



**TÜRKİYE CUMHURİYETİ
ANKARA ÜNİVERSİTESİ
SAĞLIK BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



**İRİBAŞ DENİZ KAPLUMBAĞALARINDA
(CARETTA CARETTA)
ORGANİK KLORLU PESTİSİTLERİN ARAŞTIRILMASI**

Erdem KARA

**FARMAKOLOJİ ve TOKSİKOLOJİ ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Ayhan FİLAZİ**

**ANKARA
2022**

TÜRKİYE CUMHURİYETİ
ANKARA ÜNİVERSİTESİ
SAĞLIK BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

İRİBAŞ DENİZ KAPLUMBAĞALARINDA
(*CARETTA CARETTA*)
ORGANİK KLORLU PESTİSİTLERİN
ARAŞTIRILMASI

Erdem KARA

FARMAKOLOJİ ve TOKSİKOLOJİ ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ

DANIŞMAN
Prof. Dr. Ayhan FİLAZİ

ANKARA

2022

ETİK BEYAN

Ankara Üniversitesi

Sağlık Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'ne

Yüksek Lisans Tezi olarak hazırlayıp sunduğum “İRİBAŞ DENİZ KAPLUMBAĞALARINDA (CARETTA CARETTA) ORGANİK KLORLU PESTİSİTLERİN ARAŞTIRILMASI” başlıklı tez; bilimsel ahlak ve değerlere uygun olarak tarafımdan yazılmıştır. Tezimin fikir/hipotezi tümüyle danışmanım ve bana aittir. Tezde yer alan deneysel araştırma tarafımdan yapılmış olup tüm cümleler, yorumlar bana aittir. Yukarıda belirtilen hususların doğruluğunu beyan ederim.

Öğrencinin Adı Soyadı:

Tarih:

İmza:

KABUL VE ONAY



İÇİNDEKİLER

Etik Beyan	ii
Kabul ve Onay	iii
İçindekiler	iv
Önsöz	v
Simgeler ve Kısaltmalar	vi
Şekiller	vii
Çizelgeler	ix
1. GİRİŞ	1
1.1. Deniz Kaplumbağaları ve Biyolojik Özellikleri	1
1.2. İribaş Deniz Kaplumbağası (<i>Caretta caretta</i>)	5
1.3. Ekotoksikoloji ve Çevre Koruma	11
1.4. Organik Klorlu Pestisitler	16
1.5. <i>Caretta caretta</i> 'ların Karşılaştığı Ekolojik Tehditler	22
1.6. Tez içerisinde araştırılacak OCP'ler	24
1.7. Çalışmanın Önemi ve Amacı	25
2. GEREÇ VE YÖNTEM	27
2.1. Örneklerin Toplanması	27
2.2. Kimyasallar ve Malzemeler	30
2.3. Ekstraksiyon	31
2.4. Gaz Kromatografi ve Kütle Spektrometrisi Analizi	32
2.5. Yöntem ve Validasyon	32
2.6. İstatistiksel Analiz	33
3. BULGULAR	34
4. TARTIŞMA	49
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	53
ÖZET	54
SUMMARY	55
KAYNAKLAR	56
EKLER	
Ek-1. Tarım ve Orman Bakanlığı İzin Yazısı	62
Ek-2. Dekamer İzin yazısı	63
ÖZGEÇMİŞ	64

ÖNSÖZ

Bu çalışma, süreç boyunca vazgeçmememi sağlayan ve her şekilde talihsizliğe olumlu yönden bakmayı başaran değerli danışmanım Prof. Dr. Ayhan Filazi'nin eseri. Her tez çalışmasında olduğu gibi “bilim nasıl yapılır?” sorusunun yanında “sabır nedir?” sorusunun da cevabını defalarca verebildiği için hem sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum hem de sonsuz özür diliyorum.

Anabilim Dalı öğretim üyüleri ve çalışanlarına teşekkür ederim. Ayrıca çalışmalarım boyunca bilimsel bilgi birikimini yardım için kullanmaktan çekinmeyen Doç. Dr. Özgür Kuzukıran'a teşekkür ediyorum.

Ayrıca özellikle DEKAMER'de geçirdiğim süre boyunca örnekleri toplamamda yardımlarını esirgemeyen arkadaşlarım Timuçin Gülmez, Kübra Büyükkılıç, Gizem Çetin'e teşekkürlerimi bildiririm.

Son olarak bu çalışmanın bir şekilde ortaya çıkmasında küçük büyük yardımları dokunan, tüp yıkayan, kolon hazırlayan, selam veren, toka çakan, ateş eden, kafa atan, kısır yiyen herkese teşekkür ederim.

Erdem KARA

SİMGELER VE KISALTMALAR

KOK	Kalıcı Organik Kirletici
SS	Stockholm Sözleşmesi
UNEP	Birleşmiş Milletler Çevre Programı
CCL	Eğri Kabuk Boyu
IUCN	Uluslararası Doğal Hayatı Koruma Birliği
TSD	Sıcaklığa Bağlı Cinsiyet Tespiti
DDT	Dikloro difenil trikloroetan
UNEP	Birleşmiş Milletler Çevre Programı
OCP	Organik Klorlu Pestisit
EDC	Endokrin Bozucu Kimyasallar
PAH	Polisiklik aromatik hidrokarbon
SPE	Katı Faz Ekstraksiyonu
PSA	Primer sekonder amin
SH	Standart hata

ŞEKİLLER

Şekil 1.1.	Deniz kaplumbağalarının filojenik ağacı	4
Şekil 1.2.	Yetişkin erkek ve dişi deniz kaplumbağalarının kuyruk yapısı	6
Şekil 1.3.	CCL Kabuk ölçüm tekniği	7
Şekil 1.4.	Ekolojik deniz bölümleri	10
Şekil 1.5.	Biyoakümülyasyon ve Biyomagnifikasyon	20
Şekil 2.1.	Örnek alınan kaplumbağaların bulunma yerleri	29
Şekil 2.2.	Thomson ve ark. (2009)'a göre kaplumbağaların sağlık değerlendirmesi	29
Şekil 2.3.	Thomson ve ark. (2009)'a göre hesaplanan vücut indeksi ve görüntüye göre sağlık değerlendirmesi arasındaki ilişki	30
Şekil 3.1.	Örneklerin tümünde kalıntılara karşılaşıma sıklığı	39
Şekil 3.2.	Tüm numunelerde organlara göre DDT ve metabolitleri ile karşılaşıma sıklığı	40
Şekil 3.3.	Toplam 4,4'-DDE kalıntısının organlardaki konsantrasyonları ve sıralaması	41
Şekil 3.4.	Toplam 2,4'-DDT kalıntısının organlardaki konsantrasyonları ve sıralaması	41

Şekil 3.5.	Dişi ve erkek bireylerin tüm örneklerindeki kalıntı sıklığı	44
Şekil 3.6.	Toplam 2,4'-DDT'nin dişi bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlarda birikim sıralaması	45
Şekil 3.7.	Toplam 2,4'-DDT'nin erkek bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması	45
Şekil 3.8.	Toplam 4,4'-DDE'nin erkek bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması	46
Şekil 3.9.	Toplam 4,4'-DDE'nin dişi bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması	46
Şekil 3.10.	Toplam 4,4'-DDD'nin erkek ve dişi bireylerdeki tespit konsantrasyonu	47
Şekil 3.11.	Tüm örneklerde kondisyona göre kalıntılar ile karşılaşma sıklığı	48

ÇİZELGELER

Çizelge 1.1.	IUCN Kırmızı Liste'sine göre deniz kaplumbağalarının korunma durumları	3
Çizelge 1.2.	Stockholm Sözleşmesinde listelenen kimyasallar	13
Çizelge 1.3.	Stockholm Sözleşmesi listesine aday kimyasallar	14
Çizelge 1.4.	Bazı OCP'lerin kimyasal yapısı ve doğada bozulma süreleri	17
Çizelge 2.1.	Örnek alınan bireylerin genel özellikleri	28
Çizelge 2.2.	Alınan örneklerin anatomik yerleri.	28
Çizelge 3.1.	Validasyon parametreleri	36
Çizelge 3.2.	Dişi bireylerde tespit edilen organik klorlu bileşikler ve konsantrasyonları	37
Çizelge 3.3.	Erkek bireylerde tespit edilen organik klorlu bileşikler ve konsantrasyonları	38
Çizelge 3.4.	Tüm örneklerde tespit edilen DDT ve türevlerinin konsantrasyonları	39
Çizelge 3.5.	Kalıntıların organlarda tespit edilen konsantrasyon değerleri	42
Çizelge 3.6.	Bireylerde karşılaşılan kalıntıların istatistiksel hesapları	44

1. GİRİŞ

Sanayi devrimi sonrasında yaşanan nüfus artışı ile beraber ham maddelere olan talep insanlığı çeşitli kimyasal maddelerin kullanılmasına bağımlı hale getirmiştir. Bu süreçte kullanımı hızla artan kimyasallar büyük oranda sentetik olup kalıntılarına dünyanın hemen hemen her yerindeki canlılarda rastlanabilmektedir (İstanbuluoğlu ve Tekbaş, 2013). Çoğunlukla endüstri ve tarım kökenli olan kimyasalların çevre kirliliğine sebep olduğu bilinmektedir. Günümüzde çevre kirliliği, çevre hasarı ve toplum sağlığı ile beraber anılmaya başlamıştır. Artan insan nüfusu ve gelişen teknoloji nedeniyle çevreye verilen insan kaynaklı zarar özellikle gıda zincirini etkileyecek şekilde tüm yaşam alanlarını hızla kirletmektedir (Jones ve De Voogt, 1999). Doğal su çevrimi ve meteorolojik olaylara bağlı olarak kirleticilerin en çok biriktiği yerlerin başında denizler ve göller gelmektedir. Su ekosisteminde yaşayan canlılar, bulundukları sucul ekosistem ile denge içerisinde olduklarından, bu ortamın potansiyel kirliliğinin de temsili haline gelebilmektedir. Özellikle gıda zincirinin sonunda bulunan deniz kuşları ve deniz kaplumbağaları gibi canlılar kirlilik ölçümünün biyobelirteci haline gelmişlerdir (Storelli ve ark., 2007).

1.1. Deniz Kaplumbağaları ve Biyolojik Özellikleri

Deniz kaplumbağaları (Chelonioidea), Sürüngenler sınıfından Testunides takımına ait canlılardır (Hendrickson, 1980). Chelonioidea takımının tanımlanmış 14 kadar ailesi ve 350 kadar türü bulunmaktadır (Şekil 1.1). Deniz kaplumbağalarının kutup bölgeleri dışındaki tüm deniz ve okyanuslarda yaşam alanı edindiği bilinmektedir. Dünyada yedi deniz kaplumbağası türü yaşamakta olup bunlardan beş tanesine Akdeniz ev sahipliği yapmaktadır. Bu türlerden üçünün (*Dermochelys coriacea*, *Lepidochelys kempii*, *Eretmochelys imbricata*) Akdeniz'i sadece beslenme alanı olarak kullanmakta olduğu belirtilirken ikisinin yani *Caretta caretta* ve *Chelonia*

mydas’ın Akdeniz’in Türkiye kıyılarını hem beslenme hem de üreme alanı olarak kullanmakta olduğu bilinmektedir (Altuğ ve ark., 2017).

Kaplumbağalar aşağıdaki özellikleri ile diğer sürüngenlerden ayrılmaktadır;

- Vücut bir kabuk ile kaplıdır. Sadece baş-boyun bölgesi, kuyruk ve bacaklar dışarıda serbest halde hareket edebilmektedir
- Çenelerinde dişleri bulunmamaktadır. Bunun yerine çene keratinize sert bir kılıf ile sarılıdır. Kılıfın serbest kenarları beslenmeye elverişli olacak şekilde keskindir.
- Penis tektir. Boyuna kloaka yarığı bulunmaktadır (Bayram, 2008).

Kaplumbağaların kabuğu kemik yapıda ve sert olup çoğunda gövde omurları, kaburgalar ile üst kabuk bir araya gelerek kaynaşmış durumdadır. Kemik yapıdaki kabuk üzerinde keratin yapıda plakalar bulunmaktadır. Kabuğun üst kısmına Karapas (Karapaks) alt kısmına ise Plastron ismi verilmektedir. Deniz kaplumbağalarında kabuk dorso ventral olarak basıktır ve bacaklar yüzmeyi sağlayacak şekilde iyice yassılaşmış kürek şeklini almıştır. Boyunlarını çok az geri çekebildikleri veya hiç geri çekemedikleri bilinmektedir. Göz kenarlarında vücutlarına giren fazla tuzu atma işlevi gören “tuz bezleri” bulunmaktadır (Bayram, 2008).

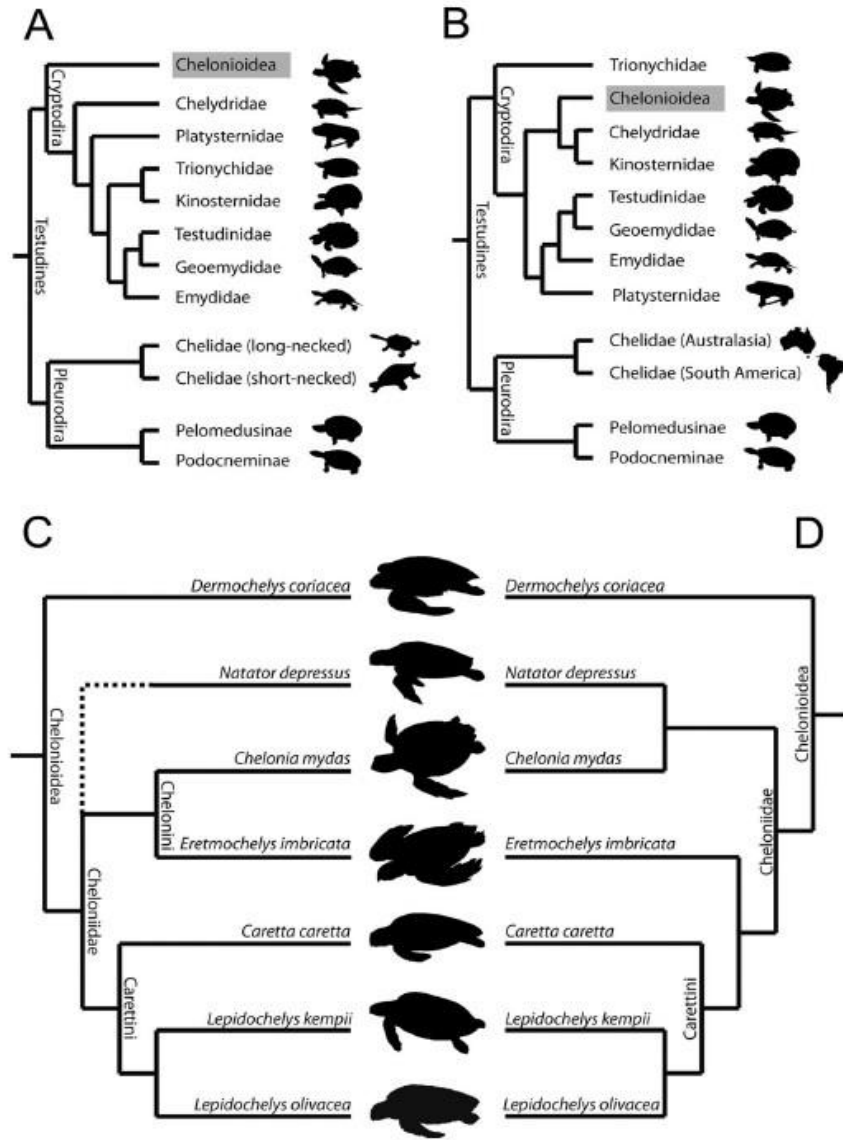
Deniz kaplumbağalarının ektotermik canlılar oldukları ve ortalama olarak yaşadıkları deniz suyu sıcaklığının (14°C-18°C) yaklaşık 8°C üstünde vücut sıcaklıklarını korumaya çalıştıkları bildirilmiştir (Braun-McNeill ve ark., 2008 ve James ve Mrosovsky, 2004).

Deniz kaplumbağalarının tamamının yumurtlayarak ürediği bilinmektedir. Dişi bireyler yumurtlamak için sürüler halinde denizden karaya çıkmakta ve yuvadan çıkan yavrular sürüler halinde zaman kaybetmeden denize dönmektedir. Özellikle sahil kesimlerinin ve kumsalların turizm amaçlı kullanılmaları ve doğal predatörleri

nedeniyle soylarının tükenme tehlikesi altında olduğu ileri sürülmüştür. Uluslararası Doğal Hayatı Koruma Birliği (IUCN) bütün deniz kaplumbağası türlerini koruma listesine almıştır (Çizelge 1.1). Kaplumbağa türleri ayrıca Bern ve Barcelona anlaşması gibi uluslararası yasalar ile de korunma altındadır (Bayram, 2008).

Çizelge 1.1. IUCN Kırmızı Liste'sine göre deniz kaplumbağalarının korunma durumları.

Kaplumbağa Türü	Bilimsel Adı	Soy Tehlike Durumu
Düz Sırtlı Kaplumbağa	<i>Natator depressus</i>	Yeterli veri yok
Yeşil Deniz Kaplumbağası	<i>Chelonia mydas</i>	Tehlikede
Şahin Gagalı Kaplumbağa	<i>Eretmochelys imbricata</i>	Kritik tehlikede
Gündüz Yuvalayan Kaplumbağa (Kemp's Ridley)	<i>Lepidochelys kempii</i>	Kritik tehlikede
İribaş Kaplumbağası	<i>Caretta caretta</i>	Hassas
Zeytin Yeşili Deniz Kaplumbağası	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Hassas
Deri Sırtlı Deniz Kaplumbağası	<i>Dermochelys coriacea</i>	Hassas



Şekil 1.1. Deniz kaplumbağalarının filojenik ağacı (Jones ve ark., 2012).

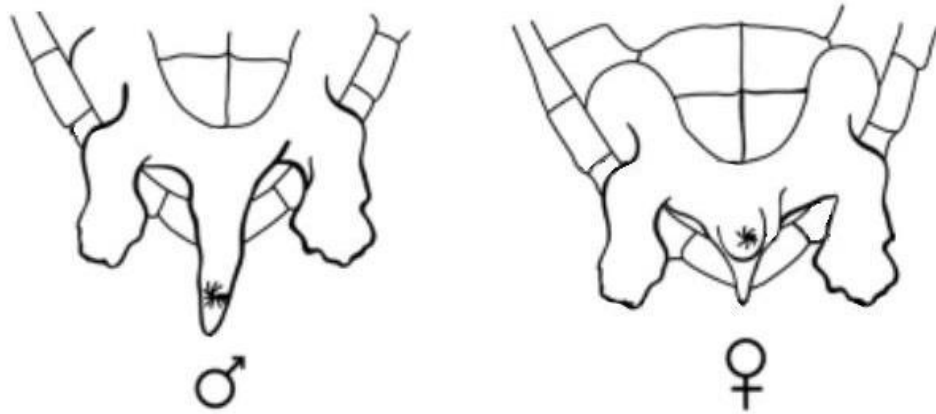
1.2. İribaş Deniz Kaplumbağası (*Caretta caretta*)

Caretta caretta'lar, tüm deniz ve okyanusların ılıman-tropik bölgeleri boyunca geniş bir yayılım göstermektedir. Akdeniz'de ise, tüm Akdeniz havzasında yayılım gösteren en dominant deniz kaplumbağası türü olduğu iddia edilmektedir (Gómez-Ramírez ve ark., 2020). Türkiye'nin Akdeniz kıyıları, Akdeniz'deki *Caretta caretta* üreme alanlarının üçte birini ve aynı zamanda önemli beslenme, avlanma ve kışlama alanlarını oluşturmaktadır (Şirin ve Başkale, 2021). IUCN'in türü tehlikede olan canlılar kriterlerine göre *Caretta caretta* "vulnerable (Hassas)" statüsünde yer almaktadır (Altuğ ve ark., 2017). Ayrıca *Caretta caretta*'lar deniz kirliliğinin ölçümünde biyo-indikatör olarak kabul edilmektedir (Matiddi ve ark., 2017).

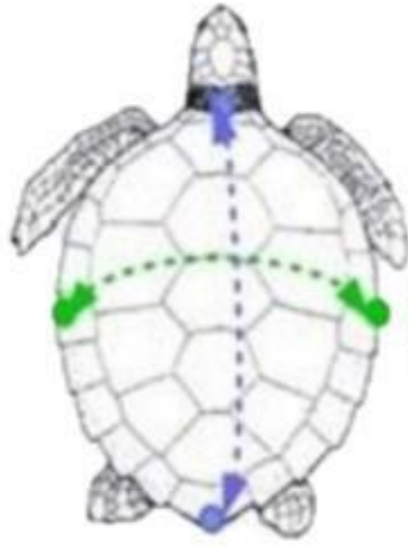
Caretta caretta'ların ortalama yaşam sürelerinin 50-60 yıl olduğu düşünülmektedir. *Caretta caretta*'ların yaş tayininde en güvenilir yöntem humerus gibi uzun kemiklerinin yaş halkalarının sayılması yöntemi ile yapılan iskelet kronolojisidir (Şirin ve Başkale, 2021). Kaplumbağaların genellikle göç yaptıkları kış aylarında gıda tüketiminin azalmasından dolayı uzun kemiklerinin kesitlerinde halkalanma yapıları meydana gelmekte ve bu halkaların çeşitli laboratuvar yöntemleri kullanılarak sayılmaları ile yaş tayini yapılabilmektedir. Bunun yanında Eğri Kabuk Boyu (CCL) da yaş tayininde pratik olarak kullanılmaktadır ve CCL değeri >70cm olan bireyler erişkin kabul edilmektedir (Şekil 1.2 ve 1.3). Kaplumbağaların CCL ve gerçek yaşları arasında yüksek korelasyon bulunmaktadır ve CCL değerleri yaşlarını tahmin etmek için pratik bir öneme sahiptir. Erişkin olmayan bireyler "juvenil" olarak isimlendirilmektedir. Gonadal histoloji verilerine bakılarak yapılan cinsiyet tayin araştırmalarına göre erkek bireylerin yaklaşık 16 yaşında (CCL = 65), dişi bireylerin ise yaklaşık 20 yaşında (CCL=69) cinsel olgunluğa eriştikleri gösterilmiştir (Guarino ve ark., 2004 ve Şirin ve Başkale, 2021). Yetişkin *Caretta caretta*'larda eşeysel dimorfizme rastlanmaktadır. Cinsel olgunluğa erişen erkek bireylerin kuyrukları çiftleşmeye elverişli olacak şekilde uzamaktadır (Şekil 1.2). Dişi bireylerin Mayıs-Eylül aylarında yuvalama yaptıkları bilinmekte ve yuvaya bırakılan ortalama 100 adet, yaklaşık pinpon topu boyutundaki yumurtadan 50-65 gün sonra yavrular çıkmaktadır.

Dişi bireylerin doğdukları kumsala yuva yapma eğiliminde olduğu görülmektedir (Altuğ ve ark., 2017).

Caretta caretta'lar eşey kromozomuna sahip olmamakla beraber diğer sürüngen türlerinde olduğu gibi Sıcaklığa Bağlı Cinsiyet Tespiti (TSD) ile cinsiyet kazanan canlılardır (Lolavar ve Wyneken, 2021). Sürüngenler ailesi içerisinde yumurtaların inkübasyon periyodunda maruz kaldığı etkenlerin nihai cinsiyet üzerinde etkisi olduğu bilinmektedir. Deniz kaplumbağalarında da büyük oranda cinsiyeti belirleyen ana etkenin embriyonun maruz kaldığı yuva sıcaklığı olduğu düşünülmektedir. Fakat araştırmalar az da olsa nem, çevresel mikrobiyota, yağış rejimi, yuva derinliği ve çevresel vejetasyona yakınlık gibi etkenlerin de çeşitli derecelerde yavruların cinsiyetini belirleyebilen etkenler olabileceğini göstermiştir. Yuvadan çıkan yavruların cinsiyet oranının 1:1 olduğu ısı değerine pivotal ısı değeri ismi verilmektedir. Pivotal ısı değerinden daha serin olan yuvalarda erkek yavru, daha sıcak olan yuvalardan ise dişi yavru çıkma ihtimali artmaktadır (Lolavar ve Wyneken, 2021 ve Lutz ve Musick, 2017).



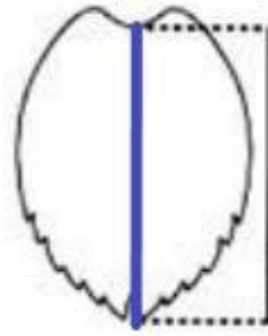
Şekil 1.2. Yetişkin erkek ve dişi deniz kaplumbağalarının kuyruk yapısı (Vieira ve Marley, 2020).



Eğri Kabuk
Uzunluğu

Eğri Kabuk
Genişliği

Eğri Kabuk Uzunluğu (CCL)



Karapasın en ucundan posterior
marjinal sıktın (Supracaudal scute)
en ucuna kadar ölçülmektedir.
Genellikle en uzun uç tercih
edilmektedir.



Şekil 1.3. CCL Kabuk ölçüm tekniği (Vieira ve Marley, 2020).

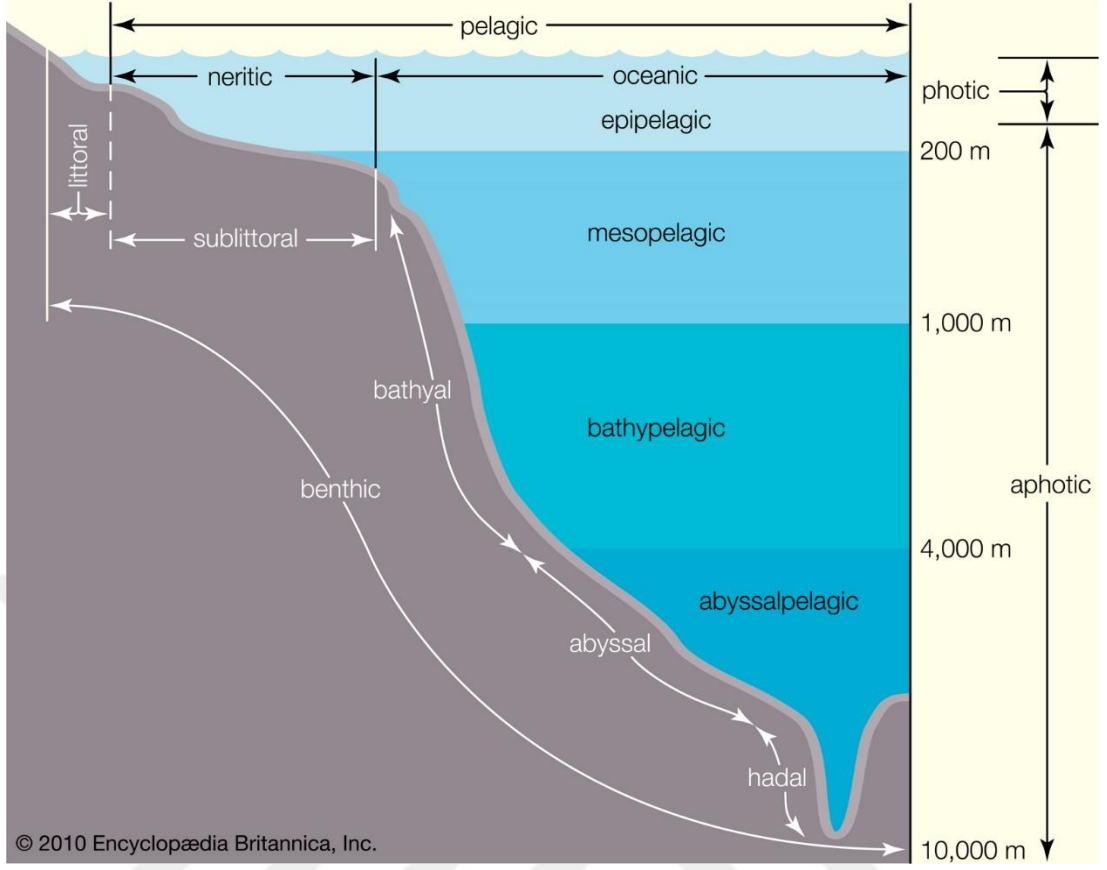
1.2.1. *Caretta caretta* 'larda Beslenme Davranışı: Beslenme, çevrede bulunan kirleticiler ile karşılaşmanın başlıca yolu olarak kabul edilmektedir (İstanbulluoğlu ve Tekbaş, 2013). *Caretta caretta* 'ların genel olarak karnivor olduğu ve deniz veya okyanuslardaki çok farklı türden canlıları gıda olarak tükettiği bilinmektedir (Santoro ve ark., 2010). *Caretta caretta* 'lar yaşadığı ortamdaki balıklar, deniz kabukluları, yumuşakçalar ve omurgasızlar olmak üzere tüm türlerden gıda olarak yararlanabilmektedir. Kaplumbağaların beslenme alışkanlıkları ile ilgili çalışmalar ölü kaplumbağaların sindirim sistemi içeriklerinin natif olarak incelenmesi ile veya moleküler izotop analiz teknikleri ile yapılmaktadır. Balıklar, yetişkin *Caretta caretta* 'ların gıda kaynakları arasında görülmesine rağmen, yapılan çalışmalar kaplumbağaların balıkları aktif olarak avlamadıklarını, ölü veya hasta balıkları fırsatçı olarak tükettiklerini göstermektedir (Hatase ve ark., 2002 ve Plotkin ve ark., 1993).

Deniz kaplumbağalarının doğumlarından itibaren yaşamlarının farklı evrelerinde farklı habitatlara geçiş yaparak diyetlerini de bu habitatlara göre değiştirdiği bilinmektedir (Şekil 1.4). Yuvadaki yeni çıkan yavru kaplumbağaların hızlı bir şekilde denize açılarak, çoğunlukla epipelajik olan denizaneleri ve planktonlar ile beslendiği düşünülmektedir. Yüzme ve dalma kabiliyetlerinin gelişmesi ile beraber juvenillerin yavaş yavaş yetişkin kaplumbağalar gibi neritik deniz bölgelerine geçiş yaparak, yumuşakçalar, kabuklular ve sölenterler gibi bentik deniz canlıları ile beslenmeyi tercih ettikleri gözlenmektedir (Hatase ve ark., 2002). Fakat yapılan araştırmalarda geç evredeki juvenillerin yetişkin bireylere benzer şekilde hem bentik hem de epipelajik sistemlerden beslenmeyi tercih edebildiği ifade edilmektedir (Santoro ve ark., 2010). Yapılan başka bir gözlemlerde ise neritik bölgede yakalanan erkek kaplumbağaların dişiler ile benzer beslenme stratejisi uyguladığı gösterilmiştir (Pajuelo ve ark., 2012).

Caretta caretta 'ların yaşamlarının çok büyük kısmını açık denizlerde geçirdiği ve sadece dişi kaplumbağaların yuva yapmak ve yumurtlamak amacı ile karaya çıktığı bilinmektedir. Üreme dönemleri dışında erişkin bireylerin çok uzun göç yolları izlediği ve bu göç yollarının beslenme stratejisinde farklılık yarattığı düşünülmektedir. Erkek

ve dişi kaplumbağaların göç davranışları araştırmalarında, dişi bireylerin mevsimsel üreme ve deniz suyu sıcaklığı ile ilgili değişkenler nedeni ile göç ettiği ileri sürölürken, erkek bireylerin dişiler kadar uzak bölgelere göç etmediği ve gıdaya ulaşma odaklı kısmen kısa göç yolları izlediğini, ayrıca bazı erkek bireylerin neritik bölgelerdeki üreme alanlarını hiç terk etmediği iddia edilmektedir (Casale ve ark., 2013).

Caretta caretta'ların beslenme alışkanlıkları ile yapılan çalışmalarda ağaç dalı, kuş tüyü ve insan kaynaklı çöp gibi besin değeri içermeyen yapıların da sindirim sistemi içinde bulunabildiğini ancak bu tür maddelerin, denizel akıntılara bağlı denizanası grupları ile birlikte sürüklenen cisimler olması ihtimali nedeniyle kaplumbağalar tarafından kazayla yutulduğu düşünölmektedir (Plotkin ve ark., 1993). Kaplumbağalar ile yapılan beslenme davranışı gözlemlerinin büyük bir kısmının yaşamların karaya yakın olan neritik dönemine ait olduğu ve bu sebeple deniz ve okyanus açığıında avlanıp beslenen deniz kaplumbağalarının beslenme alışkanlığına ait kısıtlı bilgi bulunduğu söylenmektedir. Üreme dönemleri dışındaki dişi kaplumbağaların göç ederek açık deniz ve okyanusta pelajik olarak beslendiği bilinmektedir. Yapılan gözlemler, bu dönemdeki dişi kaplumbağaların jüvenil kaplumbağalara benzer bir şekilde denizanası ve planktonik salpları ile beslendiğini ortaya çıkarmıştır (Hatase ve ark., 2002).



Şekil 1.4. Ekolojik deniz bölümleri (Britannica, 2021).

1.3. Ekotoksikoloji ve Çevre Koruma

Pestisitler, pest olarak adlandırılan istenmeyen her türden canlının kontrolü, önlenmesi, uzaklaştırılması veya ortadan kaldırılmasında kullanılan maddelerin tümünü kapsamaktadır. Pestisitler böceklerin, farelerin kovulması veya elimine edilmesinin yanında bakteri ve virüslerin hastane gibi medikal ortamlardan uzaklaştırılmasında kullanılan maddelerin tanımlanmasında da kullanılmaktadır (Jayaraj ve Megha, 2016).

Ekotoksikoloji ise kısaca biyosfer içindeki kirleticilerin, insanlar da dahil olmak üzere, biyosferin diğer bileşenleri üzerindeki zararlı etkilerini araştıran bilim dalı anlamına gelmektedir. Kayıtlara göre ekotoksikoloji ile ilgili yapılan ilk yayınlar 1900'lü yılların başlarında yayımlanan maden ocakları ve endüstri kaynaklı metal kirliliğinin canlılar üzerindeki etkilerinin gözlenmesi ile başlamıştır. Daha sonraları böcek ilaçlarının zirai olarak yoğun biçimde kullanılması ile karşılaşılan sorunlar dikkatleri DDT ve türevlerine çekmiştir. DDT'nin zararlı olabileceği ile ilgili yazılan ilk kaynaklar 1945 yılına dayanmaktadır ve insan dokusunda bulunduğu ile ilgili ilk çalışmaların ise 1948 yılında ortaya konduğu bilinmektedir. Rachel Carson 1962 yılında yayımladığı "Sessiz Bahar" isimli eseri ile DDT ve türevlerinin zararlarına dikkat çekmiştir. Sessiz Bahar eseri ile pestisitlerin hedef olmayan canlılar üzerindeki etkileri, yarattığı ekolojik dengesizlik, yerüstü ve yeraltı sularının kontaminasyonu, pestisitlerin kalıcılığı ve biyoakümülyasyon kavramları daha ciddi bir şekilde tartışılmaya başlanmış ve insanoğlunun dünyayı zehirlediği gerçeği ilk kez gündeme getirilmiştir (Rattner, 2009). DDT ve türevi organik kirleticilerin doğadaki kalıcılıklarının, insanlara ve çevreye olan zararlı etkilerinin kabul görmesi ile beraber bu konuda çeşitli kısıtlama ve kontrol anlaşmaları da uluslararası düzeyde tartışılmaya başlamıştır (Çakıroğulları ve ark, 2009).

Pestisitlerin çevreye zararları ve ülkelerin sınırlarını aşan etkileri yüzünden uluslararası anlaşmalar ile etkileri azaltılmaya çalışılmıştır. Bu anlaşmalardan olan

Stockholm Sözleşmesi (SS) diğer yasal kısıtlama ve kontrol çalışmaları için bilimsel dayanak konumundadır. Deniz kaplumbağaları ise doğrudan veya dolaylı olarak çeşitli uluslararası anlaşmalar ile koruma altına alınmıştır.

1.3.1. Stockholm Sözleşmesi: Kalıcı organik kirleticiler (KOK), fotolitik kimyasal ve çok uzun sürelerde bozulmaları nedeni ile doğada uzun yıllar boyunca bozulmadan kalan belirli bir takım benzer kimyasal özelliklere sahip çoğunlukla insan kaynaklı organik bileşikler olarak tanımlanmaktadır (Jones ve De Voogt, 1999). Bu kimyasallar, atmosfer hareketleri ile taşınmaları nedeni ile bölgesel veya uluslararası ilginin de konusu olmaktadır. Kalıcı Organik Kirletici maddelere ilişkin SS bu tür benzer zararlı kimyasallar grubunu muhatap alan ve başta insan ve çevrenin korunmasına odaklanan bir anlaşmadır (UNEP, 2017). Bazı yasaklamalar dışında, 1990'lara kadar KOK'lar konusunda küresel anlamda yeterli farkındalık sağlanmamıştır. Birleşmiş Milletler Çevre Programı (UNEP) Yönetiminin 1995 yılında uzlaştığı kararlar birlikte, Uluslararası Kimyasallar Yönetimi Kurulu'sundan (IOMC) "Kırlı düzine" olarak adlandırılan 12 adet kalıcı organik kirleticinin gözden geçirilmesini istemiştir. Daha sonra UNEP bu 12 kimyasal için uluslararası bağlayıcılığı olan bir anlaşma hazırlanması için harekete geçmiştir. Bu anlaşma hazırlandıktan sonra 125 ülke tarafından 23 Mayıs 2001 tarihinde Stockholm'de imzalanmıştır. Bu öncül ülkelerin arasında Türkiye de yer almaktadır. Stockholm Sözleşmesi, 17 Mayıs 2004 tarihinde yürürlüğe girmiş ve Türkiye ise ancak 2010 yılında bu sözleşmeye taraf olmuştur (ÇŞB, 2018 ve UNEP, 2017).

Stockholm Sözleşmesi'nin tanımladığı 12 adet ana ve 14 adet daha sonradan eklenen toplamda 26 adet KOK bulunmaktadır. Bu kirleticiler özellikleri ve kullanım yerleri gözetilerek 3 ayrı grup altında toplanmaktadır. Bu bileşik grupları; pestisitler, sanayi kimyasalları ve kasıtsız üretimden kaynaklanan kalıcı organik kirleticiler olarak ayrılmaktadır (Çizelge 1.2). Bu 26 adet kirleticinin yanı sıra listeye girmeye aday olan bileşikler de bulunmaktadır (Çizelge 1.3).

Çizelge 1.2. Stockholm Sözleşmesinde listelenen kimyasallar (UNEP, 2017).

Ek A (Yasaklanan)	Aldrin (a)	Klordan (a)	Klordekon (a)
	Dekabromodifenil eter (ticari karışım, c-decaBDE) (b)	Dikofol (a)	Dieldrin (a)
	Endrin (a)	Heptaklor (a)	
	Hekzabromobifenil (b)	Hezabromosiklododekan(HBCCD) (b)	Hekzabromodifenil eter ve heptabromodifenil eter (b)
	Hekzaklorobenzen (HCB) (b)	Hekzaklorobütadien (b)	Alfa-hekzakloroheksan (a)
	Beta-hekzakloroheksan (a)	Lindan (a)	Mireks (a)
	Pentaklorobenzen (a) (b)	Pentaklorofenol, tuz ve esterleri (a)	Poliklorlu bifeniller (PCB) (b)
	Poliklorlu naftalenler (b)	Perflorooktanik asit (PFOA), tuzları ve PFOA bileşikleri (b)	Kısa zincirli klorlu parafinler (SCCPlar) (b)
	Teknik Endosülfan ve izomerleri (a)	Tetrabromodifenil eter ve pentabromodifenil eter (b)	Toksofen (a)
Ek B (Kısıtlama)	DDT (a)	Perfloroktan sülfonik asit, tuzları ve perfloroktan sülfonil florid (a) (b)	
Ek C (Azaltım)	Hekzaklorobenzen (HCB) (c)	Hekzaklorobütadien (HCBd)	Pentaklorbenzen (c)
	Poliklorlu dibenzo-p-dioksinler (PCDD) (c)	Poliklorlu dibenzofuranlar (PCDF) (c)	Poliklorlu naftalenler (c)
	Poliklorlu bifeniller (PCB) (c)		

a- Pestisit b- Sanayi kimyasalı c- Kasıtsız üretim

Çizelge 1.3. Stockholm Sözleşmesi listesine aday kimyasallar (UNEP, 2017).

	Dekloran plus (b)	Metoksiklor (a)	UV-328 (b)
Gözden geçiriliyor	Klorpirifos (a)	Karbon zincir uzunlukları C14-17 aralığında olan ve klor seviyeleri ağırlıkça yüzde 45 veya daha fazla olan klorlu parafinler (b)	Uzun zincirli perflorlu karboksilik asit, tuzları ve bileşikleri (b)

a- Pestisit b- Sanayi kimyasalı c- Kasıtsız üretim

1.3.2. Barselona Sözleşmesi: Kısaca Barselona Sözleşmesi olarak da bilinen Akdeniz'in Deniz Ortamı ve Kıyı Bölgesinin Korunması Sözleşmesi, 1974 yılında, başlangıçta su taşıtlarının yol açtığı kirlenmeye dikkat çekmek için imzalanmış olsa da günümüzde insan kaynaklı deniz kirliliğinin tüm etkenlerini kapsayacak biçimde genişletilmiştir. Akdeniz'de yaşayan deniz kaplumbağalarından *C. caretta*, *C. mydas*, *Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys kempii* ve bir göl-nehir kaplumbağası olan *Trionyx triunguis* sözleşmeyle koruma altına alınmıştır (Coşkun ve Yıldırım, 2020 ve Perugini ve ark., 2006).

Akdeniz kıyısındaki şehirleşmenin ve nüfus yoğunluğunun artmasına bağlı deniz kirliliği deniz ekosistemine etki etmeye başlamıştır. Kıyı kesimlerdeki endüstriyel üretim, tarım faaliyetleri ve turizm kaynaklı bu kirlenme, kıyı ekosistemleri ve insan sağlığı açısından önemli bir konu haline gelmektedir. Akdeniz havzasının yarı kapalı, diğer denizlere göre daha sık sularının olması ve ayrıca doğal su çevriminin kısıtlı olmasından ötürü kirlilik etmenlerini biriktirici bir yapısı olduğu düşünülmektedir (Danovaro, 2003). Deniz ortamındaki kimyasal kirliliğin hem insanlar hem de deniz canlıları için farklı sonuçları olmaktadır. Türkiye Barselona Sözleşmesi'ni 2002 yılında onaylamıştır (Coşkun ve Yıldırım, 2020).

1.3.3. Bern Sözleşmesi: Avrupa'nın Yaban Hayatı ve Yaşama Ortamlarını Koruma Sözleşmesi (BERN)'nin amacı kısaca, yabani ekosistemleri ve burada yaşayan canlıların yaşama ortamlarını muhafaza etmek ve korunmasını sağlamaktır. Ayrıca korunması kararlaştırılan doğal varlıklar için uluslararası işbirliğini de sağlamaktadır (Yeşil, 2016). Sözleşmede belirtilen türler için aşağıdaki durumlar yasaklanmıştır;

- Her türden yakalama, alıkoyma ve kasıtlı öldürme şekilleri,
- Üreme veya dinlenme yerlerine kasıtlı olarak zarar vermek veya buraları kullanılmaz hale getirmek,
- Doğal hayatı özellikle üreme, geliştirme ve kış uykusu dönemlerinde kasıtlı olarak rahatsız etmek,
- Yabani kanatlıların yumurtalarını toplamak, yuvaları kasten tahrip etmek veya boş dahi olsa bu yumurtaları alıkoymak,
- Tahnit edilmiş hayvanlar ve hayvanlardan elde edilmiş kolay herhangi bir kısım veya bunun kullanıldığı malzeme dahil çeşitli eşyaların bulundurulması,
- Sözleşme ile ilgisi bulunan yabani hayvanlardan elde edilmiş malzeme ve parçaların her türlü ticareti yasaklanmıştır.

Yürürlüğe 1982 yılında giren Bern Sözleşmesi'ni Türkiye 1984 yılında taraf olup onaylamıştır. Sözleşmeye 51 ülke ve AB ülkeleri taraftır (Yücel ve Babuş, 2005).

1.3.4. CITES Sözleşmesi: Nesli Tehlike Altında Olan Yabani Hayvan ve Bitki Türlerinin Uluslararası Ticaretine İlişkin Sözleşme (CITES), kısaca yabani hayvan ve bitki türlerinin canlı ve ölü örnekleri ile bunların kolayca tanınabilen parçaları gibi bileşenlerinin sözleşmeyi imzalayan ve taraf olan ülkeler arasındaki her türden ticaretini kontrol etmek amacıyla imzalanmıştır. Bu sözleşme, yabani hayat ile ilgili izinlerin ancak sözleşmede belirtilen bazı şartların yerine getirilmesi hususunda izin

verilebilirliğini öngören uluslararası bir anlaşmadır. Türkiye CITES sözleşmesine 22 Aralık 1996 tarihinde taraf olmuştur (Yeşil, 2016).

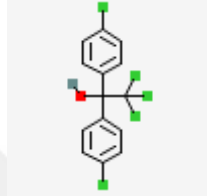
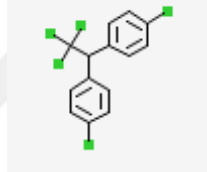
1.4. Organik Klorlu Pestisitler

Pestisitler, genel olarak kimyasal sınıflarına göre sınıflandırılıp incelenmektedir. Pestisitler kimyasal sınıflandırmanın yanında, etki ettikleri canlı türleri, sentetik olup olmamaları, ya da kullanım alanlarına göre de sınıflandırılabilmektedirler. Dünyada en yaygın olarak kullanılan pestisitler tarım zararlılarına karşı kullanılan insektisitlerdir. Pestisitlerin çoğunlukla suda çözünmeyen hidrofobik yapıda olduğu bilinmektedir. Bu nedenle girdikleri ekosistemlerde çoğunlukla toprak ya da sedimente bağlı olarak bulundukları ve gıda zincirine buradan katılarak biyoakümülyasyon gösterdikleri bilinmektedir. Bu türden kimyasallar çevrede çok yüksek konsantrasyonlarda bulunmasalar bile canlıların yağ dokularında birikmeleri nedeniyle canlıların sağlıklarını tehdit edebilecek kadar birikme gösterdiği bilinmektedir (Rani ve Thapa, 2021).

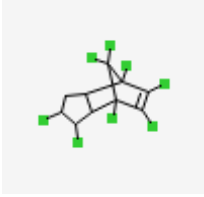
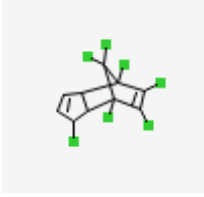
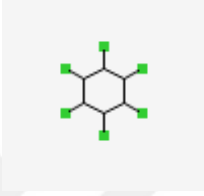
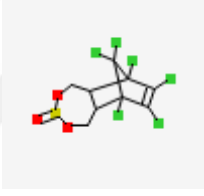
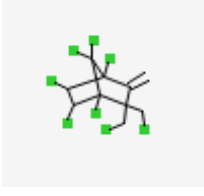
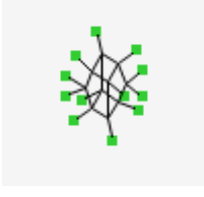
Organik klorlu pestisitler (OCP'ler), benzer kimyasal özelliklere sahip, klora bağlı alifatik veya aromatik halka yapısı olan kimyasallardır. OCP'lerin kimyasal özellikleri sayesinde bozulmaya dayanıklı oldukları ve çevrede kalıcı etki göstererek biyobirikim gösterdikleri bilinmekte ve bu özellikleri nedeniyle Stockholm Sözleşmesi tarafından KOK olarak da isimlendirilmektedirler (Çizelge 1.4). OCP'lerin çevredeki kalıcılıkları ortalama iki ay ile 10-15 yıl arasında değişebilmektedir. OCP'ler geçmişte sıtma ve tifüs gibi hastalıkların kontrolünde kullanılmışsa da günümüzde çevreye bıraktıkları etkiler ve zararları nedeniyle gelişmiş ülkelerin çoğu tarafından kullanımları yasaklanmıştır. Üretimlerinin ucuz olması sebebi ile günümüzde halen DDT, HCH, Aldrin ve Dieldrin gelişmemiş olan ülkelere hastalıklarla mücadelede kullanılmaktadır (Jayaraj ve Megha, 2016).

OCP'lerin sinir sistemi üzerine etki ettiği ve sinir hücresi membranlarına bağlanıp sodyum veya potasyum kanallarına etki ederek sinir iletimini bozduğu bildirilmiştir (Kaushik ve Kaushik, 2007). Kanserojenik etkili OCP'lerin ayrıca bağışıklık sistemine, üreme sistemine ve endokrin sistemi bozucu etkileri (EDC) olduğu da bilinmektedir (Jayaraj ve Megha, 2016).

Çizelge 1.4. Bazı organik klorlu pestisitlerin kimyasal yapısı ve doğada bozulma süreleri (Jayaraj ve Megha, 2016).

Kimyasal	Kimyasal yapısı	Kullanım alanı	Kalıntı süresi
DDT $C_{14}H_9Cl_5$		Akarisit İnsektisit	10-15 yıl
Dikofol $C_{14}H_9Cl_5O$		Akarisit	60 gün
Endrin $C_{12}H_8Cl_6O$		Avisit İnsektisit	1 gün ile 12 yıl
Aldrin $C_{12}H_8Cl_6$		İnsektisit	4-7 yıl
Dieldrin $C_{12}H_8Cl_6O$		İnsektisit	9 ay

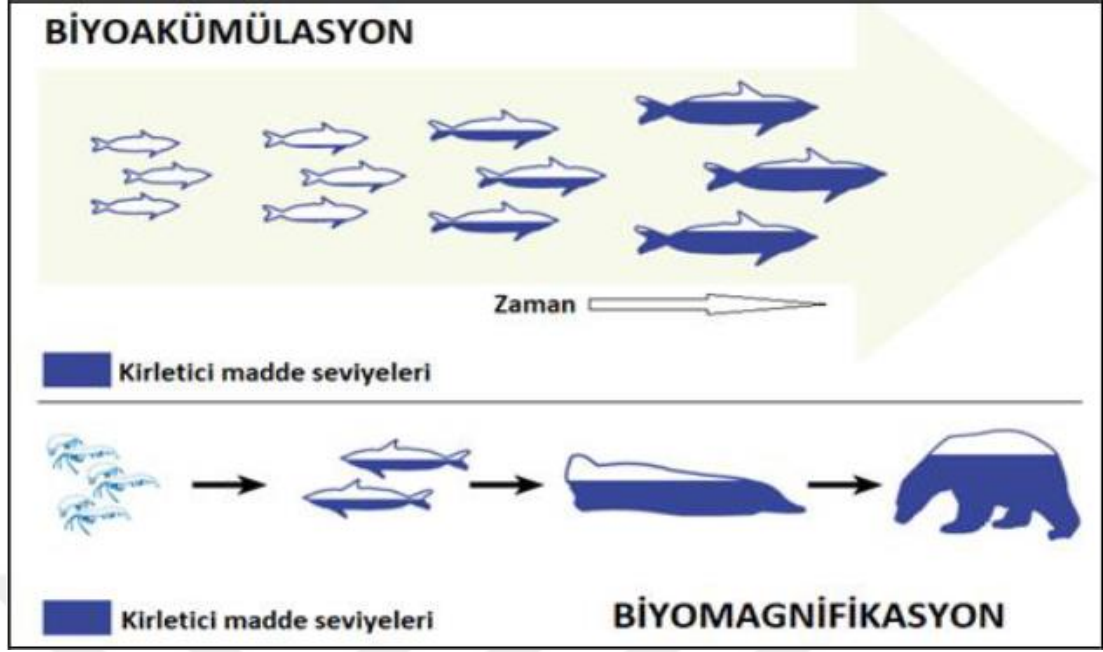
Çizelge 1.4. Devam Bazı organik klorlu pestisitlerin kimyasal yapısı ve doğada bozulma süreleri (Jayaraj ve Megha, 2016).

Klordan $C_{10}H_6Cl_8$		İnsektisit	10 yıl
Heptaklor $C_{10}H_5Cl_7$		İnsektisit	2 yıl
Lindan $C_6H_6Cl_6$		Akarisit İnsektisit Rodentisit	15 ay
Endosülfan $C_9H_6Cl_6O_3S$		İnsektisit	Alfa izomer; 35 gün Beta izomer; 150 gün
Toksafen $C_{10}H_{10}Cl_8$		Akarisit İnsektisit	11 yıl
Mireks $C_{10}Cl_{12}$		İnsektisit	10 yıl

İnsanlar ve canlılar KOK'lara, kimyasal özellikleri ile değişen şekillerde, solunum, sindirim ve temas yolu ile maruz kalmaktadır. KOK'ların genel olarak kolay buharlaşabilen yapıları olmamasına rağmen kısmen de olsa atmosfer tarafından taşınıp çevre kontaminasyonuna sebep oldukları bilinmektedir (Huang ve Lessner, 2006). Canlıların KOK'lara maruz kalma yolunun gıda yolu ile olduğu bilinmektedir. Bu nedenle toksisitelerinin incelenmesinde biyobirikim kavramından söz etmek gerekmektedir (Kayhan, 2020).

Biyobirikim ya da biyoakümülyasyon organik kirleticilerin canlılardaki birikim yollarını açıklamaktadır. Biyobirikim, canlıların dışarıdan aldığı muhtemel toksik bir maddenin katabolizma ya da boşaltım yolu ile elimine edilmesinden daha hızlı bir oranda soğurması ile ortaya çıkmaktadır. Dolayısıyla, muhtemel toksik maddeler onlara maruz kalan canlıların sistemlerinde yaşadıkları çevredekinden daha fazla konsantrasyonlarda ölçülebilmektedir. Biyobirikim özelliği gösteren maddelerin biyolojik bir sistemdeki yarı ömrünün uzunluğu ne kadar büyük olursa, kronik toksik etkilerini gösterme riski de o kadar büyük olmaktadır. Biyobirikim, canlıların yaş, tür, cinsiyet gibi içsel faktörlerde olduğu kadar çevrede bulunan, mevsim, pH, gibi dışsal faktörlerden de etkilenebilmektedir (Kayhan, 2020).

Biyomagnifikasyon ya da biyoyoğunlaşma ise canlılarda biyobirikim gösteren maddelerin gıda zinciri yolu ile diğer türlere geçmesi ve katlanarak fazlalaşması anlamına gelmektedir. Biyoakümülyasyon ve biyomagnifikasyon kavramları Şekil 1.5'de gösterilmektedir.



Şekil 1.5. Biyoakümülyasyon ve Biyomagnifikasyon (Kayhan, 2020).

Pestisitlerin doğadaki taşınma hareketlerinin çok yönlü ve karmaşık olduğu, bununla beraber çevre hareketlerinde atmosfer ve su hareketlerinin daha önemli olduğu kabul edilmektedir. Pestisitler özellikle atmosfer hareketleri nedeniyle sınır tanımayan çevre sorunlarına sebep olabilirler (Pollution, 2014). Yağmur, yüzey akıntısı ve atmosfer hareketleri ile biyotik ve abiyotik parçacıklar halinde sucul ortamlara taşınabilen pestisitler, lipofilik ve hidrofofik yapılarından dolayı çoğunlukla sedimente bağlı şekilde bulunmaktadır (Chopra ve ark., 2011).

Doğadaki OCP'ler, abiyotik bozulma ve biyotik bozulma olarak bilinen iki çeşit bozulma geçirmektedir. Abiyotik bozulmada fotokimyasal bozulma türleri gözlenirken, biyotik bozulma ise canlıların metabolizma yolları ile gerçekleşmektedir (Tsygankov, 2019). Fotokimyasal bozulma, OCP'lerin aromatik grupları veya doymamış kimyasal bağlarının güneş ışınlarına maruz kalması ile oluşmaktadır. Fotokimyasal bozulma sonucu ortaya çıkan bozulma ürünlerinin bozulmanın gerçekleştiği ortama göre farklılık gösterdiği bilinmektedir. Yapılan çalışmalarda, 48 saat boyunca UV ışımının ($\lambda = 254 \text{ nm}$) etkisinde bırakılan DDT'nin yaklaşık %80

oranında bozulmaya uğradığını göstermektedir (Kulovaara ve ark., 1995 ve Tsygankov, 2019). DDT'nin bozulma ürünleri olarak DDE, DDD ve ketonlar ölçülmektedir. Bu ürünlerden DDE diğer bozulma ürünlerine göre daha yüksek konsantrasyonlarda ortaya çıkmakta olup daha ileri fotokimyasal bozulmaya karşı diğer ürünlerden daha dayanıklıdır. UV altında Lindan (γ -HCH) izomeri olan α -HCH'ye dönüşmektedir (Tsygankov, 2019). Aldrin sucul ortamda öncelikle dieldrin ve trans-aldrindiol'e, daha sonra ise hem fotokimyasal hem de metabolik olarak son ürün olan fotodiieldrin'e dönüşebilmektedir (Patil ve ark., 1972). Aldrin'in canlı metabolizmasında dieldrin'e dönüştüğü ve dieldrin olarak bozulmadan kaldığı gösterilmiştir (Bann ve ark., 1956). Endosülfan'ın diğer OCP'ler gibi yağda çözünmesine rağmen canlı metabolizmalarda çabucak metabolize olup büyük oranda atıldığı bilinmektedir. Endosülfan sucul ortamda çoğunlukla endosülfan diol, toprakta ise endosülfan sülfat olarak bozunmaktadır (Naqvi ve Vaishnavi, 1993). Metoksiklor'un sucul ortamda bozunma ürünlerinden anisoin hızlı bir şekilde bozulma geçirip çevrede birikime neden olmazken diğer bozulma ürünü olan DMDE bileşiği az da olsa bozulmaya dirençli olduğundan birikim gösterebilmektedir (Wolfe ve ark., 1977).

Canlılarda dışarıdan alınan kimyasalların biyobirikim yolu, kimyasalın alınması, metabolize edilmesi ve atılması arasındaki ilişki ile kontrol edilmektedir (Kayhan, 2020). Metabolize olan dış kaynaklı kimyasalların genel kural olarak daha polar hale getirilerek dış ortama atıldığı varsayılmaktadır. Bitkiler, bir dışkılama organları olmadığı için alınan maddeleri metabolize ettikten sonra çoğunlukla karbonhidratlar ile beraber veya karbonhidratlara bağlı bir şekilde depoladıkları bilinmektedir. Böceklerde ise DDT ve türevlerinin nötralizasyonu omurgalılar kadar hızlı olmadığı için daha etkili gerçekleşen birikme sonucu zehirlenme belirtilerinin hızlı ortaya çıktığı bildirilmiştir (Tsygankov, 2019). Karaciğer, yabancı maddelerin biyotransformasyonunda rol alan en önemli organ olsa da böbrek, bağırsaklar, solungaç ve akciğer gibi organların da bazı kimyasalların biyotransformasyonunda rol aldığı gösterilmiştir (Macek ve Korn, 1970). Sitokrom P450 gibi metabolize edici enzim sistemleri yabancı maddelerin hidrofilik özelliklerini artırarak boşaltım yolları ile elimine edilmesini kolaylaştırmaktadır. Sürüngeçlerin eliminasyon metabolizması

hakkında çok fazla bilgi bulunmamaktadır. Ancak, yapılan çalışmalarda deniz kaplumbağalarının P4502B enzim aktivitesinin olduğunu fakat P4501A enzim aktivitesinin ise zayıf veya hiç olmadığı belirtilmektedir (Filippos ve ark., 2021). OCP'lerin lipofilik özelliklerinden dolayı canlıların yağ doku başta olmak üzere yağ içeriğine bağlı olarak değişken oranlarda bütün dokularda birikme eğilimi gösterdiği bilinmektedir. Vahşi doğadaki canlıların mevsimsel beslenme rejimlerine bağlı olarak yağ doku oranları değiştiğinden dokularındaki OCP oranlarının da mevsimsel olarak değişim gösterebildiği söylenmektedir (Tsygankov, 2019).

1.5. *Caretta caretta*'ların Karşılaştığı Ekolojik Tehditler

Endokrin bozucu kimyasalların (EDC) canlılarda doğal olarak sentezlenen endojen hormonların işleyişini etkileyerek, canlılarda fizyolojik ve davranışsal değişikliklere yol açtığı bildirilmiştir. EDC'lerin deniz kaplumbağaları gibi mevsimsel üreme davranışları gösteren canlılarda etkisi de artmaktadır. EDC'ler ile etkilenen kaplumbağaların mevsimsel enerjisini yanlış harcadığı ve üreme başarıları ile beraber genel sağlıklarının da negatif etkilendiği düşünülmektedir (Smelker ve ark., 2014).

Bucchia ve ark. (2015)'nın yaptığı çalışmada Adriyatik denizi ve Kanarya adalarından toplanan kaplumbağa serum örnekleri karşılaştırılmıştır. Adriyatik denizinden alınan kaplumbağa serumlarında PCB, OCP, PAH ve metal kirliliğinin açık denize göre daha fazla ölçüldüğünü gözlemlemişlerdir. Özellikle PCB türevi kirleticilerin diğer kirleticilere göre ölçülen konsantrasyonlarının 25 kata kadar daha fazla olduğu gösterilmiştir.

Crespo ve ark. (2013), tarafından bildirilen bir olgu raporunda iki *Caretta caretta*'da gözlenen pseudohermatofroditizm olgusu işlenmiştir. Juvenil boyutlara ve sağlıklı ovaryuma sahip bireylerde erken gelişmiş erkek benzeri sekonder cinsiyet

özellikleri gözlenmiş ve maskülinizasyondan endokrin bozucu kimyasallar sorumlu tutulmuştur.

Yapılan bir çalışmada (Gómez-Ramírez ve ark., 2020), İspanya'nın Akdeniz kıyısından toplanan *Caretta caretta* 'ların kas, karaciğer yağ ve beyin örneklerinde organik klorlu insektisitlere rastlandığı bildirilmiştir. Gaz kromatografi- Elektron yakalama dedektörü (GC-ECD) ile yapılan çalışmada toplam HCH ve DDT konsantrasyonunun yüksek olduğu ve bunu endosülfan, heptaklor ve endrinlerin takip ettiği gösterilmiştir.

Akdeniz'de yapılan başka bir çalışmada, genç bireyler ve erişkin bireyler arasındaki OCP biyobirikim konsantrasyonları karşılaştırılmıştır (Storelli ve Marcotrigiano, 2000). Sonuçlarda, 4,4'-DDE konsantrasyonunun gençlerde erişkinlere oranla daha yüksek olduğu bulunmuş, ayrıca diğer DDT ve metabolitlerinin cihaz ölçüm limitinin altında kaldığı bildirilmiştir.

Storelli ve ark. (2007), tarafından yapılan bir çalışmada, Adriyatik denizinden toplanan kaplumbağa örneklerindeki 4,4'-DDE'nin farklı organlardaki birikim oranları karşılaştırılmıştır. Yüksek çözünürlüklü-GC-ECD (HRGC-ECD) ile yürütülen çalışmada birikimin karaciğer, böbrek, akciğer ve kas sırasını takip ettiği gözlenmiştir.

Yapılan diğer bir çalışmada *Caretta caretta* 'ların genel sağlık durumu ve OCP yükleri arasında bir ilişki kurulmuş ve OCP yükünün genel sağlık parametleri ile ilişkisi olduğu gösterilmiştir. Adı geçen çalışma, OCP yükünün kaplumbağaların savunma sistemini düşürdüğünü, anemiye sebep olduğunu ve kaplumbağaların şeker metabolizması üzerinde negatif etkiye yol açtığını ileri sürmüştür (Keller ve ark., 2004).

1.6. Tez içerisinde araştırılacak OCP'ler

1.6.1. *DDT ve metabolitleri*: Bilindiği kadarıyla 4,4'-DDT'nin doğada rastlanan kalıntıları 4,4'-DDD, 4,4'-DDE ve 2,4'-DDT'dir (Aislabie ve ark., 1999). DDD ve DDE bozulma ürünü olduğundan DDT maruziyetinin tarihlendirilmesinde kullanılmaktadır. Bozulma ürünlerinin toplam DDT'den fazla olması DDT ile temasın daha erken bir tarihte yaşandığını göstermektedir (Kuzukıran ve ark., 2019).

1.6.2. *HCH ve izomerleri*: Hekzaklorosikloheksan (HCH), halka yapısında organik bir molekül olup halkanın etrafında düşey ve yatayda farklı yapıları olan 8 farklı izomere verilen ortak isimdir. Bu izomerleri birbirinden ayırmak için Yunan alfabesinden yararlanılmaktadır (α , β , γ , δ , ϵ , η ve θ). Bu izomerlerden γ izomeri en yüksek pestisit etkiye sahiptir ve Lindan ismiyle de bilinmektedir. İzomerlerden α , β ve γ en yüksek oranda izole edilen izomerlerdir (Willett ve ark., 1998).

1.6.3. *Siklodien insektisitler*: Bu grupta, aldrin, dieldrin, heptaklor, alfa-endosülfan bulunmaktadır (O'brien, 1967). Aldrin'in canlı metabolizmasında dieldrin'e dönüştüğü ve dieldrin olarak bozulmadan kaldığı bildirilmiştir (Tsiantas ve ark., 2021). Endosülfan'ın diğer OCP'ler gibi yağda çözünmesine rağmen canlı metabolizmalarda çabucak metabolize olup boşaltım sistemi ile büyük oranda atıldığı bilinmektedir (Naqvi ve Vaishnavi, 1993).

1.6.4. *Hekzaklorobenzen (HCB)*: Bilindiği kadarı ile HCB doğada değişmeden olduğu gibi kalmaktadır. HCB daha önce sürüngen yağ doku ve yumurtalarında bulunduğu açıklanmasına rağmen bu canlılarda herhangi bir probleme yol açacak kadar birikime rastlanmadığı ifade edilmektedir (Barber ve ark., 2005).

1.6.5. *Metoksiklor*: Metoksiklor'un sucul canlılar için çok toksik olduğu ve canlılar tarafından uzun sürede metabolize edilebildiği bildirilmiştir (Chen, 2014).

1.7. Çalışmanın Önemi, Hipotezi, Amaç ve Hedefleri

Endüstriyel gelişme ve insanoğlunun hızla artan nüfusu nedeniyle doğal kaynaklar hızla kirlenmekte ve bu nedenle kimyasalların hedefinde olmayan canlıların ve habitatların zarar görmesi kaçınılmaz hale gelmektedir. Yaşanan tahribatın izlenmesi ve takibi, farkındalığı artırarak üzerinde yapılacak iyileştirme çalışmalarına da belirleyici bir yol olacaktır.

Bu çalışmada Akdeniz'de insanoğlundan daha uzun süredir yaşayan, aslında bir bakıma yaşayan tarih olan deniz kaplumbağaları üzerinden Akdeniz'deki kirliliğin tespiti ve tarihlendirilmesi yapılacaktır. *Caretta caretta* kaplumbağaları ile yukarıda verilen çalışmalar dışında OCP'lerin araştırıldığı başka bir çalışmaya rastlanmamıştır. Ayrıca yapılan çalışmalarda cinsiyet ayrımı da yapılmadığından bu durumun açıklığa kavuşturulması önem taşımaktadır. Bilindiğı gibi erkek ve dişiler arasında endokrinolojik ve fizyolojik farklılıkların olması nedeniyle dişilerin daha fazla yağ içeriğine sahip oldukları gösterilmiştir. Ayrıca yapılan çalışmalarda kaplumbağaların sadece karaciğer, böbrek, akciğer ve kas dokularında OCP'lerin araştırıldığı, diğer dokularındaki biyobirikimleriyle ilgili bir bilgiye rastlanmadığı görülmektedir. Bildiğimiz kadarıyla bu türden geniş kapsamlı bir araştırmaya rastlanmamıştır.

Önerilen tez çalışmasında, Türkiye kıyılarında yaşayan deniz kaplumbağalarındaki organik kirleticilerin varlığına dikkat çekmek ve hem erkek hem de dişi kaplumbağalardaki farkı ortaya koymak ve ulaşılabilen tüm organ ve dokularındaki biyobirikim oranlarını araştırmak amaçlanmıştır. Deniz kaplumbağaları uzun yaşam süreleri, diğer sürüngenlere göre daha az gelişmiş detoksifikasyon

özellikleri ve karnivor beslenme alışkanlıkları ile biyoakümülyasyona açık olmalarından dolayı deniz ekosisteminde KOK kirliliğini araştırmak için uygun canlılar olarak bilinmektedir (Muñoz ve ark., 2021). Böylece dişi ve erkek *Caretta caretta*’ların farklı yaşam alanları ve besleme alışkanlıkları olmasından dolayı dokularında birikim yapan kirleticilerin oranlarının da farklı olabileceği üzerine bir hipotez kurulmuştur.

Çevre kirliliği sadece insanlar için değil doğada insanlarla beraber yaşayan canlılar için de büyük bir sorun haline gelmektedir. İnsan kaynaklı doğa kirliliğinin önemi kalıcı etki gösteren çeşitli kimyasalların doğaya salınması ile hızla artmaktadır. Ayrıca, yaşam ve beslenme biçimi farklılıklarının erkek ve dişi bireyler arasında biyobirikim farkı yaratabileceği üzerine hipotez kurulduğundan bu araştırmayla aşağıdaki hedeflere varılmaya çalışılacaktır;

- 1) Akdeniz’in organik klorlu insektisit yükünün kaplumbağlar yönünden tespit edilmesi,
- 2) Lipofilik bileşiklerin biyobirikimi konusunda erkek ve dişi *Caretta caretta*’lar arasındaki farkın belirlenmesi,
- 3) *Caretta caretta*’ların organlarında lipofilik bileşikler arasındaki farkın araştırılması
- 4) Organik klorlu insektisitlerin yaban hayatına yönelik risklerinin araştırılması

2. GEREÇ VE YÖNTEM

2.1. Örneklerin Toplanması

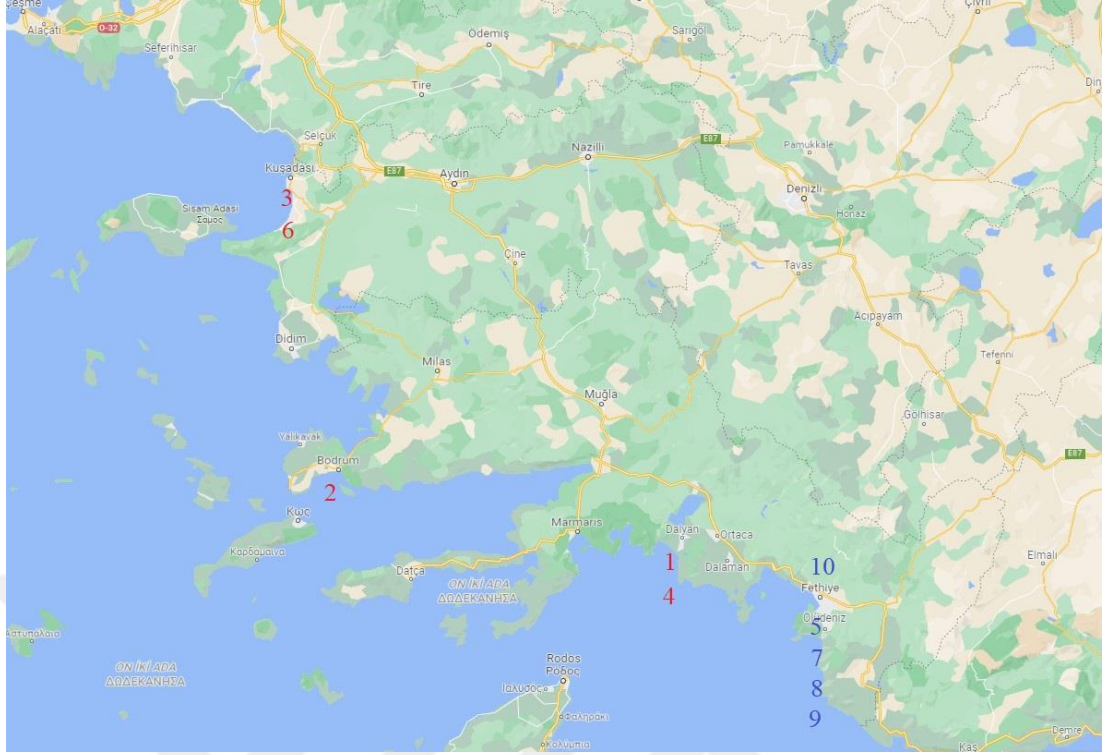
Örnekler, Aralık-2021 ve Şubat-2022 ayları arasında, Muğla ve çevre ilçelerinde karaya vuran ve Dekamer'e ölü olarak getirilen, bozulma derecesi düşük olan kaplumbağalardan nekropsi yolu ile 10 adet bireyden (5 erkek ve 5 dişi) toplanmıştır (Şekil 2.1). Örnek alınacak bireylerin birbiri ile benzer özelliklere sahip olması açısından sadece erişkin kabul edilen erkek ve dişi kaplumbağalardan (CCL> 65 cm) ve Thomson ve ark. (2009), tarafından tanımlanan görüntüye göre orta ve üzeri sağlık derecesindeki (Şekil 2.2) ölü bireylerden alınmıştır (n = 10, CCL = 65,5-83,70 cm; ortalama $74,06 \pm 5,1$ cm). Bireylerin vücut indeksinin (Vİ) hesaplanmasında Thomson ve ark. (2009), tarafından bildirilen yöntem kullanılmış $[(\text{Ağırlık}/\text{CCL}^3) * 10^4]$ ve vücut indeks değeri belirlenerek yine aynı çalışmada kullanılan vücut indeksi kondisyon değeri ile arasındaki ilişki yorumlanarak yazılmıştır (Şekil 2.2 ve Şekil 2.3). Aseptik nekropsi teknikleri ile her organdan (kas, kalp, böbrek, dalak, karaciğer ve yağ) en az 10'ar g olarak toplanan örnekler zaman kaybetmeden alüminyum folyo içerisinde -20°C 'deki derin dondurucuda analize kadar muhafaza edilmiştir. Alınan örneklerin anatomik yeri aşağıdaki çizelgede verilmiştir (Çizelge 2.2). Toplanan örnekler için Tarım ve Orman Bakanlığı'ndan gerekli izinler alınmıştır. Tarım Orman Bakanlığı'ndan ve Dekamer'den alınan izinler ekte sunulmuştur.

Çizelge 2.1. Numune alınan kaplumbağaların genel özellikleri.

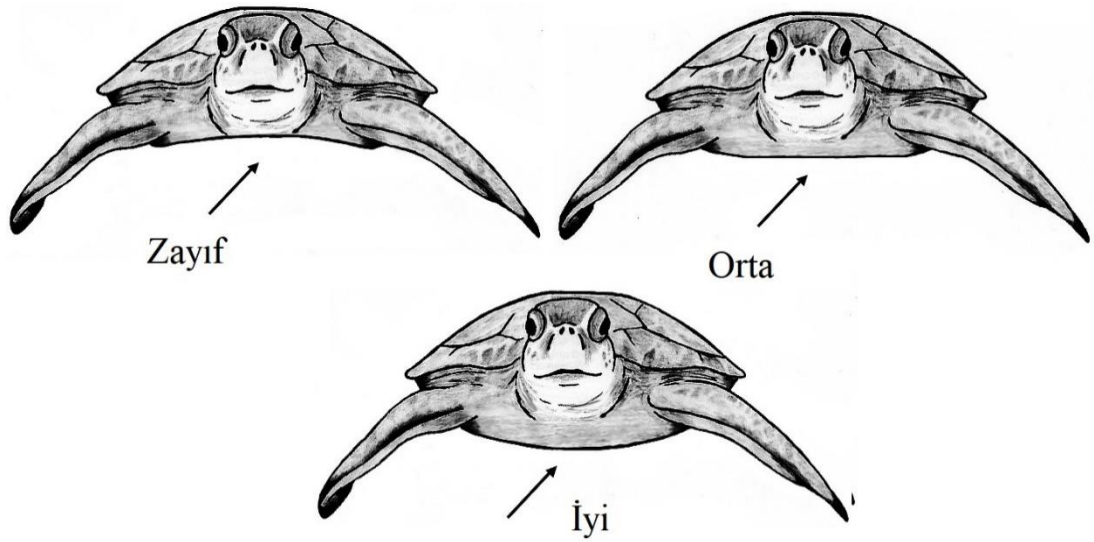
No	Cinsiyet	CCL	Ağırlık	Pratik Sağlık Değerlendirmesi	Vücut İndeksi (Vİ)	Vİ Değeri (Şekil 2.3.)	Bulunma Yeri
1	Dişi	70,30	37,64	Orta	1,08	Zayıf	Dalyan
2	Dişi	65,50	32,90	Orta	1,17	Orta	Bodrum
3	Dişi	69,60	35,00	Orta	1,04	Zayıf	Kuşadası
4	Dişi	74,10	51,50	İyi	1,27	Orta	Dalyan
5	Erkek	79,30	50,65	Orta	1,02	Zayıf	Fethiye
6	Dişi	71,60	37,40	Orta	1,02	Zayıf	Kuşadası
7	Erkek	83,70	60,85	İyi	1,04	Zayıf	Fethiye
8	Erkek	72,10	47,75	İyi	1,27	Orta	Fethiye
9	Erkek	76,00	44,50	Orta	1,01	Zayıf	Fethiye
10	Erkek	78,40	53,40	Orta	1,11	Zayıf	Fethiye

Çizelge 2.2. Alınan örneklerin anatomik yerleri.

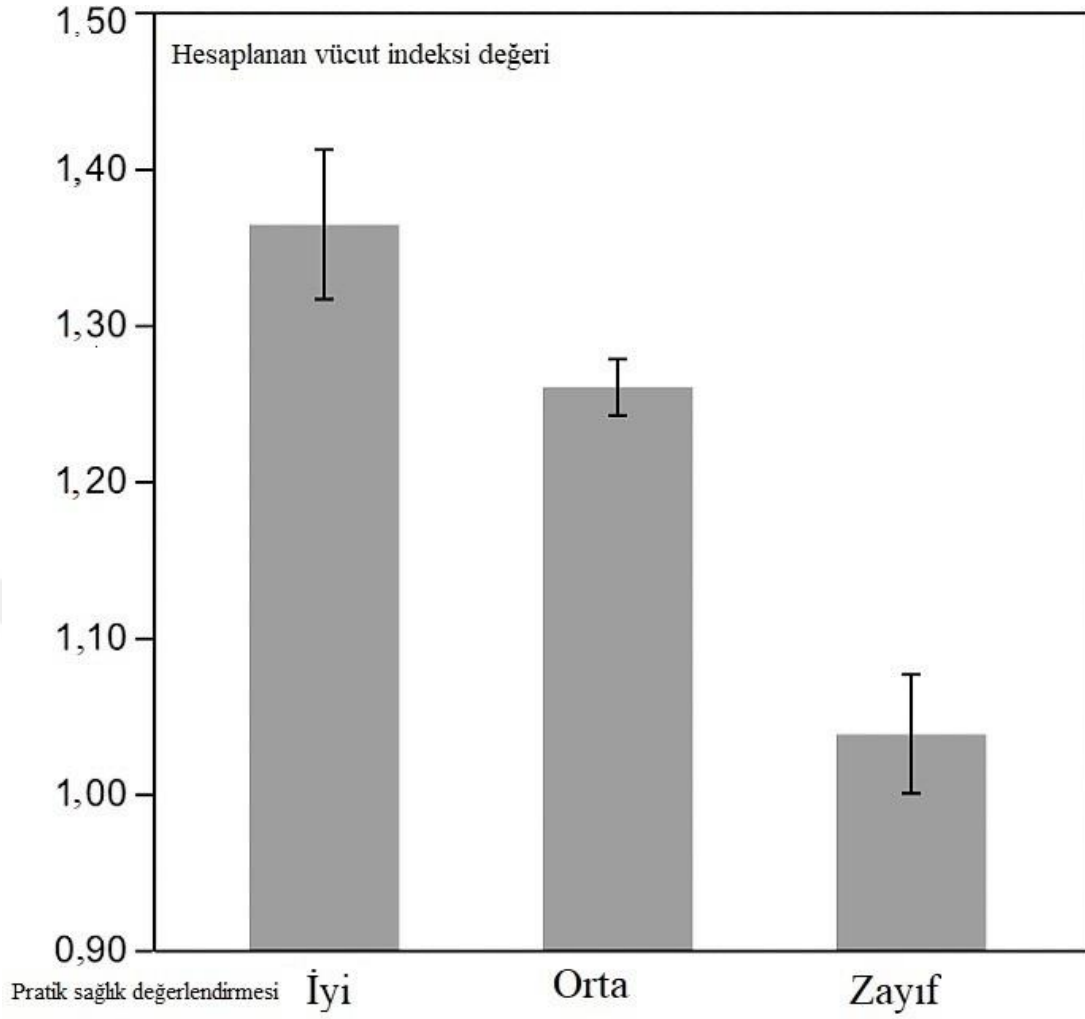
Kas	Sol pektoral kas	10 Adet
Kalp	Apex cordis	10 Adet
Dalak	Dalağın yarısı	10 Adet
Böbrek	Mevcut olan böbreğin yarısı	10 Adet
Karaciğer	Parankim	10 Adet
Yağ	Karaciğerin dorsalinde kalan bölgedeki yağ deposu	10 Adet



Şekil 2.1. Örnek alınan kaplumbağaların bulunma yerleri.



Şekil 2.2. Kaplumbağaların görüntüye göre sağlık değerlendirmesi, Plastron şekillerine göre yapılmaktadır (Thomson ve ark., 2009).



Şekil 2.3. Vücut indeksi ve görüntüye göre sağlık değerlendirmesi arasındaki ilişki. Değerlendirme Thomson ve ark. (2009)’na göre yapılmıştır.

2.2. Kimyasallar ve Malzemeler

Çalışmada kullanılan tüm reaktif ve solventler HPLC saflığındadır. Çizelge 3.1’de belirtilen organik klorluların analitik standartlarının hepsi $\geq 95\%$ saflığında olup Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Almanya)’dan satın alınmıştır. Susuz magnezyum sülfat (MgSO_4), asetonitril ve n-hekzan Sigma Aldrich (Steinheim, Almanya)’ten primer-sekonder amin (PSA) ve C18 SPE adsorbanları Agilent (Santa Clara, ABD)’den temin

edilmiştir. Stok standart çözeltileri ve internal standartlar asetronitrilde hazırlanıp -20°C saklanmıştır. SPE için hazırlanan cam pastör pipeti 0,5 C18, 0,5 PSA ve 0,1 MgSO₄ ile hazırlanmıştır.

2.3. Ekstraksiyon

Örneklerin ekstraksiyonu için daha önce Farmakoloji ve Toksikoloji laboratuvarında yarasalardaki kirleticilerin analizinde kullanılan yöntem modifiye edilerek kullanılmıştır (Kuzukiran ve ark., 2021). Buna göre, derin dondurucudan çıkartılan örnekler 1'er g olarak tartılıp doku makası ve bistüri ucu ile homojenize edilmiştir. Cam tüplerin içinde internal standart eklendikten sonra cam boncuk eklenip vorkslenerek homojenize olmaları sağlanmıştır. Devamında tüplere 4 ml n-hekzan eklenerek 15 dakika vorteks ile karıştırılmıştır. Hemen ardından 5 dakikalık sonik banyo uygulanmıştır. Daha sonra örnekler -20°C'de 10 dk boyunca 4000 rpm'de santrifüj edilmiştir. Üstte kalan kısım alınıp temiz tüplere aktarıldıktan sonra her örnek için süpernatant ayrılma işlemine kadar olan işlemler ikinci ekstraksiyon için tekrar edilmiştir. Ayrı tüpte toplanan yaklaşık 8 ml süpernatant içine 1 g MgSO₄ katılarak el ile çalkalandıktan sonra santrifüj edilerek su moleküllerinden arındırılmıştır. Süpernatantlar ayrı tüplere aktararak azot akımı altında 35°C'de 2 ml kalana kadar uçurulmuştur. Kalan kısmın üzerine 2 ml asetronitril karıştırılarak 10 saniye boyunca hafifçe vorteklenmiş ve 1 ml solvent kalana kadar uçurma işlemine devam edilmiştir. Önceden hazırlanan SPE kolonları 3×1 ml asetronitril ile şartlandırıldıktan sonra örneklerin süzülmesi tamamlanmıştır. Örnekler kolondan geçirildikten sonra 3×1 ml asetronitril ile kolonun yıkaması yapılarak temiz bir tüpte toplanan son ürün azot akımı altında 35°C'de tamamen kurutulmuştur. Kalıntı 100 µL asetronitril ile toplanarak GC-MS cihazına uygulanmıştır.

2.4. Gaz Kromatografi ve Kütle Spektrometrisi Analizi

Analitlerin ayrımı için DB- 5MS kapillar kolon (30m × 0,25mm i.d., 0,25 µm film kaplı) (Agilent Technologies, PaloAlto, CA, Amerika Birleşik Devletleri) ve Thermo FinniganTrace GC Polaris Q gaz kromatografi kütle spektrometresi (GC-MS) (San Jose, California, ABD) kullanılmış ve cihaz splitless modda çalıştırılmıştır. Dedektör sıcaklığı 250°C, transfer hattı 270°C ve enjeksiyon portu sıcaklığı 280 °C'ye ayarlanmıştır. Mobil faz olarak analitik saflıkta helyum gazı (%99,995), akış hızı 1,0 ml/dk olarak tutulmuştur. Program ayarları Kuzukıran ve ark. (2021), tarafından kullanılan yöntemle göre seçilmiştir.

Başlangıç aşamasında GC-MS'in fırın sıcaklığı 2 dk kadar 70°C'de tutulmuştur. Daha sonra dk'da 25°C artırılarak 150°C'ye kadar artırılmıştır. Buradan dk'da 5°C artırılarak 200°C'ye kadar çıkarılmıştır. Burada 5 dk tutulduktan sonra dk'da 5°C artarak 270°C'ye yükseltilmiştir. Hemen ardından hiç bekletilmeden dk'da 25°C artması sağlanarak 290°C'ye kadar artırılmış ve burada 7 dk beklemesi sağlanmıştır. Toplam program süresi 44 dk olarak hesaplandı ve kayıt edildi. Solvente ait pikin atlanması için solvent gecikme zamanı 11 dk'ya ayarlandı. Kütle taraması için 70 eV enerji uygulanarak 100-800 m/z değerleri arasındaki iyonların taranması sağlandı. Analitlerin analizi bir niceleyici ve iki tanımlayıcı iyon kullanılarak Seçici İyon Görüntüleme (SIM) moduna göre hesaplanmış ve doğrulanmıştır.

2.5. Yöntem Validasyonu

Yarasalardaki kimyasal kirliliklerin araştırılmasında kullanılan yöntem kaplumbağaların organlarındaki kirlilik yükünü belirlemek için modifiye edildiğinden valide edildi. Validasyon için Eurachem Rehberi kullanıldı (Magnusson ve Ornemark, 2014). Böylece seçicilik (selektivite), doğrusallık (linearite), doğruluk, kesinlik, tespit limiti (LOD) ve ölçüm limiti (LOQ) parametreleri belirlendi. Yöntemin geçerli kılınması için homojenize kaplumbağalardan elde edilen yağ kullanıldı ve organlara göre muhtemel matriks etkisini belirlemek için sadece geri alım oranları ve nisbi standart sapma (RSD) değerleri belirlendi. Yöntemin doğrusallığı 8 konsantrasyonla (5, 10, 25, 50, 75, 100, 150 ve 200 µg/ kg) yapıldı. Her bir bileşik için matriks/solvent eğrisinin oranı matriks etkisini tahmin etmek için hesaplandı. Tüm hedef analitlerin LOD ve LOQ miktarları hesaplandı (sırasıyla standart eğrinin 3 ve 10 katı). Kesinlik tekrarlanabilirlik ve intermediate kesinlik olarak hesaplandı. Bunlar 4 gün boyunca 6 farklı konsantrasyonda ve 6 tekrarla doğrulandı. Sonuçlar %RSD olarak verildi. Doğruluk 3 farklı konsantrasyonda (10, 50 ve 200 µg/ kg) geri alım olarak belirlendi. Her düzeyde 10 tekrar yapıldı.

2.6. İstatistiksel Analiz

İstatistik analizleri JASP (versiyon 0.16) programı ile yapıldı. İstatistiksel karşılaştırma yapılırken LOQ değerinin altındaki değerler için LOQ değerinin yarısı kullanıldı. Veri setleri arasındaki farkın belirlenmesinde bağımsız örneklem t-testi kullanıldı. Normallik sınaması için Shapiro-Wilk normallik testi ($p>0,05$) yapılarak yapılacak testin seçilmesinde Levene testi ile birlikte ($p>0,05$) kullanıldı. Örneklerin karşılaştırılmasında Student, Welch ve Mann-Whitney U testleri gerektiği yerlerde kullanılmıştır. Sonuçlar ortalama $\pm$ standart hata olarak verilmiştir.

3. BULGULAR

3.1. Yöntem Validasyonu Çalışması

Doğrusallık (linearity) hesaplaması için yapılan spike örneklerinde korelasyon katsayıları (r^2) 0,994-0,999 arasında, tüm analitler için LOD değerleri 0,32-3,1 ng/g, LOQ değerleri ise 0,97-9,39 ng/g olarak hesaplanmıştır. İntermediate kesinlik ve tekrarlanabilirlik için hesaplanan %RSD değerlerinin hepsi <%10 olarak bulunmuştur (Çizelge 3.1). Ayrıca yöntemin matriks etkisini belirlemek için yapılan çalışmada da herhangi bir matriks etkisi olmadığı tespit edildiğinden belirlenen %RSD değerlerinin verilmesine gerek kalmamıştır. Böylece kullanılan analitik metodun kaplumbağa organlarındaki OCP bileşiklerini oldukça düşük düzeyde ölçebileceği görüldüğünden çalışmanın amaç ve hedeflerine ulaşılması için yeterli olarak değerlendirildi.

3.2. Analiz Sonuçları

Toplamda 10 hayvandan elde edilen ve 60 adet organ örneğinden yapılan analizde örneklerin tamamında kalıntıya rastlandı. Dişi (Çizelge 3.2) ve erkek (Çizelge 3.3) bireylerden elde edilen ham sonuçlar aşağıdaki çizelgelerde verilmiştir. Numunelerin hiçbirinde HCH ve izomerlerine, metoksiklor, aldrin ve endosülfan'a rastlanmamıştır. Sadece 10 numaralı erkek bireyde HCB'ye (%1,6) ve ayrıca sadece 5 ve 8 numaralı erkek bireylerde dieldrin'e (%3,3) rastlanmıştır. Tespit edilen kalıntıların sıklıklarında (Şekil 3.1) ve konsantrasyonlarında (Çizelge 3.2 ve Çizelge 3.3) farklılıklar tespit edilmiştir.

Tüm örnekler bakıldığında DDT ve metabolitleri ile karşılaşma sıklığının diğer analitlere göre çok daha yüksek olduğu gözlenmektedir. Tüm örneklerin %43,3'ünde 2,4'-DDT, %60'ında 4,4'-DDE ve %6,6'sında 4,4'-DDD bulunduğu saptanmıştır (Şekil 3.1). Numunelerin tümünde ölçülen toplam DDT ise $227,19 \pm 29,35$ ng/g'dır. Toplam 2,4'-DDT $5,8 \pm 0,74$ ng/g toplam 4,4'-DDE $219,88 \pm 28,04$ ng/g ve toplam 4,4'-DDD ise $1,5 \pm 0,19$ ng/g olarak ölçülmektedir (Çizelge 3.4).



Çizelge 3.1. Validasyon parametreleri.

No	Analit	Doğrusallık	r2	LOD (µg/kg)	LOQ (µg/kg)	10 µg/kg			50 µg/kg			200 µg/kg			Intermediate Kesinlik (RSD %)	Tekrarlanabilirlik (RSD %)
						Ger kazanım (%)	RSD (%)	Ger kazanım (%)	RSD (%)	Ger kazanım (%)	RSD (%)	Ger kazanım (%)	RSD (%)			
1	Alfa HCH	5-200	0,994	0,63	1,91	96,8	4,51	98,23	4,43	99,73	3,87	6,12	7,06			
2	Hezazklorobenzen	5-200	0,997	0,68	2,06	95,9	5,21	97,30	5,01	98,79	4,68	4,70	4,99			
3	Gamma HCH	5-200	0,993	0,57	1,73	100,9	3,73	102,35	3,62	102,86	3,36	7,13	7,51			
4	Beta HCH	5-200	0,995	0,85	2,58	102,65	7,07	104,21	6,12	104,57	5,71	5,9	7,32			
5	Heptaklor	5-200	0,996	3,1	9,39	95,22	14,12	96,63	12,95	97,71	12,14	4,33	5,18			
6	Aldrin	5-200	0,995	0,96	2,91	97,15	8,81	98,62	7,98	98,77	7,46	9,18	9,17			
7	Alfa-endo	5-200	0,997	0,83	2,52	92,36	4,41	93,59	4,11	94,24	3,82	6,35	6,51			
8	Dieldrin	5-200	0,995	1,03	3,12	91,56	7,26	92,77	7,08	94,17	6,61	9,37	9,80			
9	4,4'-DDE	5-200	0,998	0,42	1,27	90,71	8,74	92,34	8,14	93,14	7,61	4,14	4,70			
10	4,4'-DDD	5-200	0,995	0,38	1,15	92,93	7,62	94,17	7,15	94,35	6,68	4,36	4,88			
11	2,4'-DDT	5-200	0,995	0,53	1,61	92,65	8,29	93,89	7,97	94,14	7,46	4,28	5,36			
12	4,4'-DDT	5-200	0,999	0,32	0,97	95,03	7,13	96,22	6,88	97,59	6,43	3,69	4,10			
13	Metoksiklor	5-200	0,998	0,74	2,24	91,74	11,09	93,87	10,72	94,29	10,04	4,89	5,62			

Çizelge 3.2. Dişi bireylerde tespit edilen organik klorlu bileşikler ve konsantrasyonları (ng/g).

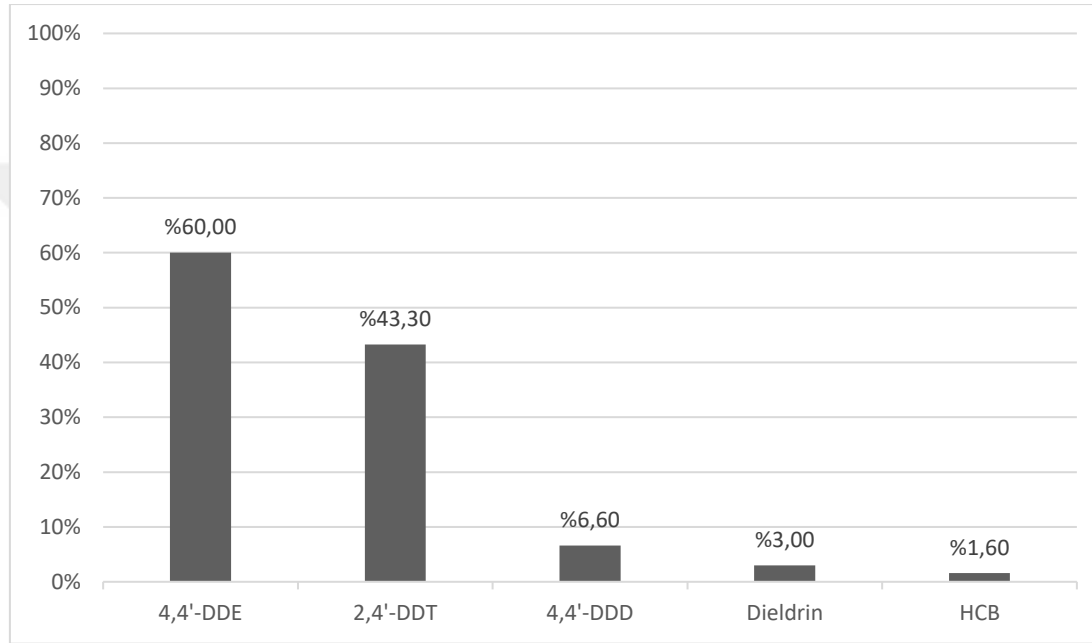
Birey	Organ	4,4'-DDE	4,4'-DDD	2,4'-DDT
1	Kas	<LOQ	<LOQ	2,77
1	Kalp	<LOQ	<LOQ	11,07
1	Dalak	<LOQ	16,97	18,87
1	Böbrek	49,62	<LOQ	<LOQ
1	Karaciğer	119,10	<LOQ	<LOQ
1	Yağ	360,78	<LOQ	<LOQ
2	Kas	<LOQ	<LOQ	1,61
2	Kalp	<LOQ	<LOQ	1,01
2	Dalak	14,50	<LOQ	2,66
2	Böbrek	15,94	<LOQ	<LOQ
2	Karaciğer	44,63	<LOQ	16,02
2	Yağ	309,50	<LOQ	<LOQ
3	Kas	29,79	<LOQ	11,54
3	Kalp	<LOQ	<LOQ	<LOQ
3	Dalak	<LOQ	<LOQ	15,32
3	Böbrek	92,86	<LOQ	<LOQ
3	Karaciğer	213,59	<LOQ	<LOQ
3	Yağ	497,50	<LOQ	<LOQ
4	Kas	0,09	<LOQ	<LOQ
4	Kalp	<LOQ	<LOQ	3,51
4	Dalak	<LOQ	<LOQ	26,14
4	Böbrek	71,62	<LOQ	2,30
4	Karaciğer	243,51	<LOQ	8,05
4	Yağ	567,18	<LOQ	<LOQ
6	Kas	<LOQ	<LOQ	2,89
6	Kalp	<LOQ	<LOQ	16,38
6	Dalak	<LOQ	<LOQ	<LOQ
6	Böbrek	54,28	<LOQ	<LOQ
6	Karaciğer	151,98	<LOQ	<LOQ
6	Yağ	564,91	<LOQ	<LOQ

Çizelge 3.3. Erkek bireylerde tespit edilen organik klorlu bileşikler ve konsantrasyonları (ng/g).

Birey	Organ	HCB	Dieldrin	4,4'-DDE	4,4'-DDD	2,4'-DDT
5	Kas	<LOQ	139,04	<LOQ	<LOQ	<LOQ
5	Kalp	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
5	Dalak	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
5	Böbrek	<LOQ	<LOQ	28,26	<LOQ	<LOQ
5	Karaciğer	<LOQ	<LOQ	124,36	<LOQ	<LOQ
5	Yağ	<LOQ	<LOQ	710,99	<LOQ	25,68
7	Kas	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	6,20
7	Kalp	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
7	Dalak	<LOQ	<LOQ	<LOQ	31,77	33,49
7	Böbrek	<LOQ	<LOQ	70,56	<LOQ	<LOQ
7	Karaciğer	<LOQ	<LOQ	119,96	<LOQ	<LOQ
7	Yağ	<LOQ	<LOQ	1997,5	<LOQ	<LOQ
8	Ara	<LOQ	58,12	10,52	<LOQ	5,43
8	Kalp	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
8	Dalak	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	8,53
8	Böbrek	<LOQ	<LOQ	20,85	<LOQ	<LOQ
8	Karaciğer	<LOQ	<LOQ	87,58	<LOQ	<LOQ
8	Yağ	<LOQ	<LOQ	386,4	<LOQ	<LOQ
9	Ara	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	21,08
9	Kalp	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	7,14
9	Dalak	<LOQ	<LOQ	<LOQ	18,82	20,7
9	Böbrek	<LOQ	<LOQ	36,05	<LOQ	<LOQ
9	Karaciğer	<LOQ	<LOQ	140,59	<LOQ	<LOQ
9	Yağ	<LOQ	<LOQ	1033,0	<LOQ	45,82
10	Kas	<LOQ	<LOQ	222,07	<LOQ	16,10
10	Kalp	<LOQ	<LOQ	25,67	<LOQ	<LOQ
10	Dalak	<LOQ	<LOQ	<LOQ	9,49	11,48
10	Böbrek	<LOQ	<LOQ	146,35	<LOQ	<LOQ
10	Karaciğer	<LOQ	<LOQ	687,87	<LOQ	<LOQ
10	Yağ	1,45	<LOQ	3932,55	<LOQ	<LOQ

Çizelge 3.4. Tüm örneklerde tespit edilen DDT ve türevlerinin konsantrasyonları (ng/g)'dir.

n =60	X±SH
Toplam DDT	227,19±29,35
Toplam 2,4'-DDT	5,8±0,74
Toplam 4,4'-DDE	219,88±28,4
Toplam 4,4'-DDD	1,5±0,19

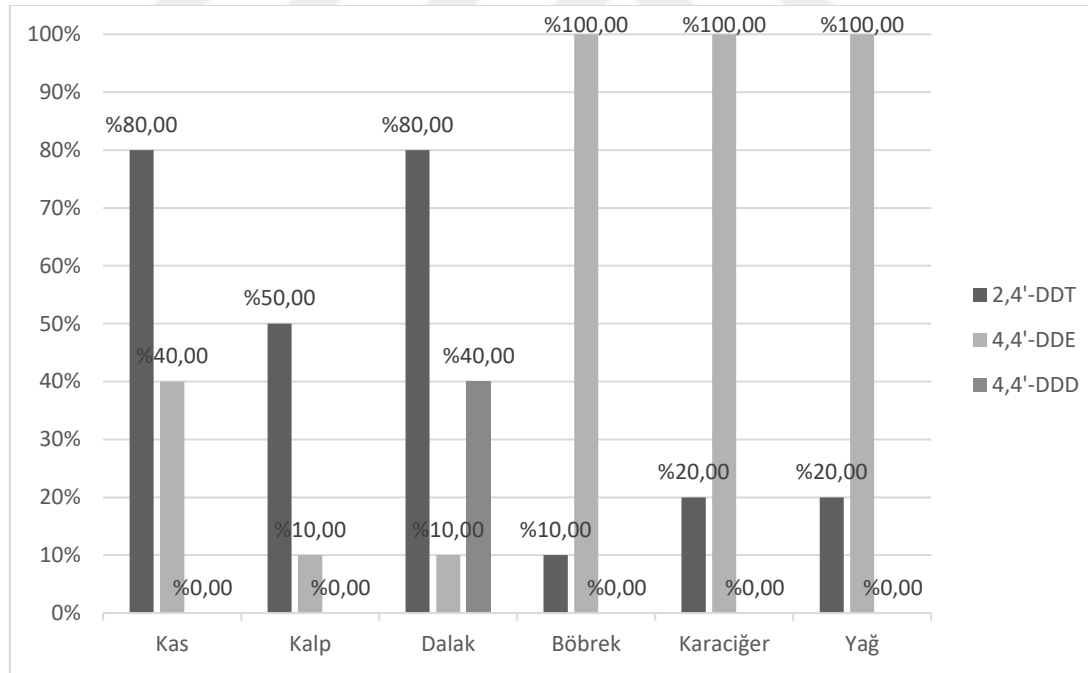


Şekil 3.1. Örneklerin tümünde kalıntılara karşılaşıma sıklığı (n =60).

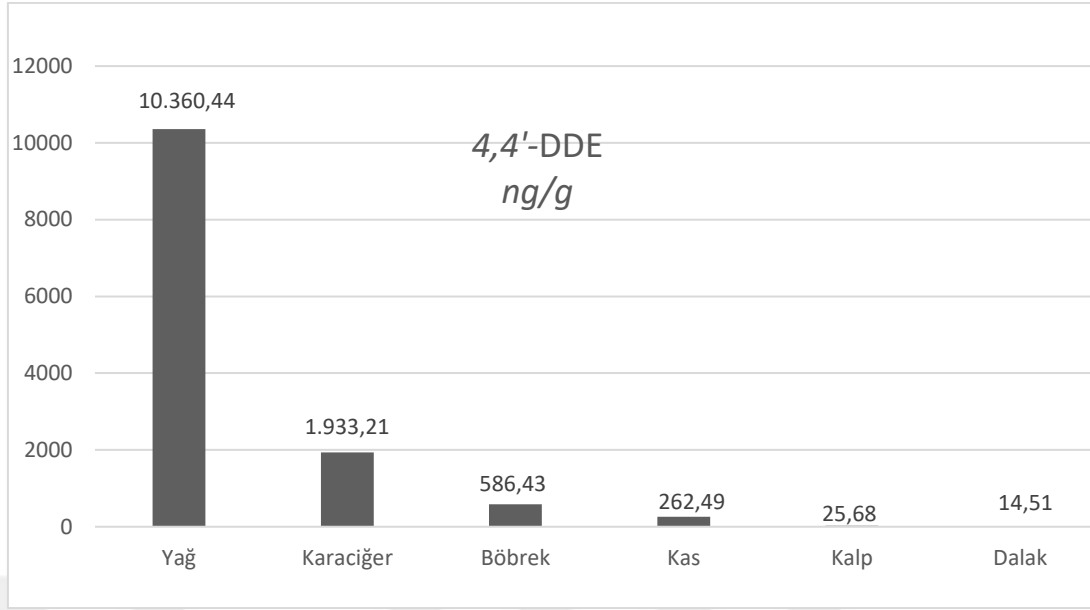
Tüm örneklerde organların kirletici bulundurması açısından bakıldığında;

2,4'-DDT kalıntısı için karşılaşıma sıklığının en yüksek %80 ile kas ve dalağa ait olan dokularda olduğu görülmektedir. Kas ve dalağı sırasıyla kalp (%50), karaciğer (%20), yağ (%20) ve böbrek (%10) takip etmektedir (Şekil 3.2). 4,4'-DDE için en yüksek kalıntı sıklığı %100 ile böbrek, karaciğer ve yağ olmaktadır. Tüm böbrek, karaciğer ve yağ numunelerinde 4,4'-DDE'ye rastlanmıştır. Bunu kas dokular %40 ile

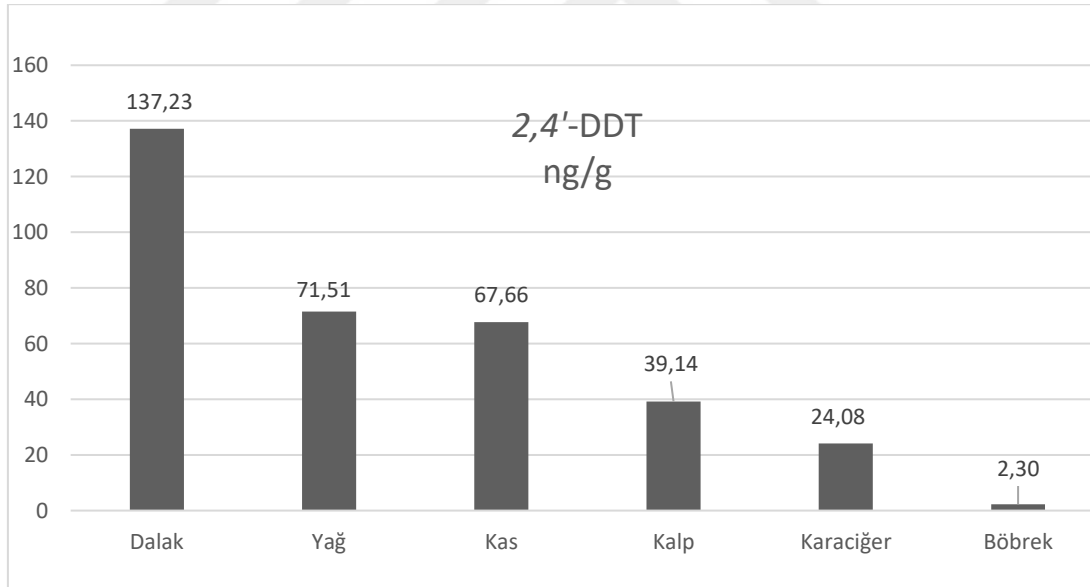
kalp ve dalak dokuları ise %10 karşılaşma sıklığı ile takip etmektedir (Şekil 3.2). 4,4'-DDD ise sadece dalak numunelerinin %40'ında karşımıza çıkmaktadır (Şekil 3.2). Diğer organlarda tespit edilebilir 4,4'-DDD kalıntısına rastlanmamıştır. Organlarda karşılaşılan kirletici konsantrasyonlarının istatistiksel değerleri aşağıda verilmiştir (Çizelge 3.4). Dieltrin sadece 5 ve 8 numaralı erkek bireylerin kas dokusunda tespit edilebilir değerlerde karşımıza çıkmıştır, bununla beraber HCB ise sadece 10 numaralı erkek bireyin yağ numunesinde tespit edilebilmiştir (Çizelge 3.4). Toplam 4,4'-DDE ise birikim konsantrasyonu olarak; yağ, karaciğer, böbrek, kas, kalp ve dalak sırasını takip etmektedir (Şekil 3.3). Kalıntıların tüm organlardaki birikim yerlerine konsantrasyon miktarı olarak bakıldığında 2,4'-DDT; dalak, yağ, kas, kalp, karaciğer ve böbrek sırasını takip etmektedir (Şekil 3.4). 4,4'-DDD ise sadece dalak numunelerinde karşımıza çıkmaktadır (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Tüm numunelerde organlara göre DDT ve metabolitleri ile karşılaşılma sıklığı (n =60).



Şekil 3.3. Toplam 4,4'-DDE kalıntısının organlardaki konsantrasyonları ve sıralaması (n=60).



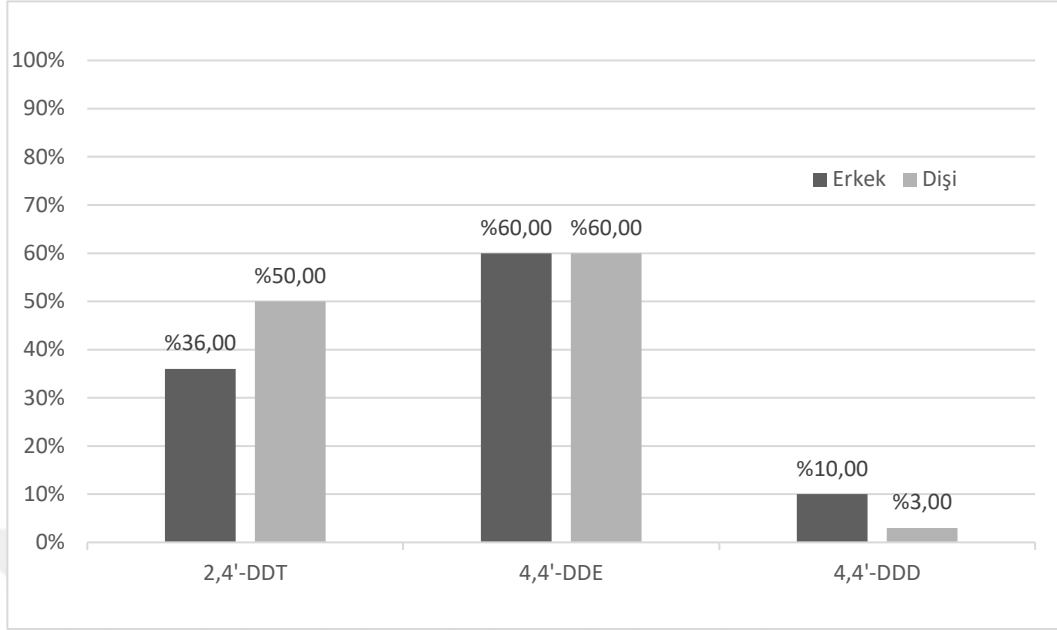
Şekil 3.4. Toplam 2,4'-DDT kalıntısının organlardaki konsantrasyonları ve sıralaması (n=60).

Çizelge 3.5. Kalıntıların organlarda tespit edilen konsantrasyon değerleri. Tespit değeri ng/g'dır.

Toplam DDT	Kas n =10	Kalp n =10	Dalak n =10	Böbrek n =10	Karaciğer n =10	Yağ n =10
X±SH	33,5±23	7,1±2,7	23,4±6,28	59,2±12,4	196±47,5	1043±358
Minimum	<LOQ	<LOQ	<LOQ	16,3	60,8	309
Maksimum	238,37	26,1	65,68	146,8	688,3	3932
4,4'-DDE	Kas n =10	Kalp n =10	Dalak n =10	Böbrek n =10	Karaciğer n =10	Yağ n =10
X±SH	26,50±21,9	25,67	14,50	58,64±12,46	193,32±57,86	1036±359
Minimum	0,096	25,67	14,50	15,94	44,63	309,50
Maksimum	222	25,67	14,50	146,35	687,87	3932
2,4'-DDT	Kas n =10	Kalp n =10	Dalak n =10	Böbrek n =10	Karaciğer n =10	Yağ n =10
X±SH	8,45±2,26	7,82±1,8	17,15±3,5	2,30	12±1,6	35,75±4,9
Minimum	1,61	1,03	2,66	2,30	8,05	25,68
Maksimum	21,08	16,38	33,49	2,30	16	45,82
4,4'-DDD	Kas n =10	Kalp n =10	Dalak n =10	Böbrek n =10	Karaciğer n =10	Yağ n =10
X±SH	<LOQ	<LOQ	19,26±3,5	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Minimum	<LOQ	<LOQ	9,49	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Maksimum	<LOQ	<LOQ	31,77	<LOQ	<LOQ	<LOQ
HCB	Kas n =10	Kalp n =10	Dalak n =10	Böbrek n =10	Karaciğer n =10	Yağ n =10
X±SH	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,45
Minimum	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,45
Maksimum	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,45
Dieldrin	Kas n =10	Kalp n =10	Dalak n =10	Böbrek n =10	Karaciğer n =10	Yağ n =10
X±SH	98,58±57,22	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Minimum	58,12	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Maksimum	139,04	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ

Tüm örnekleri erkek (n=5) ve dişi (n=5) bireyler olarak ayırarak incelediğimizde;

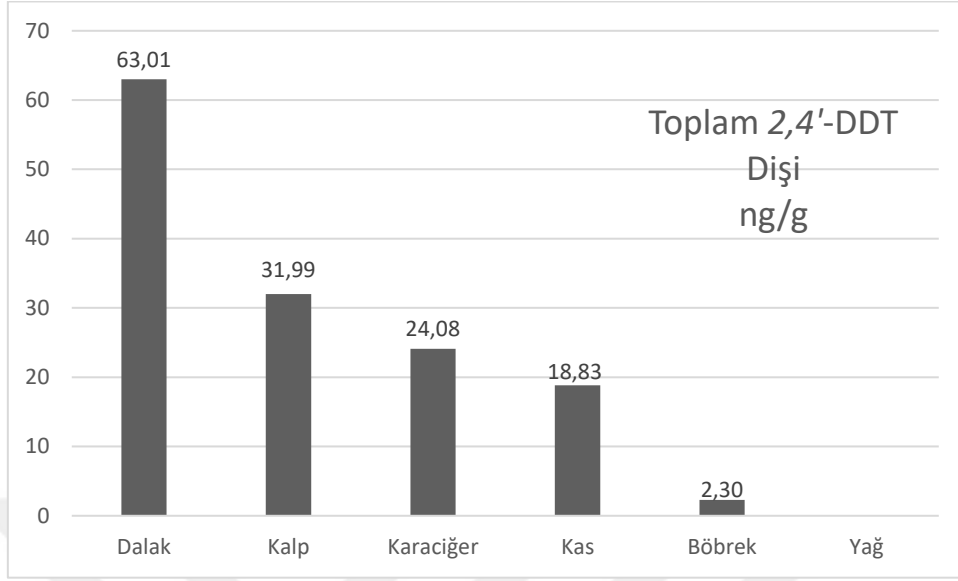
Dişi bireylere ait tüm dokuların %50'sinde erkek bireylerin ise %36,6'sında 2,4'-DDT tespit edilmiştir. Bununla beraber, erkek bireylerin de dişi bireylerin de tüm dokularında 4,4'-DDE bulunma sıklığı %60 olarak belirlenmiştir. 4,4'-DDD kalıntıları ise dişi bireylerin tüm dokularının %3'ü, erkek bireylerin tüm dokularının ise %10'unda bulunmaktadır (Şekil 3.5) Erkek ve dişi bireylerde karşılaşılan kirlетici konsantrasyonlarının istatistiksel değерleri Çizelge 3.5'te verilmiştir. DDT'nin toplam birikim konsantrasyonu dişilerde dalak, kalp, karaciğer, kas ve böbrek sıralamasını takip etmektedir, dişi yağ örneklerinin hiçbirinde DDT kalıntısına rastlanmamıştır (Şekil 3.6). DDT erkek bireylerde ise dalak, yağ, kas ve kalp sırasını izlemektedir, erkek bireylerin karaciğer ve böbrek örneklerinde DDT kalıntısına rastlanmamıştır (Şekil 3.7). Toplam DDE ise erkek ve dişi bireylerde benzer sıralamaya sahip gözükmemektedir ve yağ, karaciğer, böbrek ve kas sıralamasını takip etmektedir. 4,4'-DDE'ye dişi bireylerin kalp numunelerinde erkek bireylerin ise dalak numunelerinde rastlanmamıştır (Şekil 3.8 ve Şekil 3.9). 4,4'-DDD konsantrasyonu ise erkek bireylerde daha fazla ölçülmekle beraber her iki cinsiyette de sadece dalak numunelerinde karşımıza çıkmaktadır (Şekil 3.10).



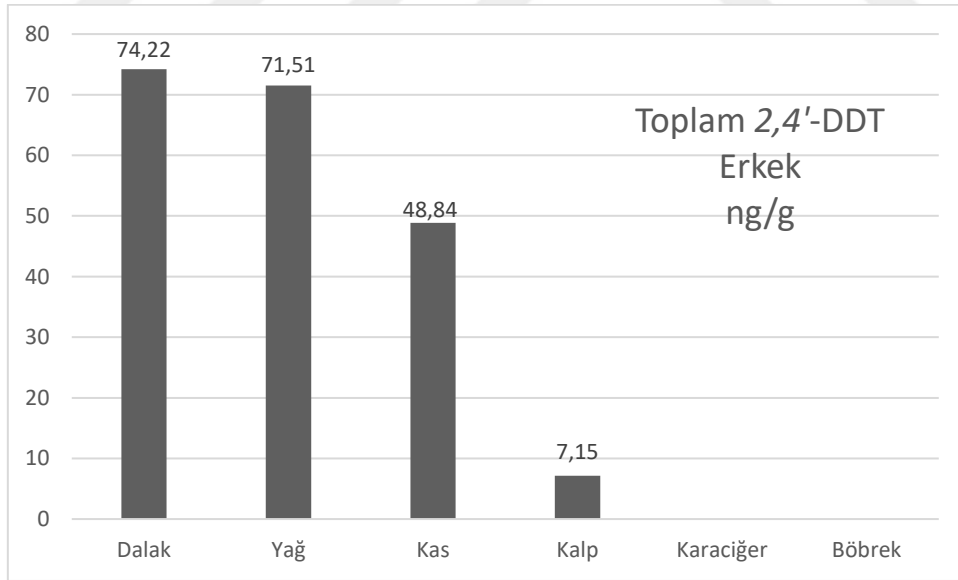
Şekil 3.5. Dişi ve erkek bireylerin tüm örneklerindeki kalıntı sıklığı (n =60).

Çizelge 3.6. Bireylerde karşılaşılan kalıntıların istatistiksel hesapları. Tespit değerleri ng/g'dır.

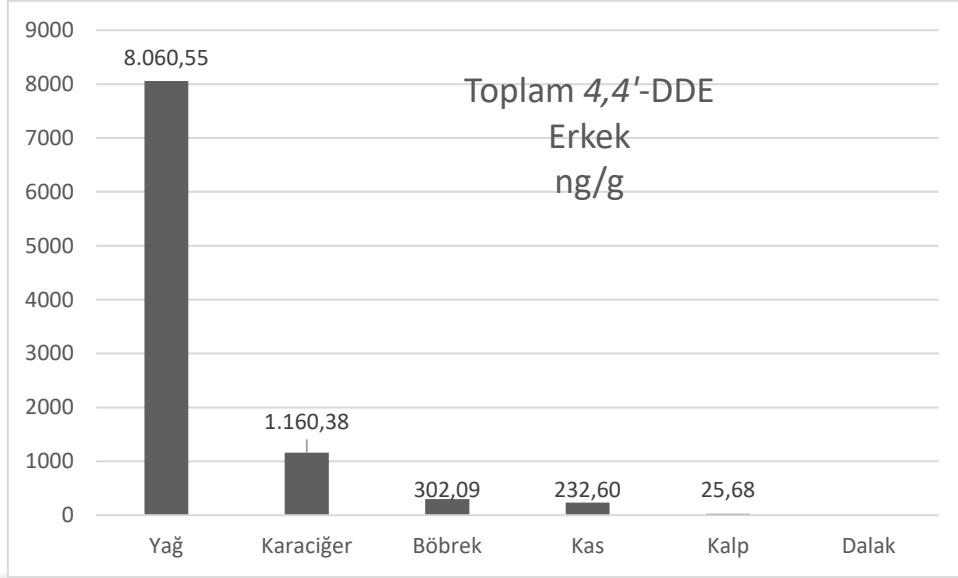
4,4'-DDE	Dişi n =30	Erkek n=30
X±SH	188,9±35,46	543,40±179,95
Minimum	0,096	10,52
Maksimum	567,18	3932
2,4'-DDT	Dişi n =30	Erkek n =30
X±SH	9,34±1,42	18,33±2,3
Minimum	1,01	5,43
Maksimum	26,14	45,82
4,4'-DDD	Dişi n =30	Erkek n =30
X±SH	16,97	20,03±2
Minimum	16,97	9,49
Maksimum	16,97	31,77
HCB	Dişi n =30	Erkek n =30
X±SH	<LOQ	1,45
Minimum	<LOQ	1,45
Maksimum	<LOQ	1,45
Dieldrin	Dişi n =30	Erkek n =30
X±SH	<LOQ	98,58±10,46
Minimum	<LOQ	58,12
Maksimum	<LOQ	139,04



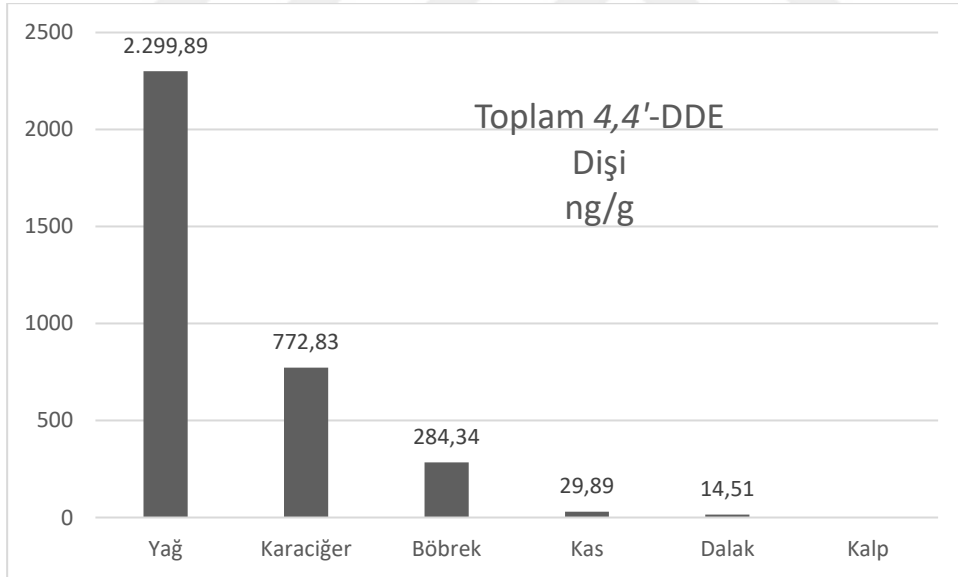
Şekil 3.6. Toplam 2,4'-DDT'nin dişi bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması. Tespit değerleri ng/g'dır (n =10).



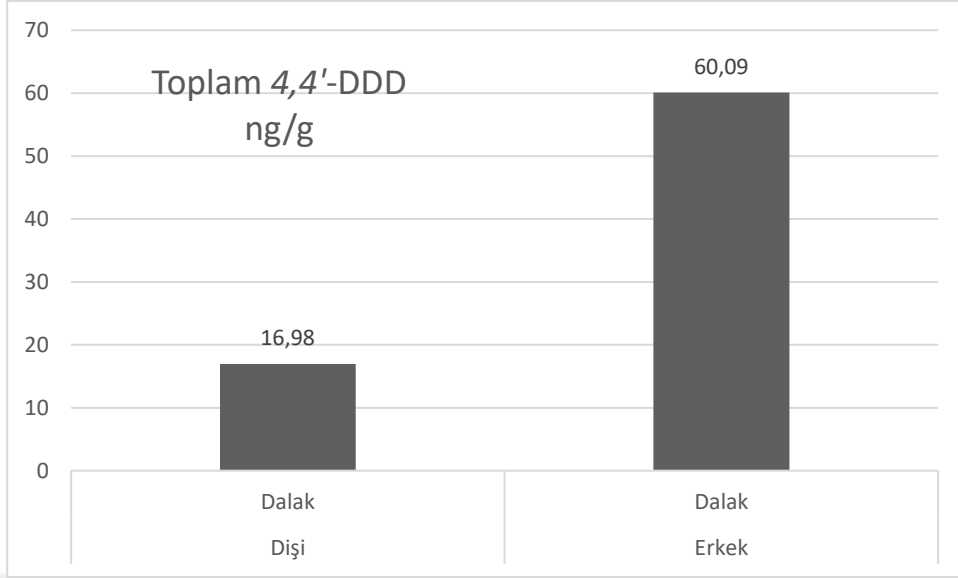
Şekil 3.7. Toplam 2,4'-DDT'nin erkek bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması. Tespit değerleri ng/g'dır (n =10).



Şekil 3.8. Toplam 4,4'-DDE'nin erkek bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması. Tespit değerleri ng/g'dır (n =10).



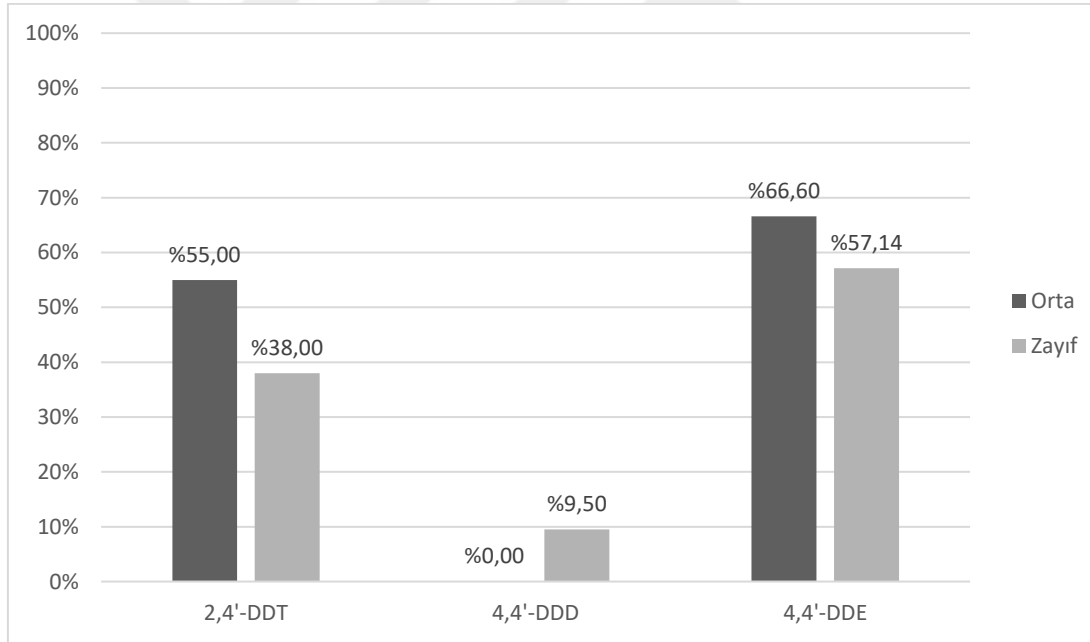
Şekil 3.9. Toplam 4,4'-DDE'nin dişi bireylerdeki tespit konsantrasyonları ve organlardaki birikim sıralaması. Tespit değerleri ng/g'dır (n =10).



Şekil 3.10. Toplam 4,4'-DDD'nin erkek ve dişi bireylerdeki tespit konsantrasyonu. Tespit değerleri ng/g'dır (n=4).

Tüm örneklerin hesaplanan vücut indeksi açısından bakıldığında;

DDT ve türevleri kondisyonu orta ve zayıf olarak yorumlanan tüm örneklerde karşımıza çıkmaktadır. Fakat metabolitlerin örneklerde bulunma sıklıkları bireyin kondisyonuna göre oransal değişmektedir. 2,4'-DDT için kondisyonu orta olan birey örneklerinin %55'inde bulunmaktayken, kondisyonu zayıf olan bireylerin tüm örneklerinin %38'inde karşımıza çıkmaktadır. 4,4'-DDD kondisyonu orta olan hiçbir bireyin dokusunda karşımıza çıkmazken kondisyonu zayıf olan bireylerin tüm dokularının %9,5'inde karşımıza çıkmaktadır. 4,4'-DDE ise kondisyonu orta olan bireylerin tüm örneklerinin %66,6'sında karşımıza çıkarken kondisyonu zayıf olan bireylerin %57,14'ünde karşımıza çıkmaktadır (Şekil 3.11).



Şekil 3.11. Tüm örneklerde kondisyona göre kalıntılar ile karşılaşma sıklığı (n =60).

4. TARTIŞMA

Metot olarak daha önce Kuzukıran ve ark. (2021), tarafından uygulanan QuEChERS metodu kaplumbağa dokuları için modifiye edilerek kullanılmıştır. Metot Eurachem yönergesi (Eurachem, 2018) kurallarına göre valide edilerek kullanılmıştır. Sonuç olarak referans metotta kullanılan asetonitril yerine n-hekzan kullanılarak LOQ ve LOD değerleri düşürülmüştür ve ayrıca daha temiz ekstrakt almak mümkün olmuştur. Referans metotta bildirilen 2,4'-DDT, 4,4'-DDE ve 4,4'-DDD için verilen LOQ değerleri sırasıyla 4,5 µg/kg, 6,3 µg/kg, 4,4 µg/kg ve LOD değerleri sırasıyla 1,4 µg/kg, 0,8 µg/kg, 1,3 µg/kg ve çalışmamızda sırasıyla LOQ 0,97 µg/kg, 1,27 µg/kg, 1,15 µg/kg ve LOD değerleri sırasıyla 0,53 µg/kg, 0,42 µg/kg, 0,38 µg/kg olarak ölçülmüştür. Geri kazanım ve RSD% değerleri kabul edilebilir sınırlarda hesaplanmıştır.

Sonuçlarda görüldüğü gibi OCP'ler için yapılan analizlerde toplam DDT ve türevlerinin diğer OCP bileşiklerinden daha fazla olduğu ortaya çıkmıştır. Örneklerin hiçbirinde HCH ve izomerlerine, metoksiklor, aldrin ve endosülfan'a rastlanmamıştır ve ayrıca dieldrin ve heksaklorobenzen'e çok az numunede rastlanmasından dolayı OCP'ler ile ilgili karşılaştırmayı DDT ve türevleri üzerinden yapmak uygun olacaktır.

KOK'lar genel özellikleri olarak hidrofobik yapıda olduklarından deniz ekosistemine nehirler, arıtılmamış kanalizasyon, aerosol yayılım, yağmur kar gibi atmosferik olaylar, diğer denizler ile karışma ve gemi atığı gibi yollarla girdiği bilinmektedir. Deniz ekosistemine giren KOK'lar gıda zincirine girmeden önce sedimentte uzun süre kalabilmektedir. Yapılan araştırmalardan edinilen bilgilere göre Akdeniz havzasındaki DDT'ye bağlı sediment kirliliği şehirleşmenin ve nüfus yoğunluğunun arttığı bölgelerde daha yüksek olarak ölçülmektedir (Egorov ve ark., 2021). Deniz ekosisteminde taban seviyesine yakın olan omurgasızlar aynı ekosistemdeki balıklara benzer veya daha az kirlilik seviyesine sahip olmalarına

rağmen biyoakümülyasyon zincirinin ilk halkası olarak kabul edilmektedirler (Çalışkan ve Yerli, 2000). *C. caretta*'lar gıda ihtiyaçlarını, yaşamlarının büyük bir bölümünde bentik seviyedeki omurgasızlardan karşıladıklarından, deniz omurgasızları kaplumbağaların kirlilik etkenleri ile karşılaşmalarının önemli bir basamağını oluşturmaktadır (Casale ve ark., 2013).

Sonuçlarda görüldüğü üzere 4,4'-DDE ile karşılaşma sıklığı ve karşılaşılan konsantrasyon diğer kirleticilerden çok daha fazladır. 4,4'-DDE'yi 2,4'-DDT ve 4,4'-DDD sırasıyla takip etmektedir. Ayrıca toplam kalıntı konsantrasyonu yağ>karaciğer>kas>böbrek>dalak>kalp organ sırasını takip etmektedir. Bu sonuç daha önce Akdeniz'de yapılmış çalışmalar ile benzerlik taşımaktadır (Lazar ve ark., 2011 ve Storelli ve Marcotrigiano, 2000). Bilindiği gibi DDT ve türevleri ile kontaminasyonun kronolojisine karar vermek için DDE'nin toplam DDT'ye oranından yararlanılmaktadır (Aguilar, 1984). Çalışmamızda bu oran 0,96 çıkmaktadır, ayrıca ölçtüğümüz bu değer Aguilar (1984) tarafından kirliliği tarihlendiren ve kritik sınır olarak kabul edilen 0,60 değerinin üzerindedir. Bu nedenle elde edilen sonuçlar, bireyler arasında fark olmamakla birlikte, tüm kaplumbağalar için DDT ile kontaminasyonun uzak bir geçmişte olduğunu düşündürmektedir.

Toplam DDT kirliliği (DDT+DDE+DDD) açısından bakıldığında çalışmamızdaki toplam DDT kirliliği yağ dokuda 1043,59±358 ng/g olarak ölçülmektedir. Çalışmamızda ölçülen konsantrasyon daha önce Akdeniz havzasında yapılmış çalışmalardan çok daha fazladır. Lazar ve ark. (2011)'nin Adriyatik denizinde *Caretta caretta*'lar üzerinde yaptığı çalışmada bu 112,5 ± 72,3 ng/g olarak bildirilmektedir. Bununla beraber, Gómez-Ramírez ve ark. (2020) Akdeniz'in İspanya kıyılarında *C. caretta* 'lar üzerinde yaptığı çalışmada, 18 bireyden alınarak ölçülen yağ dokularındaki konsantrasyon 23,83±21 ng/g olarak belirlenmiş olup çalışmamızda bulunan değerden çok düşüktür. Bunun çalışmada kullanılan kaplumbağaların Batı Akdeniz'deki kaplumbağalara göre insan etkisine daha yakın bölgelerde beslenmeyi tercih etmesiyle ilgili olduğu düşünülmektedir.

Sonuçların organlar açısından değerlendirildiğinde ise 4,4'-DDE'nin hem karşılaşma sıklığının hem de birikim konsantrasyonunun yağ, karaciğer ve böbrek gibi yağ açısından zengin dokularda fazla olduğu görülmektedir. Mevcut bilgilere göre 4,4'-DDE'nin organlarda birikme eğilimi yağ>karaciğer>böbrek>kas>kalp>dalak sırasını azalarak takip etmektedir ve birikim konsantrasyonu açısından cinsiyetler arasında belirgin bir fark gözlenmemektedir. Bu sonuçlar daha önce Akdeniz'de yapılmış çalışmalar ile benzerlik taşımaktadır (Lazar ve ark., 2011 ve Storelli ve Marcotrigiano, 2000).

Çalışmada 2,4'-DDT'nin tüm organlardaki birikim eğilimi değerlendirildiğinde organlarda karşılaşma sıklığı ve karşılaşılan konsantrasyon değişkenlik göstermektedir. 2,4'-DDT ile karşılaşma sıklığı kas ve dalağa ait dokularda en yüksek olmasına rağmen ölçülen 2,4'-DDT konsantrasyonu dalakta daha fazla olduğu ve onu karaciğer dokusunun takip ettiği gözlenmiştir. Muñoz ve ark. (2021)'nin yaptığı meta analize göre organik klorlu bileşiklerin kas ve dalak gibi dokularda görülme sıklığının ve konsantrasyonunun fazla olması, bu dokulardaki metabolik aktivitenin yüksek olmasına ve kan-doku arasındaki ilişkinin daha yakın olmasına bağlanmaktadır. Çalışmada toplam ölçülen 2,4'-DDT konsantrasyonu açısından cinsiyetler arasında fark gözlenmemektedir. Ancak elde edilen sonuçlara göre, 2,4'-DDT'nin organlardaki birikim konsantrasyonu cinsiyetler açısından büyük farklara sahiptir. Dalak her iki cinsiyette de 2,4'-DDT'nin en çok biriktiği organ olarak görülmektedir. Dalak dokularını erkek bireylerde yağ dokusu takip etmesine rağmen hiçbir dişi bireyin yağ dokusunda 2,4'-DDT ile karşılaşılması ve dişi bireylerde dalak dokusunu kalp dokusunun takip ettiği görülmektedir. Ayrıca erkek bireylere ait hiçbir karaciğer ve böbrek dokusunda 2,4'-DDT ile karşılaşılması. Gözlenen bu durum DDT ve türevlerinin yağ ve karaciğer dokularındaki birikim konsantrasyonunun cinsiyetler arasında fark etmediğini ifade eden Muñoz ve ark. (2021)'nin tartıştığı veriler ile çelişmektedir. Bilindiği gibi canlıların dişileri yavru olma yolu ile yabancı bileşikleri vücutlarından uzaklaştırarak erkek bireylere göre daha az kalıntı seviyelerine sahip olabilmektedir (Lazar ve ark., 2011). Bu durum, dişi bireylerin 2,4'-DDT'yi göç ve yumurtlama dönemleri arasındaki açlık

dönemlerine bağlı olarak ve yumurtlama dönemleri sırasında vücutlarından atmış olabileceğini düşündürmektedir.

Toplam 4,4'-DDD'ye sadece dalak dokularında rastlanmaktadır. Bilindiği gibi DDD, kimyasal olarak DDT ve DDE kadar stabil değildir ve su ile çözünerek idrar ile hızlı bir şekilde uzaklaştırıldığından birikim göstermemektedir (Pugh ve Becker, 2001). Keller ve ark. (2004) tarafından yapılan çalışmaya göre toplam DDT ve vücut kondisyonu arasında negatif bağlantı kurulmuştur. Sonuçlarda görüldüğü gibi DDD sadece zayıf bireylerin dalak dokularında tespit edilmiştir. DDD'nin birikme göstermemesi ve hızlı bir şekilde elimine edilmesi göz önünde bulundurulur ise 1., 7., 9. ve 10. bireylerin diğer bireylerden daha erken dönemde DDT ile kontamine oldukları ve bu sebeple sağlıklarının bozulmuş olabileceği düşünülebilir.

Yapılan yakın tarihli bir çalışmada (Onac ve ark., 2021) Muğla/Bodrum bölgesinden toplanan, ticari kafes balık örneklerindeki DDT kirliliği araştırılmış ve balıklarda sadece 4,4'-DDE kalıntısına rastlanmıştır ($21,69 \pm 0,80$ ng/g) ve bölgedeki DDT kirliliğinin eski tarihli olduğu gözlenmiştir. Bu durumda mevcut çalışmadaki kaplumbağaların DDT kirlilik kaynağının Akdeniz'in Türkiye kıyıları olmadığı düşünülebilir.

Fransa'nın Akdeniz kıyılarında 2010 ve 2016 yılları arasında çizgili yunuslar üzerinde yapılan çalışmalarda sonuçlara göre toplam DDT varlığı deri altı yağ dokusunda ortalama $10,777$ ng/g olarak ölçülmüştür (Dron ve ark., 2022). Bu değer mevcut çalışmada yağ dokularında ölçülen değerden (1043 ± 1132 ng/g) çok daha yüksektir. Bu durum karnivor beslenme özelliklerine rağmen kaplumbağaların yunuslar kadar fazla miktarda balık tüketmemeleri ile açıklanabilir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Yapılan analiz sonuçları hep birlikte değerlendirildiğinde kaplumbağaların OCP kirliliğinin izlenmesi açısından değerli canlılar olabileceğini göstermiştir. Fakat elde edilen verilerin değerlendirilmesi açısından bazı güçlükler bulunmaktadır. İlk olarak, kaplumbağaların türleri korunan canlılar sınıfında yer almasından dolayı yerel çalışma sayısı sınırlı kalmıştır ve bu yerel olarak kirliliğin yıllar içindeki değişimini ortaya çıkartacak verinin de eksik olmasına sebep olmaktadır. Ayrıca zaman faktöründen dolayı kaplumbağalardan elde edilebilecek kirlilik verileri de gecikmeli elde edilmektedir. Bu veri gecikmesi türlerin korunmasına etki edebilecek bilgi birikimini de geciktirmekte ve azaltmaktadır. Bununla beraber kaplumbağaların Akdeniz ekosistemini paylaştığı diğer canlılar üzerine yeterli çalışma olmamasından dolayı kirliliğin türler arasındaki farkı ve mekaniğini anlamak güçleşmektedir. Bu nedenlerden dolayı Akdeniz'in kirliliğini araştırmak için kaplumbağalar ile birlikte aynı ekosistemi paylaşan canlıların ölçümleri de yapılmalıdır.

Sonuçlarımıza göre, erkek ve dişi bireylerin mevsimsel beslenme ve göç döngüsü farklı olduğundan dolayı kirlilik birikimlerinin de farklı olabileceği yorumu yapılmıştır. Çalışmamızda dişi bireylerin 2,4'-DDT yüklerinin erkeklere göre metabolik olarak daha aktif olan kas ve kalp gibi organlarda daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Fakat çalışmamızda kullandığımız dişi bireylerin kısmen genç bireyler olmasından dolayı kirliliğin yağda depolanması için gereken zaman kazanılmamış olabilir. Bu sebeple araştırmanın dişi bireylerde farklı yaş gruplarında da yapılması gerekmektedir.

Son olarak, çevre kirliliğine sebep olan kimyasalların kaplumbağaların genel sağlığına etki ettiği (Keller ve ark., 2004) ve çalışmamızda da kirlilik etkenlerinin vücut kondisyonu düşük olan bireylerde daha fazla olabileceği gözlenmiştir.

ÖZET

İribaş Deniz Kaplumbağalarında (*Caretta caretta*) Organik Klorlu Pestisitlerin Araştırılması

Günümüzde endüstrileşmeyle birlikte artan çevre kirliliği en önemli sorunlardan biridir. Çevre kirliliğine neden olan sorunların başında yasaklanmalarına veya kısıtlanmalarına rağmen kalıcılıkları ve endokrin bozucu özellikleriyle öne çıkan organik klorlu pestisitler (OCP) gelmektedir. Bu nedenle OCP'lerin Akdeniz'deki kirliliğinin biyoindikatör olarak gösterilen deniz kaplumbağaları aracılığıyla araştırılması amaçlanmıştır. Deniz kaplumbağalarının farklı organ ve dokularında tespit edilen OCP kalıntıları cinsiyete göre değerlendirilmiş ve risk analizi yapılmıştır. Muğla ili ve çevresinden, karaya vurmuş ve ölü halde bulunan *Caretta caretta*'ların her birinden araştırılmak üzere kas, kalp, dalak, böbrek, karaciğer ve yağ dokuları alınmıştır. Örnekler, elde edilecek verilerin sağlıklı karşılaştırılabilmesi açısından sadece yaş, ağırlık gibi fiziksel özellikleri benzer olan ve bozulma derecesi düşük bireylerden toplanmıştır. Beş dişi ve beş erkek *Caretta caretta*'nın doku ve organ örnekleri önceden validasyonu yapılmış QuEChERS yöntemi ile özütlenerek gaz kromatografi-kütle spektrometrisi ile analiz edilmiştir. Kaplumbağa doku ve organlarında sadece DDT ve metabolitlerinin her bireyde ölçülebilecek konsantrasyonlarda olduğu görülmüştür. DDT ve metabolitlerinin toplam konsantrasyonları açısından erkek ve dişi kaplumbağalarda fark görülmezken, en yüksek konsantrasyon yağda tespit edilmiş ve bunu azalan sırayla karaciğer, kas, böbrek, dalak ve kalp takip etmiştir. Bununla beraber 2,4'-DDT'nin toplam konsantrasyonu erkek bireylerde dalak>yağ>kas>kalp sırasını izlerken dişi bireylerde dalak>kalp>karaciğer>kas>böbrek sırasını takip etmiştir. Erkek bireylerde karaciğer ve böbrek dokularında, dişi bireylerde ise yağ dokularında ölçülebilir 2,4'-DDT konsantrasyonuna rastlanmamıştır. 4,4'-DDE'nin en yüksek konsantrasyonu hem erkek ve hem de dişilerde yağda tespit edilmiş ve bunu azalan sırayla karaciğer, böbrek, kas, dalak ve kalp izlemiştir. Her iki cinsiyetten bireylerde 4,4'-DDD'ye sadece dalak dokusunda rastlanmış ve konsantrasyonlarında anlamlı bir fark bulunamamıştır. Böylece, Akdeniz'deki organik klorlu kirliliğinin büyük oranda DDT ve metabolitlerine bağlı olduğu, cinsiyetler arasında sadece 2,4'-DDT konsantrasyonlarında farklılık olabileceği ve kirlilik araştırmalarında *Caretta caretta*'ların biyoindikatör olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

Anahtar Sözcükler: Akdeniz, *Caretta*, DDT, Kaplumbağa, KOK.

SUMMARY

Investigation of Organic Chlorinated Pesticides in Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*)

Today, environmental pollution caused by increasing industrialization is one of the most important problems. Despite being restricted or banned, organic chlorinated pesticides (OCPs) are stands outs as a prominent environmental hazard problem. With their permanence and endocrine disruption properties, OCPs are a growing threat for aquatic environments. This study is aimed to investigate the pollution of OCPs in the Mediterranean through sea turtles, which are known as bioindicators. The OCP residues in different organs and tissues of sea turtles were detected and evaluated according to both gender and risk analysis. Muscle, heart, spleen, kidney, liver, and fat tissues were collected from *Caretta caretta* turtles stranded in Muğla province and surrounding coasts. The turtle samples were collected only from individuals with similar physical characteristics such as age, weight, and low decomposition level to obtain healthy and comparable data. The tissue and organ samples of five female and five male *Caretta caretta*'s were extracted with the previously validated QuEChERS method and analyzed by gas chromatography-mass spectrometry. In all turtle tissues, only DDT and its metabolites were found at concentrations that could be measured. No difference was detected in total concentrations of DDT and its metabolites between male and female turtles, as the highest concentration was detected in fat, followed by liver, muscle, kidney, spleen, and heart, in that decreasing order. However, the total concentration of 2,4'-DDT followed the order of spleen>fat>muscle>heart in males, and unlike in the males, in the females, it followed the order of spleen>heart>liver>muscle>kidney. Additionally, no measurable 2,4'-DDT concentrations were found in liver and kidney tissues in males and adipose tissues in females. The highest concentration of 4,4'-DDE was detected in fat tissue in both genders with descending order by liver, kidney, muscle, spleen, and heart. Moreover, 4,4'-DDD was found only in spleen tissue, and no significant difference was found in its concentrations between both sexes. Thus, it has been concluded that the organic chlorine pollution in the Mediterranean is generally dependent on DDT and its metabolites, *Caretta caretta*s can be used as bioindicators, and there may be differences in 2,4'-DDT concentrations between sexes.

Keywords: *Caretta*, DDT, Marine, Pollution, POP.

KAYNAKLAR

- AGUİLAR A (1984). Relationship of DDE/ΣDDT in marine mammals to the chronology of ddt input into the ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41**(6): 840–844. doi:10.1139/f84-100.
- AİSLABİE J, DAVIDSON AD, BOUL HL, FRANZMANN PD, JARDİNE DR (1999). Isolation of *Terrabacter* sp. strain DDE-1, which metabolizes 1,1- dichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethylene when induced with biphenyl. *Applied and Environmental Microbiology*, **65**: 5607–5611. doi:10.1128/aem.65.12.5607-5611.1999.
- ALTUĞ ME, İŞLER CT, YURTAL Z, DEVECİ MZY, KIRGIZ Ö (2017). First Aid and Rehabilitation of the Sea Turtles. *Türkiye Klinikleri Journal of Veterinary Sciences*, **8**(1): 42–50. doi:10.5336/vetsci.2017-59219.
- BANN JM, DECİNO TJ, EARLE NW, SUN YP (1956). The Fate of Aldrin and Dieldrin in the Animal Body. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **4**(11): 937–941. doi:10.1021/jf60069a003.
- BARBER J, SWEETMAN A, JONES K (2005). Hexachlorobenzene - Sources , environmental fate and risk characterisation Professor Kevin Jones January 2005, (January).
- BAYRAM AB (2008). (*Ders Kitabı*) Abidin BUDAK Bayram GÖÇMEN.
- BRAUN-MCNEİLL J, SASSO CR, EPPERLY SP, RİVERO C (2008). Feasibility of using sea surface temperature imagery to mitigate cheloniid sea turtle-fishery interactions off the coast of northeastern USA. *Endangered Species Research*, **5**(2–3): 257–266. doi:10.3354/esr00145.
- BUCCHİA M, CAMACHO M, SANTOS MRD, BOADA LD, RONCADA P, MATEO R, LUZARDO OP (2015). Plasma levels of pollutants are much higher in loggerhead turtle populations from the Adriatic Sea than in those from open waters (Eastern Atlantic Ocean). *Science of the Total Environment*, **523**(August): 161–169. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.047
- CASALE P, FREGGİ D, CİNÀ A, ROCCO M (2013). Spatio-temporal distribution and migration of adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea: Further evidence of the importance of neritic habitats off North Africa. *Marine Biology*, **160**(3): 703–718. doi:10.1007/s00227-012-2125-0.
- CHEN G (2014). Methoxychlor. *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition*, **3**: 254–255. doi:10.1016/B978-0-12-386454-3.00162-7.

- CHOPRA AK, SHARMA MK, CHAMOLÍ S (2011). Bioaccumulation of organochlorine pesticides in aquatic system-an overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, **173**(1–4): 905–916. doi:10.1007/s10661-010-1433-4.
- COŞKUN B, YILDIRIM Ç (2020). ÖZEL ÇEVRE KORUMA BÖLGELERİNİN HUKUKİ ZEMİNİ VE BU KONUDAKİ SON DÖNEM GELİŞMELERİ. *Eurasian Academy of Sciences Eurasian Education & Literature Journal*, **12**: 53–67.
- CRESPO JL, GARCÍA-PÁRRAGA D, GÍMÉNEZ I, RUBÍO-GUERRÍ C, MELERO M, SÁNCHEZ-VÍZCAÍNO JM, MUÑOZ MJ (2013). Two cases of pseudohermaphroditism in loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. *Diseases of Aquatic Organisms*, **105**(3): 183–191. doi:10.3354/dao02622.
- ÇAKIROĞULLARI G, UÇAR Y, KILIÇ D (2009). Dioksin ve Dioksin Benzeri Poliklorlu Bifenillerin Doğaya ve Çevreye Etkisi. *ZİRAAT MÜHENDİSLİĞİ, Temmuz-Aralık*(353): 40–43.
- ÇALIŞKAN M, YERLİ SV (2000). Organochlorine pesticide residues in aquatic organisms from Koycegiz Lagoon System, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, **121**(1–4): 1–9.
- ÇŞB. (2018). Türkiye ' de Kalıcı Organik Kirleticilerin (KOK ' lar) Yönetimi Ulusal Uygulama Planı Ekler.
- DANOVARO R (2003). Pollution threats in the Mediterranean sea: An overview. *Chemistry and Ecology*, **19**(1): 15–32. doi:10.1080/0275754031000081467.
- DRON J, WAFO E, BOİSSERY P, DHERMAİN F, BOUCHOUCHA M, CHAMARET P, LAFİTTE D (2022). Trends of banned pesticides and PCBs in different tissues of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) stranded in the Northwestern Mediterranean reflect changing contamination patterns. *Marine Pollution Bulletin*, **174**(November 2021): 113198. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.113198.
- EGOROV VN, MALAKHOVA LV, DEGTEREV AK, YURLOV MN (2021). The mediterranean sea basin as a single ecosystem: Problems and prospects for international cooperation. *Vestnik RUDN. International Relations*, **21**(4): 625–641. doi:10.22363/2313-0660-2021-21-4-625-641.
- EURACHEM (2018). Analitik Metotların Amaca Uygunluğu Metodun Geçerli Kılınması ve İlgili Konular için Laboratuvar Kılavuzu. *Eurachem Guide*.
- FİLİPPPOS LS, TANİGUCHİ S, BALDASSİN P, PİRES T, MONTONE RC (2021). Persistent organic pollutants in plasma and stable isotopes in red blood cells of *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* and *Lepidochelys olivacea* sea turtles that nest in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **167**(October 2020): 112283. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112283.

- GÓMEZ-RAMÍREZ P, ESPÍN S, NAVAS I, MARTÍNEZ-LÓPEZ E, JIMÉNEZ P, MARÍA-MOJICA P, GARCÍA-FERNÁNDEZ AJ (2020). Mercury and Organochlorine Pesticides in Tissues of Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*) Stranded Along the Southwestern Mediterranean Coastline (Andalusia, Spain). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **104**(5): 559–567. doi:10.1007/s00128-020-02822-z.
- GUARINO FM, DI MAIO A, CAPUTO V (2004). Age estimation by phalangeal skeletochronology of *Caretta caretta* from the Mediterranean Sea. *Italian Journal of Zoology*, **71**: 175–179. doi:10.1080/11250000409356630.
- HATASE H, TAKAI N, MATSUZAWA Y, SAKAMOTO W, OMUTA K, GOTO K, FUJIWARA T (2002). Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series*, **233**: 273–281. doi:10.3354/meps233273.
- HENDRICKSON JR (1980). The ecological strategies of sea turtles. *Integrative and Comparative Biology*, **20**(3): 597–608. doi:10.1093/icb/20.3.597
- HUANG X, LESSNER L (2006). Exposure to persistent organic pollutants and hypertensive disease. *Environmental Research*, **102**(1), 101–106. doi:10.1016/j.envres.2005.12.011.
- İSTANBULLUOĞLU H, TEKBAŞ ÖF (2013). Kalıcı organik kirleticiler (KOK). *TÜRK HİJYEN VE DENEYSEL BİYOLOJİ*, **70**(3):.
- JAMES MC, MROSOVSKY N (2004). Body temperatures of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in temperate waters off Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, **82**(8): 1302–1306. doi:10.1139/Z04-110.
- JAYARAJ R, MEGHA P (2016). Review Article. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary Toxicology*, **9**(3–4): 90–100. doi:10.1515/intox-2016-0012.
- JONES KC, DE VOOGT P (1999). Persistent organic pollutants (POPs): State of the science. *Environmental Pollution*, **100**(1–3): 209–221. doi:10.1016/S0269-7491(99)00098-6.
- JONES MEH, WERNEBURG I, CURTIS N, PENROSE R, O'HIGGINS P, FAGAN MJ, EVANS SE (2012). The Head and Neck Anatomy of Sea Turtles (Cryptodira: Chelonioidae) and Skull Shape in Testudines. *PLoS ONE*, **7**(11): doi:10.1371/journal.pone.0047852.
- KAUSHİK P, KAUSHİK G (2007). An assessment of structure and toxicity correlation in organochlorine pesticides. *Journal of Hazardous Materials*, **143**(1–2): 102–111. doi:10.1016/j.jhazmat.2006.08.073.
- KAYHAN FE (2020). İnkisititlerin Doğadaki Döngüsü ve Sucul Çevreye Etkileri The Cycle of Insecticides on Nature and Its Effects on the Aquatic Environment, **46**: 29–40.

- KELLER JM, KUCKLICK JR, STAMPER MA, HARMS CA, MCCLELLAN-GREEN PD (2004). Associations between organochlorine contaminant concentrations and clinical health parameters in loggerhead sea turtles from North Carolina, USA. *Environmental Health Perspectives*, **112**(10): 1074–1079. doi:10.1289/ehp.6923.
- KULOVAARA M, BACKLUND P, CORÎN N (1995). Light-induced degradation of DDT in humic water. *Science of the Total Environment*, **170**(3): 185–191. doi:10.1016/0048-9697(95)04706-1.
- KUZUKIRAN O, SİMSEK I, YORULMAZ T, YURDAKÖK-DİKMEN B, OZKAN O, FİLAZİ A (2021). Multiresidues of environmental contaminants in bats from Turkey. *Chemosphere*, **282**(March): 131022. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.131022.
- KUZUKIRAN Ö, FİLAZİ A, ARSLAN P, YURDAKÖK-DİKMEN B, ŞİMŞEK İ, TURGUT Y (2019). Determination of Chlorinated Endocrine Disrupting Chemicals in Lamb Tissues by Gas Chromatography Mass Spectrometry and Effects of Gender. *Journal of Research in Veterinary Medicine*. doi:10.30782/jrv.m.624044.
- LAZAR B, MASLOV L, ROMANIĆ SH, GRAČAN R, KRAUTHACKER B, HOLCER D, TVRTKOVIĆ N (2011). Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea. *Chemosphere*, **82**: 121–129. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.09.015.
- LOLAVAR A, WYNEKEN J (2021). Effects of supplemental watering on loggerhead (*Caretta caretta*) nests and hatchlings. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **534**(November 2020): 151476. doi:10.1016/j.jembe.2020.151476.
- LUTZ PL, MUSICK JA (2017). *The biology of sea turtles, volume 1. The Biology of Sea Turtles*. doi:10.1201/9780203737088.
- MACEK KJ, KORN S (1970). Significance of the Food Chain in DDT Accumulation by Fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **27**(8): 1496–1498. doi:10.1139/F70-172.
- MATİDDİ M, HOCHSHEİD S, CAMEDDA A, BAİNİ M, COCUMELLİ C, SERENA F, DE LUCIA GA (2017). Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, **230**: 199–209. doi:10.1016/j.envpol.2017.06.054.
- MUÑOZ CC, HENDRIKS AJ, RAGAS AMJ, VERMEİREN P (2021). Internal and Maternal Distribution of Persistent Organic Pollutants in Sea Turtle Tissues: A Meta-Analysis. *Environmental Science and Technology*, **55**: 10012–10024. doi:10.1021/acs.est.1c02845.
- NAQVİ SM, VAİSHNAVİ C (1993). Bioaccumulative potential and toxicity of endosulfan insecticide to non-target animals. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C, Comparative*, **105**: 347–361. doi:10.1016/0742-8413(93)90071-R.

- O'BRIEN RD (1967). Cyclodienes. *Insecticides, ACTION AND METABOLISM*, 133–147.
doi:10.1016/b978-1-4832-2738-2.50011-3.
- ONAC C, TOPAL T, AKDOĞAN A (2021). Investigation of the nutritional environment of the differences in toxicity levels of some heavy metals and pesticides examined in gilthead bream fishes. *Food Science and Technology*, **2061**: 1–13. doi:10.1590/fst.27921.
- PAJUELO M, BJORN DAL KA, REICH KJ, ARENDT MD, BOL TEN AB (2012). Distribution of foraging habitats of male loggerhead turtles (*Caretta caretta*) as revealed by stable isotopes and satellite telemetry. *Marine Biology*, **159**: 1255–1267. doi:10.1007/s00227-012-1906-9.
- PATIL KC, MATSUMURA F, BOUSH GM (1972). Metabolic Transformation of DDT, Dieldrin, Aldrin, and Endrin by Marine MICROORGANISMS. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY*, **6**(7): 629–632. doi:10.1021/es60066a012.
- PERUGINI M, GIAMMARINO A, OLIVIERI V, GUCCIONE S, LAI OR, AMORENA M (2006). Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticide levels in tissues of *Caretta caretta* from the Adriatic Sea. *Diseases of Aquatic Organisms*, **71**: 155–161. doi:10.3354/dao071155.
- PLOTKIN PT, WICKSTEN MK, AMOS AF (1993). Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology*, **115**: 1–5.
doi:10.1007/BF00349379.
- POLLUTION (2014). V.E.20e Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants (24 Jun 98). *International Law & World Order*, 1–20.
doi:10.1163/ilwo-ve20e.
- PUGH RS, BECKER PR (2001). Sea Turtle Contaminants: A Review with Annotated Bibliography. US Department of Commerce Report. NISTIR 6700.
- RANI L, THAPA K (2021). An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production*, **283**: 124657.
doi:10.1016/j.jclepro.2020.124657.
- RATTNER BA (2009). History of wildlife toxicology. *Ecotoxicology*, **18**: 773–783.
doi:10.1007/s10646-009-0354-x.
- SANTORO M, BADILLO FJ, MATTIUCCI S, NASCETTI G, BENTIVEGNA F, INSACCO G, AZNAR FJ (2010). Helminth communities of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Central and Western Mediterranean Sea: The importance of host's ontogeny. *Parasitology International*, **59**: 367–375. doi:10.1016/j.parint.2010.04.009.
- SME LKER K, SMITH L, ARENDT M, SCHWENTER J, ROSTAL D, SEL CER K, VALVERDE R (2014). Plasma vitellogenin in free-ranging loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of the northwest atlantic ocean. *Journal of Marine Biology*, **2014**: 4–6. doi:10.1155/2014/748267.

- STORELLI MM, BARONE G, MARCOTRIGIANO GO (2007). Polychlorinated biphenyls and other chlorinated organic contaminants in the tissues of Mediterranean loggerhead turtle *Caretta caretta*. *Science of the Total Environment*, **373**: 456–463. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.11.040.
- STORELLI MM, MARCOTRIGIANO GO (2000). Chlorobiphenyls, HCB, and organochlorine pesticides in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimens beached along the Adriatic Sea, Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **64**: 481–488. doi:10.1007/s001280000029.
- ŞİRİN A, BAŞKALE E (2021). Age structure of stranded Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in Turkey. *Zoology in the Middle East*, **67**: 302–308. doi:10.1080/09397140.2021.1992836.
- THOMSON JA, BURKHOLDER D, HEITHAUS MR, DILL LM (2009). Validation of a rapid visual-assessment technique for categorizing the body condition of green turtles (*Chelonia Mydas*) in the field. *Copeia*: 251–255. doi:10.1643/CE-07-227.
- TSİANTAS P, TZANETOU EN, KARASALI H, KASİOTİS KM (2021). A dieldrin case study: Another evidence of an obsolete substance in the european soil environment. *Agriculture (Switzerland)*, **11**(4). doi:10.3390/agriculture11040314.
- TSYGANKOV VY (2019). Organochlorine pesticides in marine ecosystems of the Far Eastern Seas of Russia (2000–2017). *Water Research*, **161**: 43–53. doi:10.1016/j.watres.2019.05.103.
- UNEP (2017). Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPS) - Texts and Annexes. *United Nations Environment programme (UNEP)*.
- VIEIRA MIV, MARLEY SA (2020). Loggerhead sea turtle *Caretta caretta* : population composition and distribution along Argostoli Harbour. *UNIVERSITY OF PORTSMOUTH SCHOOL OF BIOLOGICAL SCIENCES*, (May). doi:10.13140/RG.2.2.29632.97288/1.
- WILLETT KL, ULRICH EM, HITES RA (1998). Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science and Technology*, **32**(15): 2197–2207. doi:10.1021/es9708530.
- WOLFE N L, ZEPP RG, PARIS DF, BAUGHMAN GL, HOLLIS RC (1977). Methoxychlor and DDT Degradation in Water: Rates and Products. *Environmental Science and Technology*, **11**: 1077–1081. doi:10.1021/es60135a003.
- YEŞİL M (2016). Doğa Koruma Yaklaşımlarındaki Değişimlerin Dünyada ve Türkiye’deki Tarihsel Süreci. *Turkish Journal Of Agriculture -Food Science And Technology*, **4**: 867–876. www.agrifoodscience.com adresinden erişildi.
- YÜCEL M, BABUŞ D (2005). Doğa korumanın tarihçesi ve Türkiye’deki gelişmeler. *Doğu Akdeniz Ormanlık Araştırma Müdürlüğü Dergisi (Journal of DOA)*, **11**: 151–175.



T.C.
TARIM VE ORMAN BAKANLIĞI
Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü

GIDANKORU
SÖZLEŞİMİ

Sayı : E-21264211-288.04-2528789

Konu : Araştırma İzinleri (Ayhan FİLAZİ)

DAĞITIM YERLERİNE

Ankara Üniversitesi Veteriner Fakültesi Farmakoloji ve Toksikoloji Anabilim Dalı Öğretim Üyesi Prof. Dr. Ayhan FİLAZİ tarafından yürütülecek olan "**Ölü Deniz Kaplumbağalarında (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*) Çevresel Kirlenici Yükünün Belirlenmesi**" başlıklı proje kapsamında yürütülecek olan arazi çalışmaları ile ilgili Bilimsel Araştırma İzin Başvurusu Genel Müdürlüğümüz yetki ve sorumlulukları çerçevesinde incelenmiş olup, buna göre;

- Çalışmaların, Mersin ve Muğla illeri arasında deniz çeridinde bulunan veteriner kliniklerine veya veteriner fakülteleri kliniklerine getirilen ölü deniz kaplumbağaları üzerinde yapılması, bunun dışında doğadan ayrıca örnek toplanmaması,
- Kliniklerden elde edilen bu örneklerin kesinlikle yurt dışına çıkarılmaması ve ticarete konu edilmemesi,
- Araştırma ara ve sonuç raporlarının basılı ve dijital ortamda birer kopyasının Genel Müdürlüğümüze gönderilmesi,

şartıyla bahse konu çalışmaların yapılması Genel Müdürlüğümüzce uygun görülmüştür.
Bilgilerinizi ve gereğini rica ederim.

Hasan KANCA
Bakan a.
Genel Müdür Yardımcısı

Ek: Proje Genel Tanım Bilgileri (2 Sayfa)

Dağıtım:

Gereği:

Ankara Üniversitesi Rektörlüğüne

Bilgi:

Tarım ve Orman Bakanlığı 4. Bölge Müdürlüğüne

Tarım ve Orman Bakanlığı 6. Bölge Müdürlüğüne

Tarım ve Orman Bakanlığı 7. Bölge Müdürlüğüne

Bu belge, güvenli elektronik imza ile imzalanmıştır.

Doğrulama Kodu: 76781629-482A-47AF-B613-4B8F62E8BAF4

Doğrulama Adresi: <https://www.turkiye.gov.tr/tarim-ebys>

Beştepe Mah. Alparslan Türkeş Cad. No:71 Yenimahalle/ANKARA

Telefon: (0312) 207 50 00

KEP: tarimveormanbakanligi@hs01.kep.tr

Bilgi için: Başak KOCA
Uzman





İLGİLİ MAKAMA

Muğla ili Ortaca ilçesi Dalyan mahallesinde bulunan Deniz Kaplumbağaları Araştırma, Kurtarma ve Rehabilitasyon Merkezi (DEKAMER), Çevre ve Orman Bakanlığı – Özel Çevre Koruma Kurumu Başkanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, Dalyan Belediyesi ve Pamukkale Üniversitesi arasında imzalanan protokol çerçevesinde 2009 yılında faaliyetine başlamıştır. Merkezin bilimsel yürütücülüğü, Pamukkale Üniversitesi bünyesinde Yüksek Öğretim Kurumu (YÖK) tarafından kabul edilen ve tüzüğü de 7 Ekim 2009 tarihli Resmi Gazetede yayınlanan araştırma ve uygulama merkezi tarafından, merkez işletmesi ise Pamukkale Bilim Merkezi Demeği (PBMD) tarafından üstlenilmiştir. Veteriner Hekim Erdem Kara, Pamukkale Bilim Merkezi Demeği personeli olarak merkezde veteriner hekim ve proje asistanı görev yapmaktadır.

Yürütmekte olduğumuz çeşitli projeler çerçevesinde, Vet. Hek. Erdem Kara'nın Ankara Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Veteriner Hekimlik lisansüstü programı kapsamında yapacağı çalışmalar için DEKAMER'deki görevleri sırasında merkez yönetimiyle koordineli şekilde ölü deniz kaplumbağalarından bilimsel amaçlı doku örnekleri toplaması uygundur. Bilgilerinize sunarız.

19.08.2021

Prof. Dr. Yakup KASKA

DEKAMER Başkanı ve Proje Yürütücüsü

ÖZGEÇMİŞ

I- Bireysel Bilgiler

Adı : Erdem
Soyadı : KARA

II- Eğitimi

Lisans : Ankara Üniversitesi Veteriner Fakültesi (2007-2014)
Lise : Zonguldak Atatürk Anadolu Lisesi (2003-2007)

Yabancı dili : İngilizce (IELTS 7.0)

III- Mesleki Deneyimi

Dekamer- Veteriner Hekim – 2019-2021
Hemakim – Bölge sorumlusu – 2018- 2019

IV- Bilimsel Etkinlikleri

The potential effects of WaterSavr on water quality and aquatic organisms. Republic of Turkey, Ministry of Forestry and Water Affairs. General Directorate of State Hydraulic Works.RD Project, Project No: 2015/3. Project Director: Nuray Caglar Balkis. Researchers: Cem Gazioğlu, A. Edip Müftüoğlu, Abdullah Aksu, Volkan Demir, Ömer Suat Taşkın, Nagihan Ersoy, Ayhan Filazi, Ender Yarsan, Begüm Yurdakök Dikmen, Özgür Kuzukıran, Erdem Kara, Bilge Omar, Atilla Aydoğan, Cemal Dilektaşlı, Erşsin Şener.(13.07.2015-30.04.2016)

Filazi A, Yurdakok-Dikmen B, Kuzukıran O, Ozansoy G, Celik C, Sireli UT, Kara E. Relationship between the total oil profile and aflatoxin content in dried chili pepper. (Poster No: 09-040, Abstract Reference No: 0800) EUROTOX2016. 52nd European Congress of the European Societies of Toxicology. 04-07 September 2016, Seville, Spain.(Poster Presentation)

Filazi A, Kuzukıran O, Yurdakok Dikmen B, Totan E, Celik C, Orhan EC, Bilir EK, Kara E. 2016. Analytical Method -Validation and Development for Some Persistent Organic Pollutants in Water and Sediments by Gas Chromatography Mass Spectrometry. Society of Toxicology 55th Annual Meeting and ToxExpo. 13-17 March 2016. New Orleans, Louisiana,

USA. (Poster Presentation). 2016 Annual Meeting Abstract Supplement- Late Breaking Abstract Submissions. p. 31.

Yurdakok-Dikmen B, Kuzukiran O, Filazi A, Kara E. (2015). -Measurement of selected polychlorinated biphenyls (PCBs) in water via ultrasound assisted emulsification–microextraction (USAEME) using low-density organic solvents. *Journal of Water and Health*, doi: 10.2166/wh.2015.177.

