 dakika boyunca korunmuştur. Son olarak, fırın sıcaklığı dakikada 4 °C artırılarak 310 °C'ye getirilmiştir.

### 3.4. Kalite Doğrulama ve Kontrol

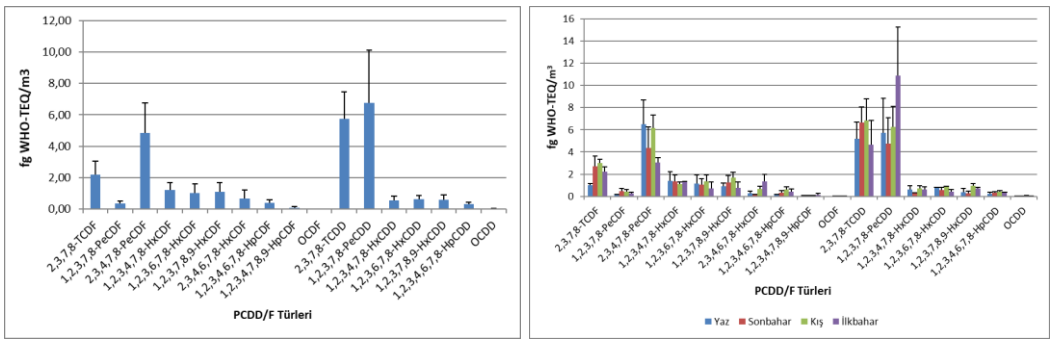
İlk örneğin alındığı aşamadan örnekleme prosedürünün tamamlanmasına kadar tüm örnekleme süreci boyunca potansiyel kirlenmeyi değerlendirmek amacıyla şahit numuneler kullanılmıştır (Karaca ve Taşdemir, 2013; Güleğen vd., 2025). PUF diski, örnekleme işlemi sırasında güvenli bir şekilde kapalı bir kapta taşınmış, hava ile teması engellenmiş ve alüminyum folyo ile sarılmıştır. Örnekleme sahasına ulaşıldığında, birkaç dakika süreyle örnekleyiciye yerleştirilmiş ve sonra oradan alınarak alüminyum folyo ile sarılarak, analiz için kapalı bir kapta laboratuvara geri taşınmıştır. Ayrıca, PUF diski için beş tane şahit numunesi hazırlanmış ve hem bu şahit numuneleri hem de sahadan elde edilen numuneler, aynı metodolojik yöntemlerle analiz edilmiştir.

Cihaz tespit limiti (IDL), minimum kalibrasyon standardının 3 sinyal-gürültü oranına karşılık gelen pik alanı analiz edilerek belirlenmiştir. Enjeksiyon hacmi 1 μL olarak kullanıldığında, toplam PCDD/F'lar ($\sum_{17}$PCDD/F) için IDL değeri 0,35 pg olarak hesaplanmıştır. Tüm PCDD/F bileşenleri için tespit limiti (LOD) belirlenmiştir. LOD, şahit numunesinin ortalama kütlesine üç standart sapma eklenerek belirlenmiştir. Yalnızca LOD değerini aşan PCDD/F verileri çalışmaya dâhil edilmiştir. Potansiyel arka plan kirlenmesini hesaba katmak amacıyla, şahit numunesinin ortalama miktarı, numune konsantrasyonlarından çıkarılmıştır. PUF numuneleri için LOD değerleri 0,54 ile 4,04 pg arasında değişmektedir. PCDD/F bileşenleri için geri kazanım oranları %50 ile %120 arasında bulunmuş ve bu sonuçlar standart yöntemde belirtilen kriterlerle uyumlu bulunmuştur (Melymuk vd., 2016).

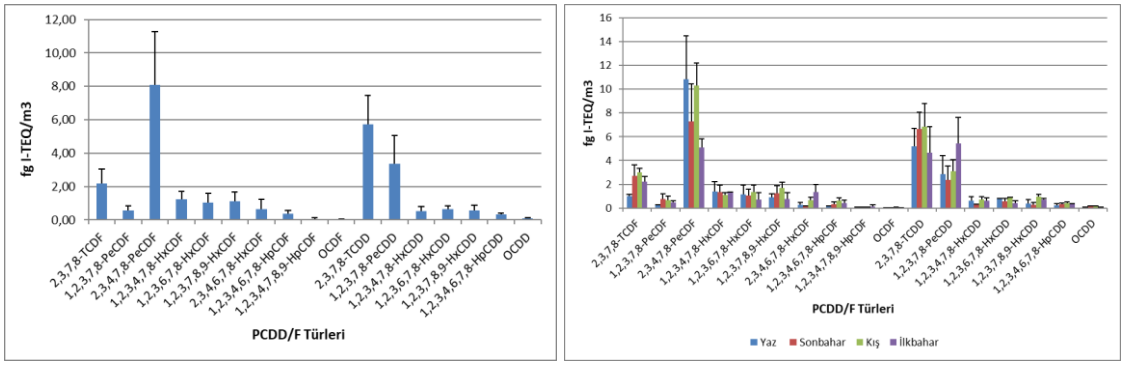
# 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

## 4.1. PCDD/F'ların Atmosferdeki Dağılımı

Bu çalışmada, pasif hava örnekleyiciler (PHÖ'ler) ile aylık bazda toplanan örnekler değerlendirilmiştir. Yapılan hesaplamalar sonucunda, aylık WHO-TEQ değerlerinin 17,2 ile 32,7 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değiştiği tespit edilmiştir. Örnekleme dönemi boyunca ortalama WHO-TEQ konsantrasyonları 26,4 ± 4,94 fg WHO-TEQ/$m^3$ olarak bulunmuştur. PCDD/F türlerine göre ortalama WHO-TEQ/$m^3$ değerlerinin dağılımı ve bu değerlerin mevsimsel dağılımları da hesaplanmış ve Şekil 12'de verilmiştir. Ayrıca, I-TEF değerleri kullanılarak yapılan hesaplamalar sonucunda, ortalama I-TEQ değerlerinin 17,8 ile 35,0 fg I-TEQ/$m^3$ arasında değiştiği bulunmuş olup, bu dönemde ölçülen ortalama I-TEQ konsantrasyonu 26,6 ± 5,29 fg I-TEQ/$m^3$ olarak hesaplanmıştır. Benzer şekilde PCDD/F türlerine göre ortalama I-TEQ/$m^3$ değerlerinin dağılımı ve bu değerlerin mevsimsel dağılımları da hesaplanmış ve Şekil 13'de verilmiştir. Örneklerdeki aylık minimum ve maksimum $\sum_{17}$PCDD/F konsantrasyonlarının sırasıyla 175 fg/$m^3$ (Temmuz-Ağustos) ve 535 fg/$m^3$ (Aralık-Ocak) olduğu belirlenmiştir (Şekil 14). Ortalama $\sum_{17}$PCDD/F konsantrasyon değeri ise 340 ± 101 fg/$m^3$ olarak hesaplanmıştır.

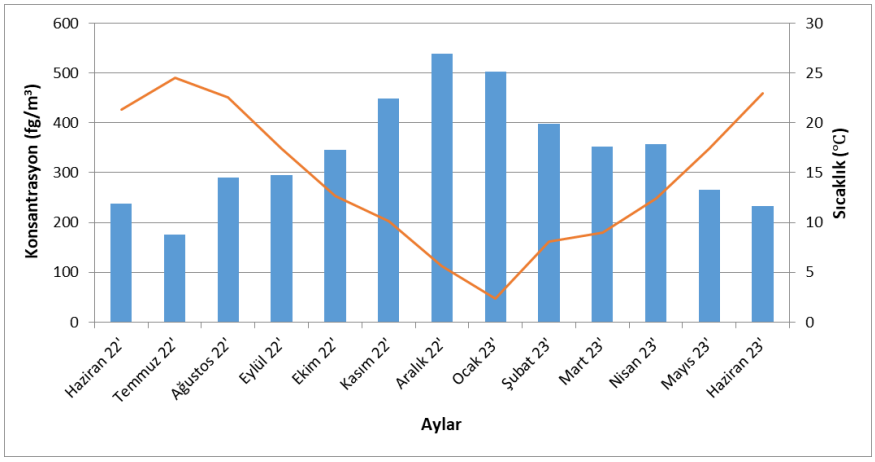



**Şekil 12.** Türlere göre ortalama WHO-TEQ/$m^3$ değerlerinin dağılımı ve bu değerlerin mevsimsel dağılımları




**Şekil 13.** Türlere göre ortalama I-TEQ/$m^3$ değerlerinin dağılımı ve bu değerlerin mevsimsel dağılımları

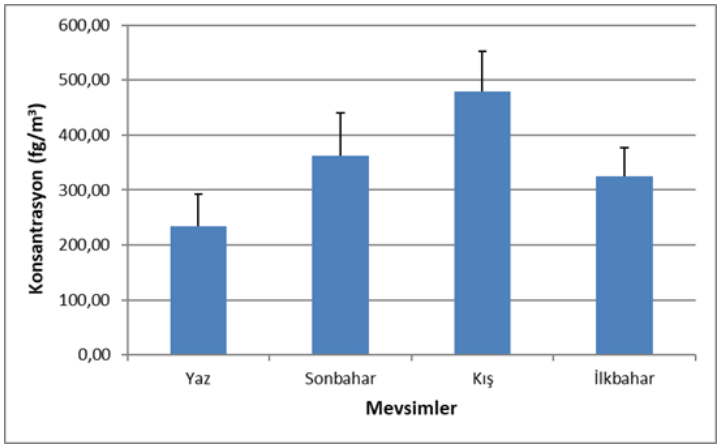
Örnekleme dönemi boyunca ortalama toplam PCDD ($\sum_7$PCDD) konsantrasyonu 167 ± 60 fg/$m^3$ iken, ortalama toplam PCDF ($\sum_{10}$PCDF) konsantrasyonu 174 ± 57 fg/$m^3$ olmuştur. Örnekleme dönemi boyunca ortalama toplam PCDD ($\sum_7$PCDD) konsantrasyonunun ortalama toplam PCDF ($\sum_{10}$PCDF) konsantrasyonuna oranı 0,96 olarak hesaplanmıştır. Bu oran, PCDD/F'ların oluşum mekanizması hakkında önemli bilgiler sağlayabilmektedir. Lohmann vd. (1999) göre, ∑PCDD'nin ∑PCDF'ye oranı, bu bileşiklerin hem oluşum sürecine hem de bozunma mekanizmasına olan uzaklığın bir göstergesi olarak kabul edilmektedir. Örnekleme yeri, oluşum kaynağından uzak olduğunda PCDD'lerin etkisinin daha baskın hale geldiğini, örnekleme yerinin oluşum kaynağına daha yakın olduğu durumda ise PCDF'ların etkisinin daha baskın olduğunu öne sürmüşlerdir. Bunun nedeni PCDD'lerin PCDF'lara kıyasla bozunmaya daha dirençli olmasıdır (Kwok vd., 1995). Bu çalışmada, ortalama konsantrasyonların oranı incelendiğinde, PCDF'lerin PCDD'lara kıyasla az da olsa büyük olduğu görülmektedir. Bunun yanı sıra, ∑PCDF'lerin ∑PCDD'lara belirgin şekilde baskın olmamasının farklı nedenleri de olabilir. Örneğin, örnekleme bölgesine ulaşan araç emisyonlarından farklı PCDD/F emisyonları vardır.




**Şekil 14.** Aylık toplam PCDD/F konsantrasyonları ($fg/m^3$)

En yüksek ortalama konsantrasyonları gösteren konjenerler sırasıyla OCDD, OCDF ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF olarak tespit edilmiştir. Bu durumların araç emisyonlarından kaynaklandığı tahmin edilmektedir (Jang vd., 2020; Kim vd., 2021).

Atmosferik konsantrasyonlar, emisyonların yanısıra meteorolojik parametrelerden de etkilenmektedirler. Bu nedenle, konsantrasyon değerleri ile sıcaklık, bağıl nem ve rüzgar hızı gibi meteorolojik faktörler arasındaki ilişkiyi incelemek amacıyla bir analiz gerçekleştirilmiştir. Yapılan hesaplamalar sonucunda, konsantrasyon değerleri ile sıcaklık arasında ters yönlü ve anlamlı bir ilişki olduğu belirlenmiştir ($r= -0,928$, $p<0,05$). Bununla birlikte, bağıl nem ile konsantrasyon değerleri arasındaki korelasyonun anlamlı ve pozitif olduğu görülmüştür ($r= 0,765$, $p<0,05$). Bağıl nem ile sıcaklık genellikle ters orantılı olduğu için bu sonuç beklenen bir durum olarak değerlendirilmiştir. Genellikle sıcaklıktaki düşüşe bağlı olarak yağış oranı yükselir. Bu durum PCDD/F konsantrasyonlarını etkiler (Şekil 15). Konsantrasyonların sıcaklık ile bağlantısı detaylı olarak "PCDD/F Konsantrasyonlarının Mevsimsel Değişimleri" başlığı altında ele alınmıştır.




**Şekil 15.** Mevsimsel ortalama PCDD/F konsantrasyonları (fg/m$^3$)

## 4.2. Diğer Çalışmalarla Karşılaştırma

PCDD/F'ların atmosferik konsantrasyonları düşük olduğu için pasif örnekleme yöntemi kullanılarak yapılan çalışmalar ve elde edilen veriler, aktif hava örnekleyiciler kullanılarak yapılan çalışmalara kıyasla daha sınırlıdır. PHÖ'ler kullanılarak yapılan çalışmalar incelendiğinde, bu çalışmadakine benzer çeşitli bulguların rapor edildiği görülmektedir. Örneğin, Muñoz-Arnanz vd. (2018), 2009-2015 yılları arasında İspanya'daki kentsel bir bölgede yürüttükleri araştırmada 2,1 ile 22 fg WHO-TEQ/m$^3$ arasında değişen konsantrasyonlar tespit etmişlerdir. Hu vd. (2019), 2015 yılında Tibet'te bir sanayi bölgesi yakınında yaptıkları çalışmada PCDD/F konsantrasyonlarının 113 ile 242 fg WHO-TEQ/m$^3$ aralığında olduğunu belirlemişlerdir. Van Drooge vd. (2021), İspanya'nın Barselona şehrinde yürüttükleri araştırmada 3,8 ile 36,5 fg WHO-TEQ/m$^3$ arasında değişen değerler kaydetmişlerdir. Tian vd. (2015), 2013 yılında Çin'in Şangay kentinde gerçekleştirdikleri çalışmada 10,8 ile 259 fg WHO-TEQ/m$^3$ arasında değişen konsantrasyonlar rapor etmişlerdir. Vilavert vd. (2014), 2010-2011 yılları arasında İspanya'nın Katalonya bölgesindeki kentsel bir alanda yürüttükleri çalışmada 7,3 ile 42,2 fg WHO-TEQ/m$^3$ arasında değerler gözlemlemişlerdir. Son olarak, Yoonki vd. (2014), Güney Kore'nin Seul kentinde hem kentsel hem de endüstriyel etkilerin görüldüğü bir bölgede gerçekleştirdikleri çalışmada 34,9-231,4 fg WHO-TEQ/m$^3$ arasında değişen konsantrasyonlar tespit etmişlerdir.

Kentsel alanlarda gerçekleştirilen ve bu çalışmayla benzerlik gösteren çalışmalar incelendiğinde, farklı bölgelerde çeşitli PCDD/F konsantrasyonlarının rapor edildiği görülmektedir. Örneğin, López vd. (2021), 2019 yılında İspanya'nın Valensiya bölgesinde yaptıkları çalışmada PCDD/F konsantrasyonlarının 9,26 ile 13,71 fg WHO-TEQ/$m^3$ aralığında olduğunu bildirmişlerdir. Trinh vd. (2018), 2016-2017 yılları arasında Vietnam'da yürüttükleri çalışmada 85 ile 565 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değişen değerler tespit etmişlerdir. Muñoz-Arnanz ve arkadaşları (2015), 2009-2015 yılları arasında İspanya'da gerçekleştirdikleri araştırmada 2,1-22 fg WHO-TEQ/$m^3$ seviyelerinde ölçümler yapmışlardır. Benzer şekilde, Schuster vd. (2015), 2011-2013 yılları arasında Güney Amerika'daki çeşitli ülkelerde yürüttükleri çalışmada PCDD/F konsantrasyonlarının 4 ile 30 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değiştiğini rapor etmişlerdir. Son olarak, van Drooge vd. (2021), İspanya'nın Barselona kentinde yaptıkları araştırmada 3,8-36,5 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değişen konsantrasyonlar gözlemlemişlerdir.

Ayrıca, trafik ve endüstriyel kaynaklarla ilgili yapılan çalışmalar incelendiğinde, farklı bölgelerde geniş bir aralıkta PCDD/F konsantrasyonlarının rapor edildiği görülmektedir. Hu vd. (2019), Tibet'te endüstriyel bir bölgeye yakın bir noktada 2015 yılında gerçekleştirdikleri araştırmada PCDD/F konsantrasyonlarının 113 ile 242 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değiştiğini bildirmişlerdir. Van Drooge vd. (2021), İspanya'nın Barselona kentinde trafik yoğunluğunun yüksek olduğu bir bölgede 2018-2019 yılları arasında yürüttükleri çalışmada 3,7-19 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değerler tespit etmişlerdir. Santa-Marina vd. (2023), İspanya'nın Gipuzkoa kentinde, endüstriyel faaliyetlerin yoğun olduğu bir bölgede 2017-2020 yılları arasında gerçekleştirdikleri araştırmada 1,33-43,12 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değişen konsantrasyonlar belirlemişlerdir. Die vd. (2015) ise Çin'de yaptıkları araştırmada 9,28-473 fg WHO-TEQ/$m^3$ seviyelerinde ölçümler kaydetmişlerdir.

Aynı bölgede ve aynı tarihlerde gerçekleştirilen, hem aktif hem de pasif hava örnekleme yöntemlerinin kullanıldığı çalışmalar da literatürde yer almaktadır. Mari vd. (2008), İspanya'nın Barselona kentinde 2005 yılında kentsel bir bölgede yaptıkları araştırmada, aktif hava örnekleyici ile 10,9-38,7 fg WHO-TEQ/$m^3$, pasif hava örnekleyici ile ise 11,1-

20 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değişen konsantrasyonlar tespit etmişlerdir. Benzer şekilde, Cortés vd. (2014), Kolombiya'nın Manizales kentinde 2012-2013 yılları arasında yürüttükleri çalışmada, aktif hava örnekleyici ile 4,4-72,1 fg WHO-TEQ/$m^3$, pasif hava örnekleyici ile yapılan çalışma sonucunda ise 3,5-13,1 fg WHOTEQ/$m^3$ değerlerini bildirmişlerdir. Türkiye'de ise Güleğen vd. (2024), bu çalışmaya benzer şekilde, Bursa'da 2022-2023 yılları arasında aktif hava örnekleyici kullanarak yaptıkları araştırmada 30,34-59,50 fg WHO-TEQ/$m^3$ aralığında konsantrasyonlar bildirmişlerdir.

Bu veriler doğrultusunda, aktif hava örnekleyiciler ile yapılan çalışmalarda, pasif hava örnekleyicilerle gerçekleştirilen ölçümlere kıyasla daha yüksek konsantrasyon değerleri elde edildiği söylenebilir. Bunun temel nedeni, aktif örnekleme ile ölçülen toplam PCDD/F konsantrasyonlarının büyük bir bölümünü HpCDD/F ve OCDD/F gibi yüksek klorlu türlerin oluşturmasıdır. Bu türler, yüksek oranda partikül fazında dağılım göstermektedir. Pasif örnekleme ile elden edilen sonuçlar genelde gaz fazı ile ilgili olduğu için bu türlerin konsantrasyon değerini aktif örnekleme kadar arttırmadığı görülmüştür. Bu durumun da aktif örnekleme ile ölçülen konsantrasyon değerlerinin pasif örnekleme ile ölçülen sonuçlara göre yüksek çıkmasına neden olmuştur. Sadece gaz fazların ele alındığı aktif hava örnekleyiciler kullanılarak yapılan çalışmalar incelendiğinde, van Drooge vd. (2021), İspanya'nın Barselona kentinde yaptıkları araştırmada 3,8-36,5 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değişen PCDD/F konsantrasyon değerlerini, Menichini vd. (2007), İtalya'nın Roma kentinde kentsel alanda yaptıkları çalışmada 65,4 fg WHO-TEQ/$m^3$ konsantrasyon değerini ve Bogdal vd. (2014), İsviçre'nin Zürih kentinde kentsel alanda yaptıkları çalışmada 32-190 fg WHO-TEQ/$m^3$ arasında değişen konsantrasyon değerlerini bildirmişlerdir. Söz konusu araştırmalar, aktif hava örnekleme yöntemiyle belirlenen gaz fazı konsantrasyonlarının, pasif örnekleme yöntemi ile gerçekleştirilen ölçümlere oranla daha yüksek seviyelerde gerçekleştiğini göstermektedir.

Literatürde, bu çalışmayla karşılaştırıldığında hem daha düşük hem de daha yüksek konsantrasyon değerleri rapor eden araştırmalar mevcuttur. Bu farklılıklar örneklemelerin alındığı bölgenin kaynaklara olan mesafeleri ile ilgili yani sanayi kuruluşlarına olan mesafeleriyle ve yollardaki trafik yoğunluğuna bağlı olarak değişim göstermiş olabilir. Genel olarak, endüstriyel bölgelerin yakınında gerçekleştirilen çalışmalarda, bu

araştırmaya kıyasla daha yüksek konsantrasyonlar tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada incelenen bölgenin endüstriyel etkisinin söz konusu araştırmalardaki kadar belirgin olmadığı görülmektedir. Bunun yanı sıra, meteorolojik koşulların da ölçülen konsantrasyon seviyeleri üzerinde etkili olabileceği düşünülmektedir. Bu bölümde ele alınan çalışmaların bulguları, Çizelge 6'da özetlenmiştir.

**Çizelge 6.** Farklı çalışmalarda bildirilen toplam PCDD/F konsantrasyonları

| Konum | Alan Türü | Örnekleme Türü | Yıl | Toplam TEQ Konsantrasyonu (fg WHOTEQ/m³) | Referans |
|---|---|---|---|---|---|
| Çin (Tibet) | Endüstriyel | Pasif | 2015 | 113-242 | Hu vd. (2019) |
| İspanya (Gipuzkoa) | Endüstriyel | Aktif | 2017-2020 | 1,33-43,12 | Santa Marina vd. (2023) |
| Çin (Şangay) | Endüstriyel | Aktif | 2013 | 9,28- 473 | Die vd. (2015) |
| Kuzey Vietnam | Endüstriyel | Aktif | 2015 | 1685 | Nguyen Thi vd. (2019) |
| İspanya (Valensiya) | Endüstriyel | Aktif | 2019 | 3,10-9,60 | Lopez vd. (2021) |
| İtalya (Brescia) | Endüstriyel | Aktif | 2012 | 1-190 | Colombo vd. (2013) |
| İspanya (Barselona) | Trafik | Pasif | 2018-2019 | 3,7-19 | van drooge vd. (2021) |
| Vietnam (Ho Chi Minh) | Kentsel | Aktif | 2016-2017 | 85-565 | Trinh vd. (2018) |
| İspanya | Kentsel | Pasif | 2009-2015 | 2,1-22 | Muñoz-Arnanz vd. (2018) |
| Güney Amerika (Farklı Ülkeler) | Kentsel | Aktif | 2011-2013 | 4-30 | Schuster vd. (2015) |
| İsviçre (Zürih) | Kentsel | Aktif | 2010-2011 | 32-190 | Bogdal vd. (2014) |
| Portekiz (Porto) | Kentsel | Aktif | 2001-2014 | 8,2-904,4 | Coutinho vd. (2015) |
| İspanya (Katalunya) | Kentsel | Aktif | 2005-2015 | 3-126 | Parera vd. (2018) |
| Çin | Kentsel | Aktif | 2014-2016 | 20-67 | Tang vd. (2017) |
| İspanya (Barselona) | Kentsel | Aktif | 2014 | 18-41 | Domingo vd. (2015) |
| İtalya (Trieste) | Kentsel | Aktif | 2012 | 5,04-33,12 | Mosca vd. (2012) |
| İtalya (Roma) | Kentsel | Aktif | 2000-2001 | 65,4 | Menichini vd. (2007) |
| İspanya (Valensiya) | Kentsel | Aktif | 2019 | 9,26-13,71 | Lopez vd. (2021) |
| Çin (Şangay) | Kentsel | Pasif | 2013 | 10,8-259 | Tian vd. (2015) |
| İspanya (Katalunya) | Kentsel | Pasif | 2010-2011 | 7,3-42,2 | Vilavert vd. (2014) |
| Güney Kore (Seul) | Kentsel-Endüstriyel | Pasif | 2011-2013 | 34,9-231,4 | Min vd. (2014) |
| İspanya (Barselona) | Kentsel | Aktif | 2005 | 11,1-20 | Mari vd. (2008) |
| Kolombiya (Manizales) | Kentsel | Aktif | 2012-2013 | 3,5-13,1 | Cortes vd. (2014) |
| Türkiye (Bursa) | Kentsel-Trafik | Aktif | 2022-2023 | 30,34–59,50 | Gülegen vd. (2024) |

### 4.3. PCDD/F'ların Tür Profili

Her bir dioksin ve furan için genel ortalama konsantrasyon değerleri ayrı ayrı hesaplanmıştır. Aylık ortalama konsantrasyon değerleri incelendiğinde, türlerin konsantrasyon değerlerinin 105,05±49,59 fg/$m^3$ (OCDD) ile 5,34±2,79 fg/$m^3$ (1,2,3,4,7,8-HxCDD) arasında değiştiği görülmüştür. OCDD'den sonra en yüksek ortalama konsantrasyona sahip türler sırasıyla OCDF (40,37±16,81 fg/$m^3$), 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF (37,22±21,70 fg/$m^3$) ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD (32,58±10,23 fg/$m^3$) olarak belirlenmiştir.

Toplam PCDD/F konsantrasyonunun %30,80'ini oluşturan OCDD, toplam konsantrasyona en büyük katkıyı sağlayan bileşik olmuştur. OCDD, özellikle yakma tesisleri ve motorlu taşıtlardan kaynaklanan emisyonlarda önemli bir gösterge tür olarak kabul edilmektedir (Kim ve ark., 2021; Yoshida ve ark., 2001). Ayrıca, trafiğin yoğun olduğu bölgelerde yapılan çalışmalar incelendiğinde, bu araştırmada gözlemlenen tür profilleriyle benzer bulgular rapor edilmiştir (Van Drooge vd., 2021; Muñoz-Arnanz vd., 2018; Tang vd., 2017).

Toksisite açısından değerlendirme yapıldığında, aylık fg WHO-TEQ/$m^3$ konsantrasyonlarına göre en yüksek etkiye sahip türler sırasıyla; 1,2,3,7,8-PeCDD (87,74 fg WHOTEQ/$m^3$, %25,54), 2,3,7,8-TCDD (74,58 fg WHOTEQ/$m^3$, %21,71) ve 2,3,4,7,8-PeCDF (63,08 fg WHOTEQ/$m^3$, %18,37) olarak belirlenmiştir. Öte yandan, toksisiteye en düşük katkıyı sağlayan türler ise sırasıyla; OCDF (0,16 fg WHOTEQ/$m^3$, %0,05), OCDD (0,41 fg WHOTEQ/$m^3$, %0,12) ve 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF (0,94 fg WHOTEQ/$m^3$, %0,27) olarak bulunmuştur. 1,2,3,7,8-PeCDD'nin temel kaynakları arasında zirai kimyasallar ve araç egzozu yer alırken, 2,3,7,8-TCDD türü genellikle yakma süreçlerinden, 2,3,4,7,8-PeCDF ise araç emisyonlarından kaynaklanmaktadır (Bock vd., 2021; Ngo vd. 2020).

Fadel vd. (2023) tarafından Doğu Akdeniz'de bir sanayi bölgesi yakınlarında yapılan çalışmada TEQ'ya en yüksek katkı veren türün 2,3,4,7,8-PeCDF (%24) olduğu, Lopez vd. (2021) ve Barbas vd. (2018) tarafından kentsel alanlarda yapılan çalışmalarda da TEQ

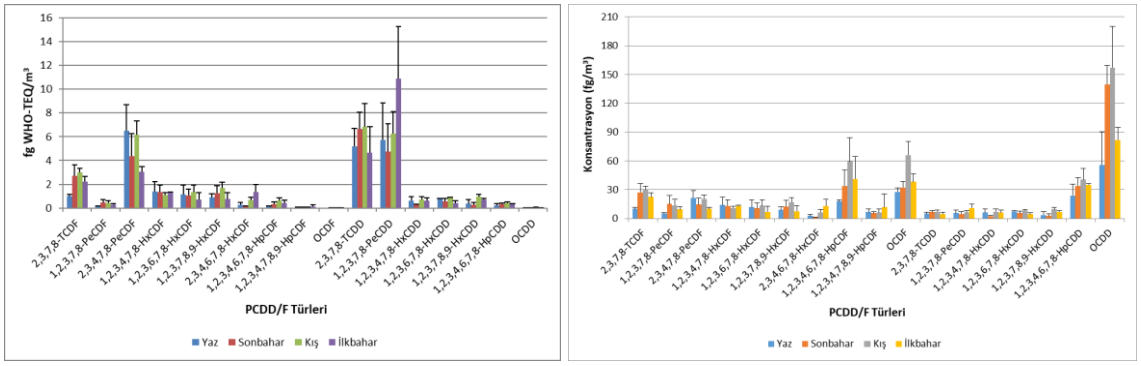
değerine en çok katkı sağlayan türlerin 2,3,4,7,8-PeCDF ve 1,2,3,7,8-PeCDD olduğu belirtilmiştir. Ayrıca bu çalışmalara ek olarak Deng vd. (2020) Çin'in Şangay kentinde yaptıkları çalışmada TEQ değerine en yüksek katkıyı veren türün 2,3,4,7,8-PeCDF (%38,9) olduğunu ve yine benzer şekilde Santa-Marina vd. (2023), İspanya'da Gipuzkoa bölgesinde yaptıkları çalışmada TEQ değerine en çok katkıyı yapan türün 1,2,3,7,8-PeCDD (%20) ve 2,3,4,7,8-PeCDF (%20) olduğunu belirtmişlerdir.

İncelenen 17 bileşiğin homolog profilleri değerlendirildiğinde, toplam konsantrasyona farklı klor seviyelerine sahip grupların katkıları şu şekilde bulunmuştur: TCDD/F'ler (4 klorlu homolog grup) %8,02, PeCDD/F'ler (5 klorlu homolog grup) %9,94, HxCDD/F'ler (6 klorlu homolog grup) %16,9, HpCDD/F'ler (7 klorlu homolog grup) %22,55 ve OCDD/F'ler (8 klorlu homolog grup) %42,59.

### 4.4. PCDD/F Konsantrasyonlarının Mevsimsel Değişimleri

PCDD/F konsantrasyonlarının mevsimsel değişimleri Şekil 16'da sunulmaktadır. Yapılan ölçümler sonucunda, en düşük ortalama mevsimsel PCDD/F konsantrasyonu yaz aylarında 234,79 ± 57,57 fg/m$^3$ olarak tespit edilmiştir. Sonbahar ve kış aylarında bu değerler sırasıyla 363,07 ± 77,99 fg/m$^3$ ve 479,88 ± 73,20 fg/m$^3$ olarak hesaplanırken, ilkbaharda 324,66 ± 51,87 fg/m$^3$ seviyesinde bulunmuştur. Elde edilen veriler, en yüksek ortalama PCDD/F konsantrasyonunun kış mevsiminde saptandığını göstermektedir. Bu durum, kış aylarında konutlarda ısınma amaçlı kullanılan yakıtların neden olduğu emisyonlar ve atmosferik koşulların olumsuz etkileri (düşük karışım yüksekliği, güneş ışığının zayıflığı gibi) ile açıklanabilir (Venier vd., 2009; Güleğen vd., 2024). PCDD/F türlerinin dağılımı incelendiğinde, OCDD, OCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD'nin en baskın türler olduğu görülmektedir. Bu türlerin kış mevsiminde, yaz aylarına kıyasla çok daha yüksek konsantrasyon seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. Bahsi geçen türler, konsantrasyonlarında mevsimsel olarak yüksek değişim göstermişlerdir. Mevsimsel değişimlerin belirgin olduğu türlerden biri olan OCDD, kış aylarında 156,99 fg/m$^3$, yaz aylarında ise 56,02 fg/m$^3$ olarak ölçülmüştür. Bu artışın, OCDD'nin büyük ölçüde araç emisyonlarından kaynaklanması ve kış aylarında daha

fazla PCDD/F salınımına neden olan trafik yoğunluğunun artmasıyla ilişkili olabileceği düşünülmektedir.




**Şekil 16.** (a) PCDD/F türlerinin ortalama WHO-TEQ konsantrasyonlarının mevsimsel dağılımı (fg WHO TEQ/$m^3$) (b) Örnekleme dönemi boyunca PCDD/F türlerinin ortalama konsantrasyonlarının mevsimsel dağılımı (fg/$m^3$)

Bu çalışmaya benzer şekilde, literatürde kış aylarında PCDD/F konsantrasyonlarının daha yüksek olduğunu rapor eden birçok araştırma bulunmaktadır (Mila vd., 2022; Muñoz-Arnanz vd., 2018; Yan vd., 2019; van Drooge vd., 2020). Kış mevsiminde bu artışın sebeplerinden biri de araç emisyonları olabilir. Örnekleme yapılan bölge, trafik yoğunluğunun fazla olduğu bir konumda yer almakta ve sürekli olarak araç kaynaklı emisyonlara maruz kalmaktadır. Yaz aylarında ise çalışanların tatil yapması ve okulların kapanması nedeniyle bölgedeki trafik yoğunluğu görece azalmakta, dolayısıyla araç emisyonları da düşmektedir. Bunun yanı sıra, hava sıcaklığının düşmesiyle birlikte araç egzozundan salınan hidrokarbon ve karbonmonoksit emisyonlarında artış meydana gelmekte ve bu durum, klor, uçucu kül ve metallerin oluşumunu da artırmaktadır (Deng vd., 2011).

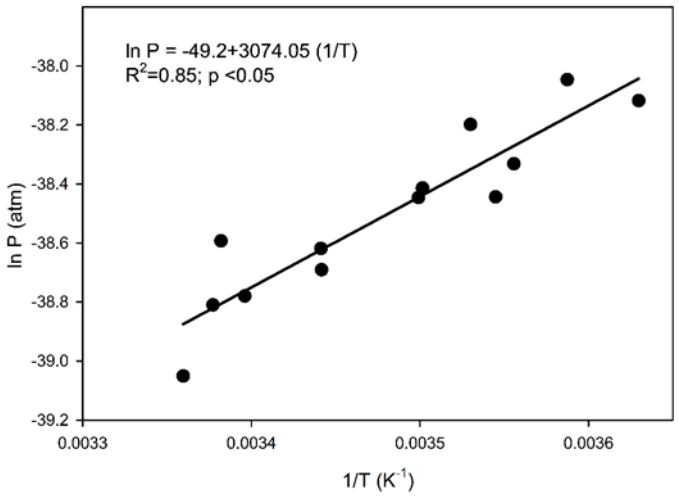
### 4.5. Clausius-Clapeyron Eşitliğinin Uygulanması

Clausius-Clapeyron eşitliği kullanılarak gaz fazı konsantrasyonu ile sıcaklık arasındaki ilişki aşağıda belirtildiği gibi açıklanmaktadır (Birgül ve Kurt-Karakuş, 2024; Cindoruk, 2011). Bu denklemi uygulayarak, sıcaklık dalgalanmalarına karşılık gelen gaz fazı konsantrasyonlarındaki değişimleri ölçmek mümkündür.

$$\ln P = m\,(1/T) + b \quad (9)$$

Bu denklemde P, atmosfer basıncı cinsinden kısmi basıncı, T ise örnekleme sürecindeki sıcaklık değeri (K) olarak tanımlanmaktadır. Hesaplama sırasında her bir tür için kısmi basıncın doğal logaritması, sıcaklığın tersine karşı grafiğe dökülmüş, bu analiz sonucunda eğim (m) ve kesme noktası (b) değerleri elde edilmiştir ve Clausius-Clapeyron eşitliği kullanılarak parametreler hesaplanmıştır. TCDD/F (4 klorlu homolog grup), PeCDD/F (5 klorlu homolog grup), HxCDD/F (6 klorlu homolog grup), HpCDD/F (7 klorlu homolog grup) ve OCDD/F (8 klorlu homolog grup) için elde edilen eğim (m) değerleri sırasıyla 3762,93, 398,40, 1336,42, 3375,13 ve 3622,60 olarak bulunmuştur.

Çalışkan vd. (2020), m değerinin pozitif olması durumunda sıcaklık ile gaz fazı konsantrasyonu arasında ters bir ilişkinin bulunduğunu, negatif olması halinde ise bu iki değişken arasında doğru orantılı bir ilişki olduğunu belirtmiştir. Hesaplanan eğim değerlerinin pozitif olması, sıcaklık arttıkça PCDD/F seviyelerinin azalması anlamına gelmekte olup, bu durum literatürdeki bulgularla uyumlu olarak değerlendirilmiştir. Ayrıca dik eğim değerleriyle birlikte yüksek $R^2$ değerleri, kısa mesafeli taşınımın ortamdaki gaz fazı konsantrasyonları üzerinde etkili olduğunu göstermektedir. Buna karşılık, daha sığ eğim değerleri ve düşük $R^2$ değerleri, uzun mesafeli taşınımın gaz fazı konsantrasyonları üzerindeki etkisini işaret etmektedir (Sofuoğlu vd., 2004). Bu çalışmada m değeri 3074,05 ve $R^2$ değeri 0,853 olarak hesaplanmıştır (Şekil 17). Bu verilere dayanarak, uzun mesafeli bir taşınımın etkili olmadığı, bunun yerine kısa mesafeli taşınımın baskın olduğu sonucuna varılabilir. BUTAL örnekleme alanı şehir merkezinde yer almakta olup, bölgeye yakın konumda yoğun araç trafiğine sahip bir yol bulunmaktadır. Bu nedenle, bölgenin sıklıkla araç emisyonlarına maruz kaldığı ve kısa mesafeli taşınımın örnekleme alanı için uygun bir değerlendirme olduğu söylenebilir (Güleğen vd., 2024, 2025).




**Şekil 17.** Clausius-Clapeyron grafiği

### 4.6. PCDD/F Konsantrasyonuna Katkıda Bulunan Kaynakların Belirlenmesi

Temel bileşen analizi (TBA: PCA) sonucunda, beş bileşen toplam varyansın çoğunluğunu (%84,37) temsil etmiştir. Birinci bileşen (PC1) toplam varyansın %35,58'ini, ikinci bileşen (PC2) %18,00'ini, üçüncü bileşen (PC3) %12,93'ünü, dördüncü bileşen (PC4) %10,70'ini ve beşinci bileşen (PC5) %7,16'sını temsil etmektedir. Elde edilen sonuçlar Şekil 18'de gösterilmiştir.

PC1 bileşenine en büyük katkıyı sağlayan türler; 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDF ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD olarak belirlenmiştir. Deng vd. (2020) tarafından evsel atık çamur yakma tesisi ve trafik etkisi altındaki bölgelerde yapılan çalışmada, OCDD seviyelerinin yüksek olduğu tespit edilmiş; bunu 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ve 1,2,3,7,8,9-HxCDF türlerinin takip ettiği bildirilmiştir. Ayrıca, kurşunsuz benzinli araç emisyonlarında 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ve OCDF'nin önemli katkılar sunduğu, dizel yakıtlı araç emisyonlarında ise OCDD seviyelerinin daha yüksek olduğu belirtilmiştir (Deng vd., 2020).

Benzer şekilde, Santa-Marina vd. (2023) tarafından İspanya'nın Bask Bölgesi'nde iki endüstriyel tesisin yakınında gerçekleştirilen çalışmada, OCDD ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD'nin baskın türler olduğu tespit edilmiştir. Bock vd. (2021) ile Rubinstein vd. (1990) ise yaptıkları çalışmada 2,3,7,8-TCDF'nin düzenli depolama sahaları ve atık

yakma tesislerinden kaynaklandığını rapor etmiştir. Bu bulgular doğrultusunda, birinci bileşen (PC1) ağırlıklı olarak araç emisyonları ve endüstriyel kaynaklarla ilişkilendirilmiştir. Bilindiği üzere örnekleme noktası trafiğin yoğun olduğu bir bölgede yer aldığından dolayı araç emisyonlarının etkisi fazladır.

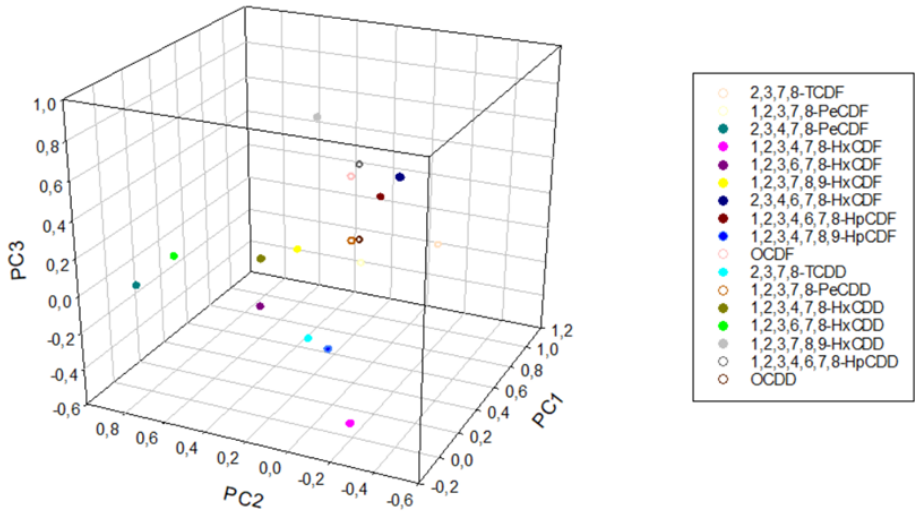
PC2 bileşeninde, faktör yükleri >0,6 olan iki ana tür tespit edilmiştir: 2,3,4,7,8-PeCDF ve 1,2,3,6,7,8-HxCDD. Daha önce Ngo vd. (2020) tarafından yapılan araştırmada, bu iki türün birlikte baskın olarak görülmesinin araç emisyonlarıyla ilişkili olduğu belirtilmiştir. Buna ek olarak, Bock vd. (2021) tarafından gerçekleştirilen bir başka çalışmada, bu türlerin odun yakma ve metal eritme süreçlerinden kaynaklandığı vurgulanmıştır. Çalışmanın yürütüldüğü bölgenin, sanayi faaliyetlerine (özellikle tekstil ve otomotiv sektörleri) ve yoğun araç trafiğine sahip olması, bu türlerin belirgin olmasında etkili olmuş olabilir.

PC3 bileşeninde, 2,3,4,6,7,8-HxCDF ve 1,2,3,7,8,9-HxCDD türlerinin belirgin bir etkiye sahip olduğu görülmüştür. Bock vd. (2021) tarafından yapılan çalışmada, bu bileşiklerin odun yakma, metal eritme ve atık yakma süreçlerinden kaynaklanabileceği belirtilmiştir. Örnekleme alanının yoğun nüfuslu ve kentleşmenin fazla olduğu bir bölgede yer alması, bu türlerin baskın olmasının evsel ısınma kaynaklı olabileceğini düşündürmektedir. Ayrıca, numune alınan bölgenin yakınlarında açık alanda atık yakma faaliyetlerinin gerçekleştirildiği bilinmektedir, bu durum da bu bileşiklerin yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmesine katkı sağlamış olabilir. Bununla birlikte, bölgeye yakın konumda evsel ısınma için odun kullanan yerleşim alanlarının bulunması da bu bileşiklerin baskınlığını artıran faktörler arasında olduğu düşünülmektedir.

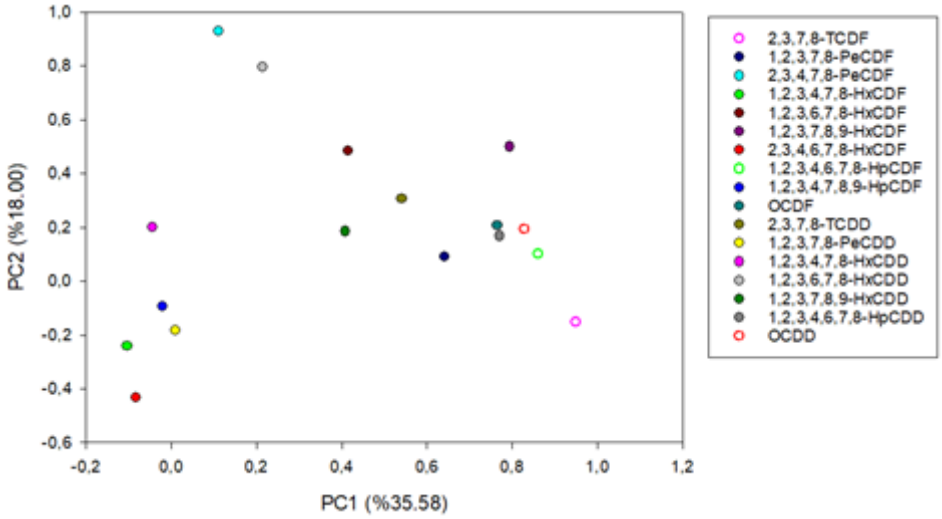
PC4 bileşeninde, 1,2,3,4,7,8-HxCDF ve 1,2,3,4,7,8-HxCDD türlerinin öne çıktığı görülmüştür. Pan vd. (2021), çalışmalarında 1,2,3,4,7,8-HxCDF'nin kömür bazlı yakıtların yanmasıyla oluşan türlerden biri olduğunu belirtmiştir. Bock vd. (2021) ise, 1,2,3,4,7,8-HxCDD'nin uçucu kül, atık yakma, metal geri dönüşümü, zirai kimyasallar ve araç egzozu gibi çeşitli kaynaklardan yayılabileceğini ortaya koymuştur. Bu bileşen de örnekleme alanının çevresel faktörleriyle ilişkilendirilebilir. Bölgenin yakınında bulunan atık çamur yakma tesisi, yoğun araç trafiğine sahip ana yol ve yaklaşık 7 km mesafedeki

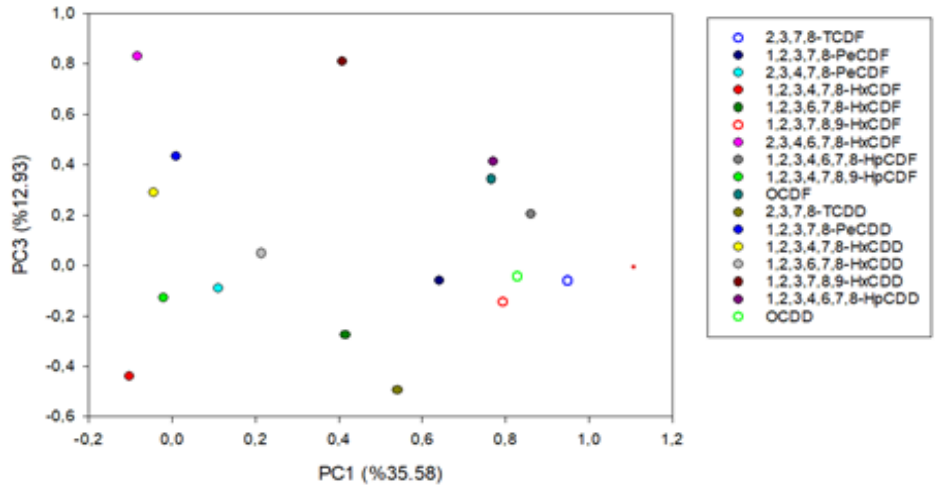
geri dönüşüm sanayi tesisleri, bu bileşiklerin kaynağı olarak değerlendirilebilir. Ayrıca örnekleme alanına yaklaşık 4,5 km uzaklıktaki tarımsal üretim tesisleri ve çevrede bulunan büyük kent parklarında kullanılan kimyasalların da bu türlerin oluşumuna katkı sağlayabileceği düşünülmektedir.

PC5 bileşeninde 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF ve 1,2,3,7,8-PeCDD türlerinin faktör yükleri 0,6 değerinin üzerinde bulunmuştur. Bock vd. (2021), bu türlerin atık yakma, zirai kimyasallar ve araç egzozu gibi kaynaklardan kaynaklanabileceğini belirtmişlerdir. Daha önce ifade edildiği gibi, örnekleme alanının çevresindeki atık çamur yakma tesisi, yoğun trafiğe sahip ana yol ve yaklaşık 4,5 km mesafedeki tarımsal üretim yapılan tesis ve ayrıca çevredeki büyük kent parklarında kullanılan kimyasalların bu türlerin ortaya çıkmasında etkili olabileceği düşünülmektedir.




(a)




(b)

**Şekil 18.** (a) Temel Bileşen Analizi (TBA: PCA) sonuçları döndürülmüş uzayda bileşen çizimi (b) İki boyutlu faktör karşılaştırması

### 4.7. Sağlık Risk Değerlendirmesi

Yapılan çalışmada, aylık ortalama kanser riski (CR) değerleri yetişkin bireyler için 4,70 $\times 10^{-7} \pm 7,96 \times 10^{-8}$, ilkokul çocukları için $3,89 \times 10^{-8} \pm 6,58 \times 10^{-9}$ ve okul öncesi çağdaki çocuklar için $4,58 \times 10^{-8} \pm 7,75 \times 10^{-9}$ olarak hesaplanmıştır (Şekil 19). En yüksek CR değerleri Kasım ayında, en düşük CR değerleri ise Haziran ayında görülmüştür. Bu durumun aylık toplam PCDD/F konsantrasyonları ile ilişkili olduğu görülmektedir. CR değerleri WHO-TEQ değerleri baz alınarak hesaplanmıştır.

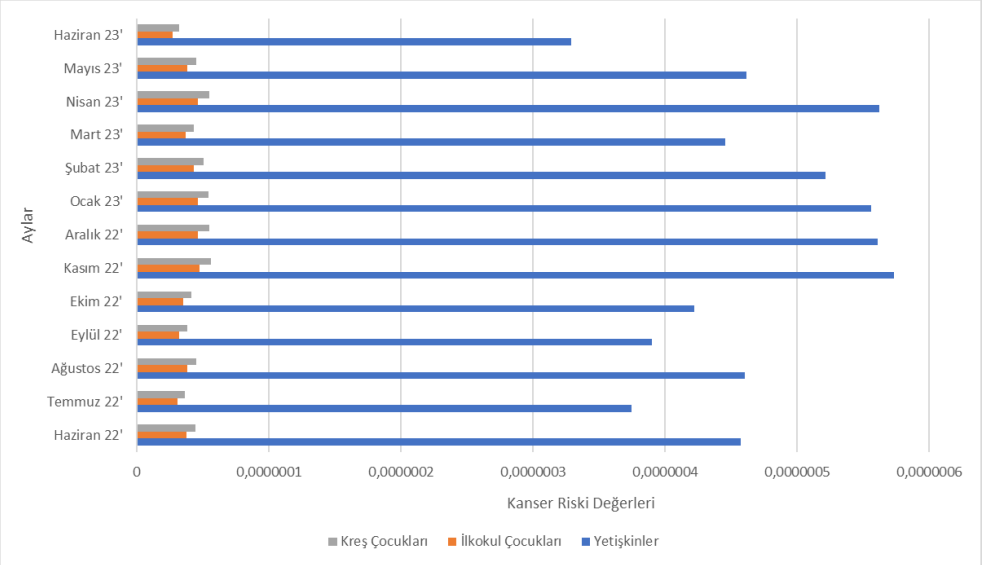
Yetişkin bireyler için hesaplanan aylık ortalama CR değeri, ilkokul çocukları ve okul öncesi çağdaki çocuklar için hesaplanan CR değerlerinden daha yüksek bulunmuştur. Bu durum, yetişkin bireylerin vücut ağırlıklarının daha yüksek olmasına rağmen maruziyet süresinin ve solunum hızının yetişkin bireylerde daha yüksek olması ile açıklanabilmektedir.

Daha önce yapılan bazı çalışmalarda, CR değerinin $10^{-6}$ değerinden yüksek olması durumunda potansiyel bir kanser riskinden bahsedilebileceği öne sürülmüştür (Sun vd., 2015; Li vd., 2016). Ancak başka çalışmalarda ise $10^{-5}$ değerinden düşük CR değerinin kabul edilebilir risk seviyelerinde olduğu belirtilmiştir (Domingo vd., 2017; Valcke vd., 2017). Bu çalışmada yetişkin bireyler, ilkokul çocukları ve okul öncesi çağdaki çocuklar için bulunan CR değerleri hem $10^{-5}$ hem de $10^{-6}$ değerlerinden düşük hesaplanmış ve risk grubunda değerlendirilmemiştir.

Küresel çapta yapılan çalışmalar çoğunlukla bu çalışmaya kıyasla daha yüksek kanser risk değerleri bildirmiştir. Li vd. (2018) Çin'in doğusunda evsel katı atık yakma tesisinin yakınlarında yaptıkları çalışmada farklı yaş gruplarının PCDD/F kaynaklı sağlık risk düzeylerini araştırmış ve her bir yaş grubu için de bu çalışmadan daha yüksek sonuçlar bildirmişlerdir. Lopez vd. (2020) ise İspanya'da Valensiya Bölgesi'nde endüstriyel ve kentsel alanlardan örnekler alarak yaptıkları çalışmada daha yüksek sonuçlar bildirmişlerdir. Yine benzer şekilde Ho vd. (2016) Tayvan'da atık yakma tesisinin ve trafiğin etkisi altındaki bir alanda yaptıkları çalışmada bu çalışmadan daha yüksek risk değerleri bildirmişlerdir. Bahsi geçen çalışmaların yapıldığı bölgelerde daha yüksek kanser risk değerleri bildirilmesinin nedeni, çalışmaların yapıldığı bölgelerin PCDD/F konsantrasyonlarının yüksek çıkması önemli kaynakların yakınlarında yapılmış olması olabilir.

Diğer yandan yapılan çalışmayla benzer sonuçlar bildiren çalışmalar da literatürde mevcuttur. Fan vd. (2024) Çin'de Pearl River Delta'da kentsel alanda katı atık yakma tesisinin yakınında yaptıkları çalışmada CR değerinin güvenli bölgede olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca, Güleğen vd. (2024) Türkiye'de bu çalışmaya benzer şekilde aynı

örnekleme bölgesinde Bursa'da yaptıkları çalışmada; yetişkinler, ilkokul çocukları ve kreş çocukları için CR değerlerini sırasıyla $7{,}09 \times 10^{-7} \pm 1{,}5 \times 10^{-7}$; $5{,}86 \times 10^{-8} \pm 1{,}24 \times 10^{-8}$ ve $6{,}9 \times 10^{-8} \pm 1{,}46 \times 10^{-8}$ olarak belirlemişlerdir ve tüm yaş grupları için CR değerlerinin güvenli bölgede olduğunu bildirmişlerdir.




**Şekil 19.** Yetişkin bireyler, ilkokul çocukları ve kreş çocukları için aylık kanser riski değerleri

## 5. SONUÇ

Bu çalışmada, Türkiye'nin en kalabalık ve sanayi bakımından en gelişmiş şehirlerinden biri olan Bursa'daki PCDD/F konsantrasyonları kentsel ve trafiğin yoğun olduğu bir bölgede ölçülmüştür. PCDD/F'lerin yıllık ortalama konsantrasyonları 341,50 ± 108,27 fg/$m^3$ olarak bulunmuştur ve bu değer literatürdeki diğer çalışmalarla karşılaştırılabilir düzeydedir. PCDD/F'lerin yıllık ortalama konsantrasyon değerlerine en çok katkı sağlayan türler sırasıyla; OCDD (%30,76), OCDF (%11,82), 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF (%10,90) ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD (%9,54) olmuştur.

Meteorolojik koşullar PCDD/F konsantrasyonlarını etkilemiştir. Özellikle sıcaklık etkeni konsantrasyonların değişmesine sebep olmuştur. Kış aylarında ortalama PCDD/F konsantrasyonları daha yüksek (479,88 ± 73,20 fg/$m^3$) bulunurken, yaz aylarında konsantrasyon değerlerinin belirgin şekilde daha düşük (234,79 ± 57,57 fg/$m^3$) olduğu gözlemlenmiştir. Şehrin nüfusunun yoğun olmasından dolayı sıcaklığın yanında konutların ısınmasında kullanılan yakıtlar ve trafik yoğunluğu da konsantrasyon değerleri üzerinde etkili olmuştur. Ayrıca karışım yükseliği, fotokimyasal reaksiyonlar gibi diğer mevsimsel koşullar da konsantrasyon farklılığının oluşmasında etkili olmuş olabilir. Temel Bileşen Analizinde (TBA: PCA) 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDF ve 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD türlerinin ön plana çıkması da bu olguyu kanıtlar niteliktedir. Belirtilen etkenlere ek olarak sanayi kuruluşlarının fazla oluşu, yakma proseslerinin varlığı, zirai kimyasalların kullanılması gibi etmenler de PCDD/F'lerin varlığını arttırmıştır.

Clausius-Clapeyron eşitliği kullanılarak yapılan hesaplamalardan elde edilen dik eğim değerleri ile yüksek $R^2$ değerlerinden yola çıkarak atmosferik taşınımların kısa mesafelerde gerçekleştiği, yani yakınlardaki kaynakların PCDD'F'ların konsantrasyonları üzerinde etkili olduğu sonucuna varılmıştır. Konutların ısıtılması, trafik kaynaklı emisyonlar, sıcaklık gibi etkenler PCDD/F konsantrasyonlarının artışına neden olsa da yapılan çalışmada ele alınan üç yaş grubu (yetişkin bireyler, ilkokul çocukları ve okul öncesi çağdaki çocuklar) için de sağlık risk değerlendirmesinde riskli bir durum saptanmamıştır. Kanser risk değerleri $10^{-6}$'dan daha düşük bulunmuştur.

## KAYNAKLAR


Addink, R., & Olie, K. (1995). Mechanisms of Formation and Destruction of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Combustion and Thermal Processes. Environmental Science & Technology, 29(6), 1425–1435.

Agarwal, T., Khillare, P.S., Shridhar, V., Ray, S., 2009. Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India. J. Hazard Mater. 163, 1033e1039.

Anonim 1, 2014. Türkiye'de Kalıcı Organik Kirleticilerin Yönetimi Ulusal Uygulama Planı. T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı 2014. Erişim Adresi:https://webdosya.csb.gov.tr/db/kok/editordosya/2_%20UUP_Ekler_Taslak_Tr.pdfErişim Tarihi: 05.07.2025

Anonim 2, 2012. Gıda Maddelerindeki Bulaşanların Maksimum Limitleri Hakkında Tebliğ. Resmi Gazete. 8 Mart 2012. Sayı: 28227.

Anonim 3, 2010. Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik. Resmi Gazete. 6 Ekim 2010. Sayı: 27721.

Antonio, L., Clara, C., Cristina, S. H., Olga, P., Vicent, Y., 2020. Dioxins and dioxin-like PCBs in the ambient air of the Valencian Region (Spain): Levels, human exposure, and risk assessment.

Arıkan, D., Yetim, H., Sağdıç, O., Kesmen, Z. 2009. Gıdalarda dioksin kontaminasyonu ve insan sağlığı üzerine etkileri. Gıda Teknolojileri Elektronik Dergisi, 12(2):9-15.

Aristizábal BH, Gonzalez CM, Morales L, Abalos M, Abad E. Polychlorinated dibenzop-dioxin and dibenzofuran in urban air of an Andean city. Chemosphere 2011;85: 170–8.

Barbas, B., de la Torre, A., Sanz, P., Navarro, I., Artínano, B., Martínez, M.A., 2018. Gas/ ~ particle partitioning and particle size distribution of PCDD/Fs and PCBs in urban ambient air. Sci. Total Environ. 624, 170e179. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.114

Bawden, K., (2004), National Dioxins Program Technical Report No.3 Inventory of Dioxin Emissions in Australia, 2004.

Bertram, H. L. (1988). Developments in Passive Monitoring of Ambient Suphur Dioxide. The Annual General Meeting if CPANS / APCA. 1-13. Calgary: Air Pollution Control Association.

Birgül, A., & Kurt-Karakuş, P. B. (2024). Air monitoring of organochlorine pesticides (OCPs) in Bursa Türkiye: Levels, temporal trends and risk assessment. Science of The Total Environment, 912, 169397. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169397

Bo, X., et al., 2022. Characteristics, correlations and health risks of PCDD/Fs and heavy metals in surface soil near municipal solid waste incineration plants in Southwest China. Environ. Pollut. 298, 118816.

Bock, M.J., Brown, L.E., Wenning, R.J., Bell, J.L., 2021. Sources of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo- p -dioxin and other dioxins in lower Passaic River, New Jersey, sediments. Environ. Toxicol. Chem. 40, 1499–1519. https://doi.org/10.1002/etc.4974.

Bogdal, C., Müller, C.E., Buser, A.M., Wang, Z., Scheringer, M., Gerecke, A.C., Schmid, P., Zennegg, M., MacLeod, M., Hungerbühler, K., 2014. Emissions of

polychlorinated biphenyls, polychlorinated Dibenzo- p -dioxins, and polychlorinated dibenzofurans during 2010 and 2011 in Zurich, Switzerland. Environ. Sci. Technol. 48, 482–490. https://doi.org/10.1021/es4044352.

Bozzelli, J.W., and Chiang, H.M., (1996), "Modeling Optimization of Experimental Studies on Effects of Chlorine in Combustion of Chlorocarbon–Hydrocarbon Mixtures ", in Use and Disposal of Chlorinated and Brominated Wastes, UTS, Sydney eds BZ Dlugogorski, EM Kennedy and B Young.

Brzuzy, L. R. and Hites, R. A., "Global Mass Balance for Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans", Environmental Science Technology, 30: 1797-1804, 1996.

Caliskan, B., Kücük, A., Tasdemir, Y., Cindoruk, S.S., 2020. PAH levels in a furnituremanufacturing city atmosphere. Chemosphere 240, 124757. https://doi.org/ 10.1016/j.chemosphere.2019.124757.

Campbell, J. E.; Konzen, R. B. The development of a passive dosimeter for airborne aniline vapors. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 1980, 41, 180-184.

Canlı, O., Guzel, B., & Karademır, A. (2022). Determination of PCDD/F and DL-PCB pollution levels, source appointment and risk assessment of surface sediments in dam lakes in Istanbul, Türkiye. Environmental Science and Pollution Research International, 29(60), 90923–90935. https://doi.org/10.1007/s11356-022-22244-0

Chaemfa, C., Barber, J. L., Gocht, T., Harner, T., Holoubek, I., Klánová, J., & Jones, K. C. (2008). Field calibration of polyurethane foam (PUF) disk passive air samplers for PCBs and OC pesticides. Environmental Pollution, 156(3), 1290–1297. doi:10.1016/j.envpol.2008.03.016.

Chaemfa, C., Barber, J. L., Kım, K. S., Harner, T. & Jones, K. C. 2009. Further studies on the uptake of persistent organic pollutants (POPs) by polyurethane foam disk passive air samplers. Atmospheric Environment, 43, 3843-3849.

Charrier, J.G., Hafner, H.R., Wade, K.S., Brown, S.G., MacDonald, C.P., 2010. California Ambient Dioxin Air Monitoring Program 2002 to 2006 Data Analysis of Dioxins, Furans, Biphenyls, and Diphenylethers - Final Report.

Cheng, H.; Deng, Z.; Chakraborty, P.; Liu, D.; Zhang, R.; Xu, Y.; Luo, C.; Zhang, G.; Li, J., A comparison study of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in three Indian cities using PUF disk passive air samplers. Atmospheric Environment 2013, 73, 16- 21.

Cindoruk, S.S., 2011. Atmospheric organochlorine pesticide (OCP) levels in a metropolitan city in Turkey. Chemosphere 82 (1), 78–87.

Colombo, A., Benfenati, E., Bugatti, S.G., Lodi, M., Mariani, A., Musmeci, L., Rotella, G., Senese, V., Ziemacki, G., Fanelli, R., 2013. PCDD/fs and PCBs in ambient air in a highly industrialized city in northern Italy. Chemosphere 90, 2352–2357. https:// doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.025.

Cortés J, González CM, Morales L, Abalos M, Abad E, Aristizábal BH (2014) PCDD/PCDF and dl-PCB in the ambient air of a tropical Andean city: passive and active sampling measurements near industrial and vehicular pollution sources. Sci Total Environ 491–492:67– 74.

Coutinho, M., Albuquerque, M., Silva, A.P., Rodrigues, J., Borrego, C., 2015. Long-time monitoring of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans over a decade in the ambient air of Porto, Portugal. Chemosphere 137, 207–213. https://doi.org/ 10.1016/j.chemosphere.2015.07.052.

Cupr, P., Flegrova, Z., Franců, J., Landlova, L., Klanova, J., 2013. Mineralogical, chemical and toxicological characterization of urban air particles. Environ. Int. 54, 26–34.

Deng, Y., Peng, P., Jia, L.,Yin, H., Hu, J., Mao, W., 2020. Atmospheric bulk deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in the vicinity of MSWI in Shanghai, China.

Deng, Y., Peng, P., Ren, M., Song, J., Huang, W., 2011. The winter effect on formation of PCDD/fs in Guangzhou by vehicles: a tunnel study. Atmos. Environ. 45, 2541–2548. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.022.

Die, Q., Nie, Z., Liu, F., Tian, Y., Fang, Y., Gao, H., Tian, S., He, J., Huang, Q., 2015. Seasonal variations in atmospheric concentrations and gas–particle partitioning of PCDD/fs and dioxin-like PCBs around industrial sites in Shanghai, China. Atmos. Environ. 119, 220–227. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.022.

Diefenbacher, P. S.; Gerecke, A. C.; Bogdal, C.; Hungerbühler, K., Spatial Distribution of Atmospheric PCBs in Zurich, Switzerland: Do Joint Sealants Still Matter? Environ. Sci. Technol. 2016, 50, (1), 232- 239.

Domingo, J.L., Rovira, J., Nadal, M., Schuhmacher, M., 2017. High cancer risks by exposure to PCDD/Fs in the neighborhood of an integrated waste management facility. Sci. Total Environ. 607, 63–68.

Domingo, J.L., Rovira, J., Vilavert, L., Nadal, M., Figueras, M.J., Schuhmacher, M., 2015. Health risks for the population living in the vicinity of an integrated waste management facility: screening environmental pollutants. Sci. Total Environ. 518-519, 363–370.

Domínguez-Morueco, N., Schuhmacher, M., Sierra, J., Nadal, M., Domingo, J.L., 2016. Assessment of PAH loss in passive air samplers by the effect of temperature. Atmos. Pollut. Res. 7, 142–146. https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.08.005

Dönmez, K. M., Poliklorlanmış Dioksin/Furan ve Dioksin Benzeri PCB'lerin İnsan Adipoz Doku ve Anne Sütündeki Düzeylerinin Belirlenip Erkek İnfertilitesi ile İlişkisinin Araştırılması, Doktora Tezi, Gazi Üniversitesi, Ankara, 2009.

EEA, 2013. Air Quality in Europe - 2013 Report. https://doi.org/10.2800/92843.

Erdem, D.A., Yavaş İ., Bilgili, A., 2023. Sanayileşme Perspektifinden Şehirlerin Dönüşümü: Bursa Örneği.

Fadel, M., Ledoux, F., Afif, C., Courcot, D., 2022. Human health risk assessment for PAHs, phthalates, elements, PCDD/Fs, and DL-PCBs in PM2.5 and for NMVOCs in two EastMediterranean urban sites under industrial influence. Atmos. Pollut. Res. 13 (1), 101261.

Fan, Q., Liu, L., Liu, F., Zhang, Z., Xie, Y., Wei, C., Liu, B., Gao, Z., Lin, B., Chen, X., 2024. Probabilistic human health risk assessment of PCDD/Fs near municipal solid-waste incinerator using Monte Carlo analysis coupled with triangular fuzzy numbers

Fiedler, H., 2015. Release inventories of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. Dioxin and Related Compounds: Special Volume in Honor of Otto Hutzinger. Springer International Publishing, Switzerland.

Foran, JA., Carpenter, DO., Hamilton, MC., Knuth, BA., Schwager, SJ. 2005. Risk-based consumption advice for farmed atlantic and wild pacifi c salmon contaminated with dioxins and dioxin-like compounds. Environ. Health Perspect., 113(5):552-557.

Froese L., K., Hutzinger O., Polychlorinated Benzene, Phenol, Dibenzo-pdioxin, and Dibenzofuran in Heterogeneous Combustion Reactions of Acetylene, Environmental Science Technology, 30, 998-1008, 1996.

Furue, M., Ishii, Y., Tsukimori, K., Tsuji, G., 2021. Aryl hydrocarbon receptor and dioxin- related health hazards—lessons from yusho. Int. J. Mol. Sci. 22 (2), 708.

Gouin, T., Shoeıb, M. & Harner, T. 2008. Atmospheric concentrations of current-use pesticides across south-central Ontario using monthly-resolved passive air samplers. Atmospheric Environment, 42, 8096-8104.

Gouin, T.; Harner, T.; Blanchard, P.; Mackay, D., Passive and active air samplers as complementary methods for investigating persistent organic pollutants in the Great Lakes basin. Environ. Sci. Technol. 2005, 39, (23), 9115- 9122.

Gresner, P., Zielinski, M., Ligocka, D., Polanska, K., Wąsowicz, W., & Gromadzinska, J. (2021). Environmental exposure to persistent organic pollutants measured in breast milk of lactating women from an urban area in central Poland. Environmental Science and Pollution Research International, 28(4), 4549–4557. https://doi.org/10.1007/ s11356-020-10767-3.

Gülegen, B., Noori, A.A., Tasdemir, Y., 2024. Urban air PCDD/Fs: Atmospheric concentrations, temporal changes, gas/ particle partitioning, possible sources and cancer risks. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173231.

Güneş, G., Dioksin ve Furan'ın Oluşum Mekanizmaları ve Giderilme Teknolojileri, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniveristesi, İstanbul, 2007.

Güzel, B., Canlı, O., & Çelebi, A. (2022). Characterization, source and risk assessments of sediment contaminants (PCDD/Fs, DL-PCBs, PAHs, PCBs, OCPs, metals) in the urban water supply area. Applied Geochemistry: Journal of the International Association of Geochemistry and Cosmochemistry, 143(105394), Article 105394. https://doi.org/ 10.1016/j.apgeochem.2022.105394.

Güzel, B., Canli, O., Dede, S¸., & Karademir, A. (2020). Assessment of PCDD/F and dioxin- like PCB levels in environmental and food samples in the vicinity of IZAYDAS waste incinerator plant (WIP): From past to present. Environmental Science and Pollution Research International, 27(12), 13902–13914. https://doi.org/10.1007/s11356-020- 07995-y

Halse, A. K.; Schlabach, M.; Eckhardt, S.; Sweetman, A.; Jones, K. C.; Breivik, K., Spatial variability of POPs in European background air. Atmospheric Chemistry and Physics 2011, 11, (4), 1549- 1564.

Harner T., Su K., Genualdi S., Karpowicz J., Ahrens L., Mihele C., Schuster J., Charland J.P., Narayan J., 2013. Calibration and application of PUF disk passive air samplers for tracking polycyclic aromatic compounds (PACs). Atmos. Environ. 75, 123-128. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.012

Harner, T., Bidleman, T.F., 1998. Octanol− air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air. Environ. Sci. Technol. 32, 1494–1502. https://doi.org/10.1021/es970890r.

Harner, T., Shoeib, M., Diamond, M., Stern, G., & Rosenberg, B. (2004). Using passive air samplers to assess urban-rural trends for persistent organic pollutants. 1. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides. Environmental Science & Technology, 38(17), 4474–4483. doi: 10.1021/es040302r.

Harner, T.; Bartkow, M.; Holoubek, I.; Klanova, J.; Wania, F.; Gioia, R.; Moeckel, C.; Sweetman, A. J.; Jones, K. C. Passive air sampling for persistent organic pollutants: Introductory remarks to the special issue. Environ. Pollut. 2006, 144, 361-364.

Harner, T.; Pozo, K.; Gouin, T.; Macdonald, A. M.; Hung, H.; Cainey, J.; Peters, A. Global pilot study for persistent organic pollutants (POPs) using PUF disk passive air samplers. Environ. Pollut. 2006, 144, 445-452.

Harrad, S.; Hazrati, S.; Ibarra, C. Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: Implications for human exposure. Environ. Sci. Technol. 2006, 40, 4633-4638.

Hartenstein, H-H., (2003), "Dioxin and Furan Reduction Technologies for Combustion and Industrial Thermal Process Facilities", In : The Handbook of Environmental Chemistry, Vol 3, Part O, Chapter 15 ,PP. 389- 423 (H.Fiedlert ed.), Springer – Verlang, Berlin-Heidelberg.

Hong W.J., Jia H., Ma W.L., Sinha R.K., Moon H.B., Nakata H., Minh N.H., Chi K.H., Li W.L., Kannan K., Sverko E., Li Y.F., 2016. Distribution, fate, inhalation exposure and lung cancer risk of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in some asian countries. Environ. Sci. Technol. 50, 7163-7174. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b01090

Hsu, C.-Y., Lin, T.-W., Babaan, J.B., Asri, A.K., Wong, P.-Y., Chi, K.-H., Ngo, T.H., Yang, Y.-H., Pan, W.-C., Wu, C.-D., 2023. Estimating the daily average concentration variations of PCDD/fs in Taiwan using a novel geo-AI based ensemble mixed spatial model. J. Hazard. Mater. 458, 131859 https://doi.org/10.1016/j. jhazmat.2023.131859.

Hu J., Xiao X., Peng P., Huang W., Chen D., Y. Cai, 2013. Spatial distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzo-furans (PCDD/Fs) in dust, soil, sediment and health risk assessment from an intensive electronic waste recycling site in Southern China, Environmental Sciences: Processes and Impacts, 15(10), 1889-1896.

Hu, J., Wu, J., Xu, C., Zha, X., Hua, Y., Yang, L., Jin, J., 2019. Preliminary investigation of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran, polychlorinated naphthalene, and dioxin-like polychlorinated biphenyl concentrations in ambient air in an industrial park at the northeastern edge of the Tibet–Qinghai Plateau, China. Sci. Total Environ. 648, 935–942. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.0 8.241.

Huang., H., Buekens., A., Chemical Kinetic Modeling of de Novo Synthesis of PCDD/F in Municipal Waste Incinerators, Chemosphere, 44, 1505-1510, 2001.

Hutzinger, O., H, Fiedler ., (1988), "Emissions of Dioxins and Related Compounds from Combustion and Incineration Sources Pilot Study "on International Information Exchange on Dioxins and Related Compounds , NATO / CCMs Report No 173.

Jamshidi, A.; Hunter, S.; Hazrati, S.; Harrad, S. Concentrations and chiral signatures of polychlorinated biphenyls in outdoor and indoor air and soil in a major UK conurbation. Environ. Sci. Technol. 2007, 41, 2153-2158.

Jansson, B., Alsberg, T., Bergman, A., Renberg, L., Reutergardh, L., (1987),"Persistent Organic Compounds in The Marine Environment", National Swedish Environmental Protection Boards, Report # 3395,8 pp.

Jaward, F. M., Farrar, N. J., Harner, T., Sweetman, A. J. & Jones, K. C. 2004. Passive air sampling of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated naphthalenes across Europe. Environmental Toxicology and Chemistry, 23, 1355-1364.

Jeno, J.G.A., Rathna, R., Nakkeeran, E., 2021. Biological implications of dioxins/furans bioaccumulation in ecosystems. In: Environmental Pollution and Remediation. Springer, Singapore, pp. 395–420.

Ji, G., Chen, Q., Ding, Z., Gu, J., Guo, M., Shi, L., et al., 2022. High mortality and high PCDD/Fs exposure among residents downwind of municipal solid waste incinerators: a case study in China. Environ. Pollut. 294, 118635.

John B. Mason, Application and Evaluation of Passive Samplers for Assessment of Community Exposure to Toxic Air Contaminants and Related Pollutants, 2008.

Jolliffe, I.T., 2002. Principal Component Analysis, second ed. Springer, New York. Katsoyiannis, A., Gioia, R., Sweetman, A.J., Jones, K.C., 2010. Continuous monitoring of PCDD/Fs in the UK atmosphere: 1991 -2008. Environ. Sci. Technol. 44, 5735e5740.

Kanan, S. and Samara, F., (2018). Dioxins and Furans: A Review from Chemical and Environmental Perspectives. Trends in Environmental Analytical Chemistry, 17:1-13.

Kanters., M., J., Nispen., R., V., Louw., R., Mulder., P., Chlorine Input and Chlorophenol Emission in the Lab-Scale Combustion of Municipal Solid Waste, Environmental Science Technology, 30, 2121-2126, 1996.

Karaca, G., Tasdemir, Y., 2013. Effects of temperature and Photocatalysts on removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from automotive industry sludge. Polycycl. Aromat. Compd. 33, 380–395. https://doi.org/10.1080/10406638.2013.782880.

Karademir A., Bakoğlu M., Taşpınar F., Ayberk S., 2004. Removal of PCDD/Fs from Flue Gas by a Fixed-Bed Activated Carbon Filter in a Hazardous Waste Incinerator. https://doi.org/10.1021/es034681k.

Kim, H.-J., Jeon, J.-W., Hwang, S.-M., Chu, K.-I., Cha, Y.-H., Kwak, Y.-D., Kim, Y.-H., Choi, S.-D., Aslam, M., Kim, C.-G., 2021. Long-term nationwide assessment of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls ambient air concentrations for ten years in South Korea. Chemosphere 263, 127903. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127903.

Knutsen, H.K., Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Brüschweiler, B., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M., Edler, L., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Nebbia, C.S., Oswald, I.P., Petersen, A., Rose, M., Roudot, A., Schwerdtle, T., Vleminckx, C., Vollmer, G., Wallace, H., Fürst, P., Håkansson, H., Halldorsson, T., Lundebye, A., Pohjanvirta, R., Rylander, L., Smith, A., van Loveren, H., Waalkens-Berendsen, I., Zeilmaker, M., Binaglia, M., Gomez Ruiz, J.´A., Horvath, Z., Christoph, E., Ciccolallo, L., Ramos Bordajandi, L., Steinkellner, H., Hoogenboom, L. (Ron), 2018. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA J. 16 https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333.

Kwok, E. S. C., Atkinson, Roger., & Arey, Janet. (1995). Rate Constants for the Gas-Phase Reactions of the OH Radical with Dichlorobiphenyls, 1-Chlorodibenzo-p-dioxin, 1,2-Dimethoxybenzene, and Diphenyl Ether: Estimation of OH Radical

Reaction Rate Constants for PCBs, PCDDs, and PCDFs. Environmental Science & Technology, 29(6), 1591–1598. https://doi.org/10.1021/es00006a024.

Li, J.F., Dong, H., Xu, X., Han, B., Li, X.G., Zhu, C.Z., Zhang, D.H., 2016. Prediction of the bioaccumulation of PAHs in surface sediments of Bohai sea, China and quantitative assessment of the related toxicity and health risk to humans. Mar. Pollut. Bull. 104 (1–2), 92–100.

Li, Q., Yang, K., Li, J., Zeng, X., Yu, Z., Zhang, G., 2018. An assessment of polyurethane foam passive samplers for atmospheric metals compared with active samplers. Environ. Pollut. 236, 498–504. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.043.

Lin, X.Q., et al., 2020. Long-term monitoring of PCDD/Fs in soils in the vicinity of a hazardous waste incinerator in China: temporal variations and environmental impacts. Sci. Total. Environ. 713, 136717.

Liu, L.-Y., et al., 2016. Research on persistent organic pollutants in China on a national scale: 10 years after the enforcement of the Stockholm Convention. Environ. Pollut. 217, 70–81.

Lohmann, R., Green, N. J. L., & Jones, K. C. (1999). Detailed Studies of the Factors Controlling Atmospheric PCDD/F Concentrations. Environmental Science & Technology, 33(24), 4440–4447. https://doi.org/10.1021/es990258t.

Lopez, A., Coscoll a, C., Hernandez, C.S., Pardo, O., Yusa, V., 2021. Dioxins and dioxinlike PCBs in the ambient air of the Valencian region (Spain): levels, human exposure, and risk assessment. Chemosphere 267, 128902. https://doi.org/10.1016/j. chemosphere.2020.128902.

Lv, J.Y., Dong, H.J., Geng, Y., Li, H.F., 2020. Optimization of recyclable MSW recycling network: a Chinese case of Shanghai. Waste Manag. 102, 763–772.

Mackay, G., (2001), "Dioxin Characterisation , Formation and Minimisation During Municipal Solid Waste Incineration " : Review.

Mari M, Schuhmacher M, Feliubadaló J, Domingo JL (2008) Air concentrations of PCDD/Fs, PCBs and PCNs using active and passive air samplers. Chemosphere 70:1637–1643.

Mark, J. (1999). Polymer Data Handbook. New York, USA, 1274. doi:10.1021/ja907879q

Mazur, J. F.; Podolak, G. E.; Esposito, G. G.; Rinehart, D. S.; Glenn, R. E. Evaluation of a passive dosimeter for collection of 2-bromo-2-chloro-1,1,1-trifluoroethane and 2-chloro-1,1,2- trifluoroethyl difluoromethyl ether in hospital operating-rooms. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 1980, 41, 317-321.

McCammon, C. S.; Edwards, S. L.; Hull, R. D.; Woodfin, W. J. A comparison of 4 personal sampling methods for the determination of mercury vapor. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 1980, 41, 528-531.

Melymuk, L., Bohlin-Nizzetto, P., Prokes, R., Kukucka, P., Klanova, J., 2016. Sampling artifacts in active air sampling of semivolatile organic contaminants : comparing theoretical and measured artifacts and evaluating implications for monitoring networks. Environ. Pollut. 217, 97e106. https://doi.org/10.1016/j. envpol.2015.12.015.

Melymuk, L., Robson, M., Helm, P. A., & Diamond, M. L. (2011). Evaluation of passive air sampler calibrations: Selection of sampling rates and implications for the measurement of persistent organic pollutants in air. Atmospheric Environment, 45(10), 1867–1875. 17 doi:10.1016/j.atmosenv.2011.01.011.

Menichini, E., Iacovella, N., Monfredini, F., Turrio-Baldassarri, L., 2007. Atmospheric pollution by PAHs, PCDD/fs and PCBs simultaneously collected at a regional background site in Central Italy and at an urban site in Rome. Chemosphere 69, 422–434. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.078.

Mila, A., Cao, R., Geng, N., Zhu, X., Chen, J., 2022. Characteristics of PAHs, PCDD/fs, PCBs and PCNs in atmospheric fine particulate matter in Dalian. China. Chemosphere 288, 132488. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132488.

Milligan M., S., Altwicker E., R., Mechanistic Aspects of the de Novo Synthesis of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Furans in Fly Ash from Experiments Usins-Isotopically Labeled Reagents, Environmental Science Technology, 29, 1353-1358, 1995.

Min Y, Heo J, Lee M (2014) Determination of toxic congeners of 17 PCDDs/PCDFs and 12 dl-PCBs using polyurethane foam passive air samplers in ten cities around Seoul. Sci Total Environ 491–492:17–27.

Mochida Y., Fukata H., Matsuno Y., Mori C., 2007. Reduction of dioxins and polychlorinated biphenyls (PCBs) in human body. Fukuoka Igaku Zasshi, 98(4), 106-115.

Mosca, S., Torelli, G.N., Tramontana, G., Guerriero, E., Rotatori, M., Bianchini, M., 2012. Concentration of organic micropollutants in the atmosphere of Trieste. Italy. Environmental Science and Pollution Research 19 (6), 1927–1935.

Muñoz-Arnanz, J., Roscales, J.L., Vicente, A., Ros, M., Morales, L., Abad, E., Jimenez, B., 2018. Assessment of POPs in air from Spain using passive sampling from 2008 to 2015. Part II: spatial and temporal observations of PCDD/Fs and dl-PCBs. Sci. Total Environ. 634, 1669–1679.

Namiesnik, J, Zabiegala, B., Kot-Wasik, A., Partyka, M., & Wasik, A. (2005). Passive sampling and/or extraction techniques in environmental analysis: a review. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 381: 279-301.

Norris, G., Duvall, R., Brown, S., Bai, S., 2014. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. U.S. Environmental Protection Agency.

Odabasi M., Cetin E., Sofuoglu A., 2006. Determination of octanol–air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: application to gas–particle partitioning in an urban atmosphere. Atmos. Environ. 40, 6615-6625. http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.051.

Ohmori, K.; Ikemi, Y.; Watanabe, S.; Kitazume, M. A simple method for monitoring ozone exposure. Jpn. J. Ind. Health 1980, 22, 249-255.

Pan, S. Y., Liou, Y. T., Chang, M. B., Chou, C. C.-K., Ngo, T. H., & Chi, K. H. (2021). Characteristics of PCDD/Fs in PM2.5 from emission stacks and the nearby ambient air in Taiwan. Scientific Reports, 11(1), 8093. https://doi.org/10.1038/s41598-021-87468-5.

Parera, J., Aristizabal, B.H., Martrat, M.G., Adrados, M.A., Sauló, J., Ábalos, M., Abad, E., 2018. Long-term monitoring programme of polychlorinated dioxins and polychlorinated furans in ambient air of Catalonia, Spain (1994–2015). Sci. Total Environ. 633, 738–744.

Persoon, C.; Peters, T. M.; Kumar, N.; Hornbuckle, K. C., Spatial Distribution of Airborne Polychlorinated Biphenyls in Cleveland, Ohio and Chicago, Illinois. Environ. Sci. Technol. 2010, 44, (8), 2797- 2802.

Pietron, W.J., Warenik-Bany, M., 2023. Terrestrial animal livers as a source of PCDD/fs, PCBs and PBDEs in the diet. Sci. Total Environ. 867, 161508 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161508.

Rahman, Md.M., Shon, Z.-H., Ma, C.-J., Brown, R.J.C., Pandey, S.K., Park, C.G., Bae, I.S., Sohn, J.R., Yoon, H.-O., Kim, K.-H., 2014. Partitioning of dioxins (PCDDs/fs) in ambient air at urban residential locations. Int. J. Environ. Sci. Technol. 11, 1897–1910. https://doi.org/10.1007/s13762-013-0389-7.

Rauert, C.; Harner, T.; Schuster, J. K.; Quinto, K.; Fillmann, G.; Castillo, L. E.; Fentanes, O.; Ibarra, M. V.; Miglioranza, K. S. B.; Rivadeneira, I. M.; Pozo, K.; Puerta, A. P.; Zuluaga, B. H. A., Towards a regional passive air sampling network and strategy for new POPs in the GRULAC region: Perspectives from the GAPS Network and first results for organophosphorus flame retardants. Science of The Total Environment 2016, 573, 1294- 1302.

Rovira, J., Vilavert, L., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2015. Temporal trends in the levels of metals, PCDD/Fs and PCBs in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. Preliminary assessment of human health risks. Waste Manage. 43, 168–175. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.039.

Rubey, W., B, Dellinger., D. L. Hall., S.L. Mazer., (1985), "High Temperature Gas – Phase Formation and Destruction of Polychlorinated Dibenzofurans", Chemosphere 14, 1483-1494.

Rubinstein NI, Pruell RJ, Taplin BK, LiVolsi JA, Norwood CB. 1990. Bioavailability of 2,3,7,8- TCDD, 2,3,7,8- TCDF and PCBs to marine benthos from Passaic River sediments. Chemosphere 20:1097–1102.

Sakan S., Ostojic B., Dordevıc D., 2017. Persistent organic pollutants (POPs) in sediments from river and artificial lakes in Serbia. Journal of Geochemical Exploration, Issue 180, 91-100.

Sakin, F., Farklı Dozlarda 2,3,7,8-Tetraklorodibenzo-p-dioksin Tarafından Ratlarda Beyin, Karaciğer, Böbrek ve Kalp Gibi Dokularda Oluşturulan Oksidatif Stres Üzerine Likopen'in Koruyuculuğu, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi, Elazığ, 2008.

Sanli G., Celik S., Joubi V., Tasdemir Y., 2023. Concentrations, phase exchanges and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) In Bursa-Turkey. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116344.

Santa-Marina, L., Barroeta, Z., Irizar, A., Alvarez, J.I., Abad, E., Munoz-Arnanz, ˜ J., Jim´enez, B., Ibarluzea, J., Urbieta, N., Jimeno-Romero, A., Zubero, M.B., Lertxundi, A., 2023. Characterization of PCDD/F and dl-PCB levels in air in Gipuzkoa (Basque Country, Spain). Environ. Res. 228, 115901 https://doi.org/10.1016/j. envres.2023.115901.

Schecter A. J., Colacino J. A., L.S. Birnbaum, 2011. Dioxins Health Effects. Encylopedia of Environmental Health, 93-101.

Schuster, J.K., Harner, T., Fillmann, G., Ahrens, L., Altamirano, J.C., Aristizábal, B., Bastos, W., Castillo, L.E., Cortés, J., Fentanes, O., Gusev, A., Hernandez, M., Ibarra, M.V., Lana, N.B., Lee, S.C., Martínez, A.P., Miglioranza, K.S.B., Puerta, A.P., Segovia, F., Siu, M., Tominaga, M.Y., 2015. Assessing polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in air across Latin American countries using polyurethane foam disk passive air samplers. Environ. Sci. Technol. 49, 3680–3686.

Shen, H., Guan, R., Ding, G., Chen, Q., Lou, X., Chen, Z., Zhang, L., Xing, M., Han, J., & Wu, Y. (2017). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PCDD/Fs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Zhejiang foods (2006–2015): Market basket and polluted areas. The Science of the Total Environment, 574, 120–127. https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2016.09.038.

Shoeib, M., & Harner, T. (2002). Characterization and comparison of three passive air samplers for persistent organic pollutants. Environmental Science & Technology, 36(19), 4142–4151. doi: 10.1021/es020635t.

Sofuoglu, A., Cetin, E., Bozacioglu, S. S., Sener, G. D., & Odabasi, M. (2004). Short-term variation in ambient concentrations and gas/particle partitioning of organochlorine pesticides in Izmir, Turkey. Atmospheric Environment, 38(27), 4483–4493. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.05.036.

Soumita M., Simonetta C., Karla P., Ondrej A., Kumar S., S., Jayanta K. B., 2019. Characterization, source identification and risk associated with polyaromatic and chlorinated organic contaminants (PAHs, PCBs, PCBzs and OCPs) in the surface sediments of Hooghly estuary, India. Chemosphere, 221, 154-165.

Ssebugere, P., Sillanpaa, M., Matovu, H., Mubiru, E., 2019. Human and environmental exposure to PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Africa: A review. Chemosphere 223, 483–493. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.065.

Sun, J.L., Jing, X., Chang, W.J., Chen, Z.X., Zeng, H., 2015. Cumulative health risk assessment of halogenated and parent polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particulate matters in urban air. Ecotoxicol. Environ. Saf. 113, 31–37.

Sunesson, Anna-Lena. "Passive sampling in combination with thermal desorption and gas chromatography as a tool for assessment of chemical exposure." Comprehensive Analytical Chemistry 48(2007): 57-83.

Syed, J. H.; Malik, R. N.; Liu, D.; Xu, Y.; Wang, Y.; Li, J.; Zhang, G.; Jones, K. C., Organochlorine pesticides in air and soil and estimated air- soil exchange in Punjab, Pakistan. Science of the Total Environment 2013, 444, 491- 497.

Tang, H.Y., Cui, K.P., Xing, J., Zhu, J.N., Lee, W.J., Mwangi, J.K., Lee, Y.C., 2017. Part I: PM2.5 and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in the ambient air of southern China. Aerosol Air Qual. Res. 17, 1550–1569. https://doi. org/10.4209/aaqr.2017.03.0117.

Tian, Y., Nie, Z., Tian, S., Liu, F.,He, J., Yang, Y., Wang, X., Die, X., Fang, Y., Huang, Q., 2015. Passive air sampling for determining the levels of ambient PCDD/Fs and their seasonal and spatial variations and inhalation risk in Shanghai, China.

Trinh, M.M., Tsai, C.L., Hien, T.T., Thuan, N.T., Chi, K.H., Lien, C.G., Chang, M.B., 2018. Atmospheric concentrations and gas-particle partitioning of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs around Hochiminh city. Chemosphere 202, 246–254.

UNEP. 2017. The 16 New POPs: An introduction to the Chemicals Added to the Stockholm Convention as Persistent Organic Pollutants by the Conference of the Parties. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Geneva: United Nations Environment.

US EPA, 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) (doi:EPA/540/1-89/ 002/ (assessed 20 March 2019).

US EPA, 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition (doi:EPA/600/R-090/052F/ (assessed 20 March 2019).

Valcke, M., Bourgault, M.H., Rochette, L., Normandin, L., Samuel, O., Belleville, D., Phaneuf, D., 2017. Human health risk assessment on the consumption of fruits and vegetables containing residual pesticides: a cancer and non-cancer risk/benefit perspective. Environ. Int. 108, 63–74.

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., Peterson, R.E., 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol. Sci. 93, 223–241. https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055.

van Drooge, B.L., Abalos, M., Abad, E., Adrados, M.A., Gomez, A., Gall´es, P., Grimalt, J. O., 2021. Qualitative and quantitative changes in traffic and waste incineration PCDD/fs in urban air and soils under different seasonal conditions (metropolitan area of Barcelona). Sci. Total Environ. 753, 142149 https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2020.142149.

Venier, M., Ferrario, J., Hites, R.A., 2009. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the atmosphere around the Great Lakes. Environ. Sci. Technol. 43, 1036–1041. https://doi.org/10.1021/es802644w.

Vernez, D., Oltramare, C., Sauvaget, B., Demougeot-Renard, H., Aicher, L., Roth, N., Rossi, I., Radaelli, A., Lerch, S., Marolf, V., Berthet, A., 2023. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) soil contamination in Lausanne, Switzerland: combining pollution mapping and human exposure assessment for targeted risk management. Environ. Pollut. 316, 120441 https://doi. org/10.1016/j.envpol.2022.120441.

Vilavert L, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL (2014) Seasonal surveillance of airborne PCDD/Fs, PCBs and PCNs using passive samplers to assess human health risks. Sci Total Environ 466–467: 733–740.

Wania, F., Haugen, J.E., Lei, Y.D., Mackay, D., 1998. Temperature dependence of at mospheric concentrations of semivolatile organic compounds. Environ. Sci. Technol. 32, 1013e1021.

Wei, J., et al., 2022. Curbing dioxin emissions from municipal solid waste incineration: China's action and global share. J. Hazard. Mater. 435, 129076.

Wei, W., Junhong, B., Guangliang, Z., Jia, J., Xin, W., Xinhui, L., Baoshan, C. 2019. Occurrence, sources and ecotoxicological risks of polychlorinatedbiphenyls (PCBs) in sediment cores from urban, rural andreclamation-affected rivers of the Pearl River Delta, China. Chemosphere, 359-367.

Wilford, B. H.; Harner, T.; Zhu, J. P.; Shoeib, M.; Jones, K. C. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: Implications for sources and exposure. Environ. Sci. Technol. 2004, 38, 5312-5318.

Xu, P., Chen, Z., Wu, L., Chen, Y., Xu, D., Shen, H., et al., 2019. Health risk of childhood exposure to PCDD/Fs emitted from a municipal waste incinerator in Zhejiang, China. Sci. Total Environ. 689, 937–944.

Yamada, E., Kimura, M., Tomozawa, K., & Fuse, Y. (1999). Simple Analysis of Atmospheric NO2, SO2, and O3 in Mountains by Using Passive Samplers. Environmental Science & Technology, 33(23): 4141-4145.

Yan, W., Qiaonan, Z., Yuwei, Z., Hongxia, Z., Feng, T., Xiaowei, W., Jingwen, C., 2019. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the air of Dalian, China: Correlations with six criteria air pollutants and meteorological conditions.

Yashika Dewani, DECHLORINATION OF POLYCHLORINATED DIBENZO-P-DIOXINS IN THE WATERSHED OF THE NEW YORK/NEW JERSEY HARBOR, Master of Science Graduate Program in Environmental Sciences, New Brunswick, New Jersey, 2016.

Yin, F., He, Z., Song, Z., Zhang, W., Li, X., Qin, B., Zhang, L., Su, P., Zhang, J., Kitazawa, D., 2022. Gas-particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons from oil combustion involving condensate, diesel and heavy oil. Ecotoxicol. Environ. Saf. 242, 113866 https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113866.

Yoshida, K., Ikeda, S., Nakanishi, J., Tsuzuki, N., 2001. Validation of modeling approach to evaluate congenerspecific concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in air and soil near a solid waste incinerator. Chemosphere 45, 1209–1217.

Yu, J., Li, H., Liu, Y., Wang, C., 2023. PCDD/fs in indoor environments of residential communities around a municipal solid waste incineration plant in East China: occurrence, sources, and cancer risks. Environ. Int. 174, 107902 https://doi.org/ 10.1016/j.envint.2023.107902.

Zain, S.M.S.M., Latif, M.T., Baharudin, N.H., Anual, Z.F., Mohd Hanif, N., Khan, M.F., 2021. Atmospheric PCDDs/PCDFs levels and occurrences in Southeast Asia: a review. Sci. Total Environ. 783, 146929 https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2021.146929.

Zhang, B., Guo, M., Liang, M., Gu, J., Ding, G., Xu, J., Shi, L., Gu, A., Ji, G., 2023. PCDD/ F and DL-PCB exposure among residents upwind and downwind of municipal solid waste incinerators and source identification. Environ. Pollut. 331, 121840 https:// doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121840.

Zhang, X. Passive Air Samplers for Semivolatile Organic Compounds: Experiments, Modeling, and Field Application, University of Toronto, 2012.

Zhou, Q., Yang, J.X., Liu, M.M., Liu, Y., Sarnat, S., Bi, J., 2018. Toxicological risk by inhalation exposure of air pollution emitted from China's municipal solid waste incineration. Environ. Sci. Technol. 52, 11490–11499.