

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
GEMİ İNŞAATI VE DENİZ BİLİMLERİ FAKÜLTESİ



GEMİ VE DENİZ TEKNOLOJİSİ MÜHENDİSLİĞİ
BÖLÜMÜ

TEKNİK RAPOR

Rapor Tipi: Araştırma Çalışması

Rapor No: DEN 2017 / 1

Tarih: 01.03.2017

Onaylayan:

TERSANE, MARİNA VE GEMİ SÖKÜM
AKTİVİTELERİNDEN KAYNAKLANAN
ORGANİK KİRLETİCİLERİN DENİZ
ORTAMINDA BELİRLENMESİ

Prof. Dr. Oya OKAY
Dr. Sevil Deniz YAKAN DÜNDAR
Doç. Dr. Barış BARLAS
Dr. Burak KARACIK
Y. Müh. Atilla YILMAZ

ÖNSÖZ

Bu çalışma kapsamında Türkiye'nin çeşitli kıyıs al anlarında organik kirleticiler ve metalleri içeren geniş kapsamlı bir biyoizleme çalışması yapılmıştır. Çalışma alanları Tuzla tersaneler bölgesi, Aliğa gemi söküm alanı ve Marmara ile Akdeniz'de bulunan iki Marina'dan oluşmaktadır. Çalışma kapsamında pasif örnekleyiciler ve transplante midyeler örnekleme amacıyla kullanılmışlardır. Bu alanlardan ayrıca sediment ve varsa lokal midye örnekleri de alınmıştır. Çalışma iki farklı dönemde gerçekleştirilmiştir. Bu rapor kapsamında bu iki dönemde gerçekleştirilen çalışmalar özetlenmektedir. Çalışma TÜBİTAK-ÇAYDAG tarafından 110Y194 no'lu proje ile desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	i
ÖZET	vi
SUMMARY	vii
1. GİRİŞ	1
2. SEKTÖREL BİLGİLER	5
2.1. Marinalar	5
2.2. Tersaneler	6
2.3. Gemi Söküm	7
3. GEREÇ VE YÖNTEM	11
3.1. Matrisler Bazında Analizi Yapılan Parametreler.....	11
3.2. Çalışma Alanları ve Takvimleri	11
3.3. Örneklemeye Çalışmaları	13
3.4. Pasif örnekleyicilerin hazırlanması	14
3.4.1. SPMD'lerin hazırlanması	14
3.4.2. Bütil Kauçuk sorbentlerinin hazırlanması	14
3.4.3. Sediment örneklerinin partikül boyutu dağılımı, nem yüzdeleri ve Toplam Organik Karbon (TOK) içerikleri	15
3.4.4. Örneklerin ekstraksiyonu ve analiz yöntemleri	16
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	17
4.1. Sediment örneklerinin partikül boyutu/dağılımı, nem yüzdeleri ve Toplam Organik Karbon (TOK) Sonuçları.....	17
4.2. Analiz Sonuçları	18
4.2.1. SPMD Sonuçları - Birinci örneklemeye	18
4.2.2. SPMD Sonuçları - İkinci örneklemeye.....	20
4.2.3. BK Sorbentleri – SPMD Karşılaştırılması.....	21
4.3. SPMD Birikim Sonuçlarından Geri Hesaplama Yoluyla Su Konsantrasyonlarının Belirlenmesi	23
4.4. Midye Sonuçları	27
4.4.1. Midye Sonuçları- Birinci örneklemeye	27
4.4.2. Midye Sonuçları - İkinci örneklemeye	28
4.5. Sediment Sonuçları.....	30
4.6. Sediment ve Birinci Örneklemeye Midye Sonuçlarının Karşılaştırılması	32
5. SONUÇ	37
KAYNAKLAR.....	38
EKLER	47
EK-A Analiz edilen bileşiklerin kısaltmaları.	47

KISALTMALAR

ASE	: Hızlandırılmış çözücü ekstraksiyonu (Accelerated solvent extraction)
BK	: Bütil kauçuk
Cw	: Su konsantrasyonlarının
ERL	: Düşük etki aralığı değerleri
ERM	: Ortalama etki aralığı değerleri
HRMS	: Yüksek Çözünürlüklü Kütle Spektrofotometresi
k.a.	: Kuru ağırlık
Kow	: Oktanol-su ayrışım katsayısı
Ksw	: SPMD-su ayrışma katsayısı
LDPE	: Düşük yoğunluklu polietilen
M	: Molekül ağırlık
m	: Örnekleyicinin ağırlığı
N	: SPMD tarafından tutulan kimyasal konsantrasyonu
NLS	: Lineer olmayan en küçük kareler
OCF	: Organoklorlu pestisitler
PAH	: Poli aromatik hidrokarbonlar
PCB	: Poli klorlu bifeniller
PCDE	: Çok bromlu difenil eter (polybrominateddiphenyl ether)
PRC	: Performance Reference Compounds
Rs	: PRC'lerin SPMD'lerden suya salınım hızları
SPMD	: Triolein-içeren yarı geçirgen membrane araçlar
SQG	: Sediment kalite rehberleri
T	: Sahada maruz bırakma süresi
TEQ	: Toksikite eşdeğeri
TEQ_{BaP}	: Toksik benzo[a]piren eşdeğeri
TOK	: Toplam Organik Karbon
T-PAH	: Toplam PAH
T-PCB	: Toplam PCB
VOC	: Uçucu Organik Bileşikler (Volatile Organic Compounds)
Vs	: SPMD hacmi
y.a.	: Yaş ağırlık

TABLO LİSTESİ

Tablo 1: Turizm Bakanlığı belgeli marinalar.	5
Tablo 2: 2002 –2009 yılları arasında Aliğa gemi söküm faaliyetleri (GEMİSANDER, 2011).	8
Tablo 3: Örnekleme istasyonları ve tanımlamaları.	12
Tablo 4: Sediment örneklerinin partikül boyut büyüklüğü ve dağılımı (%).	17
Tablo 5: Sedimentlerin genel özellikleri ile Toplam Organik Karbon (TOK) ve nem yüzdeleri.	18
Tablo 6: Klor atom sayılarına bağlı olarak SPMD’ler ve BK sorbentleri içindeki PCB birikiminin değişimi (pg g^{-1}).	23
Tablo 7: Bu çalışmada sediment ve midyelerde ölçülen PAH ve PCB konsantrasyonlarının diğer alanlarla karşılaştırılması.	33

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 1: Güney Ege’de yer alan örnekleme noktaları.	12
Şekil 2: Aliğa örnekleme noktaları.	12
Şekil 3: Marmara Bölgesi tersaneler (solda) ve marina (sağda) örnekleme noktaları.	13
Şekil 4: Midyelerin transplantasyona hazırlanması	13
Şekil 5: Sahaya kafeslerin ve midyelerin yerleştirilmesi	14
Şekil 6: Bütil kauçuk sorbentleri ve SPMD’lerin kafeslere yerleştirilmesi	15
Şekil 7: Pasif örnekleycilerdeki birikimin log K_{OW} değerine bağlı olarak değişimi.	22
Şekil 8: İstasyonlar içi iki farklı yöntem ile hesaplanan PAH (a), PCB (b) ve OCP (c) su konsantrasyonları.	26
Şekil 9: Midye ve sediment kirletici seviyeleri arasındaki ilişki	28

TERSANE, MARİNA VE GEMİ SÖKÜM AKTİVİTELERİNDEN KAYNAKLANAN ORGANİK KİRLETİCİLERİN DENİZ ORTAMINDA BELİRLENMESİ

ÖZET

Poli aromatik hidrokarbonlar (PAH), poli klorlu bifeniller (PCB) ve organoklorlu pestisitlerin (OCP) seviyelerini ve bu kirleticilerin kaynaklarını belirlemek amacıyla Türkiye'nin 4 ana bölgesindeki kıyısız alanlara, triolein içeren yarı geçirgen membran araçlar (SPMDs) ve bütül kauçuk (BK) sorbentleri yerleştirilmiştir. Çalışma alanları olarak tersane ve marina alanları ile gemi söküm bölgesi seçilmiştir. Saha çalışması iki farklı dönemde gerçekleştirilmiştir (Mart-Nisan, 2013 ve Aralık-Şubat, 2013).

Çalışma sonuçlarına göre, SPMD'lerde ölçülen toplam PAH konsantrasyonları BK sorbentleri ile karşılaştırıldıkları zaman, daha yüksek seviyeler bulunmuştur. Ancak BK sorbentlerinin SPMD'lerin örnekleyemediği bazı PAH ları örnekleyebildiği belirlenmiştir. Sonuçlar, PCB ve OCP konsantrasyonlarının ise her iki pasif örnekleyici tarafından benzer seviyede biriktirdiklerini göstermiştir. SPMD birikim verisi kullanılarak geri hesaplama yoluyla deniz suyundaki organik kirleticiler konsantrasyonları hesaplanmıştır. Bu amaç için iki farklı teorik yaklaşım kullanılmıştır. Bunlar 80/20 ve NLS (lineer olmayan en küçük kareler) yöntemleridir. Her iki yöntemle elde edilen sonuçların birbirlerine çok yakın olduğu görülmüştür. Çalışma kapsamında örnekleme alanlarından sedimentler ve midyeler (lokal veya transplante edilmiş) de örneklenerek organik kirleticiler içerikleri belirlenmiştir.

Kirleticiler seviyeleri değerlendirildiğinde özellikle tersane ve gemi söküm alanının kıyısız alanlar için çok önemli kirleticiler kaynakları olduğu görülmüştür. Çalışma sonuçları ilgili kuruluşlar, uygulayıcılar ve akademisyenler için önemli bir veri tabanı oluşturmaktadır.

Anahtar kelimeler: marina; tersane; gemi söküm; organik kirleticiler; pasif örnekleyiciler.

DETERMINATION OF ORGANIC POLLUTANTS ORIGINATED FROM SHIPBUILDING, MARINA AND SHIPBREAKING ACTIVITIES IN MARINE ENVIRONMENTS

SUMMARY

Triolein-containing semipermeable membrane devices (SPMDs) and butyl rubber (BR) based sorbents were employed as passive samplers in in four major sites of Turkey including shipyards, marinas and shipbreaking yard to characterize time-integrated levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) and their relationship to potential pollution sources. Field studies were realized in two different times (March-April, 2013 and December-February, 2013).

Total PAH concentrations in SPMDs were found higher than the concentrations in BRs. However, BR sorbents were able to sample some PAHs which could not be sampled by SPMDs. The concentrations of PCBs and OCPs in BRs were similar or higher than SPMDs. SPMD-data were used to estimate the average ambient water concentrations of the contaminants. Two existing theoretical approaches have been used to derive the concentrations of hydrophobic pollutants in the ambient waters. Those methods are 80/20 and NLS (non-linear least square). The results from those two methods were found very similar.

The contaminant profile patterns showed that shipyards and shipbreaking yards are the major potential sources of organic pollution in coastal areas. The results of this study are a very useful data base for the policy makers, governmental institutions as well as for academicians.

Keywords: marina; shipyard; shipbreaking yard; organic pollutants; passive samplers.

1. GİRİŞ

Türkiye kıyısal alanlarında insan aktivitelerinden kaynaklanan kirlenmenin yol açtığı problemler 20. yüzyılın ikinci yarısından itibaren belirgin olarak artmıştır. Özellikle son 20 yılda, gemi inşaat sektöründe ve tekne/yat turizminde önemli bir büyüme söz konusudur. Marinalar ve tersanelerden kaynaklanan kirleticiler suda, sedimentte ve biyotada birikerek bu ortamdaki canlıları etkilemekte ve özellikle besin zinciri yoluyla toksik etkiler yaratabilmektedir.

Bu teknik raporda 110Y194 no'lu ve “Tersane ve Marina Aktivitelerinden Kaynaklanan Kirleticilerin Doğal Su Ortamlarındaki Seviye ve Etkilerinin Belirlenmesi” adlı TÜBİTAK araştırma projesi kapsamında yapılan çalışmalar ve bulguların bir kısmı özetlenecektir. Projenin amacı seçilen marina, tersane ve gemi söküm alanından kaynaklanarak deniz ortamına giren kimyasalların oluşturduğu kirlenmenin seviyesinin ve etkilerinin belirlenmesidir. Bu amaç için Türkiye kıyılarında dört istasyon örnekleme alanı olarak seçilmiştir. Seçilen alanlara midyeler transplante edilmiş ve pasif örnekleyiciler (bütül kauçuk sorbentleri ve yarı geçirgen membran araçlar; SPMD) yerleştirilmiştir. Sahadan toplanan doğal midyeler (varsa), sediment, transplante midye örnekleri ve pasif örnekleyicilerde poliaromatik hidrokarbonlar (PAH), poliklorlu bifeniller (PCB) ve organoklorlu pestisitlerin analizleri yapılmıştır.

Kıyısız alanlar özellikle de su alışverişinin kısıtlı olduğu koylar, körfezler karasal kaynaklı kirleticilerin en çok etkisi altında olan alanlardır. Kıyısız alanlarda konuşlanmış olan endüstriyel ve evsel alanlardan kaynaklanan noktasal ve noktasal olmayan atıksular ile atmosferik kirleticilerin herhangi bir ön işleme tabi tutulmazlar ise kıyısız ekosistemi olumsuz olarak etkiledikleri çeşitli bilimsel çalışmalarla ortaya konmuştur. Ortama giren kirleticiler sedimentlerde ve organizmalarda birikmekte, kirleticinin cinsine ve miktarına bağlı olarak organizmaları çeşitli şekillerde etkilemekte ve besin zincirinde artarak ilerlemektedirler.

Proje kapsamında marinalar, tersaneler ve gemi söküm tesisleri çalışma sahası olarak belirlenmiştir. Bu tesisler işlevlerinin doğası gereği korunaklı kıyısız alanlarda

kurulmaktadır. Bu alanlarda gerçekleştirilen işlemlere bağlı olarak farklı kirleticiler açığa çıkmaktadır. Tersaneler hem gemi yapımı hem de tamir/bakım/onarım işlemlerinin yapıldığı alanlardır. Gemi inşaat ve tamir bakım işlemleri sırasında çeşitli ürünler, malzemeler ve kimyasallar kullanılır ve buna bağlı olarak da çeşitli katı, sıvı ve gaz kirleticiler açığa çıkar. Gemi sökümü teknik veya ekonomik ömrünü tamamlamış ya da yasal sınırlamalar nedeniyle kullanılamaz hale gelmiş gemilerin parçalarına ayrılması işlemidir. Gemi sökümünden elde edilen malzemeler, yeni gemi yapımı ve hurdadan demir çelik üretiminde kullanılmaktadır. Marinalar ise alandaki doğal akıntı akış hızının azalmasına yol açarak su dolaşımını engelleyebilir ve doğal sedimentasyon hızını artırabilir (Turner vd., 1997). Dünyada artan talep nedeniyle su yollarının ve marinaların korunması ile ilgili gereksinimler ve yaptırımlar artmıştır. Türkiyede de özellikle turizmin yoğun olduğu alanlarda konuya yoğun ilgi nedeniyle yeni marinalar kurulmakta ve sektör hızla büyümektedir.

Bu alanlardan kaynaklanarak deniz ortamına giren bu kirleticilerin büyük bir kısmı suda çözünmez ve sedimentte birikir. Diğer alanlar ile karşılaştırıldığı zaman marina (Chapman vd., 1987; Wendt vd., 1990; McGee vd., 1995) ve tersane alanlarından (Chiu vd., 2006; Lee vd., 2003) kaynaklanan kirleticilerin birikme hızının çok daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Sintine suları, çözücüler, yağlı sular ve makine yağları marina ve tersane alanlarındaki en önemli problemlerdendir. Bu alanlardan kaynaklanan kirleticiler organik ve inorganik kimyasalların bir karışımı şeklindedir; iz elementler (Hall vd., 1992), organik kalay bileşikleri (Alzieu, 2000), antifouling ajanlar içerisinde bulunan diğer biyositler (Biselli vd., 2000), çok klorlu bifeniller (polychlorinated biphenyls: PCB) ve çok halkalı aromatik hidrokarbonlar (polycyclic aromatic hydrocarbons: PAH) (McGee vd., 1995) bu kirleticilerden en yoğun olarak bulunanlardır. Marina alanlarındaki yüksek hidrokarbon konsantrasyonlarının en önemli nedenleri yakıt alma, deşarj etme ve sintine suyundan kaynaklanmaktadır.

Petrol hidrokarbonları özellikle de çoklu halkalı aromatik hidrokarbonlar (PAH) su kolonundaki parçacıklara tutunma eğilimi gösterir ve nihai olarak sedimentte birikirler. Bu nedenle de lipofilik kirleticilerin seviyeleri su kolonuna göre sedimentlerde çok daha yüksektir. Bilindiği gibi deniz ekosistemlerinde kirlenmiş sedimentler kirleticilerin doğal ekosistemin diğer matrisleri (su, biyota) için önemli bir kirletici kaynak oluştururlar. PAH ve PCB'ler balıklarda, kabuklularda özellikle de

midyelerde birikerek besin zinciri yoluyla insanlara kadar ulaşarak ciddi sağlık problemlerine yol açabilirler (Heintz vd, 2000; Carls vd., 1999; Karacık vd., 2009).

Türkiye bugün gemi sanayinde dünyada oldukça önemli bir yere sahiptir. Son yıllarda ülke çapında birçok tersane hizmete girmiştir ve artan gemi talebi ile birlikte Türkiye gemi inşaat sanayisi altın çağını yaşamaktadır. Birçok bölgeye yeni tersaneler açılmakta ve gemi inşaat ve bakım-onarım endüstrisindeki istihdam oranı %120'lere varan bir artış sergilemektedir. Türkiye'de, çoğu Tuzla (İstanbul) bölgesinde yer almak üzere 50 tane büyük tersane, Aliğa (İzmir)'de ise 22 adet gemi söküm tesisi bulunmaktadır. Bugün Türkiye, yıllık 1,5 milyon DWT yeni gemi inşaat, 175.000 DWT blok üretim, 400.000 ton çelik işleme, 10 milyon DWT bir tamir ve bakım kapasitesine sahiptir (Barlas, 2006).

Proje kapsamında çalışma yapılması planlanan Tuzla alanında ve hiçbir marinada daha önce yapılmış herhangi bir bilimsel araştırmaya rastlanmamıştır. Ancak Çelebi ve Vardar (2008) tarafından gemi boyama işlemleri sırasında açığa çıkan Uçucu Organik Bileşikler (Volatile Organic Compounds; VOC) emisyonları ile ilgili yürütülen bir araştırmanın sonuçları Tuzla bölgesine modelleme ile uygulanmış ve çeşitli yıllar için projeksiyonlar yapılmıştır. Toplam VOC emisyonları 2010 yılı için 3200 ton olarak hesaplanmıştır. Proje konusu ile ilgili bugüne dek yapılan çalışmalar İzmir bölgesinde yoğunlaşmıştır. Tuncel vd. (2008) tarafından İzmir Aliğa endüstri bölgesinde yapılan proje çalışmasında hava kirliliğine neden olan kirleticilerin düzeyleri, kaynakları, etkileri belirlenmiş ve bu bölgede özellikle partikül madde seviyelerinin yüksekliği vurgulanmıştır. Aynı bölgede yürütülen diğer bir çalışmada havada ve topraktaki PCB konsantrasyonları belirlenmiştir (Bozlaker vd., 2008). Konu ile ilgili aynı bölgede yapılmış yakın tarihli çalışmalar, gemi sökümünde kullanılan elektrik ark fırınları ile metal sökme işleminin önemli bir PAH, PCB ve çok bromlu difenil eter (polybrominateddiphenyl ether; PCDE) kirlenmesine neden olduğunu göstermiştir (Bozlaker vd., 2008a; Bozlaker vd., 2008b; Çetin vd., 2007; Çetin ve Odabaşı, 2007). TMMOB-Çevre Mühendisleri Odası İzmir Şubesi'nin hazırladığı "İzmir Çevre Durum Raporu" nda (2009), İzmir-Aliğa'da gerçekleştirilen gemi sökümünün yarattığı çevre kirliliği ve işçi sağlığına yönelik oluşturduğu risklerin bölge için ciddi bir sorun olmaya devam etmekte olduğu vurgulanmıştır. Bu çalışmaların dışında Aliğa'yı doğrudan incelemek amacı ile olmayan, ancak İzmir Körfezi'nin kirlenme durumunu belirlemek amacıyla yapılmış olan ve çeşitli matrislerde metaller ve organik

kirleticilerin seviyelerinin belirlendiği çalışmalar vardır (örneğin Atgın vd., 2000; Küçüksezgin vd., 2006; Kontaş, 2008). Bu çalışmaların ortak sonucu, kirleticilerin i körfez bölgesinde yoğunlaştığını şeklindedir.

2. SEKTÖREL BİLGİLER

2.1. Marinalar

Yat turizminin alt yapısı olan marina ve çekek yerleri, yatlar için vazgeçilmezdir. Yatlar için park ve bakım–onarım tersaneleri olarak da adlandırılabilen çekek yerleri, az sayıda çalışandan oluşan bir işgücü yapılanmasıyla, emek yoğun hizmetin sunulduğu küçük ölçekli birimlerdir. Marina çevre ile sürekli bir ilişki içerisinde. Çevre değerlerinin korunması, marinanın çevre üzerine olan olumlu etkilerinden (Yercan ve Neşer, 2004). Marinanın varlığı yatların deniz ve çevreye olan olumsuz etkilerini kontrol altına almayı sağlayacak bir faktördür.

Türkiye’de ilk marina 1976 yılında Çeşme Altinyunus Otelinde işletmeye açılmıştır. Ardından Turban ve Turizm Bankası’nın marina yatırımları gelmiştir. Bugün Türkiye’de kamu ve özel sektöre ait işletilmekte olan 34 adet marina ve çekek yeri bulunmaktadır. Toplam yat bağlama kapasitesi ise yaklaşık 11 bin adettir (TTYD, 2011) (Tablo 1). Bu değer tüm Akdeniz kapasitesinin yaklaşık % 3,5’ünü oluşturmaktadır. Fransa, İspanya ve İtalya Akdeniz’deki marina kapasitesinin yaklaşık % 85’ine sahiptir (Ulaştırma Bakanlığı, 2011). Dünyada 2 milyon yata kadar yetecek marina bulunmakta, yaklaşık 10 milyon yat denizlerde dolaşmaktadır. Bu yatların 1 milyonu ise Akdeniz’de bulunmaktadır. Akdeniz’deki yat limanlarının bağlama kapasitesi ise yaklaşık 315 bin’dir.

Tablo 1: Turizm Bakanlığı belgeli marinalar.

	Marina sayısı	Deniz kapasitesi	Kara kapasitesi	Toplam kapasite
Yatırım belgeli	13	3289	1498	4787
İşletme belgeli	21	4095	1831	5926
Toplam	34	7384	3329	10713

Çalışma alanı kapsamındaki Kalamış Marina (Koordinatlar: 40° 58,7’ 42” N - 29° 02,3’ 12” E) Türkiye marinalarının en büyüğü olma özelliğine sahiptir. Deniz ve kara kapasiteleri sırasıyla 1291 ve 220’dir. Marina içinde derinlik azami 6,5 metredir ve tonoz döşeli olduğu için demir atılmaz. Mavi bayrak taşımakta olan Kalamış

Marina'sında palamar botu ile hizmet verilmektedir. Çekek sahasında marina tarafından üstlenilen, yatların karaya çekme, denize indirme ve alt yıkama hizmetlerinin yanısıra her türlü kışlama ve bakım hizmetlerini marina dahilinde faaliyet gösteren diğer işletmelerden almak mümkündür. Marina içindeki atölyeler tarafından gerçekleştirilen bakım/onarım işlemleri arasında boya uygulama ve bakımı, osmosis koruma ve tedavisi, pasta, vernik, epoksi - polyester işleri, yelken, branda, kışlık örtü, bimini, sprayhood imal ve onarımı, her tür ana makina, jeneratör ve dıştan takma onarımı, torna işleri, ahşap güverte ve mobilya imal ve onarımı ile elektrik ve elektronik ekipman tamir, montaj ve bakımı sayılabilir.

Çalışma alanı olarak seçilen Turgutreis Marina ise 15 Nisan 2003 tarihinde hizmete açılmıştır. 550 yat bağlama yeri mevcut olup, kara tarafında 100 yat kapasitesi bulunmaktadır. Koordinatları; 36° 59' 57" N ve 27° 15' 19" E'dir. Turgutreis Marina'da marina ofis hizmeti, liman hizmeti, sağlık hizmeti, güvenlik hizmeti ve akaryakıt hizmetlerinin yanında marinateda genel, sosyal, teknik ve çeşitli çevresel hizmetler sunulmaktadır.

2.2. Tersaneler

Türkiye gemi inşaatı sanayi sırasıyla; inşa ve bakım-onarım tersaneleri, gemi söküm alanları, yat çekek yerleri, yan sanayi ve malzeme tedarikçilerinden oluşmaktadır (Barlas ve Gören, 2006). Gemi inşaatı sanayi, döviz ve yabancı sermaye girdisi, teknoloji transferi, yan sanayinin gelişimi, istihdam sağlaması, ticaret filosunun desteklenmesi ve stratejik önemi nedeniyle ülke kalkınmasında önemli bir yere sahiptir (Barlas, 2006).

Ülkemizde ilk özel sektör faaliyetleri 1940'lı yıllarda Haliç'te kurulan çekek yerleri ile mavna ve ağaç teknelerin onarımları ile başlamıştır. 1960'lı yılların ortalarında Haliç ve İstanbul Boğazı'nda Özel Sektör Tersaneleri kurulmaya başlanarak, ticari amaçlı ağaç tekne inşaları ve ufak tonajlı gemilerin bakım onarımları gerçekleşmiştir. 22 Eylül 1969 tarih ve 6/12421 sayılı Bakanlar Kurulu Kararıyla Tuzla-Aydınlı Koyu "Gemi İnşa ve Yan Sanayi Bölgesi" olarak ayrılmış, Tuzla Gemi İnşa Sanayi Bölgesi'nde yatırım yapacak girişimcilere yer tahsisleri yapılmıştır. Bölgede kısmi düzenleme ve alt yapı çalışmalarından sonra Haliç ve İstanbul Boğazı'nda kurulu olan tersaneler 1980'li yılların başlarından itibaren Tuzla Bölgesine o günün şartları gereği devir yapılamadığından irtifak hakkı tesisi ile kendilerine tahsis edilen bu bölgeye

taşınmışlardır. Sanayici kimliğine sahip müteşebbisler, bu tarihten itibaren kendi olanakları ile yatırımlarını gerçekleştirmişlerdir. Yaklaşık 30 yıllık süreç içinde gerek Türk bayraklı gerekse ihraç amaçlı yabancı bayraklı her tip gemi inşası ile bakım ve onarımlarını gerçekleştirmişlerdir. Türkiye’de özel sektör tersaneleri ve yat yapım yerleri; Tuzla Özel Sektör Gemi İnşa Sanayi Bölgesi başta olmak üzere Marmara, Karadeniz, Ege ve Akdeniz bölgelerinde faaliyet göstermektedir (Barlas, 2010). Tuzla Tersaneler Bölgesi’nde, 32 adet tersane, 9 adet yüzer havuz, 7 adet ahşap-fiberglas-çelik tekne ve yat imal yeri faaliyetlerini sürdürmektedir. Bu bölgede 185.000 DWT'a kadar gemilerin inşası, 300.000 DWT'a kadar gemilerin ise havuzlanabilmesi mümkün olmaktadır.

2.3. Gemi Söküm

Ekonomik olarak ömürlerini doldurmuş, dinamik deniz ortamında çalışma nedeniyle metal yorgunluğuna sahip ve korozyon dolayısı ile sac ve profillerin mukavemet özellikleri zayıflamış gemiler, ilgili gemi söküm alanlarında sökülerek geri kazanımı yapılmaktadır. Gemilerde kullanılan çelik sac ve profillerin, ana ve yardımcı makinelerin, valflerin, vb. kullanılabilir ekipmanın geri kazanılması gemi söküm sektörünü oluşturmaktadır. Gemi sökümü ekonomik ömrünü doldurmuş gemilerin değerlendirilmesinin dışında, kazalar, teknolojik gelişmeler veya yeni çıkarılan kuralların gemilerin çalışmasına getirdiği kısıtlardan dolayı da kaynaklanabilmektedir. Söküm sırasında gemilerin yapılarında bulunan çelik geri kazanılarak yeni çelik üretiminde, teçhizat ve makinelerinden kullanılabilir durumda olanları sökülerek kara tesislerinde veya gemilerde yeniden değerlendirilmektedir. Dünyada çeşitli nedenlerle gemilerin yaklaşık % 83’ü 15 ila 35 yaşları arasında sökülmeaktadır (TURKTERMAP, 2007). Gemi sökümü geminin yaşı ile doğrudan bağlantılıdır. Uluslararası kurallar geminin doğrudan veya dolaylı olarak hangi koşullarda kullanılamayacağını belirlemektedir.

Gemi sökümünde ABD ve İngiltere 1950’li yılların başına kadar sektörün hakim olmuş, daha sonra gemi söküm Akdeniz bölgesine kaymış, işlevin emek yoğun olması nedeniyle ucuz işçilik ücretlerine sahip ülkelerde yapılmaya başlanmıştır. Gelişmiş ülkelerde getirilen çevre güvenliği kuralları ve işçilik ücretlerinin yükselmesi ile gemi sökümü önce Güney Kore ve Tayvan’a kaymış daha sonra ise 1993 yılında Çin dünya gemi söküm pazarının % 45’ini ele geçirmiştir. Son 20 yılda ise Güney Asya ülkeleri

Bangladeş, Hindistan ve Pakistan pazara hakim olmuşlardır (TURKTERMAP, 2007). Akdeniz bölgesinde bulunan küçük gemilerin Güney Asya veya Uzak Doğu'ya nakil masrafları nedeniyle Türkiye bu sektörde öne çıkmaktadır. řu an gemi söküm piyasasında Hindistan, Pakistan ve Bangladeş %75 ile ön sırada yer almakta, Çin %20 ile ikinci, Türkiye %5 ile üçüncü sırada gelmektedir (GMS, 2010).

Türkiye'de gemi söküm faaliyetleri 1940'lı yıllara İstanbul Haliç kıyılarında başlamış ve 1970'lerin ortalarına kadar devam etmiştir. Gemi söküm tesisleri konusunda 1.9.1986 tarihli 19208 sayılı Resmi Gazete ile 8.3.2004 tarihli 25396 sayılı Resmi Gazete'de Gemi Söküm Yönetmelikleri yayınlanmıştır. Günümüzde gemi sökümü İzmir Aliğa Bölgesinde gerçekleşmektedir. 2011 yılı itibariyle, bölgede 21 adet firma gemi sökümü yapmaktadır. Türkiye; Orta ve Doğu Avrupa ve Ortadoğu ülkeleri içinde fiilen gemi söken ülkelerin bulunmaması sebebiyle, Avrupa'nın ve Ortadoğu'nun gemi sökülebilen tek ülkesidir. Yıllara göre Aliğa'da sökülen toplam gemiler Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2: 2002 –2009 yılları arasında Aliğa gemi söküm faaliyetleri (GEMİSANDER, 2011).

Yıl	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Adet	191	194	154	107	104	128	155	298

Gemi sökümü ile gemi bünyesindeki hammadde ve ekipmanın yaklaşık % 94'ünün geri kazanıldığı bilinmektedir (ECORYS, 2005). Geri dönüşüm metotlarıyla elde edilen çelik, doğadan elde edilen demir cevherinden daha az enerji ve işçilik ile elde edilmektedir. Ancak gemilerin içerdiği tehlikeli maddelerin hammaddelerden ayıklanması çok tehlikeli bir işlevidir. Asbest, PCB, civa, gibi tehlikeli maddeler bazı eski tip gemilerde çeşitli kısımlarda bulunmaktadır. Gemi sökümü uygun koşullar altında gerçekleştirilemediğinde, öncelikle gemi sökümünde çalışanlar, sonra da çevre açısından çok tehlikeli olabilmektedir.

Gemi söküm sektörü, dünyada IMO, ILO, UNEP-Basel Konvansiyonu gibi uluslararası kuruluş ve organizasyonlar tarafından denetlenmekte, söküm kuralları yeri geldiğinde yenilenmektedir. Gemi sökümü sırasında açığa çıkan zehirli atıklar ve standart dışı tesislerde yapılan söküm sırasında iş güvenliği problemlerinin ortaya çıkması neticesinde, söküm tesisleri ve bölgeleri kontrol altında tutulmalıdır. Bu amaçla, gemi sökümünün yapıldığı ülkelerde ortaya çıkacak olan atıkların yönetimi ile ilgili kurallar getirilmektedir. Gemi sökümünde en önemli faktörlerden bir tanesi,

zehirli atıkların güvenli bir biçimde ortadan kaldırılmasıdır (ECORYS 2005). Gemi söküm işlemleri sırasında asbest, tıbbi atıklar, hurda aküler ve piller, kablolar, atık yağlar, sintine suları, slaçlar, hurda elektrik ve elektronik ekipmanlar, hurda floresans lambalar (cıvalı), kağıt, cam, plastik vb. maddeler atık olarak ortaya çıkmaktadır. Saha ziyaretleri sırasında bu atıkların yönetimi ve bertarafı ile ilgili önemli problemler olduğu gözlemlenmiştir.

3. GEREÇ VE YÖNTEM

3.1. Matrisler Bazında Analizi Yapılan Parametreler

Çalışma kapsamında yapılan çalışmaları özetlemek amacıyla matrisler bazında ölçülen parametreler aşağıda verilmektedir:

- Yüzey sedimentleri: Partikül boyutlandırması, Toplam Organik Karbon (TOK), poli aromatik hidrokarbonlar (PAH), poliklorlu bifeniller (PCB), organoklorlu pestisitler (OCP);
- Doğal Midyeler ve Transplante midyeler: Çalışmada *Mytilus galloprovincialis* türü midyeler kullanılmıştır. Seçilen istasyonlardan (varsa) alınan lokal midyeler ve bu bölgelere transplante edilen örneklerde PAH, PCB, OCP;
- Pasif örnekleyiciler: SPMD'ler (Semi Permeable Membrane Devices) ve İTÜ Kimya Bölümü tarafından sentezlenen Bütil kauçuk (BK) sorbentlerinde PAH, PCB ve OCP analizleri gerçekleştirilmiştir.

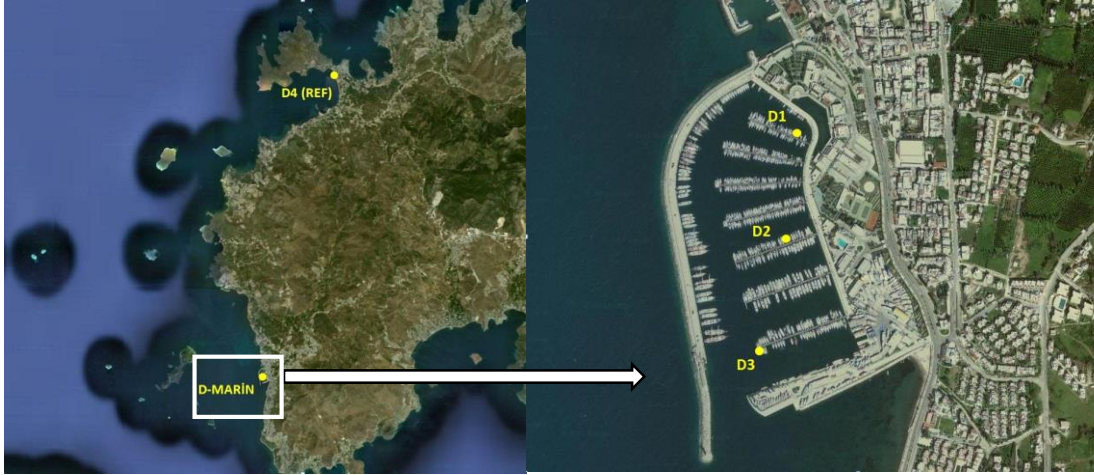
3.2. Çalışma Alanları ve Takvimleri

Çalışma kapsamında, Tuzla Tersaneler Bölgesi (İstanbul) tersane alanı olarak, Kalamış (İstanbul) ve Turgutreis (Bodrum) marina alanları olarak seçilmiştir. Türkiye'de tek gemi-söküm tesisi olan Aliğa'da (İzmir) bulunmaktadır. Bu nedenle çalışma kapsamına bu alan da dahil edilmiştir. Sonuçların değerlendirilmesi sırasında bu proje kapsamında ölçülen değerlere ek olarak, eş zamanlı yürütülen 109Y383 no'lu "Kuzey Ege kıyılarında transplante midyeler ile biyoizleme programı; öncelikli kirleticilerin seviyeleri ve uygun biyogöstergelerin belirlenmesi" adlı GSRT-TÜBİTAK ortak araştırma projesi kapsamında Saros Körfezi ve Çanakkale Boğazı'ndan alınan örnekler (sediment ve pasif örnekleyiciler) de dahil edilerek Türkiye kıyılarının önemli bir bölümünün birlikte incelenmesi sağlanmıştır. Çalışma alanlarının ve örnekleme istasyonlarının detaylı görünümü ise Şekil 1, 2 ve 3'te verilmiştir. Çalışmanın yapıldığı örnekleme istasyonları ve tanımlamaları aşağıdaki tabloda verilmektedir (Tablo 3).

Tablo 3: Örnekleme istasyonları ve tanımlamaları.

İstasyon	Açıklama
D1, D2, D3	Güney Ege marina çalışma istasyonları
D4	Güney Ege marina referans istasyonu
A1, A2, A3, A4, A5, A6, A8, A9	Aliğa çalışma istasyonları
A7	Aliğa referans istasyonu
T1, T2, T3	Tuzla çalışma istasyonları
T4	Tuzla referans istasyon
K1, K3, K4	Marmara marina çalışma istasyonları
K2	Marmara marina referans istasyon
SK1, SK2, SK3	Saros Körfezi istasyonları
ÇB	Çanakkale Boğazı istasyonu

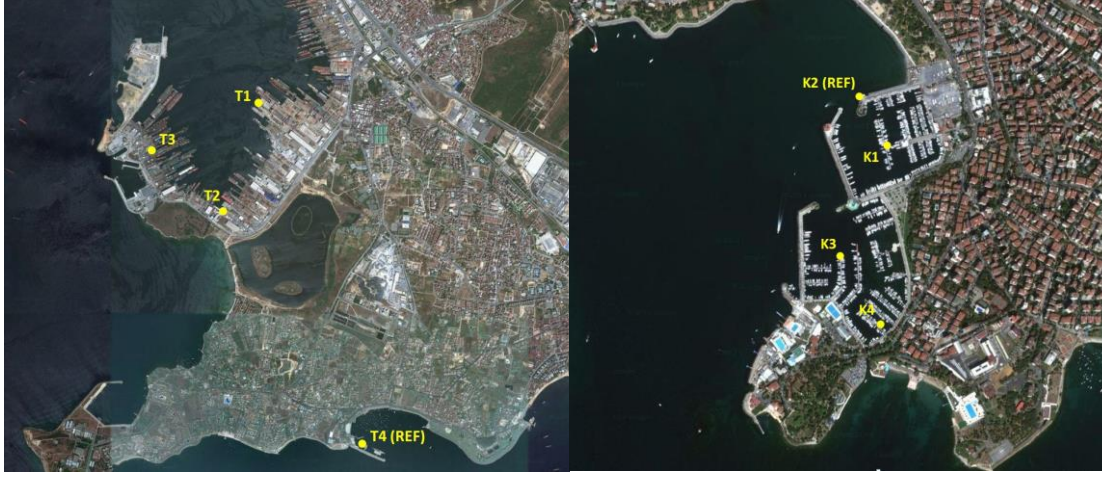
Birinci örnekleme Mart-Mayıs 2012, ikinci örnekleme Aralık 2012-Şubat 2013 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. İlk örneklemede midyeler ve pasif örnekleyiciler 30 gün süreyle deniz ortamına bırakılırken, ikinci örnekleme için bu süre 60 gün olarak belirlenmiştir.



Şekil 1: Güney Ege’de yer alan örnekleme noktaları.



Şekil 2: Aliğa örnekleme noktaları.



Şekil 3: Marmara Bölgesi tersaneler (solda) ve marina (sağda) örnekleme noktaları.

3.3. Örneklemeye Çalışmaları

Bodrum ve Aliğa'ya transplante edilmek üzere yerleştirilecek midyeler Bodrum-Güvercinlik açıklarından toplanmış, Marmara Bölgesinde bulunan Marina ve Tuzla Tersaneler Bölgeleri'ne yerleştirilecek midyeler ise Anadolu Kavağı'ndan yerel midye satıcıları tarafından toplanan midyelerden alınmıştır. Midye (*Mytilus galloprovincialis*) boylarının 4-5 cm olmasına dikkat edilmiştir. Midyeler her alana 150 adet (25 midye/ağ; Toplam 6 ağ) olmak üzere paylaştırılarak temiz deniz suyu içerisinde bir gece bekletilmişler ve pasif örnekleyici kafesleri ile birlikte noktalara yerleştirilmişlerdir (Şekil 4 ve Şekil 5).



Şekil 4: Midyelerin transplantasyona hazırlanması



Şekil 5: Sahaya kafeslerin ve midyelerin yerleştirilmesi.

Yüzey sediment örnekleri serbest dalma ya da grab örnekleyici ile toplanarak daha önceden hazırlanan temizlenmiş cam kavanozlarda laboratuvara taşınmıştır. Midyeler ve kafesler sahadan toplanarak en kısa sürede laboratuvara taşınmış ve yapılacak analiz çalışmaları için tasnif edilmiştir.

3.4. Pasif örnekleyicilerin hazırlanması

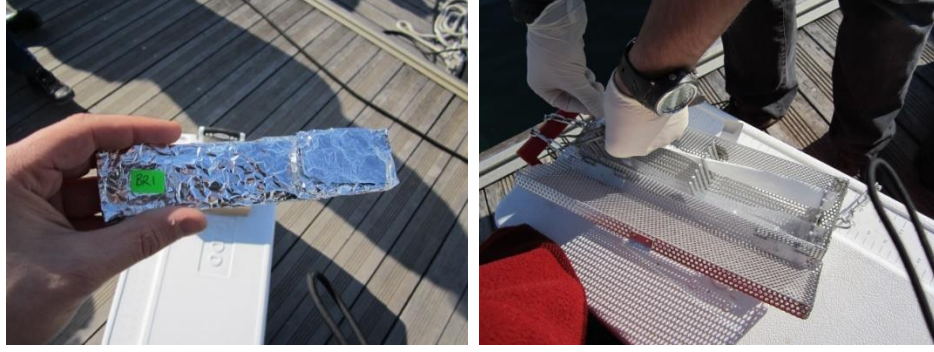
3.4.1. SPMD'lerin hazırlanması

İlk olarak Huckins vd. (1990) tarafından ortaya konulan SPMDler, temel olarak düşük yoğunluklu polietilenden yapılan (LDPE) tüplerin içine triolein eklenmesi ile oluşturulur. SPMD'ler 29 cm x 2,5 cm şeritler halinde düşük yoğunluklu polietilen'den (VWR Ismaning, Almanya) azot atmosferi altında ve izole ortamda (glove box) hazırlanmıştır. Örnekleyicilerin membran kalınlıkları yaklaşık olarak 65 µm ve triolein içeren kısmının yüzey alanı 115 cm²'dir. Performans referans bileşikleri içeren 700 µL triolein (Sigma, Münih, Almanya, % 99'luk) ile polietilen tüpler doldurulmuştur. (Performance referans bileşikleri; Naphthalen-¹³C₆, Acenaphthylen-¹³C₆, Acenaphthen-¹³C₆, Fluoren-¹³C₆, Phenanthren-¹³C₆, Anthracen-¹³C₆, Fluoranthen-¹³C₆, Pyren-¹³C₃, Benzo(a)anthracen-¹³C₆, Chrysen-¹³C₆, Benzo(b)fluoranthen-¹³C₆, Benzo(k)fluoranthen-¹³C₆, Benzo(a)pyren-¹³C₄, Indeno(1,2,3-cd)pyren-¹³C₆, Benzo(g,h,i)perylene-¹³C₁₂, Dibenz(a,h)anthracen-¹³C₆) Hazırlanan SPMD'ler alüminyum ile kapatılmış ve özel olarak temizlenmiş 10 mL'lik cam şişeciklere konularak sahaya yerleştirilene kadar -20°C'de saklanmışlardır.

3.4.2. Bütil Kauçuk sorbentlerinin hazırlanması

İlk kez bir TÜBİTAK projesi (No: 107Y178) kapsamında sentezlenmiş olan bütil kauçuk (BK) sorbentleri, bu çalışmada pasif örnekleyici olarak kullanılmışlar ve PAH

uzaklaştırılması amacıyla kullanılmışlardır (Ceylan vd., 2009). Bu çalışma kapsamında kullanılan sorbentler İTÜ, Fen ve Edebiyat Fakültesi, Kimya Bölümü, Polimer Araştırma Laboratuvarı'nda Prof. Dr. Oğuz OKAY danışmanlığında Deniz Ceylan Tuncaboğlu (Kimya Bölümü) ve Burak Karacık (Gemi ve Deniz Teknolojisi Bölümü) tarafından sentezlenmiştir. Bütil kauçuk sorbentlerin kafeslere yerleştirilmesi Şekil 6'da gösterilmektedir.



Şekil 6: Bütil kauçuk sorbentleri ve SPMD'lerin kafeslere yerleştirilmesi.

3.4.3. Sediment örneklerinin partikül boyutu dağılımı, nem yüzdeleri ve Toplam Organik Karbon (TOK) içerikleri

Sahalardan toplanan sediment örneklerinin partikül boyut büyüklüğü ve dağılımı yaş eleme yöntemine göre (ASTM, 1990; Allen, 1981) Retsch marka elek sistemi kullanarak yapılmıştır.

TOK ve nem analizi için grab örnekleyici ile alınan sediman örnekleri (en az 50 g), alüminyum folyo ile sarıldıktan sonra naylon poşetlere alınmış ve ön işleme kadar 4 °C' de muhafaza edilmiştir (yaklaşık 1 hafta). Daha sonra buz kutularında MAM'a transfer edilmişlerdir. TOK ve nem analizleri MAM'da Dr. Leyla Tolun danışmanlığında yapılmıştır. Analiz öncesinde darası alınmış kaplara örneklerden yaklaşık 1-2 g tartılarak (4 haneli) 103±2 C° de sabit tartıma kadar kurutularak tekrar tartılmış ve % nem hesabı yapılmıştır. TOK analizi için kurutulmuş ve öğütülmüş örneklerden yaklaşık 1-2 gram porselen kroze içine koyulmuş ve 1:1 HCl ile asitlenmiştir. Gaz çıkışı zaman zaman gözlenerek en az yarım saat beklenmiştir. Asit ince uçlu bir pipetle, dipteki çökeleği hareket ettirmeyecek şekilde çekilerek, birkaç kez asitle birkaç kez de deiyonize suyla tekrarlandıktan sonra, örnek 50 C° 1-2 saat kadar kurutulmuştur. Desikatörde soğuyuncaya kadar bekletilmiş ve tekrar öğütülerek, eppendorf tüplerine ya da yalıtımlı poşetlere alınarak desikatörde analiz zamanına kadar saklanmıştır. Analizler Elementel Analiz Cihazında gerçekleştirilmiştir.

3.4.4. Örneklerin ekstraksiyonu ve analiz yöntemleri

Analizler, yüksek çözünürlüklü kütle spektrofotometresi (HRMS) (Finnigan MAT 95S) ve gaz kromatografisi (Agilent GC 6890) kullanarak, tek iyon izleme yöntemi (single ion monitoring) ile gerçekleştirilmiştir.

SPMD'ler küçük parçalar halinde kesilerek solvent içerisinde çalkalanarak bir gece boyunca bekletilerek ekstrakte edilmiştir. BK sorbentleri ise hızlandırılmış çözücü ekstraksiyonu (Accelerated solvent extraction, ASE) kullanılarak ekstrakte edilmiştir. Ekstrakte edilen örnekler döner buharlaştırıcı ile hacmi düşürüldükten sonra kolonda saflaştırma işlemleri uygulanmıştır. Bu saflaştırma işlemleri sırasıyla silika-alümina kolonu ve C-18 kolonunu içermektedir (Karacık vd., 2013).

Sediment ve midye örnekleri kurutulmadan, hızlandırılmış çözücü ekstraksiyonu (Accelerated solvent extraction, ASE) kullanılarak ekstrakte edilmiştir. Ekstrakte edilen örnekler döner buharlaştırıcı ile hacmi düşürüldükten sonra yukarıda anlatılan kolonda saflaştırma işlemleri uygulanmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Sediment örneklerinin partikül boyutu/dağılımı, nem yüzdeleri ve Toplam Organik Karbon (TOK) Sonuçları

Sedimentlerin partikül boyut ve dağılımları Tablo 4 'te yüzde olarak verilmiştir. Sedimentlerin genel özellikleri ile sedimentlerde belirlenen nem ve toplam organik karbon yüzdeleri ise Tablo 5 'te verilmektedir.

Tablo 4: Sediment örneklerinin partikül boyut büyüklüğü ve dağılımı (%).

Örnekleme Noktası	4,75 mm	2 mm	1 mm	500 µm	125 µm	75 µm	63 µm	38 µm	<38 µm
T1	13,5	20,6	13,1	5,80	10,4	6,39	1,52	3,90	24,9
T2	7,30	4,55	2,01	2,23	15,1	17,0	5,62	12,4	33,7
T3	0,30	0,88	1,16	2,69	23,9	12,7	8,35	17,9	32,1
A1	8,23	18,5	24,4	27,2	18,8	0,12	0,22	0,62	2,01
A3 (Toprak)	0,91	6,57	13,67	18,3	38,9	11,1	2,54	3,20	4,82
A5	0,14	0,42	0,58	1,27	29,6	26,2	6,77	10,8	24,2
A7	7,80	1,78	0,78	0,36	1,55	0,60	0,27	3,33	83,5
A8	0,06	0,35	0,63	0,73	25,0	25,3	5,09	22,3	20,6
A9	1,73	3,01	2,55	2,73	12,9	12,8	4,97	13,2	46,2
D3	2,44	4,21	4,28	6,15	13,2	8,87	3,89	8,37	48,6
D4	4,51	6,84	8,18	15,4	59,1	2,64	0,26	0,35	2,70
D (Karma)	0,17	0,45	0,27	0,85	35,0	33,3	4,35	8,07	17,6
K (Karma)	2,39	2,23	1,34	1,73	6,77	21,7	6,62	6,82	50,4

Koyu renkler: Maksimum değerler

Partikül boyutu ve dağılımı sonuçları, örnekleme istasyonları arasında tersaneler bölgesinden, Aliğa A9 istasyonundan ve Kalamış Marina'dan örneklenen sedimentlerin en düşük partikül boyutu (<38 µm) yüzdelere sahip olduğunu göstermiştir. D3 istasyonu sedimentleri de diğer noktalara göre daha küçük partikül boyutuna sahiptir. Sedimentlerde belirlenen TOK ile partikül boyutu sonuçları arasında bir paralellik gözlenmiştir. En yüksek TOK değeri T3 noktasından toplanan sedimentlerde ölçülmüştür. K (K1,K3 ve K4 örneklerinin karışımı) ve D3

noktalarından toplanan sedimentlerin TOK değerleri partikül boyutu sonuçlarına benzer şekilde diğer noktalara göre daha yüksektir. D (D1 ve D2'nin karışımı), D4 ve A1 sedimentlerinin partikül boyutlarının en yüksek, buna karşılık bu istasyonlarda belirlenen TOK değerleri diğer istasyonlardan yüksektir.

Tablo 5: Sedimentlerin genel özellikleri ile Toplam Organik Karbon (TOK) ve nem yüzdeleri.

İstasyonlar	% TOK	% Nem	Açıklama
D1	1,47	40,21	kahverengi, kumlu, otlı, yosun kokulu, az sulu
D3	4,63	52,78	kahverengi, kumlu, otlı, yosun kokulu, az sulu
D4	1,09	27,27	kumlu, kavrık, susuz, kokusuz
A1	1,65	18,33	kumlu, kahverengi-siyah, kavrık, kokusuz, susuz, taşlı
A3	14,6	2,39	siyah toprak, susuz
A5	<0,68	46,49	koyu gri, ince kum
A7	4,62	66,96	siyah kokulu, az kavrık
A8	3,77	52,24	siyah kil, az sulu
A9	7,31	53,18	siyah kil, az sulu
T1	3,10	59,85	siyah, sulu, az kokulu
T2	5,25	55,59	siyah, sulu, az kokulu
T3	9,32	44,85	siyah, az sulu, petrol kokulu
K1	4,68	57,57	siyah, kokusuz, sulu
SB1	3,83	20,95	çakıl-kum karışımı
SB2	2,50	23,73	kahve kum, susuz
SB3	<0,68	24,19	gri kum, susuz
ÇS	<0,68	16,87	açık kahve kum, susuz

4.2. Analiz Sonuçları

4.2.1. SPMD Sonuçları - Birinci örnekleme

Türkiye'nin 5 kıyıl alanındaki 14 istasyona yerleştirilen SPMD'lerdeki PAH, PCB ve OCP bileşiklerine ait konsantrasyonları ölçülmüştür. SPMD'ler istasyonlara ikişer adet yerleştirilmiş ve analiz sonuçları birbirine benzer bulunmuştur. SPMD'lerde bulunan toplam PAH konsantrasyonları 36 ile 3338 ng g⁻¹ arasında değişmektedir. Bu değerler daha önce Türkiye kıyıl alanında ölçülen değerlere benzerlik göstermektedir (Karacık vd., 2009). En yüksek toplam PAH konsantrasyonu T3 istasyonunda ölçülmüştür. Bu değer diğer 13 istasyonda ölçülen toplam PAH değerlerinden yaklaşık en az 8; en fazla ise 90 kat daha yüksektir. En düşük toplam

PAH konsantrasyonu ise 36 ve 72 ng g⁻¹ SPMD ile Saros Körfezi istasyonlarında ölçülmüştür. Akdeniz kıyısında yer alan M1 istasyonunda Marmara kıyısında yer alan M2 istasyonuna göre daha düşük toplam PAH konsantrasyonları ölçülmüştür. SPMD'lerde ölçülen PAH'lar arasında, tüm istasyonlarda phenanthrene, fluorene, pyrene, fluoranthene ve chrysene'in baskın olduğu gözlenmiştir.

Deniz ortamında PAH'ların kaynakları petrojenik ya da pirolitik olabilmektedir. Pirolitik PAH'lar organik maddenin tam olmayan yanmasıyla ortama çıkmaktadır (Wang vd., 1999); petrojenik PAH'lar ise petrol kaçakları, evsel atıklar, tanker operasyonları gibi aktivitelerden kaynaklanmaktadır. Petrojenik ve pirolitik PAH'lar bazı moleküler indeksler yoluyla belirlenebilirler. Bu moleküler indeksleri oluşturan oranlardan en bilinenler PHE/AN, FA/PY ve BaA/CHR (Barakat vd., 2011; Benlahcen 1997; Soclo, 2000) oranlarıdır. PHE/AN oranlarının düşük ve FA/PY and BaA/CHR oranlarının yüksek olması ortamdaki PAH'ların pirolitik kaynaklı olduğunu gösterir. Bu çalışmada PHE/AN oranları, SK istasyonlarında 17-27, M1 istasyonlarında 9-11, K istasyonlarında 4-8 ve S istasyonlarında ~4 olarak bulunmuştur. Bu değerler her istasyonda pirolitik ve petrojenik kaynakların farklı oranlarda katkısı olduğunu göstermektedir. SK istasyonlarında PAH kaynağının petrojenik olduğu, diğer istasyonlarda, özellikle de tersane alanında ise pirolitik kaynakların baskın olduğu söylenebilir. D istasyonlarındaki petrojenik kaynakların, K istasyonlarına göre daha yüksek olduğu söylenebilir.

Çalışma alanında ölçülen toplam PCB konsantrasyonları 97 ile 4247 pg g⁻¹ SPMD arasında değişmektedir. En yüksek konsantrasyonlar tersane istasyonlarında, en düşük konsantrasyonlar ise Saros Körfezi istasyonlarında ölçülmüştür. PAH'lara benzer şekilde K istasyonlarında ölçülen değerler, D istasyonlarında ölçülen değerlere göre daha yüksek bulunmuştur. Indikator PCB konsantrasyonları, tüm alanlarda non-ortho ve mono-ortho PCB'lere göre daha yüksek konsantrasyonlardadır. Baskın PCB'ler, PCB 28, 52, 77 ve 118'dir.

OCP konsantrasyonları incelendiği zaman, M1 istasyonları dışında, α -HCH ve β HCH'nin baskın HCH-izomerleri olduğu görülmektedir. HCH izomerleri arasında, biyokonsantrasyon faktörü en yüksek ve biyodegradasyona en dayanıklı olan β – izomeri olmasının, bu duruma neden olabileceği düşünülmektedir (Ramesh vd., 1991). HCH ve DDT türevleri birlikte, toplam OCP konsantrasyonunun K istasyonlarında % 32-57 ve S istasyonlarında % 63-81'ini oluşturmaktadır. Tersane istasyonlarında, DDT

türevleri arasında, 4,4'-DDD en yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. DDT'nin biyodegradasyon ürünleri DDE ve DDD'dir. Bu bileşikler teknik DDT içeriğinde bulunmazlar. 4,4'-DDD ve 4,4'-DDE, DDT'ye göre doğada daha dayanıklıdır. DDT bileşiğinin geçmişte ya da günümüzde kullanılıp kullanılmadığı (DDD + DDE)/DDT oranına bakılarak anlaşılmaktadır. Bu oranın 0,5 in üzerinde olması durumunda, DDT nin geçmişte kullanıldığı söylenebilir. Çalışma alanlarında, oranlar farklı olmakla birlikte, bu oran 0,5'in üzerinde bulunmuştur. δ -HCH, ϵ -HCH, OCS, t-CHL, c-CHL, OXC, heptachlor, t-HE ve mirex bileşikleri genellikle tüm istasyonlarda ölçüm değerlerinin altında bulunmuştur. HCB konsantrasyonları 204 - 856 pg g⁻¹ SPMD, olarak sırasıyla D1 ve T3 istasyonlarında ölçülmüştür. HCB fungusit olarak kullanılmakta, aynı zamanda endüstriyel süreçlerden yanma ürünü olarak da kaynaklanmaktadır (van-Birgelen 1998). Dieldrin, K ve T istasyonlarında D istasyonlarına göre daha yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. İstasyonlar arasında en yüksek PeCB konsantrasyonlarına D3 istasyonunda rastlanmıştır. Yüksek toksisitesi nedeniyle PeCB üretimi ve kullanımı uzun yıllardır yasaklanmıştır; ancak hala doğal su ortamlarındaki çeşitli matrislerde rastlanmaktadır. PeCB tamamlanmamış yanma ürünü olarak da ortama girebilmektedir (Bailey vd., 2009). Marina istasyonlarında END-I yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüştür. Geçmişte yatlarda insektisit olarak kullanılmış olabileceği düşünülmektedir. Endosulfan da benzer şekilde Türkiye'nin de içinde olduğu pek çok ülkede yasaklanmıştır.

4.2.2. SPMD Sonuçları - İkinci örnekleme

İkinci örneklemede Gemi Söküm Tesisleri'nden de örnekleme yapılabilmektedir. Bu örnekleme döneminde ölçülen toplam PAH konsantrasyonları D istasyonları için 449-542 ng g⁻¹ SPMD, K istasyonları için 609-1300 ng g⁻¹ SPMD, tersane istasyonları için 1034-1596 ng g⁻¹ SPMD ve Aliğa bölgesi için 1757-4743 ng g⁻¹ SPMD değerleri arasında değişmektedir. En düşük T-PAH konsantrasyonlarının ölçüldüğü D istasyonlarının referans noktasında 203 ng g⁻¹ SPMD toplam PAH bulunmuştur. Bu değer D istasyon değerlerinden düşüktür. Benzer şekilde tersane ve gemi söküm alanlarının referans istasyonlarında da çalışma alanlarına oranla düşük konsantrasyonlar ölçülmüştür. Ancak M2 için farklı bir durum gözlenmiştir. Marina dışında referans istasyon olarak seçilen istasyon değeri marina içinde ölçülen değerlere göre daha yüksektir. Bu durum Marmara denizi'nin PAH bakımından kirliliğini ortaya koymak açısından oldukça belirgindir. Gemi söküm alanında A4 noktasındaki 1 no'lu

istasyon yüzey, 2 no'lu istasyon ise 0,5-1 m derinliği temsil etmektedir. Yüzeye yerleştirilen PAH değeri derine yerleştirilen SPMD değerinden yaklaşık 2,5 kat yüksek bulunmuştur. FL, PHE, FA, PYR ve CHR tüm istasyonlarda baskın olarak bulunan PAH bileşikleridir.

Çalışma alanlarına yerleştirilen SPMD'lerde ölçülen PCB konsantrasyonlarında oldukça büyük farklılıklar görülmüştür. En düşük konsantrasyonlar M1 istasyonlarında ölçülmüştür; bu istasyonlarda ölçülen toplam PCB konsantrasyonları 56-113 pg g⁻¹ SPMD arasındadır. Tersane ve Gemi söküm tesisleri değerleri ise oldukça yüksektir. Toplam PCB konsantrasyonları tersane istasyonlarında 106-206 ng g⁻¹ SPMD ve Gemi Söküm alanında bulunan istasyonlarda 44-71 ng g⁻¹ SPMD olarak bulunmuştur. PAH lara benzer şekilde gemi söküm alanı yüzey suyunda alt suya göre daha yüksek bir toplam PCB değeri ölçülmüştür. Tersane ve gemi söküm alanlarına ait referans istasyonlarda ölçülen toplam PCB konsantrasyonları çalışma istasyonlarında ölçülen değerlerden en az 10 kat daha düşük bulunmuştur.

Toplam OCP konsantrasyonları 3173 – 26297 pg g⁻¹ SPMD olarak bulunmuştur. En düşük konsantrasyonlar D istasyonlarında en yüksek konsantrasyonlar ise tersane ve gemi söküm alanlarında bulunmuştur. M1 ve M2 istasyonlarında ölçülen konsantrasyonlar, bu istasyonların referans değerlerinden önemli bir fark göstermemiştir. Buna karşılık tersane ve gemi söküm alanlarında bu fark oldukça belirgindir. δ -HCH ve ϵ -HCH hiçbir istasyonda ölçülememiştir. HCH bileşiklerinin yüzde dağılımları tüm istasyonlarda oldukça düşüktür. Bu değerler D istasyonlarında % 0,04-2,7; K istasyonlarında % 11-18; T istasyonlarında % 2,1-9,6 ve A istasyonlarında % 0-3,8 arasında değişmektedir. Buna karşılık DDT bileşikleri tüm OCP'lerin önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Bu değerler ise D istasyonlarında % 25-35; K istasyonlarında % 28-51; T istasyonlarında % 77-92 ve A istasyonlarında % 11-23 arasında değişmektedir. D istasyonlarında en baskın OCP bileşiği (END)-I 'dir. K istasyonlarında ise 4,4'-DDD baskın bulunmuştur. Bu bileşiğin baskın olması anoksik/anaerobik koşullara işaret etmektedir. Tersane istasyonlarında 4,4'-DDT, söküm tesislerinde ise HCB konsantrasyonları oldukça yüksektir.

4.2.3. BK Sorbentleri – SPMD Karşılaştırılması

Birinci örnekleme döneminde sahaya SPMD'lerin yanına yerleştirilen bütül kauçuk sorbentlerinde belirlenen toplam PAH, PCB ve OCP konsantrasyonları sırasıyla 28-2092 ng g⁻¹, 886-8555 pg g⁻¹ ve 4021-1933960 pg g⁻¹ arasında değişmektedir. Ortak

A scatter plot showing the ratio of particulate matter-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to background polycyclic aromatic hydrocarbons, $\text{PAH}_{\text{SPMD}} / \text{PAH}_{\text{BK}}$, on the y-axis, versus the octanol-water partition coefficient, $\log K_{\text{OW}}$, on the x-axis. The y-axis ranges from 0 to 40 with major ticks every 10 units. The x-axis ranges from 3 to 7 with major ticks every 1 unit. The data points, represented by 'x' marks, show a general decrease in the ratio as $\log K_{\text{OW}}$ increases. There is a notable outlier at $\log K_{\text{OW}} \approx 3.4$ with a ratio of approximately 36. Most data points for $\log K_{\text{OW}} > 5$ have ratios below 10.

$\log K_{\text{OW}}$	$\text{PAH}_{\text{SPMD}} / \text{PAH}_{\text{BK}}$
3.4	36
3.4	7.5
3.4	2.5
4.0	33
4.0	31
4.0	18
4.0	10
4.0	11
4.0	6
4.0	7
4.0	4
4.0	5
4.0	3
4.1	9
4.1	6
4.1	2
4.5	17
4.5	12
4.5	6
4.5	5
4.5	4
4.5	3
4.5	2
4.8	7
4.8	5
4.8	4
4.8	3
4.8	2
4.8	1
5.6	4
5.6	3
5.6	2
5.6	1
5.6	0.5
5.6	0.2
6.0	5
6.0	4
6.0	3
6.0	1
6.0	0.5
6.0	0.2
6.5	3
6.5	0.5
6.7	1.5
6.7	1
6.7	0.5
6.7	0.2

22

PCB bileşiklerinin yapılarında bulunan klor atom sayılarına bağlı olarak, BK sorbentleri içindeki birikim konsantrasyonları Tablo 6’da görülmektedir. Tablo’dan görüldüğü üzere heptachlorinated PCB’ler pek çok istasyonda SPMD’ler içerisinde bulunamazken BK sorbentleri içerisinde ölçülebilmişlerdir. Toplam OCP konsantrasyonları da PCB’lere benzer olarak BK sorbentleri içerisinde daha yüksek konsantrasyonlarda ölçülmüşlerdir. Bireysel OCP konsantrasyonlarına bakıldığı zaman DDT, chlordan ve endosulfane bileşiklerinin BK içinde SPMD’lere oranla daha yüksek konsantrasyonlarda oldukları görülmektedir.

Tablo 6: Klor atom sayılarına bağlı olarak SPMD’ler ve BK sorbentleri içindeki PCB birikiminin değişimi (pg g^{-1}).

İstasyonlar-BK						
Cl-sayısı	D3	K1	K4	T1	T3	T4 (Ref)
3	149	639	409	2555	903	384
4	97	404	335	1783	808	173
5	134	495	422	1894	1252	187
6	171	476	317	1626	1165	152
7	88	121	72	435	331	40
SPMD						
3	57	487	370	973	637	475
4	66	282	222	506	455	222
5	22	236	127	286	479	243
6	35	150	25	240	588	60
7	nd ¹	nd	nd	64	94	nd

İkinci örneklemede BK sorbentlerinde yalnız PAH ölçümleri yapılmıştır. M1 istasyonlarında BK sorbentleri içerisinde bulunan toplam PAH konsantrasyonları 72 ila 217 ng g^{-1} BK, M2 istasyonlarında 331-1469 ng g^{-1} BK, S istasyonlarında 961-1434 ng g^{-1} BK ve A istasyonlarında 296-916 ng g^{-1} BK olarak bulunmuştur. Bu değerler SPMD’ler için verilen değerlerden daha düşüktür.

4.3. SPMD Birikim Sonuçlarından Geri Hesaplama Yoluyla Su Konsantrasyonlarının Belirlenmesi

Deniz suyunda organik kirleticilerin konsantrasyonlarının çok düşük olması nedeniyle, ölçümleri çok zor, hatta çoğu kez imkânsızdır. Bu nedenle deniz suyunda bulunan organik kirleticilerin konsantrasyonlarını belirlemek için SPMD’lerde biriken kirletici

konsantrasyonlarından yararlanılmaktadır (Huckins vd., 2002; Huckins vd., 2006). Bu amaçla SPMD'lerin hazırlanması sırasında PRC (Performance Reference Compounds) olarak adlandırılan bileşikler triolein içerisine eklenmektedir. PRC'lerin SPMD'lerden suya salınım miktarları ve hızları (R_s), yerleştirildikleri alandaki su konsantrasyonlarının (C_w) hesaplamaları amacıyla kullanılmaktadır. Bu çalışmada R_s hesaplamaları için iki farklı yöntem kullanılmıştır; PRC seçim yöntemi (80/20) ve lineer olmayan en küçük kareler (NLS) yöntemi. 80/20 yönteminde, SPMD'lerde %20 ile %80 arasında tutulan PRC'ler arasından, en uygun PRC seçilerek hesaplanmıştır (Huckins vd., 2006), NLS yönteminde ise R_s değerlerini hesaplamak için PRC'lerin SPMD'lerde %0 veya %100'e yakın değerlerini de içine almak üzere tüm PRC'ler kullanılmıştır (Booij ve Smedes, 2011).

80/20 yönteminde (Huckins vd., 2006), su konsantrasyonlarını hesaplamak için denklem (1) kullanılmıştır.

$$C_{w_SPMD} = \frac{N}{V_s K_{sw} \left(1 - e^{-\frac{R_s t}{V_s K_{sw}}} \right)} \quad (1)$$

Burada N, SPMD tarafından tutulan kimyasal konsantrasyonu; V_s SPMD hacmi; K_{sw} SPMD-su ayrışma katsayısı, t sahada maruz bırakma süresi ve R_s her kimyasal için su örnekleme hızıdır.

NLS yöntemiyle su konsantrasyonları (Booij ve Smedes, 2011) denklem (2)'ye göre hesaplanmıştır:

$$C_w = \frac{N}{K_{sw} m \left(1 - \exp \left(-\frac{Bt}{K_{sw} M^{0.47} m} \right) \right)} \quad (2)$$

B sabit, t sahada maruz bırakma süresi, K_{sw} ($L \text{ kg}^{-1}$) örnekleyici-su ayrışım katsayısı, M molekül ağırlık ve m örnekleyicinin ağırlığıdır. B sabiti NLS yöntemi ile $K_{sw} M^{0.47}$ 'nin bir fonksiyonu olarak hesaplanabilmektedir. Teorik yaklaşımla ilgili ayrıntılar ve hesaplamalar yöntemlerle ilgili kaynaklarda bulunabilir.

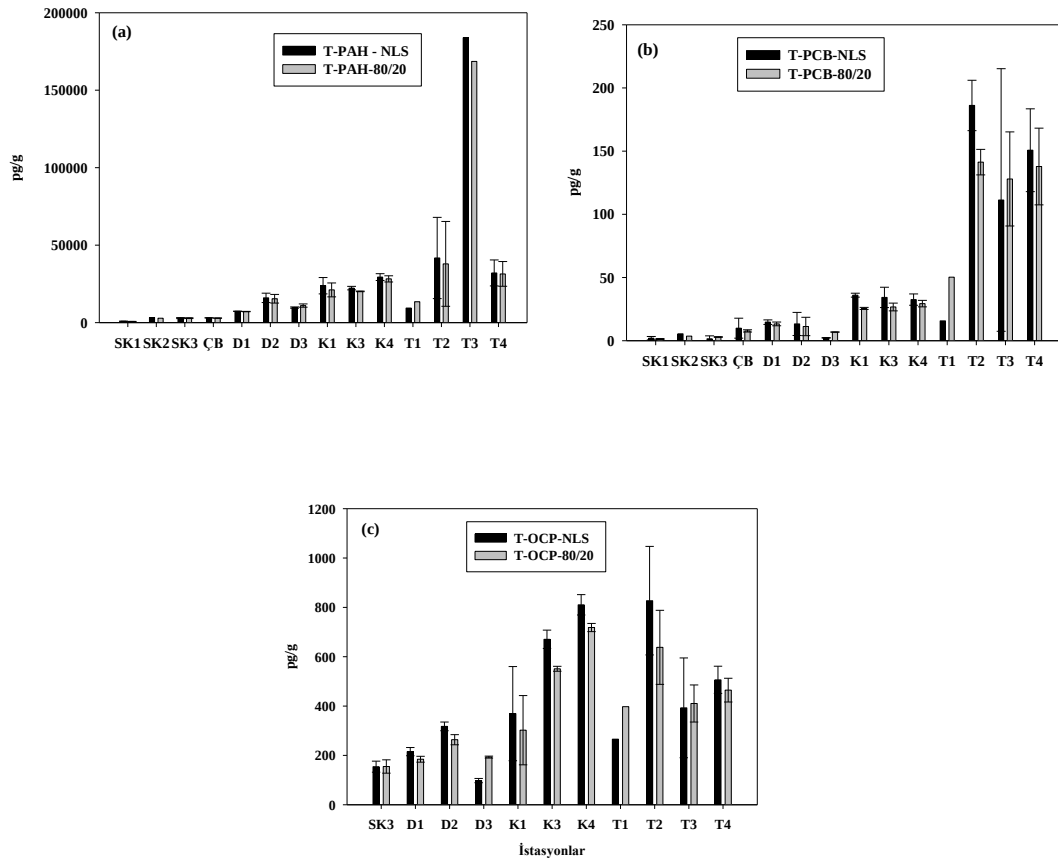
80/20 yönteminde, floranten- $^{13}\text{C}_6$ ve antrasen- $^{13}\text{C}_6$ sırasıyla kontrol ve diğer örnekleme istasyonları için seçilmiş PRC'lerdir. Naftalin- $^{13}\text{C}_6$, asenaften- $^{13}\text{C}_6$, asenaften- $^{13}\text{C}_6$, floren- $^{13}\text{C}_6$, krisen- $^{13}\text{C}_6$, benzo(k)floranten- $^{13}\text{C}_6$, indeno(1,2,3-cd)piren- $^{13}\text{C}_6$ 'nın değerleri hesaplamalarda kullanmak için uygun bulunmamıştır. (Alıkonulma değerleri ya % 20'den daha az ya da % 80'den daha fazladır).

SPMD'ler için hesaplanmış örnekleme hızları 0,8 ve 6,8 L gün⁻¹ arasında bulunmuştur. SPMD'lerin örnekleme hızlarının, yerleştirildikleri alanın hidrodinamiğine önemli ölçüde bağlı olduğu bilinmektedir (Booij vd., 1998). Marmara Denizi ve Ege Denizi'ni birleştiren Çanakkale Boğazı'nda en yüksek PRC yok olma (dissipation) değerleri belirlenmiştir. Marmara Denizi'nden Ege Denizi'ne doğru olan üst akışın hızı (0,5 ve 5 deniz mili arasında değişen), muhtemelen PRC'lerin bu yüksek suya salınma hızları için etkili olmuştur. Diğer istasyonlar için SPMD-Rs değerleri genellikle yüksek akış-türbülans alanlarında bulunan değerler ile karşılaştırıldıkları zaman oldukça düşük oldukları bulunmuştur (Augulyte ve Bergqvist, 2007; McCarthy, 2008; Djedjibegovic vd., 2010; Wang vd., 2009); ancak bu çalışmada bulunan değerler su dolaşımının kısıtlı olduğu koy ve körfezler gibi yarı kapalı alanlardan elde edilen değerler ile karşılaştırıldığında ise benzer oldukları bulunmuştur (Verweij vd., 2004; Harman vd., 2009). Ayrıca, SPMD'ler üzerinde sahada bulundukları süre içerisinde oluşan çamursu tabaka (fouling) da SPMD'lerin örnekleme hızlarını etkileyen en önemli faktörlerdendir. Sıcaklık, kimyasalların fotolizi gibi (Huckins vd., 2006) örnekleme hızlarını etkileyen diğer etkenler bu çalışma kapsamındaki şartlar düşünüldüğünde daha önemsiz etkenler oldukları düşünülmektedir. Bu nedenle, çalışma istasyonları arasında örnekleme hızlarındaki bu farklılıkların, temel olarak sistemdeki hidrodinamik değişimler ve SPMD üzerindeki tortu oluşumu nedeniyle olduğu sonucuna varılabilir.

SPMD'lerde biriken konsantrasyonlardan yola çıkarak iki farklı geri-hesaplama yöntemiyle bulunan su konsantrasyonları PAH, PCB ve OCP için hesaplanmıştır ve Şekil 8' de verilmektedir. Her iki yöntemle de elde edilen su konsantrasyonları birbirlerine oldukça yakın bulunmuştur. Toplam PAH'lar için hesaplanan su konsantrasyonları 80/20 (Huckins vd., 2006) yöntemine göre 0,8-168 ng/L ve NLS (Booij and Smedes, 2011) yöntemine göre ise 0,9 - 184 ng/L olarak bulunmuştur. Bu duruma göre T-PAH'lar için en düşük ve en yüksek değerlerin D1 ve T3 istasyonları için olduğu görülmektedir. Daha önce İstanbul Boğazı'nda yapılan bir çalışmada Boğaz'ın çeşitli noktalarına 21 gün süreyle yerleştirilen SPMD'lerin denge koşullarına ulaşmış olduğu belirlenmiştir (Karacık vd., 2013). Bu nedenle 30 günlük bir sürenin, SPMD'ler ve deniz suyu arasındaki denge koşullarının ulaşılması için yeterli bir süre olduğu düşünülmektedir. NAP, PHEN, FA, PYR, FL deniz suyunda baskın olarak bulunan PAH lar olarak tespit edilmiştir. Hesaplanan deniz suyu-PCB

konsantrasyonları $0-186 \text{ pg/L}$ arasında değişmektedir. Tersane istasyonları olan T2, T3 ve tersane kontrol istasyonu olan T4'de en yüksek PCB su konsantrasyonları belirlenmiştir. PCB su konsantrasyonlarının hem tersane ve hem de tersane kontrol istasyonunda tespit edilmesi, PCB'lerin kaynağının yalnız tersaneler olmadığını göstermektedir. Tüm ölçüm istasyonlarında indikatör PCB'ler baskın bileşikler olarak bulunmuş, non-ortho and mono-ortho PCB'lerin ise çoğu belirlenememiştir. OCP su konsantrasyonları ise en düşük D3 istasyonu için (98 pg L^{-1}), en yüksek ise T2 istasyonu için 848 pg L^{-1} hesaplanmıştır.

İkinci saha çalışmasında SPMD değerleri kullanılarak hazırlanan deniz suyu konsantrasyon değerleri, sonuçların benzer olması nedeniyle yalnız NLS yöntemi kullanarak hesaplanmıştır. NLS yöntemi kullanılırken tüm PRC bileşiklerinden elde edilen değerlerin hesaplarda kullanılması da sonuçların güvenilirliği açısından büyük önem taşımaktadır.



Şekil 8: İstasyonlar içi iki farklı yöntem ile hesaplanan PAH (a), PCB (b) ve OCP (c) su konsantrasyonları.

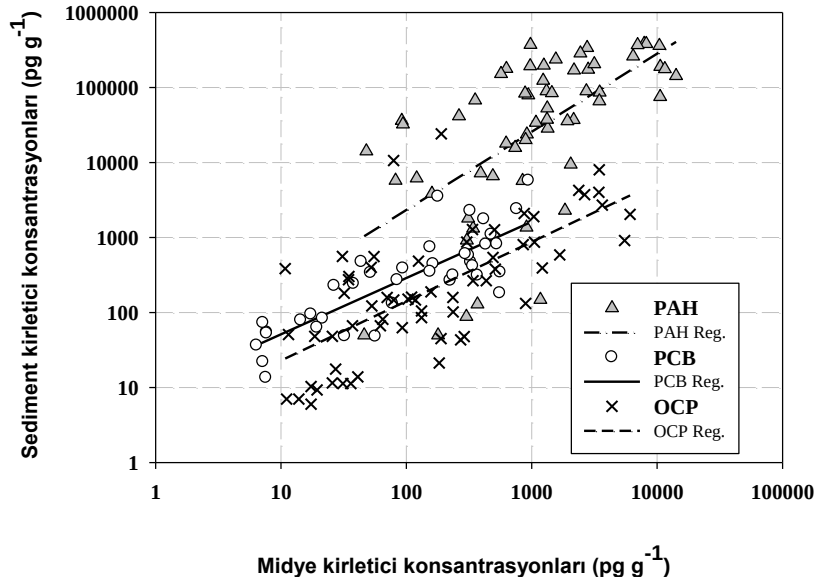
4.4. Midye Sonuçları

4.4.1. Midye Sonuçları- Birinci örnekleme

Çalışma alanlarından T1, T2 ve K1 istasyonlarına transplante edilen midyeler PAH bileşiklerini biriktirmiş, ancak D1, K3, K4 ve T4-Ref istasyonlarına yerleştirilen midyeler 30 günlük dönem boyunca bünyelerindeki PAH bileşiklerini depüre etmişlerdir. Transplantasyon öncesi midyelerde bulunan PAH konsantrasyonları hesaba alınarak değerlendirildiği zaman, midyelerin biriktirdiği toplam PAH konsantrasyonunu, ıslak ağırlık bazında K1, T1 ve T2 istasyonlarında sırasıyla 22,3 ng g⁻¹, 37,4 ng g⁻¹ ve 43,8 ng g⁻¹ olarak ölçülmüştür. PAH bileşikleri arasında FA, PYR ve CHR baskın bileşiklerdir. T4-Ref ve K1 istasyonlarından toplanan lokal midyeler benzer konsantrasyonlarda PAH içermektedirler (61 ng g⁻¹ ve 62 ng g⁻¹). Bu konsantrasyon transplante midyelerin toplam PAH konsantrasyonundan yüksektir. Bilindiği üzere, su ortamlarında yüksek moleküler ağırlıklı PAH bileşikleri genel olarak suda asılı olarak bulunan parçacıklara tutunurlar ve sedimentlerde birikirler, düşük moleküler ağırlıklı PAH'lar ise suda daha çok çözünürler ve bu nedenle de organizmalar için daha alınabilir (bioavailable) durumdadırlar. Ancak bu çalışma sonuçları düşük moleküler ağırlıklı PAH'ların (2-3 halkalı) en kirlenmiş istasyonlar olan T1, T2 ve K1 transplante midyelerinde baskın olmadığını göstermiştir. Bu istasyondaki transplante midyelerde ölçülen 4,5 ve 6 halkalı PAH bileşikleri toplam PAH konsantrasyonunun %80'inden fazlasını oluşturmaktadır. İstasyonlara transplante edilen midyeler sedimentin ~3 metre üzerinde bulunmaktadır. Bu nedenle midyelerde biriken PAH'larda sedimentlerin etkisinin önemli olduğu düşünülmektedir. Bu düşünce, sediment ve midyelerde ölçülen kirleticilerinin ilişkisini gösteren Şekil 9 ile de kanıtlanmaktadır. PAH lar ile olan bu ilişki, diğer kimyasallarla (PCB ve OCP) da benzer şekildedir.

Marmara istasyonlarına transplante etmek amacıyla toplanan midyelerde 406 pg g⁻¹ toplam PCB ölçülmüştür. Akdeniz alanlarına transplante etmek amacıyla toplanan midyelerde ise PCB ölçülememiştir. D1 istasyonunda PCB ölçülememiştir, diğer istasyonlara transplante edilen midyelerin PCB konsantrasyonlarında 30 günlük süre boyunca bir artış görülmüştür. PCB-126 ve PCB-169 bileşikleri hiçbir istasyonda ölçülememiştir. En yüksek PCB konsantrasyonları ise tersane alanlarına transplante edilen midyelerde ölçülmüştür. D marina istasyonuna transplante edilen midyelerdeki düşük PCB konsantrasyonlarının nedeni bu marinanın işleme açılmasının PCB'lerin

yasaklanmasından sonra olabileceği düşünülmektedir. Diğer bir önemli neden ise Akdeniz sularının Marmara'ya göre çok daha temiz olmasıdır.



Şekil 9: Midye ve sediment kirlenici seviyeleri arasındaki ilişki.

Toplam ortalama PCB konsantrasyonları yaş ağırlık bazında tersane istasyonlarında 2795 pg g^{-1} , K istasyonlarında 797 pg g^{-1} ve D istasyonlarında 52 pg g^{-1} olarak bulunmuştur. İndikatör PCB'ler tüm istasyonlarda baskın bileşiklerdir. Non-ortho ve mono-ortho PCB'lerden ise, PCB-77, PCB-105 ve PCB-118 tüm istasyonlarda baskındır. Transplantasyon öncesi midyelerde ölçülen PCB-123 ise transplantasyon süresi boyunca midyeler tarafından depure edilmiştir. Toksisite eşdeğeri (TEQ) değerleri Avrupa Birliği'nin besin tüketimi için koymuş olduğu sınırın altında ölçülmüştür (EU, 2006).

OCP bileşiklerinden PeCB, OCS, t-HE, MOC ve mirex hiçbir istasyonda ölçülememiştir. HCB ise yalnız K1 (894 pg g^{-1}) istasyonunda ölçülmüştür. Tersane ve K istasyonlarında tüm OCP bileşiklerinin sırasıyla yaklaşık % 90 ve % 49'unu oluşturmaktadır. Minimum DDT bileşiklikleri ise D istasyonunda belirlenmiştir.

4.4.2. Midye Sonuçları - İkinci örnekleme

Sahaya transplante edilen midyeler 60 gün sonra örneklenecek analiz edilmişlerdir. Saha çalışmaları sırasında ortamda lokal midyelerin olduğunun tespit edildiği durumlarda, bu örnekler de toplanarak analiz edilmişlerdir. Sonuçlar Tablo I2, I4 ve I6'da verilmektedir.

Çalışma alanlarına transplante edilecek midyeler Ege ve Marmara için farklı alanlardan toplanmışlardır. Transplantasyon öncesi yaş ağırlık olarak Ege midyelerinde 20 ng g^{-1} , Marmara midyelerinde ise 23 ng g^{-1} T-PAH konsantrasyonu belirlenmiştir. İstasyonlara transplante edilen ve maruz bırakma süresi sonunda toplanan midyelerde ölçülen T-PAH konsantrasyonları bu değerlerden yüksek bulunmuştur. K istasyonlarından toplanan midyelerde T-PAH konsantrasyonları $96-222 \text{ ng g}^{-1}$; D istasyonlarında $19-62 \text{ ng g}^{-1}$ ve Aliğa istasyonlarında; $422-1153 \text{ ng g}^{-1}$ olarak ölçülmüştür. Tersaneler bölgesinde T3 istasyonuna transplante edilen midyelerin bir önceki örneklemede hepsinin ölmüş oldukları görülmüştür. Bu nedenle bu bölgede midyeler yalnız 7 gün boyunca bırakılmışlardır. T3 istasyonundan 7 gün sonunda toplanan midyelerde ölçülen T-PAH konsantrasyonu 2450 ng g^{-1} olarak bulunmuştur. Diğer tersane istasyonlarında ise değerler $41-193 \text{ ng g}^{-1}$ olarak bulunmuştur.

K1 istasyonundan toplanan lokal midyelerde T-PAH konsantrasyonu 295 ng g^{-1} ; T4 istasyonunda 671 ng g^{-1} ve Aliğa istasyonlarında $154-2427 \text{ ng g}^{-1}$ dır. Bu değerler transplante midyelere göre daha yüksektir.

Transplantasyon öncesi midyelerde ölçülen T-PCB konsantrasyonları Ege midyelerinde $0,44 \text{ ng g}^{-1}$, Marmara midyelerinde ise $0,87 \text{ ng g}^{-1}$ olarak belirlenmiştir. D istasyonlarına transplante edilen midyelerde 60 gün sonunda ölçülen T-PCB konsantrasyonunun Ege transplantasyon midyeleri ile karşılaştırıldıkları zaman daha düşük T-PCB içerdikleri, bu midyelerin sahada bu kirleticileri depure ettiklerini göstermektedir. K istasyonlarında T-PCB konsantrasyonları $2,9-5,1 \text{ ng g}^{-1}$, T istasyonlarında $5,7-187$ ve Aliğa istasyonlarında $19-69 \text{ ng g}^{-1}$ olarak bulunmuştur. T3 istasyonundan 7 gün sonunda toplanan midyelerde ölçülen T-PCB konsantrasyonu ise 88 ng g^{-1} olarak bulunmuştur. Bu değerler, Tersane ve Aliğa istasyonlarında ölçülen değerlerin Marina değerlerine göre çok daha yüksek olduğunu göstermektedir.

Lokal midyelerde ölçülen T-PCB konsantrasyonları K1 istasyonunda $3,8 \text{ ng g}^{-1}$, T4 istasyonunda 42 ng g^{-1} ve Aliğa istasyonlarında $26-106 \text{ ng g}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Transplante midyelerde ölçülen OCP'ler arasında en yüksek değerler tüm istasyonlarda DDT ve türevleri olarak belirlenmiştir. K3 istasyonuna transplante edilen midyelerde OCP konsantrasyonları örneklerde problem olması nedeniyle belirlenememiştir. Diğer iki K istasyonunda ölçülen sonuçlar K1 ve K4 için sırasıyla $6,9$ ve $5,1 \text{ ng g}^{-1}$ olarak ölçülmüştür. Tersane istasyonlarında değerler oldukça

yüksektir. T3 noktasında 202 ng g⁻¹ olarak ölçülen OCP konsantrasyonu tüm istasyonlar arasında en yüksek değerdir. Bu verinin 7 günlük maruz bırakma için olduğu düşünülürse, sahanın oldukça problemli olduğu sonucuna varılabilir. D istasyonlarında ölçülen değerler oldukça düşük olup (0,39-2,2 ng g⁻¹), transplantasyon öncesi midyelerde ölçülen OCP konsantrasyonlarına (0,61 ng g⁻¹) yakındır. Aliğa istasyonları arasında en yüksek OCP değeri referans istasyonda (A7) istasyonunda belirlenmiştir (30,1 ng g⁻¹), A4 ve A5 noktalarında ölçülen değerler ise oldukça düşüktür ve sırasıyla 2,7 ve 1,6 ng g⁻¹) olarak bulunmuştur.

Lokal midyelerde bulunan OCP konsantrasyonları ise K1’de 8,5 ng g⁻¹, T4’de 24,4 ng g⁻¹ ve Aliğa istasyonlarında 2,2-59 ng g⁻¹ olarak belirlenmiştir. Transplante edilen midyelere benzer şekilde, lokal midyelerde de A7 noktasında en yüksek OCP konsantrasyonu belirlenmiştir. Transplante midyelerde belirlenen sonuçlara benzer şekilde, lokal midyelerde ölçülen OCP’ler arasında da en yüksek değerler tüm istasyonlarda DDT ve türevleri olarak belirlenmiştir.

4.5. Sediment Sonuçları

Çalışma alanından örneklenen sedimentlerde ölçülen toplam PAH konsantrasyonu öla- 79674 ng g⁻¹ arasında değişmektedir. D4-Ref, SK1, SK2 ve ÇB sedimentlerinde çok düşük, buna karşın T3 ve A1 sedimentlerinde çok yüksek konsantrasyonlar ölçülmüştür. K1 ve T2 istasyonlarında ise nispeten yüksek konsantrasyonlar bulunmuştur. Baumard vd. (1998)’ın yaptığı sınıflandırma sistemine göre 100 ng g⁻¹ altında PAH içeriğine sahip sedimentler çok düşük seviyede, 5000 ng g⁻¹ üstünde PAH içeriğine sahip sedimentler için ise çok yüksek seviyede kirlenmiş olarak nitelendirilmektedir. Buna göre A1 ve T3 sedimentlerinde çok yüksek seviyede PAH kirlenmesi olduğu söylenebilir. PAH’lar ile kirlenmiş bu alanlarda fluoranthene, pyrene, phenanthrene, chrysene, benzo(a)pyrene baskın PAH bileşikleridir. Bu alanlarda PAH’ların halka sayılarına göre dağılımı incelendiği zaman, bu kirli alanlarda üç ve dört halkalı PAH’lar en baskın bileşikler olduğu görülmüştür. Daha az kirlenmiş alanlarda ise (SK1, SK2, ÇB ve D4-Ref) yalnız iki halkalı PAH’lar ölçülmüştür.

Sedimentlerde benzo(a)anthracene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, chrysene, dibenzo(a,h)anthracene, ve indeno(1,2,3-cd) pyrene’den oluşan kanserojen PAH (KPAH) konsantrasyonları öla-29115 ng g⁻¹ (S3) arasında bulunmuştur. US EPA(1993) tarafından PAH karışımları için önerilen toksik

benzo(a)pyrene eşdeğerleri (TEQ_{BaP}) 0 ile 7049 ng TEQ g⁻¹ arasında bulunmuştur. En yüksek değerler A1 ve T3 istasyonları için hesaplanmıştır.

PAH kaynaklarını belirlemek için kullanılan moleküler indekslerden düşük moleküler ağırlıklı PAH'ların yüksek moleküler ağırlıktaki PAH'lara oranı hesaplandığı zaman dört kirli alan için (D3, K1, T1 and T2) bu oranın 1'den küçük, A1 istasyonu için ise 1,32 olarak bulunmuştur. Diğer taraftan liman alanlarındaki PAH kaynaklarının belirlenmesi Fang vd. (2003) BaA/(BaA + CHR) oranının iyi bir indikatör olduğunu belirtmiştir. Bu oranın < 0,2 olduğu durumlar için PAH kaynağının petrojenik (Yunker vd., 2002), > 0,35 olduğu durumlar için ise pirolitik (özellikle araçlardan kaynaklanan emisyonlar ve yanma) olduğu çeşitli kaynaklarda belirtilmiştir (Akyüz ve Çabuk 2010; Yunker vd., 2002). Bu çalışmada BaA/(BaA + CHR) oranının 0,41-0,57 olması, kaynakların pirolitik olmasına işaret etmektedir. Konuyla ilgili diğer bir oran ise IcdP/(IcdP+BghiP) oranı'dır. Bu oranın 0,2-0,5 arasında olması petrol yanmasını işaret etmektedir (Yunker vd.,2002). Bu çalışmadaki dört kirli alan için IcdP/(IcdP+BghiP) oranı yaklaşık ~0,45 olarak bulunmuştur. Bu durum tekne trafiğinden kaynaklanan emisyonların kaynak olabileceği görüşünü desteklemektedir. Sedimentlerin potansiyel ekotoksikolojik risk değerlendirmeleri, literatürde belirtilen "düşük etki aralığı (ERL)" ve "ortalama etki aralığı (ERM)" değerleri (Long vd., 1995) ile yorumlanmıştır. Bu değerlendirmede ERM değerlerinin aşıldığı durumlar sedimentlerin toksik olma ihtimalinin yüksek olduğunu, ERL değerlerinin aşılması durumunda ise toksik etkinin seyrek olabileceğinin göstergesi olarak nitelendirilmektedir. Belirlenmiş olan ERL/ERM konsantrasyon aralıklarına göre pek çok bireysel ve toplam PAH konsantrasyonunun beş istasyonda (K1, T1, T2, T3 ve A1) ERL değerini aştığı görülmektedir. ERM değerleri ise T3 sedimentlerinde pek çok bireysel ve toplam PAH değeri için, A1 sedimentlerinde ise PHE, FA ve PY için aşılmıştır.

D4-Ref, D1-D2, SK ve ÇB istasyonlarında hiçbir PCB bileşiği ölçülememiştir. En yüksek PCB konsantrasyonu ise SBY örneklerinde (139 ng g⁻¹) ölçülmüştür. İndikatör PCB'ler beş en kirli istasyonda (T1, T2, T3, A1 ve K1), tüm PCB'lerin %74 ila % 90'ını oluşturmaktadır. PCB-153, PCB-77 ve PCB-118 en baskın PCB bileşikleridir. Daha önce İstanbul Boğazı'nda yürütülen bir çalışmada da bu bileşikler baskın olarak bulunmuşlardır (Okay vd., 2009). Sediment kalite rehberlerinde (Long vd., 1995) toplam PCB ler için belirtilen ERL ve ERM değerleri sırasıyla 22,7 ve 180 ng g⁻¹ dir.

T3 ve A1 sedimentlerinde ölçülen PCB konsantrasyonları önerilen ERL değerlerinden çok yüksektir. TEQ değerleri ise önerilen 20 pg TEQ g⁻¹ kuru ağırlık (k.a.) (Evers vd.,1996) değerini yalnız A1 sedimentlerinde aşmaktadır.

Sedimentlerde ölçülen OCP konsantrasyonları öla - 94 ng g⁻¹ aralığındadır. SK, ÇB ve D4-Ref istasyonlarında ölçülen OCP konsantrasyonları çok düşüktür. Kirli istasyonlarda (D1-D2, K1, T1 ve T2), toplam HCH'ler, OCP konsantrasyonunun yalnız % 0.03 - 6 'sını oluşturmaktadır. Toplam DDT bileşikleri ise D4-Ref ve SK1 istasyonlarında ölçülemezken, T3 istasyonunda en yüksek değerlere ulaşmıştır (73 ng g⁻¹ k.a.). (DDE + DDD)/T-DDT oranı değerlendirildiği zaman ise DDT nin çalışma alanlarına yeni girişinin olmadığı sonucuna varılmıştır. Ancak DDD metabolitlerinin DDE'ye göre daha yüksek konsantrasyonlarda olmaları T2 istasyonunda anoksik/anaerobik koşulların olabileceğini göstermektedir.

4.6. Sediment ve Birinci Örnekleme Midye Sonuçlarının Karşılaştırılması

Türkiye ve Dünya'nın kıyısız alanlarından örneklenen sediment ve midyelerde ölçülen toplam PAH ve PCB sonuçları Tablo 7'de görülmektedir. Saros Körfezi, Çanakkale Boğazı ve D'den örneklenen sediment örneklerinde ölçülen PAH konsantrasyonları tabloda verilen diğer değerlerden çok daha düşüktür. Ancak bu istasyonlar dışında bu çalışmada ölçülen sediment PAH değerleri Dünya'nın farklı alanlarında bulunan oldukça kirli alanlarla karşılaştırılacak seviyededir. T3 sedimentlerinde ölçülen PAH konsantrasyonları literatürde rapor edilen konsantrasyonlar arasında en yükseğidir.

Midyelerde ölçülen PAH değerleri ise Adriatik denizinde (Perugini vd., 2007) ve Akdeniz'in çeşitli alanlarında (Galgani vd., 2011; Bouzas vd., 2011) ölçülen değerlerle benzer, ancak diğer alanlardan daha düşüktür. Dünya'nın çeşitli yerlerinde sedimentler için rapor edilen PCB değerleri ise, bu çalışmada ölçülen değerlerden oldukça yüksektir. Daha önce Gomez-Gutierrez vd., (2007) tarafından yapılan bir çalışmada çeşitli alanlar için PCB sediment değerleri özetlenmiştir. Gerçekleştirilen bu çalışmada PCB sediment değerleri liman alanlarında 1-16916 ng g⁻¹, kıyısız lagünlerde 0,9-5600 ng g⁻¹, şehirleşmiş alanlarda 0,4-15815 ng g⁻¹, nehirlerin etkisi altındaki alanlarda 0,5-1500 ng g⁻¹, kıta sahanlığında 0,05-1200 ng g⁻¹ ve açık deniz alanlarında (derinlik > 1000 m) 0,3-48 ng g⁻¹ k.a. olarak özetlenmiştir. Bu çalışmada ölçülen sedimentlerdeki en yüksek değerlerin bile Dünyada ölçülen diğer değerler ile karşılaştırıldığı zaman kabul edilebilir seviyelerde olduğu görülmektedir. Midyelerde ölçülen PCB seviyeleri

de benzer şekilde Dünya'nın farklı alanlarında ölçülen değerlerden oldukça düşük seviyelerdedir.

Doğu Akdeniz'den örneklenen sedimentlerde ölçülen en yüksek OCP değeri 5,69 ng g⁻¹ (kuru ağırlık)'dır (Küçüksezgin ve Gönül, 2012). İstanbul Boğazı'nda ise toplam OCP konsantrasyonları 4,58 ile 12,3 ng g⁻¹ k.a. (Okay vd., 2011) değerleri arasında ölçülmüştür. Bu değer, bu çalışmada marina ve tersanelerde ölçülen değerlerden daha düşüktür. Diğer yandan Mısır'ın Akdeniz kıyısı alanından (Barakat vd., 2013) ve İspanya'da Sea Lots limanından (Mohammed vd., 2011) örneklenen sedimenlerde sırasıyla 0,72- 288 ng g⁻¹ ve 44,5-145 ng g⁻¹ toplam OCP ölçülmüştür. Bu konsantrasyonlar, bu çalışmada ölçülen değerlerden oldukça yüksektir.

Bu çalışmada DDT ve türevlerinin toplam konsantrasyonları, S3 istasyonu hariç, diğer istasyonlar gözönüne alındığı zaman, ölçülen en yüksek değer 16 ng g⁻¹ 'dir. S3 istasyonunda ise 73 ng g⁻¹ olarak ölçülmüştür. İstanbul Boğazı'nda daha önce yapılan bir çalışmada toplam DDT konsantrasyonları 0,02-12,4 ng g⁻¹ k.a. (Okay vd., 2011) olarak ölçülmüştür. Bu değer, bu çalışmada ölçülen değerler ile karşılaştırılabilir seviyededir.

Tablo 7: Bu çalışmada sediment ve midyelerde ölçülen PAH ve PCB konsantrasyonlarının diğer alanlarla karşılaştırılması.

Alan	Sediment 16-PAH (ng g ⁻¹ k.a.)	Referans
Aliğa, Türkiye	70-20940 (24 PAH)	Neşer vd., 2012
İzmit Körfezi, Türkiye	1160-13680	Karakoç vd., 2002
İzmir Körfezi, Türkiye	13-126	Darılmaz ve Küçüksezgin, 2007
Bay of Kavala, Yunanistan	45-148	Papadopoulou ve Samara, 2002
Karadeniz kıyısı, Ukrayna	7,2-126 (17 PAH)	Readman vd., 2002
Bangladeş deltası, Hindistan	öla*-1840 (16 PAH)	Zuloaga vd., 2013
Lions Körfezi, Akdeniz, Fransa	161-2176	Bouloubassi,2012
İstanbul Boğazı ve Marmara Denizi, Türkiye	1,1-3152	Karacık vd., 2009
Çanakkale Boğazı, Türkiye	0,01	Bu çalışma
Saros Körfezi, Ege Denizi, Türkiye	0,02-6,44	Bu çalışma
Marina, Marmara Denizi, Türkiye	2820	Bu çalışma
Marina, Akdeniz, Türkiye	1,04-102	Bu çalışma
Gemi Söküm, Aliaga, Türkiye	17578	Bu çalışma
Shipyards, Marmara Sea, Türkiye	1000-79674	Bu çalışma
Sediment PCB (ng g⁻¹ k.a.)		
Scheldt deltası, Hollanda-Belçika	1,91-368	Ael vd., 2012
Doğu Ege kıyıları, Türkiye	öla-26,1	Küçüksezgin ve Gönül, 2012

Tablo 7: Bu çalışmada sediment ve midyelerde ölçülen PAH ve PCB konsantrasyonlarının diğer alanlarla karşılaştırılması.

Alan	Sediment 16-PAH (ng g ⁻¹ k.a.)	Referans
Akdeniz kıyısı, Mısır	0,29-377	Barakat vd., 2013
Sea Lots Limanı, İspanya	62-601	Mohammed vd., 2011
İstanbul Boğazı ve Marmara Denizi, Türkiye	0,018-540	Okay vd., 2009
Çanakkale Boğazı, Türkiye	öla	Bu çalışma
Saros Körfezi, Ege Denizi, Türkiye	öla	Bu çalışma
Marina, Marmara Denizi, Türkiye	4,50	Bu çalışma
Marina, Akdeniz, Türkiye	öla-0,025	Bu çalışma
Gemi Söküm, Aliaga, Türkiye	139	Bu çalışma
Tersaneler, Marmara denizi, Türkiye	3,12-72	Bu çalışma
Alan	Midye PAH (ng g ⁻¹ yaş ağırlık)	
Doğu Akdeniz, İspanya	0,21-8,95 (8 PAH)	Bouzas vd., 2011
Batı Akdeniz	22-106 (16 PAH)**	Galgani vd., 2011
Adriatik denizi, İtalya	34,73 (8 PAHs)	Perugini vd., 2007
İstanbul Boğazı ve Marmara Denizi, Türkiye	43-601 (16 PAH)	Karacık vd., 2009
Marina, Marmara Sea, Turkey	6,13-61,9 (16 PAH)	Bu çalışma
Marina, Mediterranean Sea, Turkey	2,85-8,15 (16 PAH)	Bu çalışma
Shipyards, Marmara Sea, Turkey	43,8-53,5 (16 PAH)	Bu çalışma
	Midye PCB (ng g ⁻¹ yaş ağırlık)	
Krka estuary, Croatian Adriatic coast	0,05-13,95**	Kozul vd., 2011
Scheldt estuary, SE, Netherlands–Belgium	287-1690	Ael vd., 2012
Spain	1,04-624***	Bellas vd., 2011
Italy	1,32-18,5***	Bayarri vd., 2001
Denmark – Poland	öla-412***	Mikoszewski ve Lubelska, 2010
İstanbul Strait and Marmara Sea, Turkey	1,026-36	Okay vd., 2009
Marina, Marmara Denizi, Türkiye	0,723-1,98	Bu çalışma
Marina, Akdeniz, Türkiye	öla-0,134	Bu çalışma
Tersaneler, Marmara denizi, Türkiye	2,42-3,98	Bu çalışma

*öla: ölçüm limitinin altında

**kuru ağırlık

*** 7 ICES (International Council for the Exploration of the Sea) PCB toplamı PCB #28, #52, #101, #118, #138, #153, #180.

Fowler (1990) Dünya’da kıyısız sedimentlerde ölçülen toplam DDT konsantrasyonlarının <0,1 ila 44 ng g⁻¹ k.a. arasında olduğunu belirtmiştir. Rhone Delta, Adriatik Denizi, Hazar Denizi, Azerbaycan, Kuzeyde bulunan delta alanları ve Yunanistan’da ise sedimentlerde ölçülen değerler 0,2 ila 60 ng g⁻¹ k.a. arasında

bulunmuştur. Tüm bu değerler gözönüne alındığı zaman, bu çalışmada ölçülen sediment-DDT değerlerinin düşük olduğu görülmektedir.

Doğu Çin Denizi sedimentlerinde HCH konsantrasyonları 0,20- 1,64 ng g⁻¹ k.a. (Lin vd.,2012); Mısır'ın Akdeniz kıyılarında öla – 3,05 ng g⁻¹ k.a. (Barakat vd., 2013), Hazar Denizi'nde 0,022- 1,03 ng g⁻¹ k.a. (De Mora vd., 2004), Baltık Denizi'nde 0,002–0,36 ng g⁻¹ k.a. (Pikkarainen, 2007), İstanbul Boğazı'nda öla-1,32 ng g⁻¹ k.a. (Okay vd., 2011) olarak ölçülmüştür. Bu değerlerin hepsi bu çalışmada ölçülen konsantrasyonlarla karşılaştırılabilir seviyelerdedir. Yalnız T3 istasyonunda ölçülen HCH konsantrasyonu (7,7 ng g⁻¹ k.a.) çalışma alanındaki diğer istasyonlardan yüksektir. Diğer yandan Hong Kong, Çin ve Mumbai gibi Asya ülkelerinde çok daha yüksek konsantrasyonlar (0,1-16,7 ng g⁻¹ k.a.) ölçülmüştür (Richardson ve Zhang, 1999; Pandit vd.,2006).

Dünya'nın farklı alanlarından toplanan sedimentlerde ölçülen HCB konsantrasyonlarının <0.2 ila 39 ng g⁻¹ k.a. arasında olduğu rapor edilmiştir (Tolosa vd.,1995; Loganathan vd., 2001; Fillmann vd., 2002; de Mora vd., 2004). D1-D2 (42,6 ng g⁻¹ k.a.) ve T3 (7,1 ng g⁻¹ k.a.) sedimentlerinde ölçülen HCB konsantrasyonları hem bu konsantrasyonlardan hem de Türkiye kıyısı alanından toplanan sedimentlerde ölçülen konsantrasyonlardan oldukça yüksektir (Küçüksezgin ve Gönül, 2012; Okay vd., 2011).

Midyelerde ölçülen toplam OCP konsantrasyonları İstanbul Boğazı midyelerinde ölçülen değerlere (Okay vd., 2011), benzer ve Kızıl Deniz'de (Khaled vd., 2004) ölçülen değerlerden düşük bulunmuştur; Bu değerler bu iki alan için sırasıyla 9,6-132 ng g⁻¹ k.a. ve 189-1026 ng g⁻¹ k.a.'dır. Ancak bu çalışmada bulunan değerler Krka deltası ve Kastela Körfezi (Hırvatistan, Adriyatik kıyısı) (Kozul vd., 2011) alanlarından örneklenen midyelerdeki OCP konsantrasyonlarından yüksektir.

Bu çalışmada midyelerde ölçülen toplam DDT konsantrasyonları 0.14-12.3 ng g⁻¹ yaş ağırlık (y.a.) arasında olmakla birlikte; Kore (1,1-19,5 ng g⁻¹ y.a.)'den (Khim vd., 2000) ve İstanbul Boğazı'ndan toplanan midyelerde ölçülen konsantrasyonlara (2,4-10,2 ng g⁻¹ y.a.) benzerlik göstermektedir. Diğer yandan Mısır Kızıl Deniz kıyısından (125-772 ng g⁻¹ y.a.) (Khaled vd., 2004), kuzeybatı Akdeniz kıyılarından (6,7–960 ng g⁻¹ y.a.) (Sericano vd., 1995) ve Fransa kıyısı alanından (7,4–733 ng g⁻¹ y.a.) (Claisse,1989) toplanan midye örneklerde çok daha yüksek DDT konsantrasyonları belirlenmiştir. Danimarka (0,6–7,4 ng g⁻¹ y.a.) (Granby ve Spliid,1995), Kore (0,06–

1,19 ng g⁻¹ y.a.) (Khim vd., 2000) ve İstanbul Boğazı . (1,1-4,8 ng g⁻¹ y.a.) (Okay vd., 2009) örneklerinde ölçülen konsantrasyonlar ise bu çalışmada ölçülen değerlere benzerlik göstermektedir. Midyelerdeki toplam OCP konsantrasyonları gözönüne alındığında ise Kızıl Deniz (16-183 ng g⁻¹ y.a.) (Khaled vd., 2004) midye değerlerinin bu çalışmada ölçülen değerlerden çok daha yüksek olduğu görülmektedir. Türkiye'nin Trabzon, Sinop ve İstanbul kıyıs al anlarından toplanan midye örneklerinde ise bu çalışmada ölçülenden daha yüksek DDT ve HCH konsantrasyonları bulunmuştur (Telli, 1991).

Lokal midye örnekleri yalnız K1 ve T4-Ref istasyonlarından örneklenmiştir. Bu örneklerde ölçülen PAH konsantrasyonları transplante edimiş midyelerde ölçülen konsantrasyonlardan daha yüksek bulunmuştur. Bireysel PAH'ların birikimleri K1 istasyonunda benzerlik göstermektedir, ancak T4-Ref istasyonunda yüksek moleköl ağırlıklı PAH'lar lokal midyelerde transplante midyelerdeki seviyelerinden çok daha yüksektir. Bunun nedeninin transplantasyon süresinin yüksek moleköl ağırlıklı PAH'ların midyelerde birikmesi için yeterli olmamamış olabileceği ile açıklanabilir. Benzer sonuçlar literatürdeki bazı çalışmalarda da bulunmuştur (Serafim vd., 2011). Diğer yandan, benzer bazı çalışmalarda (Viarengo vd., 2007; Gorbi vd., 2008) en uygun transplantasyon süresinin yaklaşık bir ay olduğu belirtilmiştir. Ancak denge durumuna erişmek için ortamdaki kirlenme seviyesinin de önemli olduğu belirtilmektedir (Bolognesi vd., 2004; Nigro vd., 2006; Marigomez vd., 2013).

5. SONUÇ

Türkiye'nin farklı kıyısal alanlarında yapılan bu biyoizleme çalışması ile pek çok farklı konuda önemli sonuçlar elde edilmiştir. Bu sonuçlar özetle aşağıda verilmektedir:

1. Tersaneler, gemi söküm alanları ve marinaların önemli organik kirleticiler ile ilgili kirlilik seviyeleri belirlenmiştir. Bu alanlarda Türkiye ve Dünya'da yapılan çalışmaların kısıtlı olması, bu çalışma sonuçlarının önemli bir veri tabanı oluşturmasını sağlamıştır.
2. Çeşitli matrislerde yapılan analiz çalışmaları kirleticilerin davranışları konusunda farklı bilgiler elde edilmesine olanak sağlamıştır.
3. Avrupa Birliği'nin "Su Çerçeve Direktifi" kapsamında üye ve aday üye ülkeler tarafından uygulama zorunluluğu olan kirleticilerin ölçümleri konusunda önemli bir bilgi birikimi sağlanmıştır.
4. Suda çözünürlükleri düşük olması nedeniyle, su fazındaki ölçümleri zor (ya da olanaksız) olan organik kirleticilerin SPMD (pasif örnekleyiciler)'lerdeki birikim verileri kullanarak geri hesaplama yöntemleriyle sudaki konsantrasyonları belirlenebilmiştir. Bu yöntemin, önümüzdeki dönem yapılacak izleme çalışmalarında kullanılabilecek şekilde bilgi birikiminin oluşması sağlanmıştır.
5. Çalışmalarda yine bir TÜBİTAK projesi kapsamında sentezlenmiş olan bütül kauçuk sorbentleri pasif örnekleyici olarak kullanılmış ve oldukça olumlu sonuçlar alınmıştır. Çalışma sonuçları özellikle tersane ve gemi söküm alanlarının, kıyısal suların kirlenmesi açısından önemli kaynaklar olduğunu ve bu alanlarda yaşayan organizmalar için tehlikeli buyutlara ulaşabileceğini göstermiştir. Bu nedenle bu çalışmadan elde edilen sonuçların ilgili devlet kuruluşları ve Bakanlıklar ile bu konuda çalışan bilim adamları için önemli bir kaynak oluşturacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- Ael, E.V., Covaci, A., Blust, R., Bervoets, L.** (2012). "Persistent organic pollutants in the Scheldt estuary: Environmental distribution and bioaccumulation", *Environment International* **48**, 17–27.
- Akyüz, M., & Çabuk, H.** (2010). Gas–particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. *Science of the total environment*, **408(22)**, 5550-5558.
- Allen, T.**, (1981). "Particle Size Measurement, Third Edition", Chapman and Hall, London, New-York.
- Alzieu, C.** (2000). "Impact of tributyltin on marine invertebrates", *Ecotoxicology* **9**, 71–76.
- ASTM D422-63**, (1990). "Standard Test Methods for Particle-Size Analysis of Soils", ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Atgün, R.S, El-Agha, O., Zararsız, A., Kocatas, A., Parlak, H., Tuncel G.** (2000). "Investigation of the sediment pollution in Izmir Bay: trace elements", *Spectrochem. Acta Part B-Atomic Spect.*, **55**, 1151-1164.
- Augulyte, L., Bergqvist, P.A.** (2007). "Estimation of water sampling rates and concentrations of PAHs in a municipal sewage treatment plant using SPMDs with performance reference compounds", *Environ. Sci. Technol.*, **41**, 5044-5049.
- Bailey, R.E., van Wijk, D., Thomas, P.C.** (2009). "Sources and prevalence of pentachlorobenzene in the environment", *Chemosphere* **75**, 555-564.
- Barakat, A.O., Mostafa, A., Wade, T. L., Stephen, S.T., El Sayed, N.B.** (2011). "Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the Mediterranean coastal environment of Egypt", *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 1969-1978.
- Barakat, A.O., Mostafa, A., Wade, T.L., Sweet, S.T., El Sayed, N.B.** (2013). "Distribution and ecological risk of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments from the Mediterranean coastal environment of Egypt", *Chemosphere* **93**, 545–554.
- Barlas B.** (2006). "Turkish Shipbuilding Industry: Strengths and Weaknesses", *Naval Architect. Mar. Technol.*, **169**, 11-16.
- Barlas, B., Gören, Ö.** (2006). "2006'dan Bakıldığında Türkiye'de Gemi İnşaatı Sanayi", *Ölçü Dergisi*, TMMOB Yayınları, Temmuz 2006, 64-69.
- Barlas, B.** (2010). "Türkiye Gemi İnşaatı Sanayi İçinde Yat turizminin Yeri ve Önemi", *İÜ Sosyal Bilimler Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi*.

- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P.** (1998). "Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea", *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**, 765–776.
- Bayarri S., Baldassarri L.T., Iacovella N., Ferrara F., di Domenico A.** (2001). "PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea", *Chemosphere* **43**, 601–10.
- Bellas J., Gonzalez-Quijano A., Vaamonde A., Fumega J., Soriano J.A., Gonzalez J.J.** (2011). "PCBs in wild mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the N–NW Spanish coast: current levels and long-term trends during the period 1991–2009", *Chemosphere* **85**, 533–541.
- Benlahcen, K.T., Chaoui, A., Budzinski, H., Bellocq, J., Garrigues, P.H.** (1997). "Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments", *Mar. Pollut. Bull.*, **34**, 298–305.
- Biselli, S., Bester, K., Hühnerfuss, H. and Fent, K.** (2000). "Concentrations of the antifouling Irgarol 1051 and of organotins in water and sediments of German North and Baltic Sea marinas", *Mar. Pollut. Bull.*, **40**, 233–243.
- Bolognesi, C., Frenzilli, G., Lasagna, C., Perrone, E., Roggieri, P.** (2004). "Genotoxicity biomarkers in *Mytilus galloprovincialis*: wild versus caged mussels", *Mutation Research*, **552**, 187–196.
- Booij, K., Sleiderink, H. M., and Smedes, F.** (1998). "Calibrating the uptake kinetics of semipermeable membrane devices using exposure standards", *Environ. Toxicol. Chem.*, **17**, 1236–1245.
- Booij, K., Smedes, F.** (2011). "An improved method for estimating in situ sampling rates of nonpolar passive samplers", *Environ. Sci. Technol.* **44**, 6789–6794.
- Bouloubassi, I., Roussiez, V., Azzoug, M., Lorre, A.** (2012). "Sources, dispersal pathways and mass budget of sedimentary polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the NW Mediterranean margin, Gulf of Lions", *Marine Chemistry* **142**, 18–28
- Bouzas, A., Aguado, D., Marti, N., Pastor, J. M., Herraiz, R., Campins, P., Seco, A.** (2011). "Alkylphenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in eastern Mediterranean Spanish coastal marine bivalves", *Environmental Monitoring and Assessment* **176**, 169–181.
- Bozlaker, A., Müezzinoğlu, A., Odabaşı, M.** (2008a). "Atmospheric concentrations, dry deposition and air–soil exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an industrial region in Turkey", *J. Hazard. Mat.* **153**, 1093–1102.
- Bozlaker, A., Odabaşı, M., Müezzinoğlu, A.** (2008b). "Dry deposition and soil–air gas exchange of polychlorinated biphenyls (PCBs) in an industrial area", *Environ. Pollut.*, **156**, 784–793.
- Carls, M.G., Rice, S.D., Hose, J.E.** (1999). "Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part 1. Low Level exposure during incubation causes malformations and genetic damage in larval Pacific herring (*Clupea pallasii*)", *Environ. Toxicol. Chem.*, **18**, 481–493.

- Çelebi, U.B., Vardar, N.** (2008). "Investigation of VOC emissions from indoor and outdoor painting processes in shipyards", *Atmospheric Environ.*, **42**, 5685- 5695.
- Çetin, B., Odabaşı, M.** (2007). "Particle-phase dry deposition and air–soil gas exchange of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Izmir, Turkey", *Environ. Sci.Technol.*, **41**, 4986-4992.
- Çetin, B., Yatkın, S., Bayram, A., Odabaşı, M.** (2007). "Ambient concentrations and source apportionment of PCBs and trace elements around an industrial area in Izmir, Turkey", *Chemosphere* **69**, 1267-1277.
- Ceylan, D., Doğu, S., Karacık, B., Yakan, S., Okay, O.S., Okay, O.** (2009). "Evaluation of butyl rubber as sorbent material for the removal of oil and polycyclic aromatic hydrocarbons from seawater", *Environ. Sci. Technol.*, **43**, 3846–3852.
- Chapman, P.M., Dexter, R.N., Long, E.R.** (1987). "Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay", *Mar. Ecol.* **37**, 75–96.
- Chiu S.W., Ho K.M., Chan S.S., So, O.M., Lai K.H.** (2006). "Characterization of contamination in and toxicities of a shipyard area in Hong Kong", *Environ. Pollut.* **142**, 512-520.
- Claisse, D.** (1989). "Chemical contamination of French coast. The results of ten year mussel watch", *Marine Pollution Bulletin* **20**, 523–528.
- Darılmaz, E., Küçüksezgin, F.** (2007). "Distribution and origin of hydrocarbons in surficial sediments from the eastern Aegean Sea (Izmir Bay)", *Marine Pollution Bulletin* **54 (11)**, 1824–1830.
- De Mora, S., Villeneuve, J., Skeikholeslami, M.R., Cattini, C., Tolosa, I.** (2004). "Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments", *Marine Pollution Bulletin* **48**, 30–43.
- Djedjibegovic, J., Marjanovic, A., Sober, M., Skrbo, A., Sinanovic, K., Larssen, T., Grung, M., Fjeld, E., Rognerud, S.** (2010). "Levels of persistent organic pollutants in the Neretva River (Bosnia and Herzegovina) determined by deployment of semipermeable membrane devices (SPMD)", *J. Environ. Sci. Health* **45B** 128-136.
- ECORYS**, (2005). "The Ship Recycling Fund", ECORYS Research and Consulting, Rotterdam.
- EU**, (2006). "Council regulation (EC) No. 199/2006 of 3 February 2006 Amending Commission Regulation (EC) No. 466/2001 Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs as Regards Dioxins and Dioxin-like PCBs", Official Journal of the European Communities.
- Evers, E., Remi, H. G., Laane, W. P. M., Groeneveld, G. J. J., & Olie, K.** (1996). Levels, temporal trends and risk of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. *Organohalogen compounds*, **28**, 117-122.

- Fang, M. D., Lee, C. L., & Yu, C. S.** (2003). Distribution and source recognition of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Hsin-ta Harbour and adjacent coastal areas, Taiwan. *Marine pollution bulletin*, **46**(8), 941-953.
- Fillmann, G., Readman, J.W., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J.P., Cattini, C., Mee, L.D.** (2002). "Persistent organochlorine residues in sediments from Black Sea", *Marine Pollution Bulletin* **44**, 122-133.
- Fowler, S.W.** (1990). "Critical review of selected heavy metals and chlorinated hydrocarbons concentrations in the marine environment", *Marine Environmental Research* **29**, 1-64.
- Galgani F., Martínez-Gómez C., Giovanardi F., Romanelli G., Caixach J., Cento A., Scarpato A., BenBrahim S., Messaoudi S., Deudero S., Boulahdid M., Benedicto J., Andral B.** (2011). "Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Western basin of the Mediterranean Sea", *Environmental Monitoring and Assessment* **172**, 301-317.
- GMS,** (2010). "Ship Recycling: Trends, Developments & Outlook".
- Gomez-Gutierrez, A., Garnacho, E., Bayona, J. M., Albaiges, J.** (2007). "Assessment of the Mediterranean sediments contamination by persistent organic pollutants", *Environmental Pollution* **148**, 396-408.
- Gorbi, S., Virno Lamberti, C., Notti, A., Benedetti, M., Fattorini, D., Moltedo, G., Regoli, F.** (2008). "An ecotoxicological protocol with caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring the impact of an offshore platform in the Adriatic Sea", *Marine Environmental Research* **65**, 34-49.
- Granby, K., Spliid, N.H.** (1995). "Hydrocarbons and organochlorines in common mussels from the Kattegat and the belts and their relation to condition indices", *Marine Pollution Bulletin* **30**, 74-82.
- Hall, L.W., Unger, M.A., Ziegenfuss, M.C., Sullivan, J.A., Bushong, S.J.** (1992). "Butyltin and copper monitoring in a northern Chesapeake Bay marina and river system in 1989: an assessment of tributyltin legislation", *Environ. Monitor. Assess.*, **22**, 15-38.
- Harman, C., Thomas, K. V., Tollefsen, K. E., Meier, S., Bøyum, O., & Grung, M.** (2009). Monitoring the freely dissolved concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and alkylphenols (AP) around a Norwegian oil platform by holistic passive sampling. *Marine pollution bulletin*, **58**(11), 1671-1679.
- Heintz, R.A., S.D. Rice, A.C. Wertheimer, R.F. Bradshaw, F.P. Thrower, J.E. Joyce, J.W. Short.** (2000). "Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*, after exposure to crude oil during embryonic development", *Mar. Ecol. Prog. Ser* **208**, 205-216.

- Huckins, J.N., Petty, J.D., Lebo, J.A., Almeida, F.V., Booij, K., Alvarez, D.A., Clark, R.C., and Mogensen B.B.** (2002). "Development of the permeability/performance reference compound approach for in situ calibration of semi permeable membrane devices", *Environ. Sci. Technol.* **36**, 85–91.
- Huckins, J.N., Tubergen, M.W., and Manuweera, G.K.** (1990). "Semipermeable membrane devices containing model lipid: A new approach to monitoring the bioavailability of lipophilic contaminants and estimating their bioconcentration". *Chemosphere* **20**, 533-552.
- Huckins, J.N., Petty, J.D., Booij, K.** (2006). "Monitors of Organic Chemicals in the Environment: Semipermeable Membrane Devices", Springer Science and Business Media, New York.
- Karacık, B., Okay, O.S., Henkelmann, B., Bernhöft, S., Schramm, K.W.** (2009). "Polycyclic aromatic hydrocarbons and effects on marine organisms in the Istanbul strait", *Environ. Int.* **35**, 599-606.
- Karacık, B., Okay, O.S., Henkelmann, B., Pfister, G., Schramm, K.W.** (2013). "Water concentrations of PAH, PCB and OCP by using semi permeable membrane devices and sediments", *Mar. Pollut. Bull.* **63**, 471-476.
- Karakoç, F., Tolun, L., Henkelmann, B., Klimm, C., Okay, O., Schramm, K-W.** (2002). "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) distribution in the bay of Marmara Sea: Izmit Bay", *Environmental Pollution* **119**, 383–397.
- Khaled, A., El Nemr A., O. Said, T. El-Sikaily A., Abd-Alla A.M.A.** (2004). "Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in mussels from the Egyptian Red Sea coast", *Chemosphere* **54**, 1407–1412.
- Khim, J.S., Villeneuve, D.L., Kannan, K., Hu, W.Y., Giesy, J.P., Kang, S.G., Song, K.J., Koh, C.H.** (2000). "Instrumental and bioanalytical measures of persistent organochlorines in blue mussel (*Mytilus edulis*) from Korean coastal waters", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **39**, 360–368.
- Kontaş, A.** (2008). "Trace metals (Cu, Mn, Ni, Zn, Fe) contamination in marine sediment and zooplankton samples from İzmir Bay (Aegean sea, Turkey)", *Wat. Air Soil. Pollut.*, **188**, 323-333.
- Kozul, D., Romaniç, S. H., Kljaković-Gaspić, Z., Veza J.** (2011). Distribution of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in wild mussels from two different sites in central Croatian Adriatic coast. *Environmental Monitoring and Assessment* **179**, 325–333.
- Küçüksezgin, F., Kontaş, A., Altay, O., Uluturhan, E., Darılmaz, E.** (2006). "Assessment of marine pollution in İzmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations", *Environ. Int.*, **32**, 41-51.
- Küçüksezgin, F., Gönül L.T.** (2012). "Distribution and ecological risk of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in surficial sediments from the Eastern Aegean", *Marine Pollution Bulletin* **64**, 2549–2555.

- Lee, K.H., Ichiba, M., Zhang, J., Tomokuni, K., Hong, Y.C., Ha, M., Kwon, H.J., Koh, S.B., Choi, H.R., Lee, K.H., Park, C.G., Cho, S.H., Kirvonen, A., Strickland, P.T., Vemeulen, R., Hayes, R.B., Kang, D.** (2003). "Multiple biomarker study in a painters in a shipyard in Korea", *Mutat. Res.*, **540**, 89-98.
- Lin, T., Hu, L., Shi, X., Li, Y., Guo, Z., Zhang G.** (2012). "Distribution and sources of organochlorine pesticides in sediments of the coastal East China Sea", *Marine Pollution Bulletin* **64**, 1549–1555.
- Loganathan, B.G., Sajwan, K.S., Richardson, J.P., Chetty, C.S., Owen, D.A.** (2001). "Persistent organochlorine concentrations in sediment and fish from Atlantic coastal and brackish waters off Savannah, Georgia, USA", *Marine Pollution Bulletin* **42**, 246-250.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D.** (1995). "Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments", *Environmental Management* **19**, 81-97.
- Marigomez, I., Soto, M., Cajaraville, M.P., Angulo, E., Giamberini, L.** (2002). "Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs", *Microscopy Research and Technique* **56**, 358–392.
- McCarthy, K.** (2008). "Investigation of hydrophobic contaminants in an urban slough system using passive sampling - insights from sampling rate calculations", *Environ. Monit. Assess.* **145**, 31-47.
- McGee, B.L., Schlekat, C.E., Boward, D.M., Wade, T.L.** (1995). "Sediment contamination and biological effects in a Chesapeake Bay marina" *Ecotoxicology* **4**, 39–59.
- Mikoszewski, A.S., Lubelska, K.** (2010). "Polychlorinated biphenyls (PCBs) in blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Danish Straits and Southeastern Baltic Sea", *Polish Journal of Environmental Studies* **9**, 605–609.
- Mohammed, A., Peterman, P., Echols, K., Feltz, K., Tegerdine, G., Manoo, A., Maraj, D., Agard, J., Orazio C.** (2011). "Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in harbor sediments from Sea Lots, Port-of-Spain, Trinidad and Tobago", *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1324–1332.
- Neşer, G., Kontaş, A., Ünsalan, D., Altay, O., Darilmaz, E., Uluturhan, E., Kucuksezgin F., Tekogul, N., Yercan, F.** (2012). "Polycyclic aromatic and aliphatic hydrocarbons pollution at the coast of Aliaga (Turkey) ship recycling zone", *Marine Pollution Bulletin* **64**, 1055-1059.
- Okay, O.S., Karacık, B. Başak, S., Henkelmann, B., Bernhöft, S., Schramm K.W.** (2009). "PCB and PCDD/F in sediments and mussels of the Istanbul strait (Turkey)", *Chemosphere* **76**, 159–166.
- Okay, O.S., Karacık, B., Henkelmann, B., Bernhöft, S., Schramm K.W.** (2011). "Distribution of organochlorine pesticides in sediments and mussels from the Istanbul Strait", *Environmental Monitoring and Assessment* **176**, 51-65.

- Pandit, G.G., Sahu, S.K., Sharma, S., Puranik, V.D.** (2006). "Distribution and fate of persistent organochlorine pesticides in coastal marine environment of Mumbai", *Environmental International* **32**, 240–243.
- Papadopoulou, D., Samara, C.** (2002). "Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination and lumistox solvent extract toxicity of marine sediments in the north Aegean sea, Greece", *Environmental Toxicology* **17** (6), 556–566.
- Perugini, M., Visciano, P., Giammarino, A., Manera, M., Di Nardo, W., Amorena, M.** (2007). "Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from the Adriatic Sea, Italy", *Chemosphere* **66**, 1904–1910.
- Pikkarainen, A.** (2007). "Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic Sea sediments and bivalves", *Chemosphere* **68**, 17–24.
- Ramesh, A., Tanabe, S., Murase, H., Subramanian, A.N., Tatsukawa, R.** (1991). "Distribution and behaviour of persistent organochlorine insecticides in paddy soil and sediments in the tropical environment: a case study in south India", *Environmental Pollution*, **74**, 293–307.
- Readman, J.W., Fillman, G., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J.P., Catinni, C., Mee, L.D.** (2002). "Petroleum and PAH contamination of the Black sea", *Marine Pollution Bulletin* **44**, 48–62.
- Richardson, B.J., Zhang, G.J.** (1999). "Chlorinated hydrocarbon contaminants in Hong Kong coastal sediments", *Environmental Science and Technology* **30** (9), 2776–2783.
- Serafim, A., Lopes, B., Company, R., Cravo, A., Gomes, T., Sousa, V., Bebianno, M.J.** (2011). "A multi-biomarker approach in cross-transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis*", *Ecotoxicology* **20**, 1959–1974.
- Sericano, J.L., Wade, T.L., Jackson, T.J., Brooks, J.M., Tripp, B.W., Farrington, J.W., Mee, L.D., Readmann, J.W., Villeneuve, J.P., Goldberg, E.D.** (1995). "Trace organic contamination in the Americas: an overview of the US national status & trends and the international "Mussel Watch" programmes", *Marine Pollution Bulletin* **31**, 214–225.
- Soclo, H.H., Garrigues, P.H., Ewald, M.** (2000). "Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas", *Mar. Pollut. Bull.* **40**, 387–396.
- Telli, F.** (1991). "Seasonal changes in the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticide levels in mussels living along the Black Sea. MSc thesis, Department of Marine Biology and Fisheries Institute of Marine Sciences", Middle East Technical University.
- TMMOB Çevre Mühendisleri Odası**, (2009). "İzmir Şubesi "İzmir Çevre Durum Raporu 2009", İzmir.
- Tolosa, I., Bayona, J.M., Albaiges, J.** (1995). "Spatial and temporal distribution, fluxes and budgets of organochlorinated compounds in NW Mediterranean sediments", *Environmental Science and Technology* **29**, 2519–2527.

- Tuncel, G., Müezzinoğlu, A., Tuncel, S., Bayram., Odabaşı, M., Sofuoğlu, S.C., Elbir, T., Pekey, B., Pekey, H., Seyfioğlu, R., Zararsız, A., Dumanoglu, Y., Doğan, G., Yılmaz, M.** (2008). "İzmir Aliğa Endüstri Bölgesinde Hava Kirliliğine Neden Olan Organik ve İnorganik Kirleticilerin Düzeylerinin, Kaynaklarının ve Sağlık Etkilerinin Belirlenmesi", 104Y276 no'lu TÜBİTAK Proje Raporu.
- TURKTERMAP**, (2007). "Türkiye Tersaneler Master Planı", T.C. Başbakanlık Denizcilik Müsteşarlığı, Editörler: İnel M., Odabaşı A.Y., Helvacıoğlu İ.H., Barlas B., Saracoglu B.O., Erdoğan O., Ankara.
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Cummings, V.J., Hewitt, J.E., Wilkinson, M.R., Williamson, R.B., Lee, D.J.** (1997). "Changes in epifaunal assemblages in response to marina operations and boating activities", *Mar. Environ. Res.*, **43**, 181–199.
- van-Birgelen A.P.J.M.** (1998). "Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxinactivity of human milk", *Environmental Health Perspectives*, **106**, 683-688.
- Verweij, F., Booij, K., Satumalay, K., van der Molen, N., & van der Oost, R.** (2004). Assessment of bioavailable PAH, PCB and OCP concentrations in water, using semipermeable membrane devices (SPMDs), sediments and caged carp. *Chemosphere*, **54(11)**, 1675-1689.
- Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E., Koehler, A.** (2007). "The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms", *Comparative Biochem. Physiol., Part C* **146**, 281–300.
- Wang, Z.D., Fingas, M., Shu, Y.Y., Sigouin, L., Landriault, M., Lambert, P., Turpin, R., Campagna, P., Mullin, J.** (1999). "Quantitative characterization of PAHs in burn residue and soot samples and differentiation of pyrogenic PAHs from petrogenic PAHs – the 1994 mobile burn study", *Environ. Sci. Technol.* **33**, 3100–3109.
- Wang, J., Bi, Y., Pfister, G., Henkelmann, B., Zhu, K., & Schramm, K. W.** (2009). Determination of PAH, PCB, and OCP in water from the Three Gorges Reservoir accumulated by semipermeable membrane devices (SPMD). *Chemosphere*, **75(8)**, 1119-1127.
- Wendt, P.H., Van Dolah, R.F., Bobo, M.Y. and Manzi, J.J.** (1990). "Effects of marina proximity on certain aspects of the biology of oysters and other benthic macrofauna in a South Carolina Estuary. South Carolina Wildlife and Resources Department", Charleston, SC, South Carolina Resources Center, Technical Report Number 74, 49.
- Yercan, F., Neşer, G.** (2004). "Çekek Yerlerinin Sınıflandırılması İçin Geliştirilmiş Bir Model Ve Ege Kıyılarındaki Tesislere Uygulanması", Gemi Mühendisliği ve Sanayimiz Sempozyumu, 24-25 Aralık 2004, İstanbul, 20-30.
- Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., & Sylvestre, S.** (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic geochemistry*, **33(4)**, 489-515.

- Zuloaga O., Prieto A., Ahmed K., Sarkar S.K., Bhattacharya A., Chatterjee M., Bhattacharya B.D., Satpathy, K.K.** (2013). “Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments of Sundarban mangrove wetland of India and Bangladesh: a comparative approach”, *Environmental Earth Sciences* **68**, 355–367.
- GEMİSANDER**, “Tesislerde sökülen gemi tonajları”. Alındığı tarih: 18.09.2011, adres: <http://www.gemisander.org/content.php?id=00035&lang=tr>
- TTYD**, “Turizm Bakanlığı Belgeli Marinalar”, Türkiye Turizm Yatırımcıları Derneği, Alındığı tarih: 01.12.2011, adres: <http://www.ttyd.org.tr/tr/page.aspx?id=10>
- Ulaştırma Bakanlığı**, “2008-2009 Değerlendirme”, T.C. Ulaştırma Bakanlığı, DLH İnşaatı Genel Müdürlüğü, Alındığı tarih: 05.09.2011, adres: [http://www.dlh.gov.tr/stdlh/doc/2008-2009Degerlendir me.doc](http://www.dlh.gov.tr/stdlh/doc/2008-2009Degerlendirme.doc)

EKLER

EK-A Analiz edilen bileşiklerin kısaltmaları.

Tablo A: Analiz edilen bileşiklerin kısaltmaları.

Bileşik	Kısaltma	Bileşik	Kısaltma
Naphthalene	NaP	hexachlorocyclohexane	HCH
Acenaphthylene	ACL	pentachlorobenzene	PeCB
Acenaphthene	AC	hexachlorobenzene	HCB
Fluorene	FL	pentachloroanisole	PCA
Phenanthrene	PHE	dichloro dioctachlorostyrene	OCS
Anthracene	AN	dichloro diphenyl trichloro-ethane	DDT
Fluoranthene	FA	dichloro diphenyl dichloro-ethane	DDD
Pyrene	PY	dichloro diphenyl dichloro-ethylene	DDE
Benzo(a)anthracene	BaA	trans-CHL	t-CHL
Chrysene	CHR	cis-chlordance	c-CHL
Benzo(b)fluoranthene / Benzo(j)fluoranthene	BbFa / BjFA	oxychlordane	OXC
Benzo(k)fluoranthene	BkFA	cis-heptachloroepoxide	c-HE
Benzo(a)pyrene	BaP	trans-HE	t-HE
Indeno(1,2,3- c,d)pyrene	IP	Endosulfan-I	END-I
BghiP; Dibenzo(a,h)anthracene	BghiP	Endosulfan-II	END-II
Dibenzo(a,h)anthracene	DBahA	endosulfan sulphate	END-S
		methoxychlor	MOC

[illegible]

Handwriting practice lines consisting of 28 horizontal dashed lines.

Handwriting practice lines consisting of 28 horizontal dashed lines.