



# Kuzu Dokularında Endokrin Bozucu Klorlu Kimyasal Varlığının Gaz Kromatografi Kütle Spektrometrisi ile Saptanması ve Cinsiyetin Etkisi

Özgür Kuzukıran<sup>1\*</sup>, Ayhan Filazi<sup>2</sup>, Pınar Arslan<sup>2</sup>, Begüm Yurdakök-Dikmen<sup>2</sup>, İlker Şimşek<sup>3</sup>, Yağmur Turgut<sup>2</sup>

\*1Çankırı Karatekin Üniversitesi, Eldivan Sağlık Hizmetleri Meslek Yüksekokulu, Veterinerlik Bölümü, 18700 Eldivan, Çankırı  
2Ankara Üniversitesi, Veteriner Fakültesi, Ziraat, Şht. Ömer Halisdemir Blv, 06110 Altındağ/Ankara  
3Çankırı Karatekin Üniversitesi, Eldivan Sağlık Hizmetleri Meslek Yüksekokulu, Tıbbi Hizmetler ve Teknikler Bölümü, Çankırı,

Received 24.09.2019 Accepted 05.11.2019

## Özet

Vücuttaki endokrin reseptörlerine bağlanıp bunları aktive veya bloke ederek doğal hormonların sentez/parçalanmasını değiştiren endokrin bozucu kimyasallarla ilgili çalışmaların geçmişi 1950'li yıllara kadar gitmektedir. Günümüzde yasaklı olan ama bir dönem yoğun olarak kullanılan organik klorlu pestisitler (OCP), poliklorlu bifeniller (PCB) ve polibromlu difeniller (PBDE) stabilitelelerinin yüksek olması ve yağda birikme özellikleri nedeniyle doğada uzun süre kalmaktadırlar. Bu bileşiklerin biyoakümülyasyon ve biyomagnifikasyon nedeniyle gıda zincirine girdikten sonra miktarları sürekli artmaktadır. İnsanların bu kimyasallara maruziyetinin %90'ı bulaşık gıdalarla olmaktadır. Bu çalışmada 14 OCP ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ -heksaklorosikloheksan, heksaklorobenzen, 4,4'-diklorodifenil dikloroetan, 4,4'-diklorodifenil dikloroeten, 2,4'-diklorodifenil trikloroetan, 4,4'-diklorodifenil trikloroetan, heptaklor, aldrin, dieldrin,  $\alpha$ -endosülfan,  $\beta$ -endosülfan, metoksiklor), 7 PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) ve 6 PBDE (17, 47, 66, 100, 153, 183)'in kuzu eti ve yağdaki miktarları ve cinsiyetin buna olan etkisi araştırılmıştır. Kullanılan yöntem SANCO 12571/2013 ve EUROCHEM 2014 Validasyon Kılavuzu'na göre valide edilmiştir. Yapılan analizler neticesinde toplamda erkek hayvanlara ait örneklerin %75'inde, dişi hayvanlara ait örneklerin ise %33.3'ünde endokrin bozucu kimyasal kalıntısına rastlanmıştır. Analiz edilen örneklerin tamamında PCB tespit edilmiştir. Heksaklorosikloheksan ve 4,4'-diklorodifenil trikloroetan ile PCB52 kendi grupları içinde en sık rastlanılan kimyasallar olurken PBDE'lerden sadece PBDE17 tespit edilmiştir. Kalıntı görülme sıklığı erkeklerde daha fazla iken tespit edilen miktarların dişi hayvanlara ait örneklerde daha yüksek olduğu görülmüştür. Çalışma sonunda bulunan tüm kalıntı seviyelerinin Türk Gıda Kodeksi ve Avrupa Birliği'nin ilgili yönetmeliklerinde belirtilen seviyelerin altında olduğu belirlendi.

Anahtar Kelimeler: Endokrin bozucu kimyasal, PBDE, PCB, organik klorlu pestisitler, GC-MS, kuzu eti.

## Abstract

The history of endocrine disrupting chemicals that alter the synthesis/degradation of natural hormones by binding or activating endocrine receptors in the body goes back to the 1950s. Organochlorine pesticides (OCP), Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), which are currently banned but are used extensively for a period, remain in nature for a long time due to their high stability and oil deposition properties. Due to bioaccumulation and biomagnification, the amounts are constantly increasing after entering the food chain. People's exposure (90%) to these chemicals comes from foods. We investigated the contamination of 14 OCPs ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane, hexachlorobenzene, 4,4'-dichlorodiphenyl dichloroethane, 4,4'-dichlorodiphenyl dichloroethylene, 2,4'-dichloro diphenyl trichloroethane, 4,4'-dichloro diphenyl trichloroethane, heptachlor, aldrin, dieldrin,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, methoxychlor), 7 PCBs (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) and 6 PBDEs (17, 47, 66, 100, 153, 183) in lamb meat and fat and the effect of sex on their levels. The method used was validated according to SANCO 12571/2013 and EUROCHEM 2014 Verification Manual. Endocrine disrupting chemicals residues were found in 75% of males and 33.3% of females samples. The residual contents of the PCBs detected in all of the samples. While hexachlorobenzene, 4,4'-dichloro diphenyl trichloroethane and PCB52 were the most common residues among the their groups, whereas only PBDE17 was detected in the PBDEs. Although the incidence of residues is higher in the male animals, the detected amount is higher in the female animals. All residues levels were below the level specified The Turkish Food Codex and The European Union Regulations.

Keywords: Endocrine disrupting chemical, PBDE, PCB, organochlorine pesticides, GC-MS, lamb meat.

\* Corresponding author: Özgür Kuzukıran, ozgurkuzukiran@karatekin.edu.tr / 0533 2594640 / Fax : 0376 3112042

## Giriş

Endokrin bozucu kimyasallar (EBK), Amerika Birleşik Devletleri (ABD) Çevre Koruma Ajansı (US-EPA) tarafından, homeostazis, üreme, gelişim ve /veya davranışın korunmasından sorumlu olan doğal hormonların sentezlenmesi, salgılanması, taşınması, bağlanması veya parçalanmasına müdahale eden insan üretimi veya doğal olarak bulunabilen bileşenler olarak tanımlanmıştır.<sup>1</sup> Bu kimyasallar vücuttaki endokrin reseptörlerine bağlanıp bunları aktive veya bloke ederek doğal hormonların sentez/parçalanmasını değiştirmektedirler. Böylece normal endokrin fonksiyonlarının artmasına veya azalmasına neden olmaktadır.<sup>2</sup>

Hayvan yemlerinde kullanılan bazı kimyasalların insanların vücuduna da geçebileceği ve endokrin sistemi etkileyebileceği yaklaşımının geçmişi 1950'li yıllara kadar gitmektedir. O yıllardan 1970'li yıllara kadarki zamanda yapılan çalışmalarda, insan ve vahşi yaşamdaki canlılarda görülen üreme sistemi bozuklukları ve kanserlerin oluşumuyla bazı kimyasal madde gruplarının bağlantılı oldukları ortaya konmaya başlanmıştır. Bu gruplardan polibromlu difenil eterler (PBDE), yanma olasılığını azaltmak ve ürünler alev alırsa yanma hızını yavaşlatmak için plastiklere, poliüretan köpüğe, tekstillere ve elektronik ekipmanlara eklenmiş alev geciktirici kimyasallardır.<sup>3</sup> Bir diğer grup olan poliklorlu bifenillerin (PCB), kauçuk ve reçinelerde, karbonsuz kopya kağıdında, yapıştırıcılarda, balmumu uzatma maddelerinde, tozsuzlaştırma maddelerinde, boyalarda ve mürekkeplerde plastikleştirici olarak kullanılmalarını, kapalı hidrolik sistemlerde, ısı transfer sıvıları ve yağlayıcılardaki kullanımları izlemiştir. En son olarak da kapasitörlerde ve transformatörlerde kullanılmışlardır.<sup>4</sup> Organik klorlu pestisitler (OCP) ise ilk zamanlar sıtma ve tifüsün kontrolünde başarılı bir şekilde kullanılmış, ancak çoğu gelişmiş ülkede yasaklanmıştır. Farklı pestisitlerin kullanımına ilişkin istatistikler kullanılan tüm pestisitlerin %40'ının OCP olduğunu göstermektedir.<sup>5</sup>

Yasaklanmış olmalarına rağmen kalıntılarında başta toprak, su, hava olmak üzere hayvan ve insan dokularında hala rastlanan OCP, PCB ve PBDE stabiliteilerinin yüksek olması, lipofilik özellikleri ve vücuttan yavaş elimine edilmeleri nedeniyle canlıların yağ dokusunda birikme eğiliminde oldukları belirtilmiştir.<sup>6</sup>

Gıda zincirine herhangi bir noktadan girdiklerinde biyoakümülyasyon nedeniyle miktarlarının sürekli arttığı, bu maddelere maruziyet nedeniyle balıklarda, timsahlarda, foklarda ve kuşlarda üreme ve bağışıklık sisteminin etkilediği bildirilmiştir.<sup>7</sup>

Biyoakümülyasyona bağlı olarak özellikle balık ve hayvansal yağlardaki artan miktarlarının bunları tüketen insanların sağlığı açısından risk oluşturacak seviyelere çıkabildiği be-

lirlenmiştir.<sup>8</sup> İnsanların büyüme ve gelişme dönemi boyunca bu maddelere değişik miktarlarda tek tek veya birlikte maruz kalmasına bağlı olarak üreme sistemi başta olmak üzere (cinsel olgunluğa erken erişmek, endometriyoz, prostat ve endometriyum kanseri), doğum anomalileri, obezite, sinir ve bağışıklık sistemi bozuklukları, diyabet ve gelişim bozukluklarının ortaya çıktığı, ileriki dönemlerde maruz kalmaya bağlı olarak ise farklı doku kanserleri, tiroid ve hipofiz bezi düzensizlikleri geliştiği bildirilmiştir.<sup>9,10</sup>

Yapılan çalışmalar insanların bu kimyasallara maruziyetlerinin %90'ının gıdalar yoluyla olduğunu ortaya koymaktadır. Gıdalar içinde ise balık ve balık yağından sonra kalıntı miktarının en yüksek olduğu gıdaların çiftlik hayvanlarının dokuları ve bunlardan yapılan hayvansal ürünler olduğu bildirilmiştir.<sup>11</sup> Yapılan bir diğer çalışmada vücuda alınan toplam PCB ve PBDE'nin %15'lik kısmının et ve et ürünleri yoluyla olduğu belirlenmiştir. Et ürünleri içinde ise en yüksek miktarda EBK içeren grubun domuz eti ve ürünleri olduğu, bunu kırmızı et ve ürünlerinin takip ettiği, kanatlı et ve ürünlerinin ise en az içeren grup olduğu gösterilmiştir.<sup>12</sup>

Farklı yaş ve cinsiyetteki sığırlara ait yağ dokularıyla yapılan bir çalışmada yağ dokudaki EBK miktarı ile yaş arasında bir korelasyon olduğu, yine dişi hayvanlarda erkeklere göre miktarın arttığı tespit edilmiştir.<sup>13</sup> Belçika'da insan yağ dokuları ve karaciğerlerinde yapılan bir çalışmada toplam PBDE (28, 47, 99, 100, 153, 154 ve 183) düzeylerinin sırasıyla 5.3+3.0 ve 3.6+2.1 ng/g, toplam PCB (23 bileşik) düzeylerinin ise yine sırasıyla 490 ve 380 ng/g olarak belirlendiği bildirilmiştir. Yaş grupları arasında yaptıkları karşılaştırmada PBDE'lerin konsantrasyonunun yaşla ilgili olmadığı ama PCB'lerin birikiminin yaşla birlikte arttığı ileri sürülmüştür. Ayrıca insanların sığırlara göre gıda zincirinin daha üst basamağında yer alması ve dokularında daha fazla bileşiği biriktirmesinden kaynaklandığını ifade edilmiştir.<sup>14</sup>

Yukarıda belirtildiği gibi tür, yaş ve cinsiyet hayvan dokularında EBK birikiminde farklılıklara neden olabilmektedir. Bu etkenlerin kuzu dokularındaki kalıntı düzeylerini de değiştirebileceği düşünülmektedir. Bilgilerimize göre kuzu dokularında EBK birikim miktarları ile cinsiyet ve yaşa bağlı farklılıkları ortaya koyan sınırlı sayıda araştırma bulunmaktadır. Türkiye'de ise kuzu eti ve yağ dokusundaki EBK'ların durumunu göstermeye yönelik herhangi bir araştırmaya rastlanmamıştır. Bu çalışmada düşük yağ içeriği ve lezzet açısından özellikle tercih edilen ve beslenmede Türkiye'de önemli bir yer tutan kuzu eti ile hayvansal gıda ürünlerinin imalatında kullanılan kuzu yağlarında, insan sağlığı açısından risk oluşturabilecek EBK'ların miktarı ve cinsiyete bağlı farklılıkların araştırılması amaçlanmıştır.

## Gereç ve Yöntem

### Örnekler

Çalışma için Ankara ilinde yetiştirilen ve kesim için kesimhaneye getirilen 12 aydan küçük 12 erkek ve 12 dişi karışık ırk kuzudan 100 g'dan az olmayacak şekilde kas dokusu ve böbrek çevresi yağı alınmış, toplamda 24 kas ve 24 yağ dokusu olmak üzere 48 adet örnek alınmıştır. Örnekler analiz edilene kadar derin dondurucuda -20 °C'de saklanmıştır.

### Kimyasallar

Bütün kimyasallar analitik saflıkta seçilmiştir. n-hekzan (HEX), izooktan (IZO), toluen (TOL), asetonitril (ACN), sodyum sülfat (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) ve magnezyum sülfat (MgSO<sub>4</sub>) Sigma Aldrich (Steinheim, Almanya), primer sekonder amin (PSA) ve C18 ise toz olarak Agilent Technologies (Santa Clara, ABD)'den alınmıştır.

Analitik PCB standartları (PCB28, PCB30, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153, PCB180 ve PCB209) ve OCP standartları [alfa-hekzaklorosikloheksan ( $\alpha$ -HCH), beta-hekzaklorosikloheksan ( $\beta$ -HCH), gama-hekzaklorosikloheksan ( $\gamma$ -HCH), hekzaklorobenzen (HCB), 4,4'-diklorodifenil dikloroetan (4,4'-DDD), 4,4'-diklorodifenil dikloroetilen (4,4'-DDE), 2,4'-diklorodifenil trikloroetan (2,4'-DDT), 4,4'-diklorodifenil trikloroetan (4,4'-DDT), heptaklor (HEP), aldrin (ALD), dieldrin (DIELD), alfa-endosülfan ( $\alpha$ -END), beta-endosülfan ( $\beta$ -END) ve metoksiklor (MET)] Dr. Ehrenstorfer Laboratories (Augsburg, Almanya), PBDE standartları (PBDE17, PBDE47, PBDE66, PBDE100, PBDE153, PBDE183) Wellington Laboratories (Guelph, Kanada), izotop işaretli PCB153 (<sup>13</sup>C<sub>12</sub>) Cambridge Isotope Laboratories (Andover, MA, Birleşik Devletler)'den alınmıştır. PCB209 ve izotop işaretli PCB153 (<sup>13</sup>C<sub>12</sub>) internal standart, PCB30 ise enjeksiyon internal standardı olarak kullanılmıştır. Standart stok çözeltileri 100 ng/g derişiminde ACN'de, internal standart çözeltisi 100 ng/g derişiminde TOL içinde, enjeksiyon internal standardı ise 500 ng/g derişiminde IZO'da hazırlanarak -40 °C'de saklandı.

### Ekstraksiyon

Örneklerin ekstraksiyonunda laboratuvarımızda valide edilen yumurtadaki bazı kalıcı organik bileşiklerin belirlenmesine yönelik yöntem değerlendirilip Soxhlete ekstraksiyonuyla birleştirilerek analiz için uyarlandı.<sup>15</sup>

Temizleme işleminde kullanılacak kartuşları hazırlamak için 3 ml'lik cam kolonlar önce hekzan ve diklorometan ile temizlendi. Ardından içlerine tabandan tepeye doğru sırasıyla 500 mg C18, 200 mg PSA ve 200 mg MgSO<sub>4</sub> konuldu.

Homojenize edilen her bir örnekten 10 g alınarak, 10 g Na-

<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ile karıştırılıp internal standartlar ilave edildi. Soxhlet cihazında 300 ml HEX ile 4 saat yağ özütlemesi yapıldı. Çözücü, evaporatörde (35 °C) uçurulduktan sonra kalan kısımdan 1 g alınarak cam tüpe aktarıldı. Üzerine 7 ml ACN eklenerek 20 dakika 35 °C'lik sonik banyoda bekletildi. Bu şekilde elde edilen özüt, -20 °C'de 4000 rpm devirde 45 dk santrifüj edildi. Süpernatant kısım alınarak azot altında 40 °C'de 1 ml kalana kadar uçuruldu. Önceden hazırlanmış ve 4x1 ml ACN ile şartlandırılan kartuştan cam tüpteki 1 ml'lik özüt geçirilip, 4 ml ACN geçirilerek cam bir tüpe toplandı. Azot altında 40 °C'de yapılan uçurma işleminin ardından, kuru kalıntı 90 µl izooktan ile çözdürülüp 10 µl enjeksiyon internal standardı ilave edilerek cihaza verildi.

### Enstrümantal Analiz

Analitlerin ayrımı için DB-5MS kapillar kolon (30m × 0.25 mm i.d., 0.25 µm film kaplı) (Agilent Technologies, Palo Alto, CA, Amerika Birleşik Devletleri) ve Thermo Finnigan Trace GC Polaris Q gaz kromatografi kütle spektrometresi (GC-MS) (San Jose, California, ABD) cihazı splitless moda kullanıldı. Kütle dedektörü 250°C, transfer hattı 270°C, enjeksiyon bloğu ise 280 °C sıcaklığa ayarlandı. Mobil faz olarak analitik saflıkta helyum gazı (%99.995) kullanıldı. Akış hızı 1.0 ml/ dk olarak ayarlandı.

GC-MS analiz programı olarak Kuzukıran ve ark. (2018) tarafından belirtilen program kullanıldı. GC-MS fırın sıcaklığı başlangıçta 70°C'de 2 dk tutuldu. Daha sonra dk'da 25°C artırılarak 150°C'ye getirildi. Buradan dk'da 5°C artırılarak 200°C'ye çıkarıldı. Burada 5 dk tutulduktan sonra dk'da 5°C artarak 270 °C'ye yükseltildi. Ardından hiç beklemeden dk'da 25°C artırılarak 290°C'ye getirildi ve 7 dk bekletildi. Toplam program uzunluğu 44 dk olarak hesaplandı. Solvent gecikme zamanı, solvent pikinin atlanması için 11 dk olarak ayarlandı. Kütle taraması için 70 eV enerji uygulanarak 100- 800 m/z arasındaki iyonlar tarandı. Analitlerin analizi ve doğrulanması bir niceleyici ve 2 niteleyici iyon kullanılarak Seçici İyon Görüntüleme (SIM) moduna göre hesaplandı.

### Yöntem Validasyonu

Kullanılan yöntemin validasyonu Avrupa Komisyonu Sağlık ve Tüketici Koruma Genel Müdürlüğü'nün (SANCO) 12571/2013 sayılı "Gıda ve Yemlerde Pestisit Kalıntılarının Analizi İçin Analitik Kontrol ve Validasyon Prosedürleri Kılavuzu" ve EUROCHEM'in 2014 yılında güncellediği "Yöntem Validasyonu ve İlişkili Konular Kılavuzu"nda belirtilen kriterlere göre yapıldı.<sup>16</sup> Validasyon kriterlerinden olan doğrusallık (linearity) için 8 farklı derişimde (5, 10, 15, 20, 50, 75, 100 ve 200 ng/g) zenginleştirilmiş örnek çalışıldı. Tespit limiti (Limit of Detection - LOD) ve ölçüm limiti (Limit of Quantification - LOQ) değerlerinin hes-

aplanmasında 10 kör örnek çalışılarak bunların standart sapmalarının sırasıyla 3 ve 10 katı kullanıldı. Özgüllük/seçicilik (specificity/selectivity) belirlenmesi iyon çıkış zamanları ve izlenen iyonların yoğunluk oranlarına dayanılarak yapıldı. Kesinlik (precision) ve geri kazanım (recovery) parametreleri için 3 farklı derişimde yapılan 6 tekrarlı geri kazanım çalışması değerlendirildi. Yöntem validasyonu kuzu böbrek çevresi yağında yapıldı ve analiz edilen et ürünlerindeki yağla matriks etkisinin olup olmadığını belirlemek için iç yağdan elde edilen geri kazanım ve nispi standart sapma (Relative standard deviation – RSD) değerleri, kuzu kas ve böbrek yağından özütlenen yağdaki değerlerle karşılaştırıldı. İstatistik hesaplamaları “R” ve şekiller “ggplot2” paketiyle yapılmıştır.17,18

## Bulgular

### Yöntem Validasyonu Çalışması

Doğrusallık (linearity) hesaplanması için çalışılan spike örneklerinde korrelasyon katsayıları (R2) 0.993-0.999 arasında bulundu. Hesaplanan LOD değerleri OC’lerde 0.169-0.326 ng/g, PCB’lerde 0.183-0.342 ng/g ve PBDE’lerde 0.117-0.195 ng/g; LOQ değerleri ise OC’lerde 0.507-0.978 ng/g, PCB’lerde 0.611-1.026 ng/g ve PBDE’lerde 0.351-0.585 ng/g olarak hesaplandı. Kuzu böbrek çevresi yağından yapılan çalışmalarda geri kazanım değerleri OC’lerde %89.90-106.30, PCB’lerde %95.20-105.40, PBDE’lerde ise %91.50-98.40 bulunmuştur. Kesinlik için hesaplanan %RSD değerleri OC’lerde %3.30-8.37, PCB’lerde %1.70-4.00 ve PBDE’lerde %1.50-3.93 arasında, tekrarlanabilirlik için hesaplanan %RSD değerleri ise OC’lerde %3.83-8.97, PCB’lerde %2.07-4.87 ve PBDE’lerde ise %2.63-5.37 arasındadır (Tablo 1). Elde edilen değerler yukarıda belirtilen kılavuzlarda belirtilen validasyon kriterlerine uygunluk göstermektedir.

### Analiz Sonuçları

Toplamda 24 hayvana ait 48 örnekten yapılan analizde erkek hayvanların %75’i, dişilerin ise %33.33’üne ait örnekte kalıntıya rastlanmıştır. Tespit edilen kalıntıların sıklıklarında (Grafik 1) ve konsantrasyonlarında farklılıklar tespit edilmiştir (Tablo 2 ve 3).

Grup olarak incelendiğinde erkek hayvanlarda OCP görülme sıklığı %41.67 iken dişi hayvanlarda bu oran %16.67’dir. OC’lerden  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH, 4,4’-DDD, 2,4’-DDT hiçbir örnekte tespit edilememiştir. OC’lerden HCB, 2 erkek ve 2 dişi hayvana ait kas ve yağ örneğinde (%16.67) tespit edilmiştir. HCB görülme sıklığında cinsiyet farklılığı görülmemiştir. Erkek hayvanların kas dokusunda 1,31-1,89 ng/g, yağ dokusunda 1.52-1.91 ng/g derişiminde, dişi hayvanların kas dokusunda 0.63-12.93 ng/g, yağ do-

kusunda ise 3.11-16.13 ng/g derişiminde tespit edilmiştir. Erkek hayvanlarda kas örneklerinin %25’inde (0.31-2.08 ng/g), yağ örneklerinin %8.33’ünde (3.35 ng/g) tespit edilen 4,4’-DDE’nin en sık tespit edilen OCP olduğu görülmüştür. Kas örneklerinin %16,67’sinde (13.05-17.06 ng/g), yağ örneklerinin %8.33’ünde (27.29 ng/g) tespit edilen 4,4’-DDT ise en sık tespit edilen ikinci OCP’dir.

Dişilere ait örneklerin %16,67’sinde (0.603-16.13 ng/g) tespit edilen HCB en sık tespit edilen OCP’dir. İkinci en sık tespit edilen OCP ise tek bir yağ örneğinde (33.73 ng/g) tespit edilen 4,4’-DDT’dir. Dişilerde 4,4’-DDE tespit edilememiştir.

PBDE’lerden 47, PBDE66, PBDE100, PBDE153 ve PBDE 183 hiçbir örnekte tespit edilememiştir. Sadece PBDE17 erkek hayvanlara ait tek bir kas dokusunda 1.73 ng/g miktarında ve 2 yağ dokusunda 1.41-1.88 ng/g arasında, dişilerde ise 2 kas dokusu örneğinde 0.76-4.53 ng/g ve 1 yağ dokusunda 5.67 ng/g miktarında tespit edilmiştir.

PCB tespit edilen örneklerde tek tek veya birlikte olmak üzere ve farklı miktarlarda 7 PCB de tespit edilmiştir. Erkek hayvanlara ait örneklerin %50’inde, dişilere ait olanların ise %33.33’ünde PCB bulunmuştur. Erkeklerde en sık tespit edilen PCB kas ve yağ dokularının %50’inde tespit edilen PCB118 ve PCB52 iken dişilerde, örneklerin %25’inde tespit edilen PCB52’dir. PCB118 erkek kas dokusu örneklerinde 0.54-1.20 ng/g, yağ dokusu örneklerinde 0.33-9.51 ng/g iken dişilere ait kas dokusu örneklerinde tespit edilememiş yağ dokusu örneklerinde ise 0.36 ng/g düzeyinde bulunmuştur. Dişilerde en sık tespit edilen PCB 52’nin kas dokusundaki miktarı 0.31-0.69 ng/g, yağ dokusunda 0.75-3.66 ng/g’dır. Erkeklerde PCB52 miktarları kas dokusunda 0.20-2.33 ng/g, yağ dokusunda 0.22-3.12 ng/g arasındadır.

Toplam PCB miktarlarına bakıldığında erkek kas dokusunda 0.59-10.23 ng/g, yağ dokusunda 0.22-19.94 ng/g, dişi kas dokusunda 0.31-38.84 ng/g, yağ dokusunda 0.36-3.66 ng/g düzeyinde oldukları tespit edilmiştir.



Tablo 1. Validasyon parametreleri

Analit	Doğrusallık	r <sup>2</sup>	LOD ng/g	LOQ ng/g	Geri kazanım (%)	Keskinlik (RSD %)	Tekrarlanabilirlik (RSD %)
<b>OC'ler</b>							
α-HCH	5-200	0,994	0,214	0,642	94,3-95,2	6,00	6,50
HCB	5-200	0,997	0,178	0,534	95,3-96,7	4,20	4,63
γ-HCH	5-200	0,993	0,263	0,789	93,0-106,3	6,37	6,90
β-HCH	5-200	0,995	0,277	0,831	94,2-101,5	5,33	6,73
HEP	5-200	0,996	0,228	0,684	97,7-98,4	3,87	4,80
ALD	5-200	0,995	0,312	0,936	91,4-92,2	8,20	8,40
α-END	5-200	0,997	0,183	0,549	94,2-95,1	5,67	6,00
DİELD	5-200	0,995	0,326	0,978	90,1-91,4	8,37	8,97
B-END	5-200	0,996	0,195	0,585	91,7-92,8	5,30	6,27
4,4'-DDE	5-200	0,998	0,186	0,558	97,4-98,2	3,70	4,37
4',4 DDD	5-200	0,995	0,174	0,522	92,1-94,3	3,90	4,53
2',4 DDT	5-200	0,995	0,193	0,579	89,9-91,6	3,83	4,97
4',4 DDT	5-200	0,999	0,169	0,507	94,1-102,1	3,30	3,83
MET	5-200	0,998	0,191	0,573	94,5-95,2	4,37	5,20
<b>PCB'ler</b>							
PCB28	2,5-200	0,997	0,216	0,72	98,6-103,2	1,83	2,07
PCB52	2,5-200	0,998	0,192	0,641	97,8-105,4	1,73	2,40
PCB101	2,5-200	0,998	0,248	0,827	96,5-98,3	2,23	2,93
PCB118	2,5-200	0,997	0,183	0,611	95,8-98,6	2,73	3,10
PCB153	2,5-200	0,999	0,241	0,803	95,4-97,8	1,90	2,57
PCB138	2,5-200	0,999	0,201	0,669	95,2-99,1	1,70	2,10
PCB180	2,5-200	0,997	0,342	1,026	95,8-96,5	4,00	4,87
<b>PBDE'ler</b>							
PBDE17	5-200	0,995	0,132	0,396	94,4-95,3	3,93	5,37
PBDE47	5-200	0,998	0,167	0,501	95,7-96,2	3,23	4,67
PBDE66	5-200	0,998	0,195	0,585	93,5-98,4	3,03	4,70
PBDE100	5-200	0,997	0,187	0,561	97,1-98,4	2,17	3,27
PBDE153	5-200	0,996	0,129	0,387	95,8-96,9	1,50	2,63
PBDE183	5-200	0,995	0,117	0,351	91,5-92,7	3,23	4,67

Tablo 2. Erkek hayvanlara ait örneklerde tespit edilen analit konsantrasyonları.

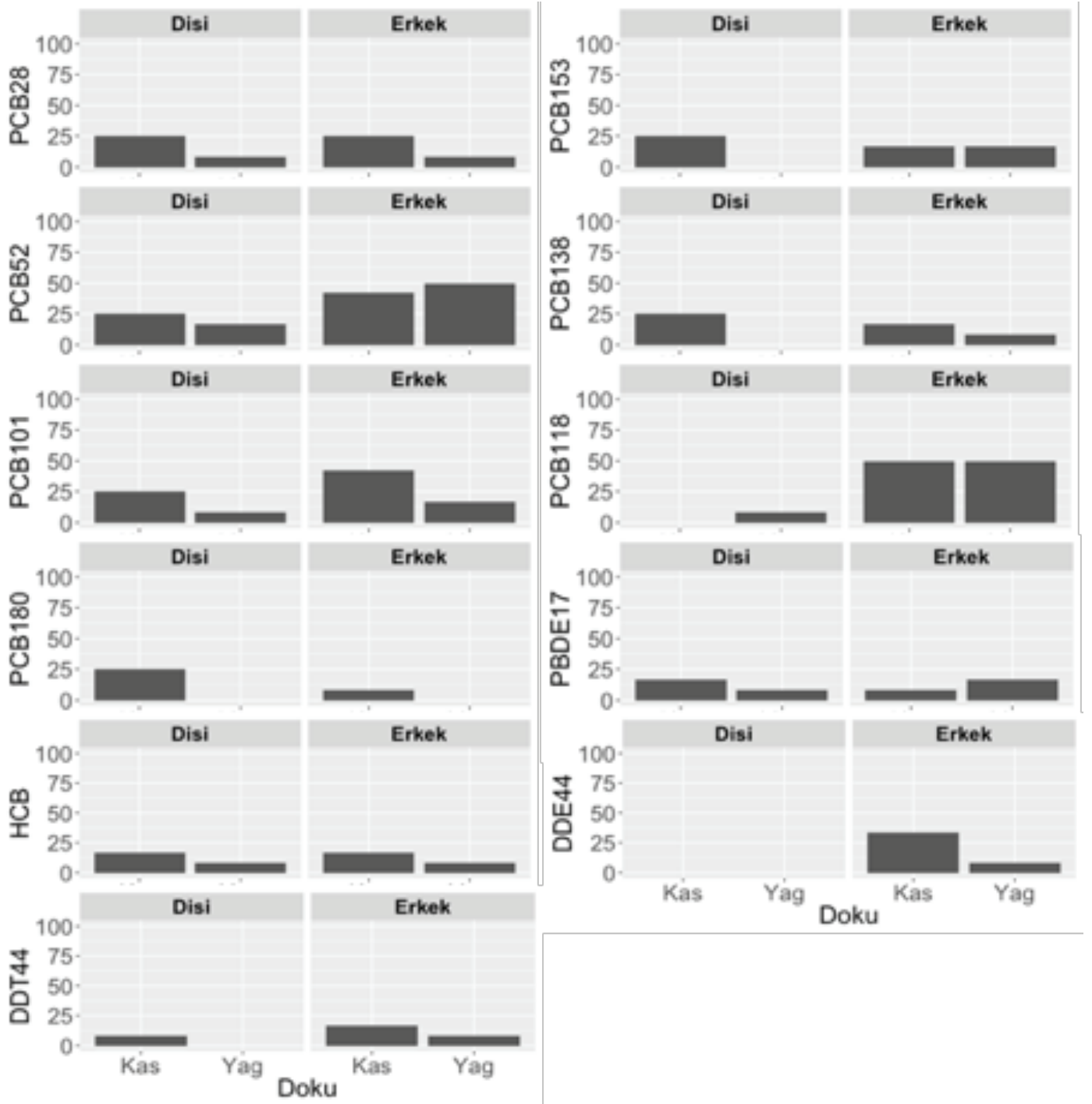
Analit	Doku	Tespit edilen kalıntı konsantrasyonları (ng/g)								
		(n=12)								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>HCB</b>	<b>Kas</b>	*	*	*	*	1,31	*	*	*	1,89
	<b>Yağ</b>	*	*	*	1,52	*	*	*	*	1,91
<b>4,4'-DDE</b>	<b>Kas</b>	*	0,31	2,08	*	0,86	*	*	*	0,33
	<b>Yağ</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	3,35
<b>4,4'-DDT</b>	<b>Kas</b>	*	*	*	*	13,05	*	*	*	17,06
	<b>Yağ</b>	*	*	*	27,29	*	*	*	*	*
<b>ΣDDT</b>	<b>Kas</b>	*	0,31	2,08	*	13,91	*	*	*	17,39
	<b>Yağ</b>	*	*	*	27,29	*	*	*	3,35	*
<b>PCB28</b>	<b>Kas</b>	*	*	0,29	*	0,73	0,93	*	*	*
	<b>Yağ</b>	*	*	*	*	*	*	*	3,74	*
<b>PCB52</b>	<b>Kas</b>	0,2	1,07	0,58	*	0,44	2,33	*	*	*
	<b>Yağ</b>	*	2,24	*	1,06	0,27	3,12	*	3,1	0,22
<b>PCB101</b>	<b>Kas</b>	0,39	*	0,42	*	2,75	6,72	*	*	3,41
	<b>Yağ</b>	*	*	*	2,14	*	*	*	11,34	*
<b>PCB153</b>	<b>Kas</b>	*	*	*	*	0,68	*	*	*	0,41
	<b>Yağ</b>	*	*	*	0,41	*	*	*	1,28	*
<b>PCB138</b>	<b>Kas</b>	*	*	*	*	0,52	0,25	*	*	*
	<b>Yağ</b>	*	*	*	*	*	*	*	0,5	*
<b>PCB118</b>	<b>Kas</b>	0,54	0,6	*	*	1,2	1,12	0,38	*	0,65
	<b>Yağ</b>	2,7	0,33	*	0,83	*	1,72	*	9,51	0,5
<b>PCB180</b>	<b>Kas</b>	*	*	*	*	0,37	*	*	*	*
	<b>Yağ</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<b>ΣPCB</b>	<b>Kas</b>	0,59	1,07	1,29	*	5,5	10,23	*	*	3,82
	<b>Yağ</b>	*	2,24	*	3,61	0,27	3,12	*	19,94	0,22
<b>PBDE17</b>	<b>Kas</b>	*	*	*	*	*	1,73	*	*	*
	<b>Yağ</b>	*	*	*	*	1,88	*	*	1,41	*

\* &lt;LOD olan değerler.

Tablo 3. Dişi hayvanlara ait örneklerde tespit edilen analit konsantrasyonları.

Analit	Doku	Tespit edilen kalıntı konsantrasyonları (ng/g) (n=12)			
		1	2	3	4
HCB	Kas	*	0,603	12,93	*
	Yağ	*	3,11	16,13	*
44-DDT	Kas	*	*	*	*
	Yağ	*	*	33,73	*
ΣDDT	Kas	*	*	*	*
	Yağ	*	*	33,73	*
PCB28	Kas	1,21	17,72	25,17	*
	Yağ	0,38	*	*	*
PCB52	Kas	0,38	0,69	*	0,31
	Yağ	0,75	*	3,66	*
PCB101	Kas	0,93	8,92	3,9	*
	Yağ	1,45	*	*	*
PCB153	Kas	*	0,84	1,43	*
	Yağ	*	*	*	*
PCB138	Kas	0,22	0,82	2,45	*
	Yağ	*	*	*	*
PCB118	Kas	*	*	*	*
	Yağ	*	0,36	*	*
PCB180	Kas	0,14	1,8	2,23	*
	Yağ	*	*	*	*
ΣPCB	Kas	2,87	30,79	38,84	0,31
	Yağ	2,58	0,36	3,66	*
PBDE17	Kas	0,76	*	4,53	*
	Yağ	*	*	5,67	*

\* &lt;LOD olan değerler.



Gratik 1. Erkek (n=9) ve dişi (n=4) hayvanlara ait örneklerde tespit edilen analitlerin sıklığı (%).



## Tartışma

Dişilerde tespit edilen OCP konsantrasyonlarının daha yüksek olması metabolizma hızlarının daha düşük olmasına bağlanmaktadır. Erkeklerde 4,4'-DDT görülme sıklığı, dişilerde ise miktarı daha fazladır. DDE'nin canlı organizmalarda DDT'nin deklorinizasyonu ile oluştuğu, doğadaki DDT'nin DDE'ye dönüştürülmesinin çok uzun zaman alan bir süreç olduğu bildirilmiştir.<sup>19</sup> DDT/DDE oranından ise DDT'nin ne kadar zaman önce kullanıldığını belirlemede yararlanıldığı belirtilmiştir.<sup>20</sup> Hayvanların genç olması da göz önüne alındığında örneklerde tespit edilen DDT miktarlarının DDE'den yüksek bulunması, DDT'ye maruziyetin çok uzak olmayan bir geçmişte olduğunu işaret etmektedir. Dişilerde DDE tespit edilmemesi ile DDT miktarlarının erkeklerden yüksek olması ise metabolizma farklılığının etkisini işaret etmekte, erkeklerde daha hızlı bir dönüşüm olduğunu düşündürmektedir. Marketlerden alınan koyun etinde yapılan taramada mevcut çalışmadakinden daha düşük düzeyde 4,4'-DDE (0,8 ng/g) tespit edilmiş, 4,4'-DDT tespit edilememiştir.<sup>21</sup> Bu sonuçlar DDT kullanımının sonlandırılmasına bağlı olarak sadece degradasyon ürünü olan 4,4'-DDE'nin tespit edildiğini göstermekte ve mevcut çalışmadaki sonuçların nedenlerini desteklemektedir.

Arnavutluk'ta yapılan bir çalışmada analize alınan et örneklerinde 4,4'-DDT tespit edilmesinin hayvanların yetiştirildiği bölgede daha önceki yıllarda tarımsal amaçla DDT kullanılmasının bir sonucu olduğu belirtilmiştir.<sup>22</sup> Bu durum mevcut çalışmada 4,4'-DDT tespit edilmesinin de aynı sebepten ortaya çıkmasını onaylar niteliktedir.

Erkek hayvanlarda PBDE görülme sıklığı %16.67 ile dişilerle aynıdır. Fakat miktar olarak incelendiğinde dişilerde erkeklere göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Cinsiyete bağlı metabolizma farklılığı bu durumu açıklayabilmektedir.

Marketten alınan et ürünlerinde yapılan bir diğer tarama çalışmasında hemen hemen bütün et ürünlerinde PBDE tespit edilirken, bunların içinde en sık rastlanılanın PBDE47 olduğu belirtilmiştir.<sup>23</sup> Bu durum mevcut çalışmadan elde edilen sonuçlardan ayrılmaktadır. Öte yandan etlerdeki PBDE miktarları ve değişim eğilimini belirlemeye yönelik yapılan survey çalışmasında en sık karşılaşılan 7 PBDE'nin durumu araştırılmış ve bunlar içinde PBDE47 ve PBDE99'un en sık karşılaşılanlar olduğunu belirtilmiştir.<sup>24</sup> Bu sonuçlar önceki çalışma (23) ile uyumlu, mevcut çalışmadan ise farklıdır. İncelemeye alınan PBDE'ler içinde PBDE17'nin olmamasının tespit edilen PBDE'ler arasındaki farklılığın nedenlerinden biri olabileceği düşünülmektedir. Adı geçen bu 2 çalışmada da hayvanların yaş ve cinsiyetinden bahsedilmemektedir. PBDE'lerin yağ dokularına olan ilgisi ve birikme eğilimi göz önüne alındığında mev-

cut çalışmada (PBDE17 dışında) kontaminasyona rastlanmamasının sebebinin genç hayvanlardan örnekleme yapılması olduğu düşünülmektedir. OCP'lerin özellikle kırsal alanlarda kullanıldığı düşünülecek olursa PBDE kirliliği daha çok sanayi bölgeleri ile ilişkilendirilmektedir. Koyun yetiştiriciliği yapılan alanların sanayiden uzak olması PBDE kontaminasyonunun az olmasını açıklamaktadır.

Uzun bir süre boyunca (1929'dan beri) ve çok çeşitli üründe kullanılan PCB'lerin, stabilite ve kalıcılıklarının yüksek olması nedeniyle küresel dolaşıma girerek hiç kullanılmadıkları bölgelerde bile yüksek seviyelerde tespit edildikleri bildirilmektedir.<sup>25</sup> Türkiye'deki kullanım geçmişlerinin sanayileşmiş ülkelerdeki kadar eskiye uzanmadığı göz önüne alındığında tespit edilen PCB'lerin miktarlarına küresel dolaşımın da katkısının olduğu düşünülmektedir. OCP ve PBDE miktarları ile benzer şekilde dişilerde daha yüksek miktarlarda tespit edilmesi ise cinsiyete bağlı metabolizma farklılığını desteklemektedir.

Avrupa Gıda Güvenliği Ajansı (EFSA)'nın 2010 yılında yayınlamış olduğu rapora göre genel olarak PCB153 ve PCB138'in indikatör PCB'ler içinde en sık rastlanılanları olduğu belirtilmektedir.<sup>26</sup> Arnavutluk'ta yapılan çalışmada et ve ürünlerinde PCB153 ve ardından PCB52'nin en sık rastlanan PCB'ler olduğu belirtilmiştir.<sup>22</sup> Mevcut çalışmada PCB52 ve PCB118 en sık tespit edilen PCB'ler olmuştur. PCB118'in sıklığının yüksek çıkmasının hayvanların yetiştirildiği bölgeden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Öte yandan PCB'lerin anaerobik degradasyonu sonucu daha düşük molekül ağırlıklı PCB'lerin oluştuğu bildirilmiştir.<sup>27</sup> Dişilerde ve erkeklerde en sık tespit edilen PCB'nin düşük molekül ağırlıklı PCB52 olması, maruziyetin yeni olmadığını düşündürmektedir.

“Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri Yönetmeliği (25.11.2016 tarih ve 29899 sayılı Resmi Gazete) ve Avrupa Parlamentosu ve Komisyonunun yayınladığı EU 149/2008 sayılı yönetmelikte belirtilen küçükbaş hayvan etinde yağda çözülmüş halde bulunmasına izin verilen en yüksek kalıntı limiti DDT'lerin toplamı için 1000 ng/g, HCB için 200 ng/g olarak belirtilmiştir.<sup>28,29</sup> Tespit edilen HCB ve toplam DDT değerleri bu yönetmeliklerde belirtilen limitlerin altındadır.

EFSA'nın 2010 yılında yayınladığı bilimsel raporda indikatör olarak belirtilen 6 PCB (28, 52, 101, 138, 153 ve 180)'nin küçükbaş hayvan eti ve yağında bulunmasına izin verilen en yüksek kalıntı limiti Türk Gıda Kodeksi Bulaşanlar Yönetmeliği (29.12.2011 tarih ve 28157 sayılı Resmi Gazete) ve Avrupa Parlamentosu ve Komisyonunun yayınladığı EU 1259/2011 sayılı yönetmelikte belirtilmiş olan 40 ng/g/yağ'dır. Tespit edilen toplam indikatör PCB miktarları bu yönetmeliklerde belirtilen limitlerin altındadır.<sup>30,31</sup>

Resmi Gazete'de 29.07.2015 tarih ve 29429 sayı ile yayınlana-

arak yürürlüğe giren 2015/32 sayılı “Türk Gıda Kodeksi Belirli Gıdalarda Dioksinlerin, Dioksin Benzeri Poliklorlu Bifenillerin ve Dioksin Benzeri Olmayan Poliklorlu Bifenillerin Seviyesinin Resmi Kontrolü İçin Numune Alma, Numune Hazırlama ve Analiz Metodu Kriterleri Tebliği” ile Avrupa Parlamentosu ve Komisyonunun yayınladığı EU 589/2014 sayılı yönetmelikte PCB118 için toksik eşdeğerlik faktörü (TEF) 0,00003 olarak belirtilmiştir.<sup>32,33</sup> EU 1881/2006 sayılı yönetmelikte ise koyun eti ve yağında bulunmasına izin verilen PCB118 miktarın 4.5 pg/g yağ olduğu bildirilmiştir. Buna göre PCB118’in tespit edilen en yüksek miktar 9.51 ng/g’dır.<sup>34</sup> Bu değer TEF ile çarpılmasıyla elde edilen 0.285 pg/g yağ değeri günlük alım limitlerinin altındadır.

EPA’nın PBDE’ler için 2017 yılında yayınlamış olduğu kronik oral referans dozları PBDE47, PBDE153 ve pentaBDE’ler (PBDE100) için sırasıyla  $1 \times 10^{-4}$ ,  $1 \times 10^{-4}$  ve  $2 \times 10^{-3}$  mg/kg/gün olarak belirtilmiştir.<sup>35</sup> PBDE17, PBDE60 ve PBDE183 için belirtilmiş bir değer bulunamamıştır. Bu değerler göz önüne alındığında analize alınan örneklerde sağlık açısından riskli miktarda PBDE tespit edilmemiştir. Yapılan çalışma ile kuzuların etlerinin OCP, PCB ve PBDE kontaminasyon seviyelerinin resmi otoritelerce belirtilen üst sınırların altında olduğu belirlenmiştir. Genel olarak bakıldığında erkek hayvanlarda ve yağ dokularında EBK görülme sıklığının fazla olduğu, buna karşın konsantrasyon açısından dişi hayvanların daha yüksek düzeyde EBK biriktirdiği gözlenmiştir. Dişilerde tespit edilen kalıntı miktarlarının daha yüksek olması, tüketimde erkek hayvanların tercih edilmesinin uzun dönemde ortaya çıkabilecek olumsuz etkilerin önüne geçilmesi açısından faydalı olacağını düşündürmekle birlikte sonuçların teyit edilmesi açısından örneklemelerin farklı bölgelerden yapıldığı daha geniş kapsamlı bir çalışmanın yararlı olacağı değerlendirilmektedir.

## Teşekkür

İstatistik hesaplamalarında değerli katkılarını esirgemeyen Doç Dr. Sayın Ülkü Nihan YAZGAN TAVŞANOĞLU’na çok teşekkür ederiz.

## Kaynakça

1. Kavlock RJ, Daston GP, DeRosa C, et al. Research needs for the assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. *Environ Health Perspect.* 1996;104(4):715-740.
2. Zoeller RT, Brown TR, Doan LL, et al. Endocrine-disrupting chemicals and public health protection: a statement of principles from The Endocrine Society. *Endocrinology.* 2012;153(9):4097-4110.

3. La Guardia MJ, Hale RC, Harvey E. Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures. *Environmental Science and Technology.* 2006;40: 6247-6254.
4. Grimm FA, Hu D, Kania-Korwel I, et al. Metabolism and Metabolites of Polychlorinated Biphenyls. *Crit Rev Toxicol.* 2015;45(3): 245-272.
5. Jayaraj R, Megha P, Sreedev P. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdiscip Toxicol.* 2016;9(3-4): 90-100.
6. Ogata Y, Takada H, Mizukawa K, Hirai H, Iwasa S, Endo S, et al. International pellet watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar Pollut Bull.* 2009;58(10):1437-1446.
7. Okkerman PC, Van der Putte I. Endocrine disruptors: study on gathering information on 435 substances with insufficient data. Delft: RPS BKH Consultants BV 2002; 279.
8. Stoytcheva M. Role of Pesticides in Human Life in the Modern Age: A Review. In: Saeedi Saravi, S.S. & Shokrzadeh, M, ed. *Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits.* 1st ed. Intech open Access; 2011:1-21.
9. Solecki R, Kortenkamp A, Bergman Å, et al. Scientific principles for the identification of endocrine-disrupting chemicals: a consensus statement. *Arch Toxicol.* 2017; 91(2): 1001-1006.
10. WHO (2013). Ed. Bergman A, Heindel JJ, Jobling S, et al. *Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs).* <https://www.who.int/ceh/risks/cehemerging2/en/>. (03.01.2019).
11. Darnerud PO, Atuma S, Aune M, et al. Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, eg DDT) based on Swedish market basket data. *Food Chem Toxicol.* 2006;44(9):1597-1606.
12. Schwarz MA, Lindtner O, Blume K, et al. Dioxin and dl-PCB exposure from food: the German LExUKon project. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2014;31(4):688-702.
13. Kim M, Kim DG, Bong YH, et al. Concentrations of PCDD/Fs, dioxin-like PCBs, PBDEs, and hexachlorobenzene in fat samples from cattle of different ages and gender in Korea. *Food Chem X.* 2013;138(2-3):1786-1791.
14. Covaci A, Voorspoels S, Roosens L, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in human liver and adipose tissue

- samples from Belgium. *Chemosphere*. 2008;73(2):170-175.
15. Kuzukıran O, Yurdakok-Dikmen B, Sevin S, et al. Determination of selected endocrine disruptors in organic, free-range, and battery-produced hen eggs and risk assessment. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2018;25(35):35376-35386.
  16. Magnusson B, Ornemark U. *Eurachem guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods-a Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics*. 2nd ed. Eurachem; 2014:57.
  17. R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (18.08.2019).
  18. Wickham H. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer New York 2009.
  19. Aguilar A. Relationship of DDE/ $\Sigma$ DDT in marine mammals to the chronology of DDT input into the ecosystem. *Can J Fish Aquat Sci*. 1984;41(6):840-844.
  20. Noël M, Loseto LL, Stern G. Legacy contaminants in the eastern Beaufort Sea beluga whales (*Delphinapterus leucas*): are temporal trends reflecting regulations? *Arct Sci*. 2018;4(3):373-387.
  21. Han L, Sapozhnikova Y, Lehotay SJ. Method validation for 243 pesticides and environmental contaminants in meats and poultry by tandem mass spectrometry coupled to low-pressure gas chromatography and ultrahigh-performance liquid chromatography. *Food Control*. 2016;66:270-282.
  22. Pine O, Nuro A. Organochlorine pesticides and PCB in meat and by-products from Albanian markets. *Int. J. Environ. Sci*. 2016;11(4):401-408.
  23. Yu YX, Huang NB, Zhang XY, et al. Polybrominated diphenyl ethers in food and associated human daily intake assessment considering bioaccessibility measured by simulated gastrointestinal digestion. *Chemosphere*. 2011;83(2):152-160.
  24. Huwe JK, West M. Polybrominated diphenyl ethers in US meat and poultry from two statistically designed surveys showing trends and levels from 2002 to 2008. *J Agric Food Chem*. 2011;59(10):5428-5434.
  25. Urbaniak M. Biodegradation of PCDDs/PCDFs and PCBs. In: Chamy R, Rosenkranz F editors. *Biodegradation-Engineering and Technology*. Croatia: InTech; 2014. p. 73-100.
  26. EFSA. Results of the monitoring of non dioxin-like PCBs in food and feed. *EFSA Journal*. 2010;8:1701.
  27. Gerecke AC, Hartmann PC, Heeb NV, et al. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environ Sci Technol*. 2005;39(4):1078-1083.
  28. TKG. Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri Yönetmeliği. 29899 sayılı Resmi Gazete. 2016.
  29. EU 149/2008. Amending Regulation (EC) No 396/2005 of the European Parliament and of the Council by establishing Annexes II, III and IV setting maximum residue levels for products covered by Annex I thereto. 2008.
  30. TKG. Türk Gıda Kodeksi Bulaşanlar Yönetmeliği. 28157 sayılı Resmi Gazete. 2011.
  31. EU 1259/2011. Amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. 2011.
  32. TKG. 2015/32 sayılı "Türk Gıda Kodeksi Belirli Gıdalarda Dioksinlerin, Dioksin Benzeri Poliklorlu Bifenillerin ve Dioksin Benzeri Olmayan Poliklorlu Bifenillerin Seviyesinin Resmi Kontrolü İçin Numune Alma, Numune Hazırlama ve Analiz Metodu Kriterleri Tebliği", 29429 sayılı Resmi Gazete. 2015.
  33. EU 589/2014. Laying down methods of sampling and analysis for the control of levels of dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in certain foodstuffs and repealing Regulation (EU) No 252/2012. 2014.
  34. EU 1881/2006. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. 2006.
  35. EPA 2017. Regional Screening Level (RSL) Summary Table. [www.epa.gov/risk/regionalscreening-levels-rsls-generic-tables-may-2016](http://www.epa.gov/risk/regionalscreening-levels-rsls-generic-tables-may-2016).