

T.C.
RECEP TAYYIP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
SU ÜRÜNLERİ ANA BİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

**DERİN DENİZ DEŞARJI YAPILARININ FAUNASI VE
TOKSİKOLOJİK OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ**

Tolga AKDEMİR

TEZ DANIŞMANI

Prof. Dr. Göktuğ DALGIÇ

JÜRİ ÜYELERİ

Prof. Dr. Levent BAT

Doç. Dr. Ertuğrul TERZİ

Doç. Dr. Ertuğrul AĞIRBAŞ

Doç. Dr. Serkan GÜL

RİZE-2021

Her Hakkı Saklıdır

T.C.
RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

DERİN DENİZ DEŞARJI YAPILARININ FAUNASI VE TOKSİKOLOJİK
OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ

Prof. Dr. Göktuğ DALGIÇ danışmanlığında, Tolga AKDEMİR tarafından hazırlanan bu çalışma, Enstitü Yönetim Kurulu kararı ile oluşturulan jüri tarafından 15/03/2021 tarihinde Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda **DOKTORA** tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri	Unvanı, Adı Soyadı	İmza
Başkan	: Prof. Dr. Levent BAT	
Üye	: Prof. Dr. Göktuğ DALGIÇ	
Üye	: Doç. Dr. Ertuğrul TERZİ	
Üye	: Doç. Dr. Ertuğrul AĞIRBAŞ	
Üye	: Doç. Dr. Serkan GÜL	

Doç. Dr. Ahmet YANIK
ENSTİTÜ MÜDÜRÜ

ÖNSÖZ

Bilgilerinden ve tecrübelerinden her zaman faydalandığım, çalışmamın her aşamasında maddi-manevi desteğini esirgemeyen, değerli fikir ve yönlendirmeleri ile tezimi sonuçlandırmamı sağlayan ve kendisinden hayata dair çok şey öğrendiğim akademik danışmanım Sayın Prof. Dr. Göktuğ DALGIÇ'a emekleri için sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmam sürecinde fikirleri ve kıymetli bilgileri ile yol gösteren, destekte bulunan, 'Tez İzleme Komitesi'nde yer alan Doç. Dr. Ertuğrul AĞIRBAŞ ve Doç. Dr. Serkan GÜL hocalarıma çok teşekkür ederim.

Ayrıca bu çalışmanın ortaya çıkmasında uzmanlık alanlarında değerli katkılarını hiçbir zaman esirgemeyen, tüm sorularıma sabırla cevap veren, öğreten ve öğrenmeye teşvik eden hocalarım başta Doç. Dr. Kenan GEDİK'e, Dr. Hazel BAYTAŞOĞLU'na, Dr. Tanju MUTLU'ya, Dr. Yusuf CEYLAN'a, Prof. Dr. Semih ENGİN'e ve Prof. Dr. Ahmet Mutlu GÖZLER'e çok teşekkür ederim.

Araştırma dalışlarına karşılık beklemeden eşlik eden ve destek veren Ali ŞENER, Durakhan ZEYBEK, Erdinç TURANLI ve Rıza BİRKAN'a çok teşekkür ederim.

Bu çalışmayı yürütürken zamanlarından çaldığım, oyunlarına ortak olamadığım çocuklarım Yusuf Yekta ve Nermin Nisa'ya, bu süreçte hiçbir fedakârlıktan kaçınmayan, desteğini her zaman hissettiğim değerli eşim Gülperi AKDEMİR'e ve son olarak bugünlere gelmemde en büyük emeğe sahip olan annem Sema AKDEMİR, babam Mustafa AKDEMİR ile kardeşlerim Murat ve İbrahim'e çok teşekkür ederim.

Bu Doktora Tezi RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ BİLİMSEL ARAŞTIRMA PROJELERİ KOORDİNATÖRLÜĞÜ tarafından FDK-2018-866 nolu proje ile desteklenmiştir.

Tolga AKDEMİR

TEZ ETİK BEYANNAMESİ

Tarafımdan hazırlanan “DERİN DENİZ DEŞARJI YAPILARININ FAUNASI VE TOKSİKOLOJİK OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ” başlıklı bu tezi, Yükseköğretim Kurulu Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesindeki hususlara uygun olarak hazırladığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal işlemi kabul ettiğimi beyan ederim. 12/03/2021

Tolga AKDEMİR

***Uyarı:** Bu tezde kullanılan özgün ve/veya başka kaynaklardan sunulan içeriğin kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.*

ÖZET

DERİN DENİZ DEŞARJI YAPILARININ FAUNASI VE TOKSİKOLOJİK OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ

Tolga AKDEMİR

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Su Ürünleri Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Danışmanı: Prof. Dr. Göktuğ DALGIÇ

Bu çalışma ile Rize (Merkez), Pazar (Rize) ve Yalova derin deniz deşarjı yapılarının ve deşarj bölgelerinin faunası ortaya çıkarılmıştır ve ekolojik parametreler ile olan ilişkileri ve kirleticilerin etkileri bir arada ele alınmıştır. Nisan 2018 ve Nisan 2019 tarihleri arasında yapılan çalışmada derin deniz deşarjı yapılarının faunistik özelliklerinin belirlenebilmesi için mevsimsel olarak video sörvey metodu ile su altı görsel sayım metodu kullanılarak yapılan örnekleme sonucunda 6 sınıf ve 23 aileye ait toplam 25 tür (9826+ birey) gözlemlenmiştir. Bentik canlı kompozisyonunu ortaya çıkarmak için sediment örnekleri alınmış ve içerisinde 9 aileden 11 türde toplam 1625 birey/m² tespit edilmiştir. Ayrıca derin deniz deşarj sistemi ile taşınan kirleticilerin analiz edilmesi ve toksik etkilerinin belirlenmesi için ise yüzey sedimentinden örnekler alınmıştır ve metaller, polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH), poliklorlu bifeniller (PCB) ve organoklorlu pestisitler (OCP) incelenmiştir. Σ 16 PAH bileşiği açısından, Yalova istasyonlarının ikisinin (S5, S6) yüksek kirlilik derecesine sahip olduğu belirlenirken (sırasıyla 1034.436 ve 1476.483 ng/g) ve diğer tüm istasyonlar orta derecede kirli olarak belirlenmiştir. Yalova ve Rize istasyonlarının sedimentindeki Σ DDT miktarı ‘Olası Etki Seviyeleri’nin (PEL) üzerinde tespit edilmiştir. En yüksek metal konsantrasyonları Ni için 4,97 ile 29,65 mg/kg; Cr için 7,57–44,14 mg/kg; Cu için 9,84–42,76 mg/kg ve Zn için 48,08–103,77 mg/kg arasında tespit edilmiştir. Ayrıca sediment örneklerinde ‘Tüm Sediment Toksisite Testi’ gerçekleştirilmiştir ve test sonucunda amfipod *E. olivii* yaşama oranları 26,67±7,64 ile 88,33±2,89 arasında tespit edilmiştir.

2021, 100 sayfa

Anahtar Kelimeler: Derin Deniz Deşarjı, Biyoçeşitlilik, Su Altı Görsel Sayım, Deniz Kirliliği, Sediment Toksisitesi

ABSTRACT

THE FAUNA AND TOXICOLOGICAL EVALUATION OF MARINE SEWAGE OUTFALLS

Tolga AKDEMİR

Recep Tayyip Erdogan University

Graduate Education Institute

Department of Fisheries

Ph. D. Thesis

Supervisor: Prof. Dr. Gökтуğ DALGIÇ

With this study, the fauna of Rize, Pazar and Yalova marine sewage outfalls were determined, the relationships with the ecological environment and the effects of pollutants were discussed together. In this study conducted between April 2018 and April 2019, video survey method and underwater visual census were used seasonally to determine the faunistic characteristics of marine sewage outfalls. As a result of the sampling, 9826+ individuals belonging to 6 classes and 23 families belonging to a total of 25 species were observed. Sediment samples were taken to determine the benthic organisms and a total of 1625 individuals/m² were obtained from 11 species from 9 families. In addition, surface sediment samples were taken to analyze the pollutants carried by the deep sea discharge system and to determine their toxic effects. Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and organochlorine pesticides (OCPs) were investigated in the sediments to determine pollution degree. Stations of Yalova (S5, S6) were classified as having high contamination levels (1034.436 and 1476.483 ng/g, respectively) and all the other stations suffered moderate pollution in terms of Σ 16PAHs. Σ DTT level in sediments of Yalova and Rize stations were determined above Probable Effect Levels (PELs). The highest metal concentrations ranged from 4,97 to 29,65 mg/kg for Ni; 7,57–44,14 mg/kg for Cr; 9,84–42,76 mg/kg for Cu and 48,08–103,77 mg/kg for Zn. In addition, the "Whole Sediment Toxicity Test" was carried out on sediment samples and the survival rates of amphipod *E. olivii* were determined between $26,67 \pm 7,64$ and $88,33 \pm 2,89$ as a result of the test.

2021, 100 pages

Keywords: Marine sewage outfall, Biodiversity, Underwater Visual Census, Marine Pollution, Sediment Toxicity

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	I
TEZ ETİK BEYANNAMESİ	II
ÖZET	III
ABSTRACT.....	IV
İÇİNDEKİLER	V
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VIII
TABLolar DİZİNİ	X
SEMBOLLER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	XI
1. GENEL BİLGİLER.....	1
1.1. Derin Deniz Deşarjı Sistemleri	1
1.2. Atık Su Özellikleri ve Deşarj Öncesi Arıtma	3
1.2.1. Mekanik Arıtma.....	5
1.2.2. Fiziksel Arıtma	5
1.2.3. Kimyasal Arıtma.....	5
1.2.4. Biyolojik Arıtma.....	5
1.3. Alıcı Ortamların Özellikleri	6
1.3.1. Karadeniz Oşinografik ve Faunistik Özellikleri	7
1.3.2. Marmara Denizi'nin Oşinografik ve Faunistik Özellikleri	8
1.4. Çalışma Konusu Kirleticiler.....	10
1.4.1. Metaller.....	10
1.4.1.1. Kadmiyum (Cd).....	10
1.4.1.2. Kurşun (Pb).....	11
1.4.1.3. Nikel (Ni).....	11
1.4.1.4. Demir (Fe)	11
1.4.1.5. Çinko (Zn)	12
1.4.1.6. Bakır (Cu).....	12
1.4.1.7. Alüminyum (Al)	13

1.4.1.8.	Krom (Cr)	13
1.4.1.9.	Mangan (Mn)	13
1.4.1.10.	Kobalt (Co)	13
1.4.2.	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)	13
1.4.3.	Poliklorlu Bifeniller (PCB) ve Organoklorlu Pestisitler (OCP).....	14
1.5.	Tüm Sediment Toksikite Testi	16
1.6.	Derin Deniz Deşarjı Noktalarının Faunasının Belirlenmesi	16
1.7.	Önceki Çalışmalar.....	17
1.8.	Tezin Amacı	26
2.	YAPILAN ÇALIŞMALAR	27
2.1.	Araştırma Alanı	27
2.2.	Çalışma Materyali.....	28
2.3.	Örnekleme İstasyonlarının Belirlenmesi	28
2.4.	Çalışma Bölgesi Derin Deniz Deşarjları	30
2.4.1.	Rize Derin Deniz Deşarjı	30
2.4.2.	Pazar Derin Deniz Deşarjı.....	31
2.4.3.	Yalova Derin Deniz Deşarjları	32
2.5.	Örnekleme Gereçleri.....	34
2.6.	Deniz Suyu Sıcaklık ve Tuzluluk Parametreleri.....	34
2.7.	Video Sörvey Metodu ve Su Altı Görsel Sayım Tekniği	35
2.8.	Sediment Örnekleme	36
2.9.	Faunistik Verilerin Analizi.....	37
2.10.	Sediment Tanecik Boyutu, Ph ve Oksidasyon Redoks Potansiyeli Tayini	38
2.11.	Toplam Organik Karbon Analizi.....	38
2.12.	Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi	38
2.13.	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH), Poliklorlu Bifeniller (PCB) ve Organoklorlu Pestisitlerin (OCP) Belirlenmesi	43
2.14.	Sediment Toksikitesi Testi	43
2.15.	İstatistiksel Analizler	46

3.	BULGULAR.....	47
3.1.	Deniz Suyu Sıcaklık, Tuzluluk ve Sigma-theta (σ_T) Değişimleri	47
3.2.	Derin Deniz Deşarj Hatları Faunası	49
3.2.1.	Görsel Sayım ve Video Sörvey Bulguları	49
3.2.2.	Çeşitlilik, Zenginlik, Düzenlilik ve Baskınlık indeksleri	52
3.2.3.	Bolluk Verisinin Değerlendirilmesi	55
3.2.4.	Sediment Canlı Kompozisyonu.....	58
3.3.	Toksikolojik Değerlendirmeye İlişkin Bulgular	63
3.3.1.	Sediment Tanecik Boyutu, pH ve Oksidasyon Redoks Potansiyeli.....	63
3.3.2.	Toplam Organik Karbon	64
3.3.3.	Metal Konsantrasyonları	64
3.3.4.	Zenginleştirme Faktörü	67
3.3.5.	Jeoakümülyasyon Faktörü.....	67
3.3.6.	Kirlilik Faktörü ve Kirlilik Derecesi	67
3.3.7.	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar.....	68
3.3.8.	Organoklorlu Pestisitler (OCP) ve Poliklorlu Bifeniller (PCB) Bulguları.....	71
3.4.	Sediment Toksikite Testi Bulguları	73
4.	TARTIŞMA ve SONUÇLAR.....	75
4.1.	Derin Deniz Deşarj Hatları Faunası	76
4.2.	Toksikolojik Açıdan Değerlendirme	79
4.2.1.	Metal Konsantrasyonları	79
4.2.2.	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)	82
4.2.3.	Organoklorlu Pestisitler (OCP) ve Poliklorlu Bifeniller (PCB).....	83
4.2.4.	Tüm Sediment Toksikite Testi	84
5.	ÖNERİLER	87
	KAYNAKLAR	89
	ÖZGEÇMİŞ	100

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.	Örnekleme istasyonları	30
Şekil 2.	Rize derin deniz deşarjı çıkış noktası.....	31
Şekil 3.	Pazar derin deniz deşarjı çıkış noktası.	32
Şekil 4.	Yalova derin deniz deşarjı çıkış noktası	33
Şekil 5.	1999 yılında yaşanan Gölcük depremde kırılmış olan Yalova eski derin deniz deşarjı çıkış noktası.	33
Şekil 6.	STAR ODDI DST CTD cihazı	35
Şekil 7.	Transekt (hat) döşenmesi ve izlenmesi	36
Şekil 8.	Metal analizi için sediment örneklerinin hazırlanması	40
Şekil 9.	Sediment Toksisitesi Testi deney ortamı.....	45
Şekil 10.	S1, S3 ve S5 istasyonlarına sıcaklık, tuzluluk ve σ_T mevsimsel olarak derinliğe göre değişimleri.....	48
Şekil 11.	S1 ve S3 istasyonunda gözlenen türlerin fotoğrafları	51
Şekil 12.	S5 ve S7 istasyonunda gözlenen türlerin fotoğrafları	52
Şekil 13.	İstasyonlara ve mevsimlere göre tür sayılarının dağılımı.....	53
Şekil 14.	İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Margalef Tür Zenginliği İndeksi (d) grafiği	54
Şekil 15.	İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Pielou'nun Düzenlilik İndeksi (J') grafiği	54
Şekil 16.	İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Shannon - Wiener Tür Çeşitliliği İndeksi (H') grafiği.....	55
Şekil 17.	İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Simpson Baskınlık-Çeşitlilik İndeksi (1- λ) grafiği.....	55
Şekil 18.	İstasyonlara ve mevsimlere göre Bray-Curtis Benzerlik analizine dayalı kümeleme analizi dendogramı	56
Şekil 19.	Kümeleme analizi sonucu ortaya çıkan gruplar dendogramı.....	56
Şekil 20.	İstasyonlara ve mevsimlere göre çok boyutlu ölçeklendirme (MDS) analizi ve grupların dağılımı	57
Şekil 21.	Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin fotoğrafları	60
Şekil 22.	Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin mikroskop altında görüntüleri	61

Şekil 23.	Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin mikroskop altında görüntülerinin incelenmesi	62
Şekil 24.	Ağır metal konsantrasyonları	65
Şekil 25.	Amfipod <i>E. olivii</i> (H. Milne Edwards, 1830) yaşama oranları	74



TABLULAR DİZİNİ

Tablo 1.	Örnekleme istasyonları	27
Tablo 2.	Zenginleştirme faktörü skalası (Alkan ve diğ., 2015; Cukrov ve diğ., 2011; Feng ve diğ., 2011; Lianfeng ve diğ., 2010).....	41
Tablo 3.	Jeoakümülyasyon indeksi sınıfları Müller (1979)	41
Tablo 4.	Kirlilik derecesi sınıfları (Özkan, 2012)	42
Tablo 5.	Görsel sayım ve video sörvey sırasında gözlenen türler	49
Tablo 6.	Gruplar içi benzerlik ve gruplar arası farklılıklar ile katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı	58
Tablo 7.	Sediment örneklerinden elde edilen bentik türler	59
Tablo 8.	S7 İstasyonundan kuadrat ile örneklenen bentik türler	62
Tablo 9.	Sediment örneklerinin genel özellikleri	63
Tablo 10.	Organik ve inorganik madde miktarı	64
Tablo 11.	Metal konsantrasyonları ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (SKY) (mg/kg).....	66
Tablo 12.	Zenginleştirme faktörü hesaplamaları	67
Tablo 13.	Kirlilik faktörü ve kirlilik derecesi	68
Tablo 14.	PAH seviyeleri ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (ng/g)	70
Tablo 15.	OCP ve \sum PCB seviyeleri ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (ng/g)	72
Tablo 16.	Amfipod <i>E. olivii</i> (H. Milne Edwards, 1830) yaşama oranları	73

SEMBOLLER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Ar	Argon
°C	Santigrat derece
CO ₂	Karbondioksit
C	Karbon
Cl	Klor
cm	Santimetre
DDD	Deniz Derin Deşarjı
ERL	Etki Aralıkları, Kısa
ERM	Etki Aralıkları, Orta (Medyan etki)
EPA	Çevre Koruma Örgütü
GC-MS-MS	Gaz Kromatografisi-Kütle Spektrometresi
gr	Gram
H	Hidrojen
HCH	Heksaklorosikloheksan
H ₂ S	Hidrojen Sülfür
ICP-OES	İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektroskopisi
ISQG	Geçici Sediment Kalite İzleme Kılavuz Değerleri
IUCN	Dünya Doğa ve Doğal Kaynakları Koruma Birliği
km	Kilometre
m	Metre
µg/kg	Mikrogram/kilogram
mm	Milimetre
mV	Milivolt
N ₂	Azot
O ₂	Oksijen
OCP	Organoklorlu Pestisitler
σ _T	Sigma-theta
PAH	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar
PCB	Poliklorlu Bifeniller

PEL	Olası Etki Seviyeleri
p, p'-DDD	Dikloro difenil dikloroetan
p, p'-DDE	Dikloro difenil dikloroetilen
p, p'-DDT	Dikloro difenil trikloroetan
Σ	Toplam
TEL	Eşik Etki Seviyeleri
TUİK	Türkiye İstatistik Kurumu
UV	Ultraviyole



1. GENEL BİLGİLER

Atık suların deniz kanalizasyon deşarjları yoluyla deşarj edilmesi, kıyı yerleşimlerinin atık sularını bertaraf etmelerinin etkili bir yoludur. Ancak bu tür deşarjlar yoluyla çok miktarda toksik madde denizel ortama taşınmaktadır. Deniz ekosistemleri üzerindeki olumsuz etkilerine rağmen, sınırlı fonlara sahip belediyeler için deniz kanalizasyon deşarjları en ucuz bertaraf yöntemidir.

Türkiye, kıyı bölgesinde toplam 28 şehir ve 221 belediye ile 7144 km uzunluğunda büyük bir kıyı şeridine sahiptir. Türkiye İstatistik Kurumu (TUIK) verilerine göre ülkemiz nüfusunun %53'ünden fazlası bu şehirlerde yaşamakta ve ülke nüfusunun %20'den fazlası kıyı bölgelerinde ikamet etmektedir. Karadeniz bu kıyı şeridinin %18,77'sini, Marmara Denizi ise %13,56'sını oluşturmaktadır (Anonim, 2019a).

TUIK 2018 yılı 'Belediye Atık Su İstatistikleri'ne göre toplam atık suyun %40,7'sini oluşturan 1.949.475.000 m³ atık su, %96,6 kirletici bertaraf oranı ile arıtmakta ve deşarjlarla deniz ortamına deşarj edilmektedir (Anonim, 2018a). Derin deniz deşarjları yoluyla denize gönderilen kanalizasyonun çoğu yalnızca fiziksel yöntemler kullanılarak işlendiğinden, kirleticiler etkili bir şekilde arıtılmış gibi görünse de ciddi miktarda kirletici denizlere deşarj edilmektedir.

1.1. Derin Deniz Deşarjı Sistemleri

Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'nın 2872 sayılı Çevre Kanunu ve 4856 sayılı Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Teşkilat ve Görevleri Hakkında Kanun'a dayanarak hazırlanan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde, derin deniz deşarjı; yeterli arıtma kapasitesine sahip olduğu mühendislik çalışmaları ile tespit edilen alıcı ortamlarda denizin seyreltme ve doğal arıtma süreçlerinden faydalanmak amacıyla atık suların sahillerden belirli uzaklıklarda deniz dibine boru ve difüzörlerle deşarj edilmesi şeklinde tanımlanır. Ayrıca aynı yönetmelikte alıcı ortam ve difüzör tanımları da şu şekilde ifade edilmektedir.

Alıcı ortam; atık suların deşarj edildiği veya dolaylı olarak karıştığı göl, akarsu, kıyı

ve deniz suları ile yeraltı suları gibi yakın veya uzak çevreyi tanımlarken, deşarj; arıtılmış olsun olmasın, atık suların doğrudan veya dolaylı olarak alıcı ortama veya sistemli bir şekilde yeraltına boşaltılmasını ifade eder.

Difüzör; derin deniz deşarjlarında, alıcı ortamlara verilen atık su bulutunun seyreltilebilmesi amacıyla atık su borusunun ucuna eklenen ve çoklu bir jet akımı sağlayarak birinci seyrelme değerinin öngörülen 40-100 veya daha büyük değerler almasını ve atık suların alıcı ortama çıkışı sırasındaki akım özelliklerini kontrollü bir biçimde sağlayan özel bir donanımı ifade eder.

Sistemin diğer bileşenleri ise denizde kalan kısmının yanı sıra kara yapılarındaki arıtım üniteleridir. Ayrıca bu ünitelerde toplanan atık suların çeşitli işlemlerden geçirildikten sonra atık su debisinin ayarlanması ve difüzörden deniz tabanından belirli bir yüksekliğe tahliyesini sağlayan 'yükleme kuyusu' ve/veya 'terfi merkezi' de sistemin kara kısmındaki bir diğer bileşenleridir (Yılmaz, 2006).

Derin deniz deşarjı sisteminde difüzör ve yükleme kuyusu/terfi merkezi arasında kalan kısımda atık sular deşarj borusu olarak adlandırılan boru ile taşınırlar. Deşarj boruları deniz tabanında, boru çapından büyük olan ve belirli mühendislik hesaplar ile belirlenen derinliklere gömülürler. Boruların stabilitesinin sağlanması amacıyla değişik şekil ve ebatlarda batırma blokları ve/veya tespit kütleleri kullanılır (Yılmaz, 2006).

Deşarj sistemleri planlanırken deşarj hattının dayanıklılığı ile ilgili mühendislik hesaplamalarının yanı sıra alıcı ortam ile ilgili bazı verilere ihtiyaç duyulmaktadır. Bu kapsamda deniz ortamının akıntı, gelgit, dalga vb. oşinografik özellikleri, topografyası, bölgenin rüzgar verileri, alıcı ortamın mevsimsel sıcaklık, tuzluluk ve yoğunluk profilleri, T_{90} değeri (alıcı ortamda koliformların %90'ının yok olması için gereken süre), deniz dibi florası ve faunası vb. bilgilere ihtiyaç vardır. Bunlara ek olarak, atık suyun özellikleri ve alıcı ortamın kullanım amaçları gibi bilgilere de gerek duyulmaktadır (Wood ve diğ., 1993; Yılmaz, 2006).

1.2. Atık Su Özellikleri ve Deşarj Öncesi Arıtma

Atık suyun derin deniz deşarjı yoluyla deşarj edildiği alıcı ortamlarda insan sağlığına ve denizel ekosisteme verilecek olan zararın en az düzeyde olması beklenmektedir. Derin deniz deşarjları projeleri kısıtlı ön arıtma şartları göz önüne alınarak planlanabileceği gibi mevcut deşarj standartlarını sağlayacak kriterlerde arıtma sağlanarak da deşarj işlemi gerçekleştirilebilmektedir.

Kısıtlı ön arıtma şartlarında ön arıtma kapasitesine bağlı olarak deşarj derinliği veya deşarj hattı uzunluğu belirlenir. Deşarj hattı uzunluğunun kısa olduğu ve deşarj işleminin kıyasal alana gerçekleşeceği durumlarda halk sağlığını tehdit eden bakteri ve virüsler ile birlikte biyokimyasal oksijen ihtiyacı miktarını etkileyen parametreler açısından bu tip deşarjlar belirli riskleri ve önlemleri de beraberinde getirir. Deşarj öncesi dezenfeksiyon uygulamaları ile su kalitesi standartları sağlanabilir. Dezenfeksiyon için klorlama, ozonlama veya UV yöntemleri kullanılır (URL-1, 2021).

Özellikle iç denizler ya da iç körfezlere deşarj işlemlerinde mevcut standartlar dikkate alınarak gerekli arıtım yapıldıktan sonra deşarj işlemi gerçekleştirilir. Bu tip alıcı ortamlara deşarj gerçekleştirilecekse özellikle ham atık su içerisinde oldukça yüksek miktarda bulunan ve kirliliğe neden olan Azot (N) ve Fosfor'un (P) giderilmesi gerekmektedir (URL-1, 2021).

Özellikle endüstriyel atık suların alıcı ortamlara deşarjıyla kötü kokuların, deniz suyunda renk değişikliğinin, yağ ve yüzücü cisimlerin sebep olacağı estetik problemlere karşı azot ve fosfor gideriminin yanı sıra bazı fiziksel arıtım yöntemleri uygulanmalıdır (Oğuz, 1985).

Atık su arıtımında ilk olarak mekanik arıtım süreci işletilmektedir. Bu süreç büyük parçacıkların elenerek sistemden uzaklaştırılmasını sağlar. Atık sularda çöken ve yüzen maddelerin uzaklaştırılması için fiziksel arıtma kullanılır. Partikül boyutuna göre tesis akım şeması kaba ve ince ızgara, kum tutucu ve çökeltim havuzu şeklinde sıralanır. Çökeltim havuzları hem fiziksel ön arıtma grubu içinde yer alırken, hem de biyolojik arıtmada da mikroorganizmaların sudan ayrılması amacıyla kullanılırlar (Metcalf ve

Eddy, 1998).

Suyun pH dengesini sağlamak için yapılan nötralizasyon, koloidal partiküllerin çökeltim yapılarak uzaklaştırılmasının gerçekleştiği pıhtılaştırma, yumaklaştırma, su içindeki patojenik mikroorganizmaların yok edildiği klorlama ve ozonlama ise suya çeşitli kimyasal maddelerin dozlandığı kimyasal arıtma basamakları olarak sınıflandırılır (Muslu, 1994). Fiziksel ve kimyasal yöntemler atık suların arıtma sürecinde birbirlerinin tamamlayıcısı veya birbirlerinin alternatifi olabilirler (Degrémont, 1991).

Proteinler, yağlar, karbonhidratlar, petrol atıkları ve üre atık sularda başlıca organik bileşiklerdir. Ayrıca deterjanlar, zirai ilaçlar (pestisitler), fenoller ve gübreler gibi çeşitli sentetik organik maddeler de atık suların bünyesinde yer almaktadır. Ortalama kirlilikte atık sularda askıda katı maddelerin yaklaşık %75'i ve filtre edilebilen katı maddelerin yaklaşık %40'ı organik niteliktedir (Erkebay, 2012).

Derin deniz deşarjı sistemlerinde yüksek miktarda seyrelme elde edildiğinden dolayı denize ulaşan atık sular için 5 günlük Biyolojik Oksijen İhtiyacını ifade eden BOİ₅ ve Kimyasal Oksijen İhtiyacını ifade eden KOİ gibi parametrelerin önemini azaltmaktadır. BOİ₅ biyolojik arıtma tesislerinin performansının ölçülmesinde kullanılabilir (Erkebay, 2012).

Çözünmüş organik maddenin aerobik veya anaerobik ortamlarda mikroorganizmalar tarafından kullanımının sağlanması ve daha sonra mikroorganizmaların çamur adı altında ortamdaki uzaklaştırılması biyolojik arıtma olarak adlandırılır. Uygulamada genel olarak aerobik koşullarda çalışan aktif çamur sistemlerinin yaygın kullanımı görülmekle beraber yüksek kirlilikteki atık sular için anaerobik arıtma sistemleri tercih edilmektedir. Bunun haricindeki aerobik arıtmanın diğer en tipik örnekleri damlatmalı filtreler, biyodiskler, oksidasyon havuzları, stabilizasyon havuzları ve aktif çamur sisteminin çeşitli modifikasyonları şeklindedir (Yılmaz, 2006).

1.2.1. Mekanik Arıtma

Çok küçük yerleşim birimlerinde atık suların deşarjdan önce ızgaradan geçirilmesi önerilmekle birlikte orta büyüklükteki yerleşim birimlerinde kaba ızgara ile birlikte döner mikro elek kullanımının da yaygın bir uygulama olduğu bilinmektedir (URL-1, 2021).

1.2.2. Fiziksel Arıtma

Fiziksel arıtma tarama, ayırma, ufalama, akış dengeleme, sedimentasyon, yüzdürme ve granüler filtrasyon şeklinde biçimlendirilir. Tarama ya da ayırma cihazları yüzer ya da askıda büyük materyalin yolunu kesmek için paralel barlar, çubuklar veya teller, ızgara, tel ağ, delikli plakalardan oluşabilir. Ufalama işlemi dönen ya da titreşen kesicilerle yapılabilir. Ufalamanın bir farklı tipi de barminutor olarak bilinen bir elek ve döner kesicinin kombinasyonudur. Ayırıştırma ise bilinen en eski arıtma yöntemidir (E/ESCWA/SDPD, 2003; Erkebay, 2012).

1.2.3. Kimyasal Arıtma

Çökeltme, adsorpsiyon (emme), dezenfeksiyon, klor giderme ve diğer kimyasal uygulamalar şeklinde biçimlendirir. Kimyasal arıtma işleminde, uygun pH aralığındaki atık suya koagülant, polielektrolit vb. gibi kimyasal maddeler eklenerek istenen maddeler çöktürülür ve çamur olarak sudan ayrılır (E/ESCWA/SDPD, 2003; Erkebay, 2012).

1.2.4. Biyolojik Arıtma

Aktive edilmiş çamur, gazlı lagün, damlatmalı filtreler, biyo disk, stabilizasyon havuzları, anaerobik özümseme ve biyolojik besin elementi giderme (BNR) biyolojik arıtmada kullanılan çeşitli yöntemlerdir. (E/ESCWA/SDPD, 2003). Fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri ile etkin şekilde besin elementi giderimi gerçekleştirilir. Aktif çamur sistemlerinde besin elementi giderimi %30-45, stabilizasyon havuzlarında ise %40-50 aralığındadır. Ayrıca bu sistemlerde organik karbon giderimi ise %85-95

oranında sağlanmaktadır (URL-1, 2021).

1.3. Alıcı Ortamların Özellikleri

Derin deniz deşarjı sistemleri tasarlanırken kirleticilerin alıcı ortamlarda doğal arıtma ve denizin seyreltme süreçlerinden faydalanılarak bertaraf edilmesi fikrinin yanı sıra atık suların denizin derinliklerinde tutsaklanması da göz önünde bulundurulmuş bir diğer önemli alıcı ortam özelliğidir. Sıcaklık, tuzluluk ve yoğunluk alıcı ortamın en önemli özelliklerinin başında gelir. Denizlerde sığ bölgeler ile açık denizde yüzey sıcaklığı 30 °C'yi bulan yüksek sıcaklık derecelerine ulaşabilir ve yıl boyunca büyük değişiklikler göstererek kış aylarında -2 °C'ye kadar düşebilirler. Ayrıca güneş ışığının ulaşamadığı derin sularda sıcaklık değişimi sığ bölgelere ve yüzey sularına oranla oldukça sınırlı ve karardır ve derin sularda sıcaklık -1 °C – 4 °C arasında izlenir (Yılmaz, 2006).

Tuzluluk ise bir kilogram deniz suyunda gram cinsinden toplam çözünmüş katı madde miktarını ifade etmektedir. Okyanusların tuzluluk seviyesi %34-38 aralığındadır (Öztürk, 1996). Deniz suyu tuzluluğu derinlikle farklılık gösterir ve en büyük değişim 100-1000 m derinlikler arasında oluşur. (Brown ve diğ., 2004).

Deniz suyunun yoğunluğu tatlı sularda daha yüksektir bunun sebebi ise içerisinde çözünmüş maddelerdir. Deniz suyu yoğunluğu ile tatlı su yoğunluğu farkı oşinografik yoğunluk olarak tanımlanır. Deniz suyu yoğunluğu genellikle σ_T (sigma-theta) cinsinden ifade edilir. Deniz suyu yoğunluğu sıcaklık, basınç (derinlik) ve tuzluluk değerlerine bağlı olarak değişir (Öztürk, 1996).

Sıcaklık-derinlik profilinde sıcaklığın aniden değiştiği bölgeye termoklin tabakası denir. Haloklin tabakası tuzluluğun derinlikle aniden değiştiği bölge ve piknoklin tabakası ise yoğunluğun derinlikle aniden değiştiği bölge olarak tanımlanır. Termoklin, haloklin ve piknoklin genellikle birbiriyle çakışır ve deşarj sonucu meydana gelen atık su tarlasının su kolonu içerisindeki pozisyonu ile ilgili fikir verir. Yoğunluk tabakalaşması olan alıcı ortamlarda genellikle batmış atık su tarlası oluşur. Üniform yoğunluklu alıcı ortamlarda atık su yüzeye kadar ulaşır ve tarla burada oluşur. İlk ve sonbahar mevsimlerinde Marmara Denizi ve Boğazlar hariç olmak üzere denizlerimiz tam karışım halinde

olduğundan tabakalaşma ortadan kalkar. Bu durum sonucunda bu mevsimlerde yaz aylarında batmış atık su tarlası oluşabilir fakat diğer aylarda atık su tarlası yüzeye ulaşabilir. Ayrıca Marmara Denizi ve Boğazlar sisteminde Karadeniz suyunun üstte Akdeniz suyunun altta olduğu tabakalı akım nedeniyle sabit ve kararlı piknoklin tabakası olduğundan her mevsim batmış atık su tarlası oluşur (Öztürk, 1996; Yılmaz, 2006).

Çözülmüş gazlar alıcı ortamlarla ilgili diğer önemli bir parametredir. Oksijen (O₂), Karbondioksit (CO₂), Azot (N₂), Argon (Ar) ve Hidrojen sülfür (H₂S) başta olmak üzere atmosferdeki gazların tamamına deniz suyu içerisinde rastlamak mümkündür (Öztürk, 1996).

1.3.1. Karadeniz Oşinografik ve Faunistik Özellikleri

Karadeniz coğrafik konum olarak 40°55' ve 46°32' kuzey enlemleriyle, 27°27' ve 41°42' doğu boylamları arasında ülkemizin en kuzeyinde yer almakta ve kendine özgü birçok özelliği barındırmaktadır. Türkiye, Rusya, Ukrayna, Bulgaristan, Romanya ve Gürcistan ile Karadeniz'e kıyısı olan ülkelerdir. İstanbul Boğazı aracılığıyla güneyde Marmara Denizi ile, Kerch Boğazı aracılığıyla kuzeyde Azak denizi ile birleşen dünyanın en büyük yarı kapalı iç denizidir. Karadeniz'in yüzey alanı 423.000 km²'dir. Karadeniz'in en derin noktası 2200 m iken ortalama derinlik 1240 m'dir. Kuzey-Batı Karadeniz hariç sığ bölgeler dardır. Derinliği 200 m'yi geçmeyen bölgeler toplam alanın %27'sini oluşturur ve daha çok Kuzey-Batı Karadeniz'de bulunur. Doğu-batı yönünde, en uç noktalar arasındaki uzaklık 1149 km, kuzey-güney yönünde maksimum genişlik 611 km ve hacmi 537,000 km³'dir (Ünlüata ve diğ., 1990). Yüzey suyu sıcaklığı Karadeniz'de mevsimsel ve bölgesel değişimler göstermektedir. Şubat ve Mart gibi kış aylarında su sıcaklığı ortalama olarak 6–7°C'ye kadar düşerken; güney kesimlerinde 8–9°C, kuzey kesimlerinde ise 2–3°C'dir. Temmuz ve Ağustos gibi yaz aylarında ise ortalama 20–22°C olan yüzey suyu sıcaklığı, doğu ve güney kıyılarında 24–25°C'ye kadar yükselmektedir (Balkaş ve diğ., 1990).

Dinyeper, Dinyester, Tuna, Don ve Kuban nehirleri kuzeyden Karadeniz'e dökülen önemli akarsulardır. 2,5 milyon km²'lik su toplama havzasından gelen tatlı suların Karadeniz'in tuz yoğunluğu ve akıntılarının şiddeti üzerindeki etkisi çok belirgindir

(Baykut ve diğ., 1982). Ayrıca Kızılırmak, Yeşilirmak, Sakarya ve Çoruh nehirleri de ülkemizden başlıca Karadeniz'e dökülen önemli akarsulardır. Karadeniz günümüzde Tuna, Dinyeper ve Dinyester gibi akarsuların taşıdığı kirleticilerin olumsuz etkilerine maruz kalmaktadır. Bu akarsuların taşıdığı besin elementleri sayesinde besin bolluğu yaşanmaktadır. Buna rağmen Karadeniz'de 200 metre ($\sigma_T=16,2$) derinlikten sonra canlı hayatı kısıtlayan hidrojen sülfür (H_2S) etkisi ile bütün balıkçılık kaynakları kısıtlı bir hacimde dağılmıştır. Karadeniz'in en büyük balıkçılık kaynağı olan ve besin zincirinde önemli yeri bulunan *Engraulis encrasicolus* (hamsi)'nin bölgede etkin rol oynamasını sağlamaktadır. Karadeniz'in diğer önemli balıkçılık kaynağı türler ise *Sarda sarda*, *Trachurus mediterraneus*, *Alosa immaculata*, *Sprattus sprattus*, *Mullus barbatus*, *Mugil cephalus*, *Merlangius merlangus*, *Pomatomus saltatrix*, *Scophthalmus maximus*, kıkırdaklılar ve mersin balıklarıdır (Akdemir, 2015).

Son çalışmalar Karadeniz balık türlerinin toplam sayısını yaklaşık 180 tür olarak bildirmiştir. Keskin (2010) çalışmasında 161 balık türü bildirirken, Bilecenoğlu ve diğ. (2014) Karadeniz Türkiye kıyılarındaki balık faunasının 153 türden oluştuğunu, Yankova ve diğ. (2013) çalışmalarında tüm Karadeniz için, 109'u Atlanto-Akdeniz kökenli, 11'i kozmopolit, 23'ü Akdeniz endemiği ve 34'ü Karadeniz endemiği olmak üzere 180 tür bildirilmiş ve 3 tür tanımlamıştır (Sezgin ve diğ., 2017).

Sezgin ve diğ. (2017) Karadeniz'in Türkiye kıyılarında zoobentik gruplar üzerindeki araştırmaların az olduğundan bahsetmişlerdir ve aynı çalışmada çeşitli bilim insanlarının 2017 yılına kadar yaptıkları örneklemeler dikkate alındığında 12 taksona (porifera, cnidaria, platyhelminthes, nematoda, nemertea, bryozoa, sipuncula, annelida, phoronida, arthropoda, mollusca, echinodermata) ait 788 tür kaydedildiğini belirtmişlerdir.

1.3.2. Marmara Denizi'nin Oşinografik ve Faunistik Özellikleri

Marmara Denizi, ülkemiz sınırları içinde, yer alan bir iç denizdir. Marmara denizi doğu-batı doğrultusunda en uzun ekseni 280 km ve kuzey-güney doğrultusunda en geniş kısmı 80 km olup karşılıklı iki kıyı arası mesafe İstanbul Boğazı'nda 700 metreye kadar düşmektedir ve yüzölçümü yaklaşık olarak 11.350 km^2 'dir. En derin noktası 1355 m iken

ortalama derinlik 494 m'dir (URL-2, 2021). İstanbul Boğazı ile Karadeniz'e ve Çanakkale Boğazı ile Ege Denizi'ne bağlanan Marmara Denizi, egemenliği tek bir ülkenin elinde olan tek iç deniz olma özelliği göstermektedir. Asya ve Avrupa kıtalarını birbirine bağlayan iki önemli boğaza sahip olmasıyla Marmara Denizi uluslararası öneme sahip bir su yolu olma özelliği gösterir. İzmit, Gemlik, Bandırma ve Erdek körfezleri en önemli körfezleridir (Artüz, 2007).

Marmara Denizi yüzeyi sıcaklık ve tuzluluk gibi özellikleri ile Karadeniz kökenli, dibine ise termoklin tabakası altında kalan Ege-Akdeniz kökenli ve tuzluluk, sıcaklık ve oksijen oranı bakımından birbirinden farklı iki su kütlelerinden oluşur. Dünyanın dönüşü nedeniyle oluşan Coriolis etkisi ile oluşan akıntılardan ziyade yoğunluk farkından kaynaklanan yüzey ve dip akıntıları mevcuttur. Yüzey akıntıları, derinlik akıntıları, boğaziçi akıntıları, Çanakkale Boğazı akıntıları başlıca akıntı sistemini oluşturur. Sürtünme direnci ve kıyısal topografiden doğan ters akıntılar (orkoz) ile Karadeniz'in fazlalık veren su bütçesi kaynaklı düz bir yüzey akıntı sistemi bulunmaktadır. Bu iki akıntı sistemi özellikleri birbirinden çok farklı olan iki su kütlelerini Marmara'ya taşır ve iki denizin birbirleri üzerinde yer almasını sağlar. Düşey doğrultudaki farklı bu iki deniz bu farklı iki su kütlelerinin karışımından oluşan ve bu iki denizin karışımını büyük oranda engelleyen bir ara yüzey ile ayrılırlar (Artüz, 2007).

Marmara Denizi'nde derinliğe bağlı olarak 3 ayrı su kütlesi bulunmaktadır. Yüzeyde tuzluluk ortalama ‰22 civarındadır ve Karadeniz'in taşıdığı tatlı sularla tuzluluk azalırken Çanakkale Boğazı'na doğru gidildikçe tuzluluk artmaktadır. Yüzey tabakasının altında tuzluluk ve sıcaklığın hızla değişim gösterdiği bir ara (geçit) tabaka yer alır. 75 m derinliğin altında ise homohalin bir su kütlesi bulunmakta ve tüm Marmara çanağını doldurmaktadır (Artüz, 2007).

Mevsimsel atmosferik koşullar etkisiyle üst su tabakalarının su sıcaklıkları, 6-25°C arasında değişimler gösterirken, alt su kütlelerinin sıcaklığı yıl boyunca ortalama 14,2°C civarında kalmaktadır. Yüzey suları bölgeye düşen yağışların miktarı ve Karadeniz'e dökülen nehirlerden kaynaklı girdiye bağlı olarak ‰18-25 tuzlulukta olabilirken, alt su kütlelerinin tuzluluğu ortalama ‰38 dolayında bir kararlılık göstermektedir (Artüz, 2007).

Bilecenoğlu ve diğ. (2014) Marmara Denizi balık faunasının 257 türden oluştuğunu

bildirmiştir. Özsoy ve diğ. (2016) Marmara Denizi'nin koruma altındaki deniz memelileri ve *Xiphia gladius* (kılıç balığı), *Scomber scomberus* (uskumru), *Sarda sarda* (palamut), *Pomatamus saltatrix* (lüfer) ve *Engraulis encrasicolus* (hamsi) gibi ticari değeri olan birçok türün önemli göç yolu olduğundan ve yaşamlarının bir bölümünü bu denizde geçirdiklerinden bahsetmiştir. Ayrıca kılıç balığı ve uskumru türlerinin aşırı avcılık nedeniyle son yıllarda dağılım modelini etkilediğinden bahsetmiştir. 'Kırmızı Liste' IUCN (2012) göre Marmara Denizi'nde 4 türün yok olma tehlikesi kritik düzeyde, 4 türün nesli tükenmekte, 6 türün hassas, 12 türün neredeyse tehdit altında ve 26 türün ise asgari endişe düzeyinde olduğunu bildirmiştir. Marmara Denizi yumuşakçaları hakkındaki literatür incelemelerinde 362'si Gastropoda'ya (%60,54), 200'ü Bivalvia'ya (%33,44), 18'i Cephalopoda'ya (%3,01), 11'i Polyplacophora'ya (%1,84), 5'i Scaphopoda'ya (%0,84) ve 2'si Caudofoveata'ya (%0,33) ait toplam 598 yumuşakça türünü bildirmiştir (Özsoy ve diğ., 2016).

1.4. Çalışma Konusu Kirleticiler

Bu çalışmanın konusunu oluşturan kirleticiler metaller, polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH), poliklorlu bifeniller (PCB) ve organoklorlu pestisitlerdir (OCP).

1.4.1. Metaller

Metaller, kaynağı ne olursa olsun önemli kirleticilerdir ve belirli sınırların üzerinde deniz organizmaları üzerinde toksik etkiye sahiptirler. Özgül ağırlığı 5g/cm^3 'ten büyük ve atom numarası 22'den 92'ye kadar olan elementler ağır metaller sınıfına girer (Özbolet ve Tuli, 2016; Ağcasulu, 2007).

1.4.1.1. Kadmiyum (Cd)

Endüstriyel üretimden kaynaklanan ve hayatımızın birçok alanında kullanılan kadmiyum bütün derişimlerde toksik olan ve canlılar için biyolojik önem arz etmeyen toksik bir metaldir. Atmosferde oksitlenerek, kadmiyum oksit haline dönüşen kadmiyum, buradan serpinti halinde yeryüzüne döner ve son olarak denizlere ulaşır. Ayrıca endüstriyel faaliyetler sonucu, akarsulara bulaşan kadmiyum daha sonra denizlere

ulaşmaktadır (Denton ve Jones, 1986). Kadmiyum solungaçlarda, kas dokusunda, böbrek ve karaciğerlerde birikir ve kana karışarak albümine bağlanır. Kadmiyum daha çok enzim sistemlerini etkiler (Gedik, 2011).

1.4.1.2. Kurşun (Pb)

Deniz suyunda kurşun genellikle $PbCO_3$ (kurşun karbonat) bileşikleri şeklinde bulunmaktadır. Kurşun sucul organizmalar tarafından deri, solungaç, bağırsak cidarlarından absorpsiyon ve besin yoluyla alınmaktadır. Kurşunun deniz canlılarında birikmesi bu elementin zehirliliğinde önemli rol oynar. Düşük kurşun konsantrasyonlarında ölüm olmamakta ancak, düşük konsantrasyonunun bile özellikle deniz canlılarında büyümeyi engellediği, sinir sistemini bozduğu, solungaçlarda aşınmalara neden olduğu ve iç organlarda fonksiyon bozukluklarına sebebiyet verdiği tespit edilmiştir (Güven ve Öztürk, 2005; Gedik, 2011).

1.4.1.3. Nikel (Ni)

Çok çeşitli endüstriyel alanlarda özellikle de bozuk para yapımında kullanıldığı bilinen nikel inşaat sektöründe de korozyona karşı direnci ile denizcilik yapılarında tercih edilmektedir. Deniz suyunda $0.46 \mu\text{g/L}$ civarında bulunur ve %28' i organik bileşik halindedir. Dizel yağı, atık petrol yağlarının yakılması, sigara, katalizör olarak kimya sanayiinde kullanılması, nikel endüstrisi, nikel kaplama ile doğaya bulaşması gerçekleşir. Denizde Nikel fitoplanktonlardan diyatomelelerin vücutlarında birikir. Nikelin başlıca bileşikleri $Ni(CO)_4$ (nikel karbonil), NiS (nikel sülfür), NiO 'dur (nikel oksit). $NiCO_3$ (nikel karbonat)'tır ve balıklar için oldukça toksiktir ayrıca insanlardada akciğer kanseri yaptığı bildirilmiştir (Güven ve Öztürk, 2005).

1.4.1.4. Demir (Fe)

Kayaçlarda bulunan demir bileşikleri yağmur suları ve nehir girdisi yoluyla denizlere taşınırlar (Wu ve Luther, 1994; Güven ve Öztürk, 2005). Bunun yanı sıra nehir evsel ve endüstriyel atıklar yoluyla da denizlere taşınabilir. Demirin toksisitesi diğer metallerle kıyaslandığında oldukça düşüktür. Demir balıklarda solungaç dokularını

etkileyerek solungaçların görev yapamaz duruma gelmesine sebep olur (Weinberg, 1974; Gedik, 2011).

1.4.1.5. Çinko (Zn)

Çözünmeyen çinko tuzları çökerek doğal sulara ve denizlere taşındığı gibi çözünebilen çinko tuzlarının ise endüstriyel ve evsel atık sularda bulunduğu bilinmektedir. Ayrıca çinkonun hem fosil yakıtlardan atmosfere karışması hem de hava şartlarıyla kayalardan çözünmesi yoluyla denizlere ulaştığı belirlenmiştir (Cengiz, 1990). Çinkonun balıklarda kan hücrelerini tahrip ettiği ve gonad gelişimini yavaşlattığı bildirilmiştir. Brown ve diğ. (1968), 0,8 mg/l çinko içeren sularda alabalık solungaç epitellerinin incelendiğini, büyümenin yavaşladığını ve yumurtlamanın geciktiğini bildirmişlerdir. Güven ve Öztürk (2005) Cyanophyta (Siyanobakteri) ve Chlorophyta'da (Klorofitler) çinkonun gelişmeyi durduğundan bahsetmişlerdir.

1.4.1.6. Bakır (Cu)

Bakır, elektrik sanayi, kimyasal katalizörlerin yapımı, boya sanayi, tarım ilaçları gibi birçok alanda kullanılmaktadır. Deniz ortamında bakır, çözünebilen inorganik formda veya inorganik ve organik maddelere yapışık halde bulunabileceği gibi organik maddelerle bileşikler oluşturarak suda çözünebilir hale de dönüşebilir (Gedik, 2011).

Bakır düşük dozlarda bile alg türlerindeki çoğalmayı ve fotosentezi inhibe etmektedir. Bakır balıklarda solungaçların şişerek patlamasına neden olmaktadır. Ayrıca denizel ortamda yine düşük dozlarda bakır algler, mantarlar, bakteriler ve virüsler için ölümcül etkiye sahip olabilmektedir (Klinke, 1966; Güven ve Öztürk, 2005).

Güven ve Öztürk (2005) deniz taşıtlarında bakır esaslı anti-fouling boyalar kullanıldığından bahsetmiştir. Günümüzde bazı ülkeler bakır esaslı boyaları yasaklamasına ve çevre dostu anti-fouling boyaların kullanımının önerilmesine rağmen bakır esaslı boyaların hala kullanıldığı bilinmektedir.

1.4.1.7. Alüminyum (Al)

Alüminyum denizde 10 mg/L miktarında bulunur. 50 mg/L konsantrasyonunda Chlorella ve Cyanidium'un büyümesini durdurduğu ve Cyanidium alüminyumu sulfid şekline çevirdiği bildirilmiştir. Asit yağmurları alüminyum çözünürlüğünü artırdığı ve alüminyumun kerevitlerin kas dokularında ve hepatopankreasta toplandığı bildirilmiştir (Güven ve Öztürk, 2005).

1.4.1.8. Krom (Cr)

Doğada Cr⁺³, Cr⁺⁶ değerlerinde bulunur. Cr⁺⁶ suda çözünmez ve oldukça toksik bir metaldir. Ülserasyon, burunda septum delinmesi gibi sonuçlar doğurur. Cr⁺³ etkileri daha az olmakla birlikte, Cr⁺⁶ gibi kanserojen özelliktedir. *M. galloprovincialis*' te yarılanma ömrünün 18 gün olduğu bildirilmiştir. Cr⁺⁶ insan mide suyunda, solunum sisteminde Cr⁺³'e dönüşür. Cr⁺⁶ deniz canlıları için daha çok toksiktir. Balık, ıstakoz, yengeçte kromun ağırlık kaybı yaptığı, oksijen kullanımını artırdığı, reproduksiyona zarar verdiği ve hemotokriti artırdığı bilinmektedir (Güven ve Öztürk, 2005).

1.4.1.9. Mangan (Mn)

Manganın toksisitesi yüksek olduğunu bilinmektedir. Güven ve Öztürk, (2005) 0.5 g/L manganın denizde toksik etkileri olacağını bildirmiştir.

1.4.1.10. Kobalt (Co)

Kobalt (Co) denizde 0.1 µg/L miktarında bulunur. Kobaltın alglerde fazlaca bulunduğu ve vitamin B12'nin yapı taşı oluşturduğu bildirilmiştir (Güven ve Öztürk, 2005).

1.4.2. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)

Eser organik kirleticiler olan Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH), iki veya daha fazla kaynaşmış benzen halkası içeren hidrokarbon molekülleridir. PAH'lar

genellikle fosil yakıtlardan ve yanmalarından kaynaklanır ve atmosfer yoluyla geniş bir çevreye yayılır. Her yıl dünya çapında 230000 ton PAH deniz ortamına salınır (Chongrong ve diğ., 2019).

Doğada 100'ün üzerinde PAH bileşiği mevcuttur (Anonim, 1995; Moret ve diğ., 2010; Martorell ve diğ., 2010). Ancak Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü (US-EPA) tarafından 16 PAH bileşiği öncelikli kirleticiler olarak belirlenmiştir (Anonim, 1999a; Alver ve diğ., 2012). Bunlar Asenaften, Asenaften, Antrasen, Benz(a)antrasen, Benzo(a)piren, Benzo(b)floranten, Benzo(g, h, i)perilen, Benzo(k)floranten, Krisen, Dibenz(a,h)antrasen, Floranten, Floren, Indeno (1,2,3-c, d), Naftalin, Fenantren ve Piren'dir. Bu çalışmada öncelikli kirleticiler arasında sayılan bu PAH bileşiklerinin etkileri incelenmiştir.

Deniz ekosisteminde iki tür PAH kaynağı vardır: pirolitik ve petrojenik. Pirolitik kökenli PAH'lara organik maddenin eksik yanması neden olurken, petrojenik PAH'ların kaynağı çoğunlukla yağ sızıntıları ve evsel atıklar gibi antropojenik kirleticilerdir. PAH'ların kaynağı çeşitli moleküler indekslerle belirlenebilir: fenantren/antrasen oranı <10, pirolitik kökeni gösterirken, fenantren/antrasen oranı >10 petrojenik kökeni gösterir. Ayrıca floranten/piren oranı >1 ise klasik olarak pirolitik kökeni gösterir, yani kömürün yanmasıyla ilişkilidir (Budzinski ve diğ., 1997).

1.4.3. Poliklorlu Bifeniller (PCB) ve Organoklorlu Pestisitler (OCP)

PCB doğal bir madde olmayıp PCB'ler, sentetik olarak üretilmiş klorlu hidrokarbonlar olarak bilinen geniş bir sentetik organik kimyasallar ailesinin üyesidir.

PCB'ler çok geniş toksisite aralığına sahip ince, açık renkli sıvılardan, sarı veya siyah mumsu katıya kadar farklı özelliklerde bileşiklerdir. Yanmazlık, kimyasal stabiliteleri, yüksek kaynama noktaları ve elektriksel yalıtım özellikleri nedeniyle PCB'ler, elektrik, ısı iletimi ve hidrolik cihazlar ile pigment, boya, plastizer olarak yüzlerce endüstriyel alanda ve ticari uygulamada kullanılmıştır (Anonim; 2017). Schulz ve diğ., (1989) kapasitörler ve transformatörler için dielektrik sıvılar olarak yaygın şekilde kullanıldığını bildirmiştir.

EPA'ya göre pestisit; tarımsal ürünlere, insanlara veya canlılara zararı dokunabilecek haşere, böcek, kemirgen, yabani ot, bakteri, virüs ve mantar gibi canlıların olumsuz etkilerini hafifletmek, engellemek, kontrol altında tutabilmek ya da yok etmek için kullanılan maddeler olarak tanımlanmaktadır. Organoklorlu pestisitler ise yapılarında yüksek oranda klor (Cl) bulunan ve karbon ve hidrojen atomlarından oluşan organik maddelerin klorlanmasıyla oluşturulan pestisitlerdir (Buran, 2016). OCP'ler, zararlılara karşı oldukça etkili olan düşük üretim maliyetli bileşiklerdir (Jones ve Voogt, 1999); en yaygın olarak bilinen OCP'ler DDT, dieldrin, heptaklor ve klordan'dır.

Kısaca Poliklorlu Bifeniller (PCB) ve Organoklorlu Pestisitler (OCP)'ler toksik ve sentetik organik bileşiklerdir. Uzun yıllar bozulmadan kalabilirler biyoakümülyasyon sonucu canlı dokularında birikerek besin zincirinin üst basamaklarına çıkıldıkça biyomagnifikasyon yani artış gösterirler ve bu özellikleri ile kalıcı organik kirleticiler sınıfında değerlendirilirler (URL-3, 2021).

23 Mayıs 2001'de 91 katılımcı ülke tarafından kalıcı organik kirleticiler üzerine olan Stockholm Sözleşmesi imzalanmıştır. Bu sözleşmede 12 madde kalıcı organik kirletici olarak tanımlanmıştır. Bunlar dioksin, furan ve endüstriyel olarak üretilen PCB'ler, aldrin, dieldrin, endrin, DDT, klordan, HCB, mireks, toksafen, heptaklor'dur. Sözleşme doğadaki bu kirleticilerin ortadan kaldırılması veya seviyelerinin düşürülmesini amaçlamaktadır (Bilcke, 2002; Çakıroğulları ve Seçer, 2011). Stockholm Sözleşmesi'nin yürürlüğe girdiği 2004 yılında PCB'ler, dünya genelinde yasaklanmıştır (Anonim, 2017). Toplam 179 ülkenin taraf olduğu Stockholm Sözleşmesi'ni ülkemiz 23 Mayıs 2001 tarihinde imzalanmış ve 12 Ocak 2010 tarihi itibarıyla taraf olmuştur (URL-3, 2021). Ayrıca Akdeniz deniz çevresinin ve kıyı alanlarının korunması için Barselona Sözleşmesi, tehlikeli atıkların sınır ötesi hareketini sınırlandırmak amacıyla düzenlenen Basel Sözleşmesi, zararlı pestisitlerin ve diğer zararlı kimyasal ürünlerin uluslararası transferine yönelik Rotterdam Sözleşmesi de bu kirleticilerle alakalı diğer uluslararası bildirilerdir.

1.5. Tüm Sediment Toksikite Testi

Ekolojik açıdan kaygı duyulan alanlarda sediment kalitesini belirlemek amacıyla kullanılan ‘Tüm Sediment Toksikite Testi’ bütün dünyada kabul gören bir yöntem olarak akuatik ekotoksikoloji çalışmalarında yaygın şekilde uygulanmaktadır. Denizlere çeşitli yollarla ulaşan metaller, polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH), poliklorlu bifeniller (PCB) ve organoklorlu pestisitler (OCP) gibi kirleticilerin depolandığı yer sedimentlerdir. Tüm Sediment Toksikite Testi, sedimentlerin bentik biyota üzerinde olumsuz etkilerinin olup olmadığını araştırmak için bir araç olarak kullanılmaktadır. Kontrollü koşullar altında organizmaları sedimanlara maruz bırakan sediman toksisite testleri, kirlenmiş sedimanın neden olduğu toksisite seviyesinin bir tahminini verir (Anonim, 2008; Greenstein ve diğ., 2008; Kennedy ve diğ., 2009; Simpson ve Spadaro, 2011; Rodríguez-Romero ve diğ., 2013; Şimşek, 2020). Yalnızca kimyasal analizler sediment içerisindeki kirlilik hakkında fikir verebilir ve kirleticilerin potansiyel tesiri hakkında bilgi sağlayabilirken, sediment toksisitesi testi sonuçları kirleticilerin biyolojik fraksiyonunu, kirleticilerin kümülatif etkilerini ve kontaminant olmayan stresörlerin etkileşimini yansıtır. Çünkü bunlar test edilen organizmaları doğrudan etkiler (Simpson ve diğ., 2016).

1.6. Derin Deniz Deşarjı Noktalarının Faunasının Belirlenmesi

Kirlilik etkisini izleyebilmek için tehdit altındaki bir bölgenin canlı faunasının bilinmesi ve belirli aralıklarla kontrol edilmesi gerekmektedir (Başçınar, 2009).

Yukarıda bahsi geçen ve derin deniz deşarjları yolu ile denizel ekosisteme taşınan antropojenik kökenli kirleticiler, bu ekosistemin bir parçası olan balıkların ve kabukluların dokularında birikebilirler ve deniz organizmalarının dokuları aracılığıyla besin zincirinden geçerek tüketicilerin sağlığını riske atabilirler. Deşarjın gerçekleştiği difüzör yapıları çevresi bol besin girdisi nedeniyle balıklar için bir cazibe merkezi olmakta ve bu bölgelerde beslenme amacıyla bulunan balık türleri arasında ekonomik öneme sahip bentik ve pelajik balık türleri de yoğun olarak yer almaktadır.

Kirliliğin etkisi özellikle dipte yaşayan ve kötü ortam şartlarından kaçma yeteneği sınırlı olan ve hiç olmayan organizmalarda belirgin bir biçimde görülmektedir (Başçınar,

2009).

1.7. Önceki Çalışmalar

Burns ve Villeneuve (1987), Akdeniz'deki organik kirletici maddelerin biyojeokimyasal döngüsüne ilişkin çalışmaların, okyanus sistemlerinde yeni antropojenik etkinin nispeten istikrarlı belirteçleri olarak poliklorlu bifenillerin (PCB'ler) öneminden bahsetmişlerdir. Çalışmalarında batı havzasında toplanan derin su profilleri, sedimanlar ve bunlarla ilişkili yüzey katmanları ve zooplankton örneklerinin hidrokarbon analizlerinin sonuçlarını bildirmişlerdir. Deniz suyunda konsantrasyonlar dikkate alındığında doğu havzası için daha önce bildirilen verilerden daha yüksek sonuçlar elde ettiklerinden ve bu durumun kuzeybatı kesimindeki endüstriyel kaynakların varlığıyla uyumlu olduğundan bahsetmişlerdir. Kalıntıların %35'inin su kolonunda asılı halde bulunduğu ve bu kalıntıların çoğunlukla sedimentte biriktiğinden bahsetmişlerdir. Ayrıca açık denizde, derin su sütununda toplam kalıntıların %70'ini içerebileceğine ve okyanusa ulaşan sabit organik kirleticilerden oluşan sürekli artan bir rezervuar olabileceğine değinmişlerdir.

Tolun ve diğ. (2001), çalışmalarında İzmit Körfezi'ne dökülen 7 ana deşarjın ağızlarından alınan sedimentlerde organik karbon, toplam polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) ve eser inorganik element (Cd, Al, As, Pb, Hg ve Cu) içeriği analizleri gerçekleştirmişler ve sonuçları Marmara denizi dış koydaki referans istasyonundan alınan örneklerle karşılaştırmışlardır. Sediment toksisitesi, *Phaeodactylum tricornutum* kullanılarak belirlenmiştir. Çalışmalarından elde ettikleri kimyasal veriler, körfezin iç bölgelerinden toplanan sedimentlerin Cd, Hg, As ve PAH'larla kirlenmiş ve bu sedimentlerin mikroalgler için toksik olduğunu ortaya koymuşlardır.

Yegane (2001), İzmir Körfezi'ne kirlilik taşıyan derelerin sediment toksisite seviyelerinin, *Daphnia magna* (su piresi) kullanılarak ortaya konması ve bu deneme sisteminin rutin kirlilik belirleme çalışmaları için uygunluğunun araştırmış ve çalışmada sedimentin toksik içeriği 1 hacim sedimente 4 hacim su oranında karıştırılıp suya alınarak, kirletici karışımın letal etkisini belirlemede "akut toksisite testi", subletal etkilerini belirlemede "kronik toksisite testi" kullanılmış olup sonuçlar kontrol gurubu ile ve

elüsyonda ölçülen "askıda katı madde" ile karşılaştırılmıştır. Akut testte, 192 saat süre sonunda, Melez Deresi için LC₅₀ %79,025, Halkapınar Deresi için %57,371, Manda Deresi için %65,477 seyrelme oranları hesaplanmıştır. Bornova Deresi 1,5 saat gibi kısa sürede LC₅₀ %62,273 olarak saptanmıştır. Bornova Deresi'nin suyunun diğerlerine göre daha toksik olduğu görülmüştür. Melez Deresi'nde hayatta kalma oranında azalma, Melez Deresi ve Manda Deresi'nde ilk üreme gününde gecikme belirlenmiştir. Yalnızca çevresel kirliliği için değil arıtma tesislerinin çıkış suları veya deşarjların da toksisitesinin bu yöntem ile belirlenebileceğini bildirmiştir.

Topçuoğlu ve diğ. (2002), çalışmalarında 1997-1998 döneminde, metallerin (Cd, Co, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn, Pb ve Cu) konsantrasyonunu belirlemek için Karadeniz kıyısındaki farklı istasyonlarda makroalg, deniz salyangozu, midye, balık ve tortu örnekleri toplanmıştır. Çalışmalarının sonucunda Türkiye'nin Karadeniz kıyılarının ağır metal kirliliğiyle karşı karşıya olduğunu bildirmişlerdir. İlgili çalışmada makroalg, deniz salyangozu, midye ve sediman örneklerindeki metal konsantrasyonları çok yüksek bulunmuştur. Literatürdeki önceki verilerle kıyaslandığında ilgili çalışmada hamsi balıklarında Cd, Pb ve Cu konsantrasyonları azalırken, Co, Fe, Zn, Cr, Mn ve Ni içerikleri önceki verilere göre değişmiştir. Makroalglerdeki metal seviyeleri, aynı istasyondaki sediment konsantrasyonlarıyla benzerlik göstermemiştir.

Filmann ve diğ. (2002), çalışmalarında Karadeniz'in seçilmiş organoklorlu bileşikler bakımından kirlenme derecesi, bölgenin tamamından alınan yüzey sedimanlarının analizi ile değerlendirilmiştir. Tuna deltasından etkilenen bölgelerdeki HCH konsantrasyonlarının küresel bazda kaydedilen en yüksek değerler arasında olduğundan bahsetmişlerdir. Alfa ve gama izomerleri arasındaki oranın nispeten düşük oluşu ile lindan kullanımı yoluyla oluşan kirliliğe işaret etmişlerdir. Bununla birlikte, DDE/DDT oranının düşük olması nedeniyle Karadeniz bölgesinde yeni girdileri yani DDT'nin mevcut kullanımını göstermekte olduğunu bildirmişlerdir.

Karakoç ve diğ. (2002), çalışmalarında 1999 yılında, İzmit Körfezi kıyılarında toplanan deniz suyu, tortu ve midyelerde 16 polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH), toplam PAH ve poliklorlu bifeniller (PCB) konsantrasyonları ölçmüşlerdir. İlgili çalışmada toplam PAH konsantrasyonları, deniz suyunda 1,16–13,68 µg/l aralığında,

çökeltelerde 30–1670 µg/g (kuru ağırlık) aralığında ve midyenin yenilebilir kısmında 5,67 ile 14,81 µg/g (yaş ağırlık) aralığında tespit edilmiştir. 16 PAH bileşiğinin midyelerde gözlemlendiği ve ölçüldüğünü bildiren çalışmada en çok kirliliğin, Doğu Kanalı ve Dil Deresi gibi atık içeren ana nehirlerin İzmit Körfezi'ne döküldüğü bölgede olduğunu bildirmişlerdir.

Lök ve diğ. (2002), çalışmalarında Hekim Adası, Dalyanköy ve Ürkmez'de bulunan yapay resifleri incelemişlerdir. Çalışmalarında, balık bolluğu ve makro omurgasızların varlığı SCUBA dalgıçları tarafından görsel sayım teknikleri kullanılarak belirlenmiştir. İlgili çalışmada Hekim Adası yapay resifinde detaylı gözlem çalışmaları yapılırken, Dalyanköy ve Ürkmez yapay resifi projelerinde sadece balık türleri belirlenmiştir. Hekim Adası yapay resifinde yaptıkları çalışmada 8 yıllık süreç sonrasında 13 aileye ait 22 tür tespit edildiği ve ilk çalışmaya kıyasla yaklaşık %40 oranında bir artış gözlemlendiği belirtilmiştir ve bunun da istatistiki olarak önem arz ettiğine vurgu yapılmıştır. Dalyanköy yapay resifi projesinde 7 familyaya ait 19 türün gözlemlendiği bildirilirken, Ürkmez yapay resifi projesinde ise 1 familyaya ait 15 türün tanımladığı bildirilmiştir. Bu çalışma ülkemizde su altı görsel sayım metodunun kullanıldığı açıkça belirtilen ve literatürde rastlanan ilk çalışmadır.

Readman ve diğ. (2002), Karadeniz'in kirlilik derecesi konusunda endişelerini dile getirmişlerdir. Çeşitli bölgelerden alınan sediman örneklerinin analizleri, bölgenin petrol hidrokarbon seviyelerinin genel olarak Akdeniz'de görülen değerler ile karşılaştırılabilir olduğunu ve bu değerlerin Hong Kong, Tayvan ve New York Körfezi gibi çok kirli alanların değerlerinden düşük olduğunu bildirmişlerdir. En yüksek toplam hidrokarbon konsantrasyonlarını Odessa, Soçi ve Tuna Nehri'nden yapılan deşarjlarla ilişkilendirmişlerdir. PAH'ların örneklerde hem pirolitik hem de petrojenik kökenli olduğuna değindikleri çalışmalarında petrojenik PAH'ların Soçi'de ve pirolitik kökenli olanların ise İstanbul Boğaz bölgesinde yaygın olduğundan bahsetmişlerdir.

Pekey (2004), İzmit Körfezi kuzey kıyısı boyunca Körfez ve Gebze ilçelerine kurulan istasyonlardan toplanan yaş, kuru ve toplam çökeltme örneklerinde ve İzmit Körfezi yüzey sediment, yüzey suyu ve körfeze giren karasal kaynaklardan alınan su örneklerinde 16 PAH bileşiği, HPLC-UV tekniği kullanılarak belirlenmek için bir tez

çalışması hazırlamıştır. Çalışmada İzmit Körfezi yüzey sediment verilerine uygulanan faktör analizi sonucunda ise toplam varyansın %91,3' ünü açıklayan sırasıyla "petrojenik" ve "pirolitik/yanma" kaynaklı iki faktör elde etmişlerdir. Ayrıca çalışmada İzmit Körfezi yaş çökeltme, kuru çökeltme, toplam çökeltme ve yüzey sediment örnekleri faktör analizi sonuçlarına faktör analizi-çoklu lineer regresyon analizi uygulanarak kirletici kaynakların incelenen bölgelerdeki PAH kirliliğine olan katkıları hesaplanmıştır. Bununla birlikte ilgili çalışmada İzmit Körfezi yüzey sediment örneklerine uygulanan kimyasal kütle dengesi modeli ile karasal kaynakların ve atmosferik çökeltmenin Körfez' deki PAH kirliliğine olan kirletici katkıları belirlenmiştir.

Pekey ve diğ. (2004), İzmit Körfezi kuzey kıyı şeridindeki 8 bölgeden alınan yüzey sedimanlarında <63 µm fraksiyonundaki iz elementlerin (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn) ekolojik risk değerlendirmesini incelemiştir. Çalışmada asit parçalama yöntemi kullanılmıştır. Kirlilik düzeyi EPA'nın Sediment Kalite Yönergeleri ve etki aralığı düşük (ERL) / etki aralığı medyan (ERM) değerleri ve eşik etki seviyesi (TEL) ile olası etki düzeyi (PEL) değerleri kullanılarak değerlendirilmiştir. Çalışma sonuçlarının literatürde daha önce bildirilen sediment toksisite testi sonuçlarıyla uyumlu olduğunu bildirmişlerdir.

Bakan ve Arıman (2004), Orta Karadeniz'de kıyı bölgelerinin ve Karadeniz'e dökülen nehirlerin organoklorlu pestisit (OC) seviyelerini analiz ederek su ve sediment kalitesinin özelliklerini belirlemeyi amaçlayan çalışmaları kapsamında Yeşilirmak, Abdal, Mert, Kürtün, Engiz ve Kızılırmak nehirlerinden 14 bölgeden yüzey sediman örnekleri ve su örnekleri toplanmıştır. Sedimanlarda Aldrin miktarını 19,3 ila 87,3 ng/g ve p,p'-DDT miktarını 18,6 ila 31,0 ng/g aralığında tespit ettiklerini bildirmişlerdir.

Tolun ve diğ. (2006), çalışmalarında depremden önce ve sonra İzmit Körfezi'nden toplanan yüzey sedimentlerinde toplam 14 polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) bileşiği için analiz gerçekleştirmişlerdir. Analizler, (HPLC / FD) floresans tespiti ile yüksek performanslı sıvı kromatografisi yöntemiyle yapılmıştır. Depremden önce, Körfez sedimanlarındaki toplam PAH konsantrasyonları 120 ile 8.900 ng/g arasında değişirken, depremden sonra PAH konsantrasyonlarının 240 ile 11.400 ng/g arasında değiştiğini belirtmişlerdir. Deprem öncesi verilerde kirlenmenin büyük bir kısmının

pirolitik girdilerden kaynaklandığını fakat depremden sonra ise petrojenik kaynaklardan kaynaklandığını belirtmişlerdir. Bunun nedeninin ise deprem sonrası petrol endüstrilerinden gelen kontrolsüz deşarjların çevresel etkisi olduğunu vurgulamışlardır. Ayrıca TEL / PEL (Eşik Etki Düzeyi / Olası Etki Düzeyi) analizi, İzmit Körfezi sedimentlerinin akut toksik PAH bileşikleriyle kontamine olduğunu belirtmişlerdir.

Yılmaz (2006), Samsun, Atakum bölgesinin atık su arıtım stratejileri ve derin deniz deşarjı araştırması üzerine bir tez çalışması yapmıştır. Samsun-Atakum bölgesinin mevcut atık su toplama ve önerilen arıtım projelerinin incelenmesi ve bu bölgeye ön arıtım sonrası derin deniz deşarjı projelendirilmesinin araştırıldığı bu çalışmada Samsun'un özellikle önemli gelişim ve rekreasyon alanı olan Atakum bölgesinin mevcut atıksu toplama sistemi incelendiğinde iki adet pompa istasyonunun bölgede kullanılıyor olduğunu bildirmiştir. Bölge için artan nüfusla birlikte 2005'te 70lt/sn'lik olan atık su debisi, 2030'larda 190 lt/sn'ye varacağını bildirmiştir. Çalışmada ayrıca Türkiye'de ve dünya ülkelerinde derin deniz deşarjı uygulayan sahil kentlerinden örnekler verilerek Atakum için önerilen sistem ile karşılaştırmalar yapılmıştır.

Kayhan (2008), Çayeli Bakır İşletmeleri'ne (ÇBİ) ait derin deniz deşarjı ile yapılan atık su boşaltımının deniz ekosistemine etkilerinin belirlenmesi ve yayılımının modellenmesi üzerine bir tez çalışması yapmıştır. Bölgede atık su ile taşınan kirleticilerin deniz ortamında mevsimsel ve uzaysal dağılımı incelenerek bir matematiksel model oluşturulmuştur. Bölgeden alınan su örneklerinde ölçülen en yüksek As, Hg, Pb, Cd, Mn, Fe, Cu ve Zn değerlerinin sırasıyla 7,32 µg/L, 1,36 µg/L, 17,83 µg/L, 0,80 µg/L, 571,60 µg/L, 44,49 µg/L, 11,55 µg/L, 112,27 µg/L olarak bildirmiştir. Bu sonuçlara göre çalışma bölgesinde ölçülen en yüksek metal değerleri dikkate alındığında, sonuçların Su Kirliliği Yönetmeliği'ndeki deniz suyunun genel kalite ölçütlerinde verilen değerleri aşmadığını ve ÇBİ A.Ş.'nin bölgeye yaptığı atık su deşarjının su sütunundaki metal konsantrasyonları üzerine önemli bir etkisinin olmadığını saptamıştır. Ayrıca yapılan model çalışmasında ÇBİ tarafından bırakılan atıkların, bölgede piknoklin tabakasının üzerine çıkmadığını bildirmiştir.

Ergül ve diğ. (2008), Türkiye Doğu Karadeniz kıyılarından bir istasyondan mevsimlik olarak alınan sediment tuzağı ve yüzey sediment örneklerinde Cd, Cu, Cr, Co,

Ni, Zn, Fe, Mn, Pb, As ve Sb konsantrasyonları belirlenmiştir. Sediment tuzağı örneklerinin metal seviyeleri yüzey sedimanlarında bulunan seviyelerle kıyaslandığında sediment tuzağı örneklerinde Cd, Pb ve Mn konsantrasyonları yaz dönemi hariç en yüksek seviyede bulunurken, Co, Ni, Zn ve Fe seviyeleri yüzey sedimanlarında bulunan seviyelerden çok daha düşük olarak bulunmuştur.

Bat ve diğ. (2009), Türkiye'nin Karadeniz kıyılarındaki kentsel kanalizasyon kirliliği yükleri ve ağır metal konsantrasyonları hakkında bilgi vermek için bir derleme çalışması hazırlamışlardır. Türkiye Karadeniz kıyılarında nehirler ve akarsular ile taşınan karasal kaynaklı kirliliğin artmasında kentsel kanalizasyon deşarjı ve metallerin önemine vurgu yapılmıştır. İlgili çalışmada Kızılırmak ve Yeşilirmak gibi büyük akarsuların yani iki önemli taşıyıcının Karadeniz'e döküldüğünden ve debisi nedeniyle Yeşilirmak'ın diğer akarsulardan daha büyük bir taşıyıcı olduğundan bahsetmişlerdir. Yüksek miktardaki endüstriyel deşarjlar nedeniyle denizlerde toplam krom ve kadmiyum konsantrasyonlarının diğer metallerden daha yüksek olduğunu belirtirken denizel organizmalarda ağır metal kontaminasyonu ile ilgili çalışmalarda sunulan verilerin kirlilik kaynakları, ilgili element ve türlere bağlı olarak farklılıklarına değinmişlerdir.

Karacık ve diğ. (2009), çalışmalarında İstanbul Boğazı ve Marmara Denizi'nden yüzey sedimentleri ve midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*), izotop seyreltme tekniği kullanılarak gaz kromatografisi-kütle spektrometresi (GC-MS) ile on altı ana polisiklik aromatik hidrokarbon (PAH) içeriği analizi gerçekleştirmişlerdir. Sediment elütratlarına mikroalg toksisite testi uygulanmış ve midyelerde filtrasyon hızı ve lizozomal stabilite açısından biyolojik tepkileri ölçmüşlerdir. Toplam PAH konsantrasyonları sedimentlerde 2,1 ile 3.152 ng/g kuru ağırlık ve midyelerde 43-601 ng/g yaş ağırlık arasında tespit edilmiştir. Çalışmalarında pirolitik ve petrol orijini ayırt etmek için fenantren/antrasen, floranten/piren ve benzo (a) antrasen/krizen moleküler indeksleri kullanılmıştır. Çalışmanın sonuçları kontaminasyonun çoğunun yüksek sıcaklıktaki pirolitik girdilerden kaynaklandığını ve biraz da petrojenik PAH katkısının bulunduğunu göstermiştir. Sediment elütrat toksisite testi ve biyobelirteçlerin sonuçlarına göre sedimentlerdeki olumsuz etkilerin nedeninin farklı kirletici sınıflarından kaynaklanabileceğini ve sadece PAH kontaminasyonu ile ilgili olmadığını belirtmişlerdir.

Azurro ve diğ. (2010), çalışmalarında Malta'nın kuzey batı kıyılarında kanalizasyon kirliliğinin Akdeniz kayalık resif balık toplulukları üzerindeki etkisi ile ilgili çalışmalarında deşarj kaynaklı kanalizasyon kirliliğinden etkilenen iki bölgede ve iki kontrol istasyonunda 9767 bireyden oluşan 39 balık taksonu tespit etmişlerdir. Ayrıca bu taksonlardan 31 tanesi kontrol ve kirlilikten etkilenen bölgeler için ortak türler olduğunu belirtmişlerdir.

Koldaguç (2010), arıtılmış atık suların derin deniz deşarj noktası ve civarında meydana getirdiği bazı fiziko-kimyasal değişimlerin araştırılması üzerine bir tez çalışması yapmıştır. Urla ve civarı evsel atıklarının İleri Biyolojik Arıtma Sistemi ile arıtıldıktan sonra derin deniz deşarjı ile Karantina Adası doğusundaki denize deşarj edildiği noktadan itibaren saptanan beş istasyondan 2009 yazı ile 2010 ilkbaharı arasında yüzey ve dip sularından mevsimsel örnekler alınmış ve alınan bu örneklerde bazı fiziko-kimyasal parametrelerin incelenmesi yapılmıştır. Parametreler incelendiğinde derinliğin 12-25 m, berraklığın 3,4-6,45 m, su sıcaklığının 15,4-24,5°C, çözülmüş oksijenin 4,96-7,85 mg/l, pH'ın 7,16-8,38, tuzluluğun ‰ 33,2-39,3, kalsiyum miktarının 240,48-521,04 mg/l, kalsiyum sertliğinin 600-1760 mg/l, toplam sertliğin 6300-7740 mg/l, magnezyum miktarının 1288,96-1692,67 mg/l, nitrit azotunun 0-2,60 µg.at/l, nitrat azotunun 0-3,35 µg.at/L, amonyum azotunun 0-5,52 µg.at/l, fosfat fosforunun 0-1,10 µg.at/l, silisin 0,07-6,21 µg.at/l değerleri arasında değişim gösterdiği tespit etmiştir.

Gedik ve İmamoğlu (2011), Akdeniz'de Mersin bölgesi kıyı sedimanlarında poliklorlu bifenillerin (PCB) 1980 ve 2009 yılları arasında zamansal dağılımlarına ilişkin bilgileri kendi çalışmasıyla derlemiştir. Toplam 41 PCB türdeşinin 0,61-1,04 ng/g düzeyinde olduğunu bildirmiştir. Ayrıca sediment profilinde penta-, hekza- ve heptaklorobifenillerin özellikle de PCB 149 ve PCB 153'ün tüm örneklerde bol miktarda görülen PCB türdeşleri olduğunu bildirmiştir. Zaman içindeki toplam PCB konsantrasyonlarının karşılaştırılmasına dayanarak bölgeye yakın zamanda PCB girişi yapılmadığını bildirmişlerdir.

Burgess ve diğ. (2011), çalışmalarında Ukrayna'daki kirlenmiş dört haliçten alınan sedimentlerin toksisitesi 3 yıl boyunca bazı sucul organizmalar kullanılarak ölçülmüştür. Toksikiteye neden olan kirlenici sınıflarını belirlemek için sediment kimyasal analizleri ve

tüm sediment toksisite tanımlama değerlendirmelerinden (TIE) faydalanmışlardır. Çalışmalarının sonucunda Ukrayna'nın bazı haliçlerinden alınan sedimentlerin aşırı toksik olduğu ve sedimentlerin kimyasal analizleri sonucu antropojenik kirleticilerin geniş bir şekilde dağılım gösterdiğini tespit etmişlerdir.

Erkebay (2012), Trabzon ve Rize illerinde evsel atık suların deşarjı amacıyla kurulan ve çalışma sırasında aktif olan derin deniz deşarj hatlarında, ortam verileri ve model sonuçlarını inceleyen bir tez çalışması yapmıştır. Çalışmada EPA (Environmental Protection Agency) tarafından çevresel amaçlı olarak geliştirilen CORMIX adlı program kullanılmıştır. Rize deşarj bölgesinde tarım arazileri sebebiyle ve Değirmendere deşarj bölgesi için derenin taşıdığı yükten dolayı fosfat değeri yüksek bulunmuştur. Söğütlü deşarj noktasında ise değerler normal olarak bildirilmiştir. Ayrıca Değirmendere, Rize ve Söğütlü derin deniz deşarjları yoluyla denize ulaşan atık suların zarar verici derecede kıyıya ulaşmadığı ilgili çalışmada tespit edilmiştir.

Gedik ve Boran (2013), Kasım 2010'da yaptıkları çalışma ile Rize Limanı çevresindeki 7 bölgeden örneklenen sedimanlarda metal(oid) kirliliğini (Cu, Zn, Pb, Cd, As, Hg, Ni ve Al) ve ekolojik riski belirlemeye çalışmışlardır. Sedimanlardaki metal seviyelerinin Cu için 33,9-279,1 mg/kg, Zn için 82-383 mg/kg, Pb için 15,9-33 mg/kg, As için 4,9-12,3 mg/kg, Cd için 0,1-1,4 mg/kg, Hg için 0,01-0,07 mg/kg, Ni için 13,1-17,6 mg/kg, Al için %1,5-%2,98 arasında olduğunu bildirmişlerdir. Metallerin konsantrasyonu ayrıca zenginleştirme faktörü, ABD EPA'nın Sediment Kalite Kılavuzu (SKK) ve iki set SKK endeksi ile değerlendirildiğinden bahsetmişlerdir. İlgili çalışmada kontaminasyon kaynağını belirlemek için bir faktör analizi kullanıldığını antropojenik ve kabuksal iki olası kaynak türünden bahsetmişlerdir. Altı bölgenin Cu elementi için ağır bir şekilde kirliliğinden bahsetmişlerdir.

Alkan ve diğ. (2015), çalışmalarında Türkiye'nin Güneydoğu Karadeniz kıyılarından alınan sedimanlarda ağır metal konsantrasyonunu ve birikimini belirlemişlerdir. Çalışmada seçilen örnekleme alanı esas olarak tarım, arıtılmamış evsel ve arıtılmış endüstriyel atık su ve madencilik gibi antropojenik faaliyetlerden etkilenmiştir. Metal zenginleştirme faktörü (EF), jeo-birikim indeksi (Igeo) ve metal kirlilik indeksi (MPI) hesaplanmış ve tüm istasyonlarda bağlı kirlilik seviyeleri

değerlendirilmiştir. İlgili çalışmada nikel (Ni), kobalt (Co), kadmiyum (Cd), kurşun (Pb), krom (Cr), arsenik (As), çinko (Zn) ve bakır (Cu) için hesaplanan maksimum EF değerleri sırasıyla 1,4-3,1-5,2- 7,8-7,8-20-26 ve 42 bulunmuştur. Son yıllarda metal kirliliği azalmış olduğunu bildirmiş fakat madencilik faaliyetleri ile kirletilen Sürmene örnekleme istasyonundan alınan kor numunelerin özellikle en üst 3-6 cm'lik kısmında metallerin zenginleşmesinin nispeten yüksek olduğu gözlemlendiğine değinmişlerdir. Ayrıca bu çalışmada faktör analizi Doğu Karadeniz'deki kıyı sedimanlarının litojenik ve antropojenik faaliyetler (madencilik, atık su boşaltımı, tarım) gibi çeşitli kaynaklardan etkilendiğini ortaya koymuştur.

Acarlı ve Ayaz (2015), çalışmalarında Marmara Denizi, Erdek-Ocaklar Körfezi'nde Temmuz 2011'den Haziran 2013'e kadar olan süreçte 20 m derinlikte konuşlandırılan beton yapay resif etrafındaki tür kompozisyonunu görsel sayım, video, olta balıkçılığı ve ağlarla belirlemeye çalışmışlardır. Yapılan çalışmada su altı görsel sayım tekniğinin en etkili yöntem olduğuna değinmişlerdir. Yapay resifler etrafında tür zenginliği ve bolluğun arttığından bahsettikleri çalışmalarında 26'sı mevcut ya da potansiyel olarak ekonomik öneme sahip 51 türe ait 12.159 birey gözlemlenmiştir. Ayrıca çalışma sonuçları, yapay resiflerin özellikle civardaki balık popülasyonunu artırabildiğini ve Marmara Denizi'ndeki ıstakoz *Homarus gammarus* (Linnaeus, 1758) tarafından yuva olarak seçildiğini göstermiştir. Bu çalışma Marmara denizinde su altı görsel sayım tekniğinin kullanıldığı ilk çalışma olarak bilinmektedir.

Baltas ve diğ. (2017), çalışmalarında Doğu Karadeniz Bölgesi'nin dört farklı ilinden toplanan deniz suyu, sediment, farklı büyüklüklerdeki midye (*Mytilus galloprovincialis*) ve deniz salyangozu (*Rapana venosa*) örneklerinde Cu, Zn ve Pb içeriklerini incelemişlerdir. Zn haricinde deniz salyangozunda ölçülen tüm metal konsantrasyonlarının tüm istasyonlarda midyelerden daha yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca midye ve deniz salyangozu için Cu, Zn ve Pb konsantrasyonları ortalama değerlerini tolere edilebilir seviyelerin önemli ölçüde üzerinde olduğunu bildirmişlerdir.

1.8. Tezin Amacı

Yapılan çalışmalar göstermektedir ki bölgede konu ile alakalı olarak literatürde ya salt derin deniz deşarjı sistemleri ile ilgili mühendislik-modelleme çalışmaları ya da bölgede salt kirlilik çalışmaları yer almıştır. Bu çalışma ile Rize, Pazar ve Yalova derin deniz deşarjı yapılarının ve deşarj bölgelerinin faunası çıkarılmıştır, ekolojik parametreler ile olan ilişkiler ve kirleticilerin etkileri bir arada ele alınmıştır. Henüz birkaç yıl gibi kısa bir süre önce faaliyete geçen 3 farklı derin deniz deşarjı hattı bulunmasından yola çıkılarak uzun vadede antropojenik kökenli olan bu kirleticilerin ekolojik parametreleri nasıl etkileyeceği değerlendirilmiştir. Nüfus yoğunluğu, tarımsal-endüstriyel faaliyetler ve arıtma tesisi özellikleri dikkate alınarak, Yalova, Rize ve Pazar derin deniz deşarjlarının etkileri ile ilgili çıkarımlar yapılarak kirleticilerin kökenleri ile ilgili ayrıntılı değerlendirmeler yapılmıştır. Ayrıca karşılaştırma istasyonu olarak belirlenen Yalova derin deniz deşarj hattının 1999 yılında yaşanan ‘Gölcük Depremi’nde ciddi hasar görmüş olması ve boru hattının kıyıda 150 m uzaklıkta kırılarak yaklaşık 18 sene boyunca fasıllı olarak deşarj işleminin 2,2 m derinliğe yapılması bölgenin ekolojik açıdan incelenmeye değer olduğunu göstermektedir.

Ayrıca bu çalışma ülkemizde derin deniz deşarjı hatları boyunca dalgıç marifetiyle su altı görsel sayım tekniği ve video sörvey metodu kullanılarak gerçekleştirilen ve yine derin deniz deşarjı hatları çıkış noktalarında sediment toksisitesi testi kullanılarak gerçekleştirilen ilk çalışma olma özelliği taşımaktadır. Bu çalışma ile hem geçmişe ışık tutmak hem de gelecekte yapılacak olan çalışmalara referans olmak mümkün olacaktır.

2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

2.1. Araştırma Alanı

Bu çalışma Rize ili şehir merkezinde yer alan ‘Fener Derin Deniz Deşarjı’ (S1) ile ‘Pazar İlçesi Derin Deniz Deşarjı’ (S3) ve Yalova ili şehir merkezinde yer alan ‘Yalova Derin Deniz Deşarjı’ (S5) ile 1999 yılında yaşanan ‘Gölcük Depremi’nde kıyıdan yaklaşık 150 metre açıkta kırılarak 18 yıldır fasılalı olarak 2,2 metre derinliğe deşarj işlemi gerçekleştiren ‘Yalova Eski Derin Deniz Deşarjı’ (S7) ve çevresinde gerçekleştirilmiştir. Örnekleme istasyonları ile ilgili bilgiler Tablo 1’de verilmiştir.

Yapılan çalışmada derin deniz deşarjı yapılarının faunistik özelliklerinin belirlenebilmesi için mevsimsel olarak video sörvey metodu ile görsel sayım metodu kullanılmış ve bentik canlı kompozisyonunu ortaya çıkarmak için sediment örnekleri alınmıştır. Ayrıca derin deniz deşarj sistemi ile taşınan kirleticilerin analiz edilmesi ve toksik etkilerinin belirlenmesi için ise sediment yüzeyi örnekleri alınmıştır. Çalışmalar Nisan 2018 ve Ekim 2020 tarihleri arasında yapılmıştır. Sediment toksikolojisi testi ise 18-28 Eylül 2020 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir.

Tablo 1. Örnekleme istasyonları

Kod	İstasyonlar	Koordinatlar	Sediment Özellikleri	Derinlik	Deşarj Başlangıcı
S1	Rize Fener DDD	41° 02' 47,80" K 40° 29' 59,00" D	Kaba Kum	34 m	2017
S2	Rize Fener DDD Açığı	41° 02' 47.56" K 40° 30' 01.11" D	Kaba Kum	35 m	-
S3	Rize Pazar DDD	41° 11' 38.58" K 40° 55' 21.54" D	Orta Kum	22 m	2016
S4	Rize Pazar DDD Açığı	41° 11' 38.54" K 40° 55' 23.66" D	Orta Kum	22 m	-
S5	Yalova DDD	40° 39' 55.83" K 29° 14' 52.81" D	İnce Kum	40 m	2017
S6	Yalova DDD Açığı	40° 39' 55.88" K 29° 14' 54.95" D	İnce Kum	40 m	-

Tablo 1 (devamı). Örnekleme istasyonları

Kod	İstasyonlar	Koordinatlar	Sediment Özellikleri	Derinlik	Deşarj Başlangıcı
S7	Yalova Eski DDD	40° 39' 34.26" K 29° 15' 00.76" D	Kaba Kum	2 m	1999*
S8	Yalova Eski DDD Açığı	40° 39' 34.22" K 29° 15' 02.92" D	Kaba Kum	3 m	-

* Yalova Eski Derin Deniz Deşarjı 1999 yılında yaşanan ‘Gölcük Depremi’nde kırılmıştır ve 18 yıl fasıllı olarak 2,2 m derinliğe deşarj işlemi gerçekleştirmiştir.

2.2. Çalışma Materyali

Çalışma materyalini derin deniz deşarjı yapıları çevresindeki balıklar, omurgasızlar ve sediment oluşturmaktadır.

2.3. Örnekleme İstasyonlarının Belirlenmesi

Örnekleme istasyonları olarak Rize ve Pazar (Karadeniz) ile Yalova (Marmara Denizi) çeşitli ortak ve farklı yönleri dikkate alınarak belirlenmiştir.

Örnekleme istasyonları seçilirken göz önüne alınan ilk kriter belirlenen derin deniz deşarjı hatlarının eş sayılabilecek zamanlarda deşarj işlemine başlaması olmuştur. Ayrıca 1999 yılında yaşanan ‘Gölcük Depremi’nde kıyıda yaklaşık 150 metre açıktaki kırılarak 18 yıldır fasıllı olarak 2,2 metre derinliğe deşarj işlemi gerçekleştiren ‘Yalova Eski Derin Deniz Deşarjı’ hattı ise derin deniz deşarjı yapılarının kıyısal ekosisteme uzun vadeli etkilerini inceleme noktasında önemli rol oynamaktadır.

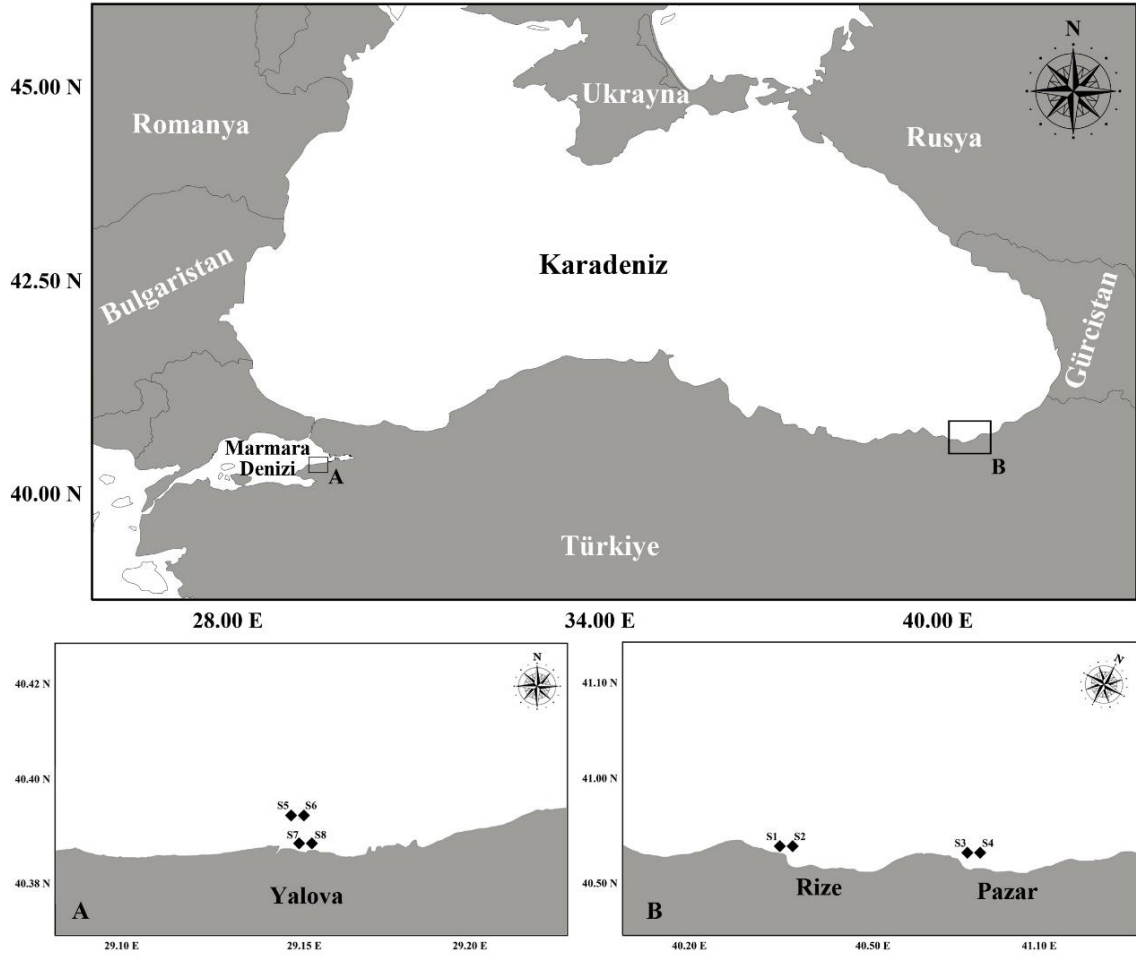
Çalışma istasyonu olarak seçilen bölgeler aynı zamanda önemli balıkçılık kaynaklarını da barındırmaktadır. Türkiye balıkçılığı açısından avlanan deniz balıklarının %54,94’ü Karadeniz’den ve %22,38’i ise Marmara Denizi’nden sağlanmaktadır. Ayrıca avlanan diğer deniz ürünlerinin ise %87,63’ü her iki denizimizden sağlanmaktadır. Ülkemiz deniz balıkçılığı üretiminin toplamda %80,51’ini Karadeniz ve Marmara Denizi

sağlamaktadır (Anonim, 2018b).

İstasyonların belirlenmesi sırasında antropojenik etkinin ortaya koyulması açısından nüfus yoğunluğu, tarımsal-endüstriyel faaliyetler ve arıtma tesisi özellikleri dikkate alınmıştır. İstasyonlar nüfus yoğunluğu açısından incelendiğinde her iki şehirde de şehir merkezinin nüfus dağılımı benzer olmakla birlikte, Yalova, kilometrekareye düşen nüfus yoğunluğu bakımından Rize'den yaklaşık 3,6 kat daha yoğun bir nüfusa ev sahipliği yapmaktadır (Anonim, 2019a). İstasyonlar bölgedeki zirai faaliyetler açısından incelendiğinde her iki şehirde de tarımsal faaliyetler yürütülürken, Rize ilinin ekilebilir tarım arazileri Yalova ili yüzölçümünden 3,5 kat daha büyüktür (Anonim, 2019b). Bunlara ek olarak endüstriyel kirleticilerin etkileri de örnekleme istasyonu seçiminde dikkate alınan bir diğer husustur ve Yalova çevresinde atıklarını denize deşarj eden birçok sanayi tesisi bulunurken Rize ve Pazar bölgelerinde atıklarını denize deşarj eden sanayi tesisi bulunmaktadır.

Ayrıca arıtma tesisi niteliği de istasyon seçiminde önemli rol oynayan etkenlerden biri olmuştur. Rize (S1 ve S2) ve Pazar (S3 ve S4) istasyonlarında deşarj öncesi sadece fiziksel arıtma yapılırken, Yalova istasyonlarında (S5, S6, S7 ve S8) ileri biyolojik arıtma (BNR- Biyolojik Besin Elementi Giderimi ya da Azot-Fosfor Giderimi) kullanılmaktadır.

Örnekleme istasyonları Şekil 1'de verilmiştir.



Şekil 1. Örnekleme istasyonları

2.4. Çalışma Bölgesi Derin Deniz Deşarjları

2.4.1. Rize Derin Deniz Deşarjı

Rize İli, Merkez İlçesi hudutlarında belediye sınırları içindeki kanalizasyon sistemi ile toplanan evsel nitelikli atık sularının; ızgara, havalandırılmalı kum tutucudan (fiziksel arıtım) geçirilerek ön arıtım yapılarak derin deniz deşarjı yapılmaktadır. İlgili proje kapsamında mevcut terfi merkezi sahası kullanılarak burada ön arıtmadan geçirilen kanalizasyon şebekesi sularının menfez ile Karadeniz sahil yolu karşısına geçirilerek buradan denize geçiş noktasından deniz isalesi ile yaklaşık 854 metre uzunluğundaki deşarj borusu vasıtasıyla derin denize deşarjı sağlanmaktadır. Deşarj boru hattı 800 metre uzunluğunda ve difüzör hattı yaklaşık 54 metre uzunluğunda 11 bacalı olarak imal edilmiştir. Rize derin deniz deşarjı hattı deşarj çıkış noktası detayları Şekil 2’de

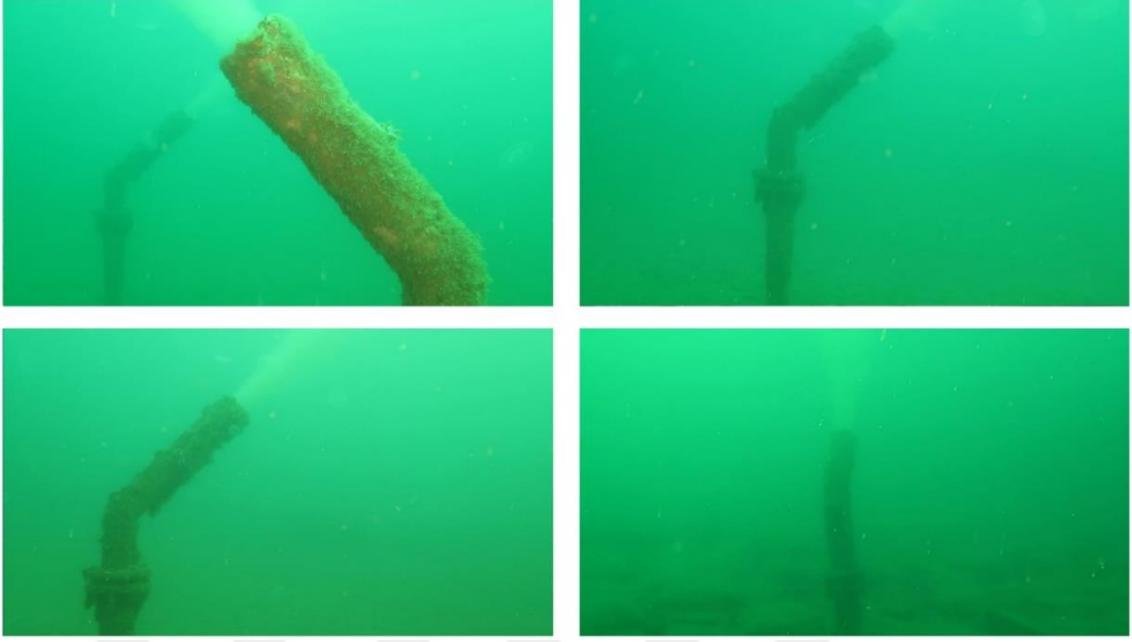
gösterilmiştir. Fiziksel arıtma işlemine tabi tutulan atıklar 19.861 m³/gün nihai ortalama debi ile denize deşarj edilmektedir.



Şekil 2. Rize derin deniz deşarjı çıkış noktası

2.4.2. Pazar Derin Deniz Deşarjı

Pazar İlçesi hudutlarında belediye sınırları içindeki kanalizasyon sistemi ile toplanan evsel nitelikli atık sular da aynı yöntem ile derin deniz deşarjı yapılmaktadır. Pazar derin deniz deşarjı hattı yaklaşık 2030 metre uzunluğundaki deşarj borusu vasıtasıyla derin denize deşarj sağlanmaktadır ve deşarj çıkış noktası detayları Şekil 3'te gösterilmiştir. Fiziksel arıtma işlemine tabi tutulan atıklar 12.408 m³/gün nihai ortalama debi ile denize deşarj edilmektedir.

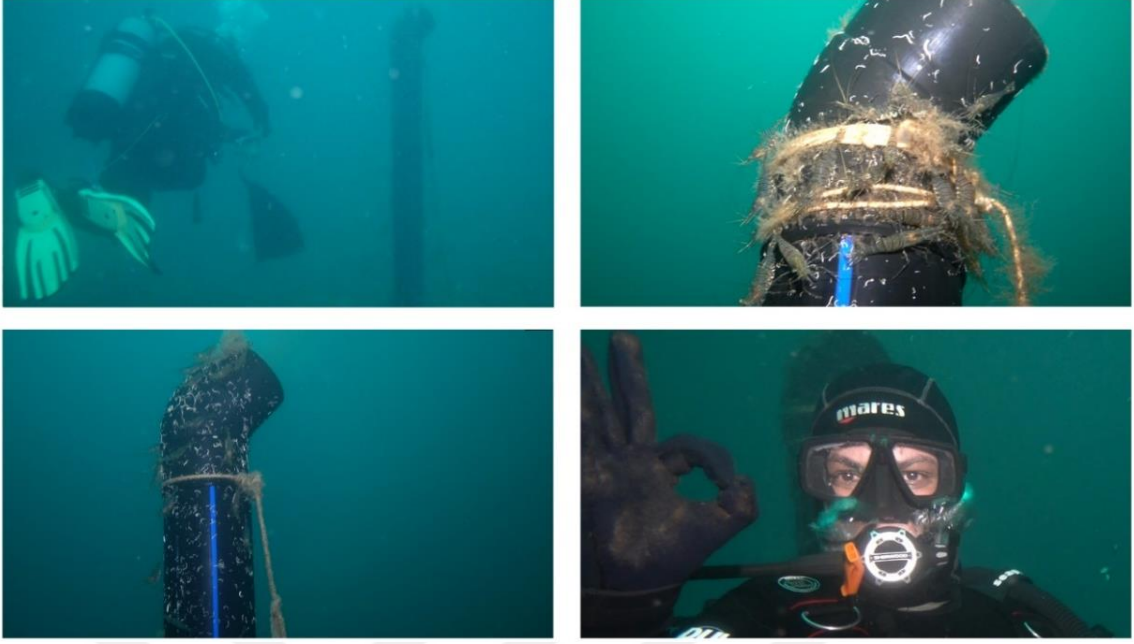


Şekil 3. Pazar derin deniz deşarjı çıkış noktası

2.4.3. Yalova Derin Deniz Deşarjları

Yalova Deşarj boru hattı 1 metre boru çapı ile denize arıtılmış atık suyun deşarjı sağlanmaktadır. Tesis tam kapasitede 1760 lt/sn arıtılmış suyu denize deşarj edebilecek kapasitede olup. Difüzör hattı ile birlikte 762 m deniz hattı ve 558 m kara hattı olmak üzere toplamda 1432 m olarak inşa edilmiştir. Difüzör hattı yaklaşık 103 metre uzunluğunda 16 bacalı olarak imal edilmiştir. Yalova derin deniz deşarjı hattı deşarj çıkış noktası detayları Şekil 4'te gösterilmiştir.

Ayrıca Yalova İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi karbon, azot ve fosfor giderimi esasına göre idarece belirtilen giriş kirlilik yükleri baz alınarak 100.000 m³/gün' lük nihai ortalama debi ve 150.000 m³/gün' lük nihai pik debi için tasarlanmıştır.



Şekil 4. Yalova derin deniz deşarjı çıkış noktası

Ayrıca bölgede 1999 yılında yaşanan Gölcük depreminde kıydan yaklaşık 150 metre açığa kırılarak 2017 yılına kadar 18 yıldır fasıllı olarak 2,2 metre derinliğe deşarj işlemi gerçekleştiren Yalova eski derin deniz deşarjı (Şekil 5) bulunmaktadır.



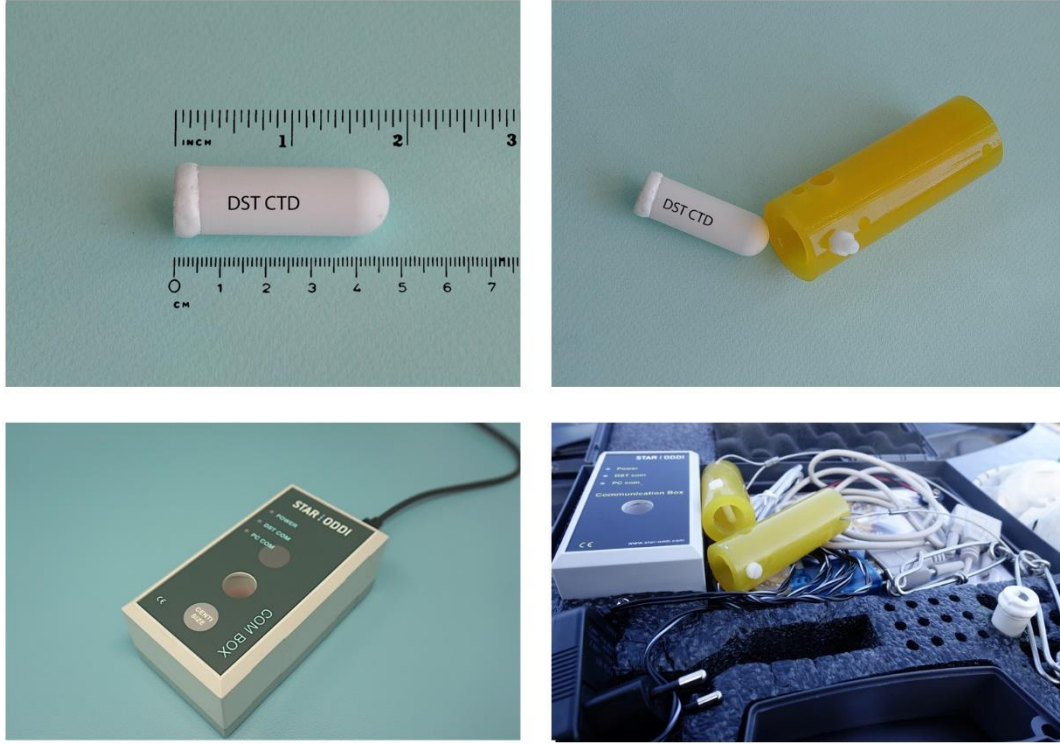
Şekil 5. 1999 yılında yaşanan Gölcük depreminde kırılmış olan Yalova eski derin deniz deşarjı çıkış noktası

2.5. Örnekleme Gereçleri

Örnekleme bölgesinde su altı fotoğraflarının çekilmesi için Nikon D300e marka ve modeli DSLR (Sayısal Tek Mercek Yansımali) fotoğraf makinesi ve kameranın su geçirmezliğini sağlamak için Sea&Sea MDX-D300 marka ve model su altı kabı, Sea&Sea YS-110α marka ve model su altı flaşları kullanılmıştır. Video çekimleri için Canon G16 marka ve model fotoğraf makinesi, kameranın su geçirmezliğini sağlamak için Nauticam Na-G16 marka ve model su altı kabı ve Inon S2000 marka ve model su altı flaşları kullanılmıştır. Örnekleme sahasının aydınlatılması ve türlerin morfolojik ayrıntılarının detaylı olarak elde edilebilmesi, tür tespitinin daha doğru yapılabilmesi için su altı fenerleri ve video ışıkları kullanılmıştır. Transekt (Hat) belirlemek için 5'er metre aralıklarla ölçüleri işaretlenmiş dalış makaraları kullanılmıştır. Dalışlarda bağımsız aletli dalış donanımı (SCUBA) kullanılmıştır. Sediment örnekleri 0,04 m² Ekman-Birge (Hydro Bios Apparatebau GmbH, Kiel-Altenholztip, Almanya) dip örnekleyici ile alınmıştır. Sert zemin örnekleme için 20 cm x 20 cm kuadrat kullanılmıştır.

2.6. Deniz Suyu Sıcaklık ve Tuzluluk Parametreleri

STAR ODDI DST CTD cihazı kullanılarak deniz suyu sıcaklık, tuzluluk ve derinlik parametreleri ölçülmüştür (Şekil 6). Ayrıca sıcaklık ve derinlik verileri SUUNTO D9tx model dalış bilgisayarı ile kayıt edilmiştir.



Şekil 6. STAR ODDI DST CTD cihazı

2.7. Video Sörvey Metodu ve Su Altı Görsel Sayım Tekniği

Bu çalışma kapsamında bahsi geçen deşarj hatlarının difüzörleri boyunca dalgıç marifetiyle su altı görsel sayım tekniği ve video sörvey metodu kullanılarak deşarj noktalarında balık türü kompozisyonları belirlenmeye çalışılmıştır. Su altı görsel sayım tekniği, genellikle balıkların habitat kullanımlarının değerlendirilmesi amacıyla kullanılan (Brock, 1954; Keast ve Harker 1977; Harmelin-Vivien ve diğ., 1995; MacRae ve Jackson, 2001; Letourneur ve diğ., 2003; Frau ve diğ., 2003; Bonaca ve Lipej, 2005; Bonaca ve Lipej, 2007), transekt alanı içerisinde yer alan hedef türlerin bolluklarının anlık olarak belirlenmesi esasına dayanan bir tekniktir (Horasanlı, 2016).

Video sörvey metodu ise dalgıçların derin deniz şartlarında gerçekleştirdikleri dalışlar sırasında soğuk ve karanlık su koşulları gibi fiziksel etkilerin yanı sıra Azot (Nitrojen) narkozu etkilerinden dolayı da tür sayımında yapılacak hataların telafi edilmesi ve ortamın dalışlar sonrasında tekrar incelenmesi amacıyla su altı görsel sayım tekniğini desteklemek için kullanılmıştır.

Su altı görsel sayım metodu Harmelin-Vivien ve diğ. (1985) ve Harmelin-Vivien ve Francour (1992)'un araştırmalarında transekt uzunluğu 20 m, genişliği ise 2 m (toplam 40 m² yüzey alanı) olacak şekilde standardize edilmiş olmasına karşın bu çalışmada difüzör boyları dikkate alınarak hat uzunluğu ve genişliği üzerinde değişiklik yapılmıştır (Horasanlı, 2016). Örnekleme ve gözlem çalışmalarında taranan alanı belirlemek için 50 x 3 m'lik transekt (hat) kullanılmıştır (şekil 7). İki dalıcı birbirine paralel ve aralarında en çok 3 m olacak şekilde konumlanmıştır ve hat boyunca 3 tekrarlı olarak 5'er dakikalık sayımlar gerçekleştirilmiştir. Dalıcılar deşarj hattı difüzörleri boyunca görsel sayım yöntemiyle tür kompozisyonları belirlenmeye çalışılırken aynı zamanda ortam video sörvey metodu ile de kayıt altına alınmıştır. Tür sayılarında hatayı minimize etmek için balıklar sayıca 1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500 ve 500+ olarak gruplandırılmışlardır (Harmelin-Vivien ve diğ., 1985; Dempster ve diğ., 2004). Türlerin tayininde Mater ve diğ. (2009) ve Froese ve Pauly (2020)'nin çalışmalarından yararlanılmıştır.



şekil 7. Transekt (hat) dōřenmesi ve izlenmesi

2.8. Sediment Örneklemesi

Fauna alışmaları için kullanılmak üzere bentik örnekleme yapılmış ve deşarj çıkış noktalarından alınan sediment örnekleri içerisinde yer alan bentik canlı kompozisyonları araştırılmıştır. Sediment örnekleme deşarj noktalarından Ekman-Birge (Hydro Bios Apparatebau GmbH, Kiel-Altenholztip, Almanya) tip 0,04 m² dip örnekleme cihazı kullanılarak yapılmıştır.

Ayrıca S7 istasyonunda kırık boru çıkışı çevresinde yoğun görülen Akdeniz midyesi *Mytilus galloprovincialis* fasiyesinden 20 cm x 20 cm kuadrat içerisinde kalan

tüm biotik materyal spatula ile kazınarak sert zemin örnekleri alınmıştır.

Sediment toksisitesi testi için kullanılacak sediment örnekleri ise 2018 yılı yaz mevsiminde deşarj noktalarından ve deşarj noktasının 50 m açığından sediment yüzeyinin ilk 3 cm'lik kısmından dalgıç marifetiyle toplanmıştır (Burgess ve diğ., 2011).

Fauna çalışması için yapılan bentik örneklemede elde edilen türlerin tayinleri Milachewitch (1916), Sabelli ve diğ. (1990), Sabelli ve diğ. (1992), Giannuzi- Savelli ve diğ. (1994); Giannuzi- Savelli ve diğ. (1997) ve Giannuzi- Savelli ve diğ. (1999)'un çalışmalarına göre yapılmıştır.

2.9. Faunistik Verilerin Analizi

Deşarj hatları çıkış noktalarını biyoçeşitlilik açısından istasyon bazında ve mevsimsel olarak incelemek için Margalef tür zenginliği indeksi, Pielou düzenlilik indeksi, Shannon–Wiener tür çeşitliliği indeksi ve Simpson baskınlık – çeşitlilik indeksi kullanılmıştır.

İlgili analizler PRIMER 6,0 (Massey University; New Zealand) paket programı kullanılarak yapılmıştır (Clarke ve Warwick, 2001). Elde edilen veri log (X+1) ile dönüştürülmüş, Bray-Curtis Benzerlik Matrisi kullanılarak kümelenecek ve dendogram hazırlanmıştır (Field ve diğ., 1982).

Elde edilen gruplar arası farklılığın anlamlılığı ANOSIM (Analysis of similarities – Benzerlik analizi) ile test edilmiştir (Clarke, 1993). Gruplar arası ve grup içi ortalamaların ANOSIM testindeki açıklayıcılığı olan R değeri 0 ile 1 arasında değişmektedir. 0 değeri genel olarak gruplar arası farksızlığı, 1 değeri ise anlamlı farkı temsil etmektedir. $R > 0,75$ grupların keskin ayrılığının; $R > 0,5$ gruplar arasında örtüşme olsa da açıkça ayırt edilebileceğinin ve $R > 0,25$ grupların ayrılabilir olduklarının ifadesi şeklinde yorumlanabilir (Horasanlı, 2016).

Gruplar içi benzerlik ile bu benzerliğe katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı ve gruplar arası farklılıklar ile bu farklılığa katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı

Simper analizi ile ortaya koyulmuştur (Quinn ve Keough, 2002).

2.10. Sediment Tanecik Boyutu, Ph ve Oksidasyon Redoks Potansiyeli Tayini

Sediment tanecik boyutu analizi için 45 °C etüvde bir gece kurutulmuş sedimentler bir dizi elek (2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm ve 0,063 mm) ile manuel olarak elenmiş ve tanecik boyutlarına göre kum (0,063–2 mm) veya Silt ve Kil (<0,063 mm) olarak sınıflandırılmıştır (Folk, 1974).

Sediment örneklerinde pH ve oksidasyon redoks potansiyeli ölçümleri, Hach HQ 30D çoklu parametre cihazı kullanılarak yapılmıştır.

2.11. Toplam Organik Karbon Analizi

Toplam Organik Karbon (TOK) analizi için sedimentler 45 °C etüvde bir gece kurutulmuş, havanda öğütülerek homojenize hale getirilmiş ve 1 gr'lık örnek kapları içerisine alınmıştır. Toplam organik karbon analizi Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezi'nde bulunan Shimadzu SSM-5000A yakma ünitesi ve Shimadzu TOC-L analiz cihazı kullanılarak katı numunelerde direk yakma yöntemi ile ölçülmüştür (Suzuki ve diğ., 1992).

2.12. Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi

Yaklaşık 0,5 g kuru sediment numunesi 75 ml cam tüplere yerleştirilerek 5 ml nitrik asit (Sigma-Aldrich HNO₃; Suprapur %65 1:1) eklenmiş ve tüpler saat camları ile kapatılmıştır. Örnekler 95°C'de 15 dakika parçalanmış ve sonra soğumaya bırakılmıştır. Daha sonra numunelere 2,5 ml konsantre nitrik asit (Suprapur %65) daha ilave edilmiş ve numunelerin 95°C'de 30 dakika daha beklemesi sağlanmıştır. Saat camları kaldırılarak numunelerin 95°C'de 120 dakika daha beklemesi sağlanmıştır. Soğumaya bırakılan tüplere 1 ml su ve 1,5 ml hidrojen peroksit (Sigma-Aldrich H₂O₂; Suprapur %30) ilave edilmiştir. Daha sonra numuneler 95°C'de 30 dakika daha inkübe edilmeye devam edilmiştir. Son aşamada tüplere 1 ml hidrojen peroksit (Suprapur %30) daha eklenmiş ve

tüpler içindeki çözelti hacmi 2,5 ml'ye düşene kadar tüpler ısı bloğunda bekletilmiş ve ardından ısı bloğundan çıkarılarak oda sıcaklığına gelene kadar soğutulmuştur. Daha sonra ultra saf su ile 50 ml'ye seyreltilen numuneler santrifüj tüplerine aktarılmış ve 0,45 mm PTFE filtre ile filtre edilmiştir (Şekil 8). Numuneler analiz edilene kadar 4°C'de saklanmıştır. Ayrıca yukarıda belirtilen tüm süreç içerisinde sediment numunesi eklenmeyen fakat sadece nitrik asit ve hidrojen peroksit eklenen iki tüpe de benzer şekilde uygulanarak kontrol numuneleri hazırlanmıştır (Anonim, 1996; Gedik ve diğ., 2018). Asit parçalama metodu kullanılarak hazırlanan bu numunelerde Cd, Pb, Ni, Fe, Zn, Cu, Al, Cr, Co ve Mn olmak üzere 10 element için ağır metal konsantrasyonları Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Merkezi Araştırma Laboratuvarı Uygulama ve Araştırma Merkezi'nde bulunan İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektroskopisi (ICP-OES) cihazı kullanılarak ölçülmüştür.

Metal konsantrasyonları metallerin derişimleri Formül 1. kullanılarak mg/kg'olarak hesaplanmıştır.

$$\text{Metal derişimi (mg kg}^{-1}\text{)} = (\text{Metal derişimi (mg L}^{-1}\text{)} - (\text{Kör1} + \dots \text{Kör}(n)n)) \times \text{Örnek hacmi (mL)} / \text{Örnek ağırlığı (kg)} \times 1000 .$$



Şekil 8. Metal analizi için sediment örneklerinin hazırlanması

2.12.1. Zenginleştirme Faktörü (EF)

Metal kirliliğinin değerlendirilmesinde zenginleştirme faktörü, (EF) kullanılmıştır. Zenginleştirme faktörü (EF) hesaplanması, sediment kalitesi üzerindeki antropojenik etkileri anlamak için tercih edilen yaklaşımdır (Alkan ve diğ., 2015). Çünkü metal kirliliğinin antropojenik kaynakları doğal olarak oluşan kaynaklardan ayırmaktadır (Özkan, 2012).

Zenginleştirme faktörü (EF), Formül 2. kullanılarak şu şekilde hesaplanmıştır.

$$Ef = \frac{\left\{ \left(\frac{Metal}{Alüminyum} \right) \text{Örnek} \right\}}{\left\{ \left(\frac{Metal}{Alüminyum} \right) \text{Referans} \right\}}$$

Burada $\left\{ \left(\frac{Metal}{Alüminyum} \right) \text{Örnek} \right\}$ sedimentteki ilgili metal konsantrasyonunun

alüminyum konsantrasyonuna oranıdır ve $\left\{\left(\frac{Metal}{Alüminyum}\right)Referans\right\}$ ilgili metal konsantrasyonunun alüminyum konsantrasyonu arka plan referans değerlerine oranıdır. Bu çalışmada arka plan referans metal konsantrasyonu değerleri Turekian ve Wedepohl (1961)'den elde edilmiştir. Zenginleştirme faktörü skalası Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. Zenginleştirme faktörü skalası (Alkan ve diğ., 2015; Cukrov ve diğ., 2011; Feng ve diğ., 2011; Lianfeng ve diğ., 2010)

EF Aralığı	Açıklama
EF <2	Düşük zenginleştirme
2 < EF <5	Orta düzeyde zenginleştirme
5 < EF <20	Önemli zenginleştirme
20 < EF <40	Çok Yüksek zenginleştirme
EF > 40	Aşırı zenginleştirme

2.12.2. Jeoakümülyasyon İndeksi

Müller (1979) tarafından önerilen jeoakümülyasyon indeksi (Igeo), sedimentteki metal konsantrasyonu zenginleştirme derecesini tahmin etmek için kullanılır (Tablo 3) ve Formül 3. kullanılarak aşağıdaki şekilde hesaplanır:

$$Igeo = \log_2\left[\frac{Cn}{1.5Bn}\right]$$

Burada Cn ilgili elementin konsantrasyonunu, Bn ise ilgili elementin arka plan referans konsantrasyonunu ifade etmektedir. 1,5 ise varyasyonel düzeltme faktörüdür.

Tablo 3. Jeoakümülyasyon indeksi sınıfları Müller (1979)

Sınıf	Aralık	Açıklama
0	$Igeo \leq 0$;	Kirlenmemiş
1	$Igeo = 0-1$	Kirlenmemiş - orta derecede kirlenmiş
2	$Igeo = 1-2$	Orta derecede kirlenmiş
3	$Igeo = 2-3$	Orta derecede - şiddetli kirlenmiş

Tablo 3 (devamı). Jeoakümülyasyon indeksi sınıfları Müller (1979)

Sınıf	Aralık	Açıklama
4	Igeo = 3–4	Şiddetli kirlenmiş
5	Igeo = 4–5	Şiddetli kirlenmiş - aşırı derecede kirlenmiş
6	Igeo > 5	Aşırı derecede kirlenmiş

2.12.3. Kirlilik Faktörü (Cf) ve Kirlilik derecesi (Cd)

Kirlilik faktörü (Cf), ortalama şeyl değerleri (Turekian ve Wedepohl, 1961) veya ortalama yerkabuğu bolluk miktarı (Taylor, 1972) kullanılarak hesaplanan sedimentte bulunan bir elementin konsantrasyonunun ilgili elementin arka plan referans değerine oranıdır. Kirlilik derecesi (Cd) ise sedimentteki tüm metaller için Kirlilik faktörlerinin (Cf) toplamıdır (Aksu ve diğ., 1998). Kirlilik derecesi sınıfları Tablo 4’te verilmiştir. Kirlilik faktörü (Cf) ve Kirlilik Derecesi (Cd) Formül 4. kullanılarak şu şekilde hesaplanmıştır.

$$Cf = \frac{\{(E. Konsantrasyonu) \text{ Örnek}\}}{\{(E. Konsantrasyonu) Referans\}}$$

$$Cd = \sum_i^n Cf$$

Tablo 4. Kirlilik derecesi sınıfları (Özkan, 2012)

Aralık	Açıklama
$Cd < 8$	Düşük derecede kirlenme
$8 \leq Cd < 24$	Orta derecede kirlenme
$24 \leq Cd < 48$	Önemli derecede kirlenme
$Cd > 48$	Çok yüksek derecede kirlenme

2.13. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH), Poliklorlu Bifeniller (PCB) ve Organoklorlu Pestisitlerin (OCP) Belirlenmesi

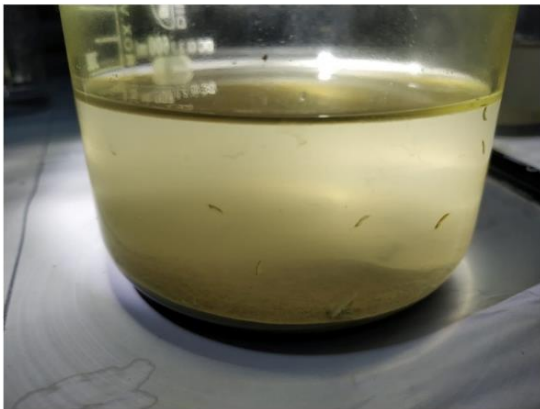
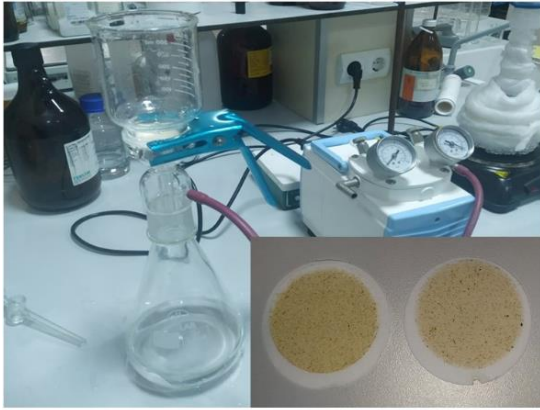
Deşarj bölgeleri ve çevresinden alınan sediment numuneleri liyofilizasyon işlemi ve soxhlet ekstraksiyonu ardından örneklerde polisiklik aromatik hidrokarbonlar için ISO 11338-2, EPA Metot 3540C, poliklorlu bifeniller için ISO 10382 ve organoklorlu pestisitler için EPA Metot 3535A, EPA Metot 8270D kullanılarak ilgili analizler Gaz Kromatografisi-Kütle Spektrometresi (GC-MS-MS) cihazı kullanılarak TÜBİTAK Marmara Araştırma Merkezi Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü Laboratuvarlarında yapılmıştır.

2.14. Sediment Toksisitesi Testi

Bu çalışmada deşarj noktalarından ve deşarj noktasının 50 m açığından alınan sediment örneklerine ekolojik açıdan kaygı duyulan alanlarda sediment kalitesini belirlemek amacıyla kullanılan ‘Sediment Toksisitesi Testi’ uygulanmıştır. Test sürecinde biyo-indikatör tür olarak Rize ili, Ardeşen ilçesi, Fırtına Nehri ağzında intertidal bölgede Akdeniz midyesi *Mytilus galloprovincialis* fasiyesi içerisinde el ile örneklenen amfipod *Echinogammarus olivii* kullanılmıştır. Toplanan örnekler deniz suyu içerisinde ve havalandırılarak sıcaklığı daha önceden 18-21°C aralığına sabitlenen laboratuvara getirilmiş ve test başlatılana kadar karanlık ortamda muhafaza edilmiştir. Test düzeneği 8 istasyon ve bir kontrol grubu serisinde ayrı ayrı 3 tekerrürlü olacak şekilde toplam 27 deney kabından oluşmaktadır. Analiz için hazırlanan 60 gr’lık sedimentler borosilikat 3,3 camdan üretilen 600 ml’lik deney kapları içerisine alınmıştır. Üzerine daha önceden Karadeniz’in Rize açıklarından alınan filtrelenmiş ve sterilize edilmiş 240 ml deniz suyu eklenmiştir. Her deney kabı içerisi sterilize edilmiş hava taşları yerleştirilmiş ve su kolonunda nazik_havalandırma sağlanmıştır. Test için hazır hale getirilen deney kapları içerisine 20’şer adet 3-4 mm boyutlarında ve ergin *Echinogammarus olivii* bireylerinden toplam 540 adet eklenmiştir (Şekil 9). Tüm Sediment Toksisitesi (Whole Sediment Toxicity) testi 20°C sıcaklık ve %17 tuzlulukta 7 gün süreyle uygulanmıştır. Foto-periyot 10 saat aydınlık (gün ışığı) ve 14 saat karanlık olarak belirlenmiştir. Test süresince amfipodlara herhangi bir besin verilmemiştir. Ortam sıcaklığı her gün 3 kez ve su sıcaklığı, tuzluluk, pH ve çözünmüş oksijen

konsantrasyonları test sırasında 1., 2. ve 3. günlerde Hach HQ 30D ve Consort C5010 çoklu parametre cihazları kullanılarak toplam üç kez ölçülmüştür. Ölü *Echinogammarus olivii* bireyleri günlük olarak sayılmıştır. Test geçerliliği açısından kabul kriteri olarak kontrol gruplarında yaşama oranı %80 ve üzeri olarak belirlenmiştir (Burgess ve diğ., 2011). Toksik etkilerin doğru bir şekilde tespit edilmesi için hayatta kalma oranları kontrol grubu ile karşılaştırılarak istatistiksel olarak değerlendirilmiştir (Simpson ve diğ., 2016). Sediment toksisitesi testi Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Teknik Bilimler Meslek Yüksekokulu, Kimya laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.





Şekil 9. Sediment Toksisitesi Testi deney ortamı

2.15. İstatistiksel Analizler

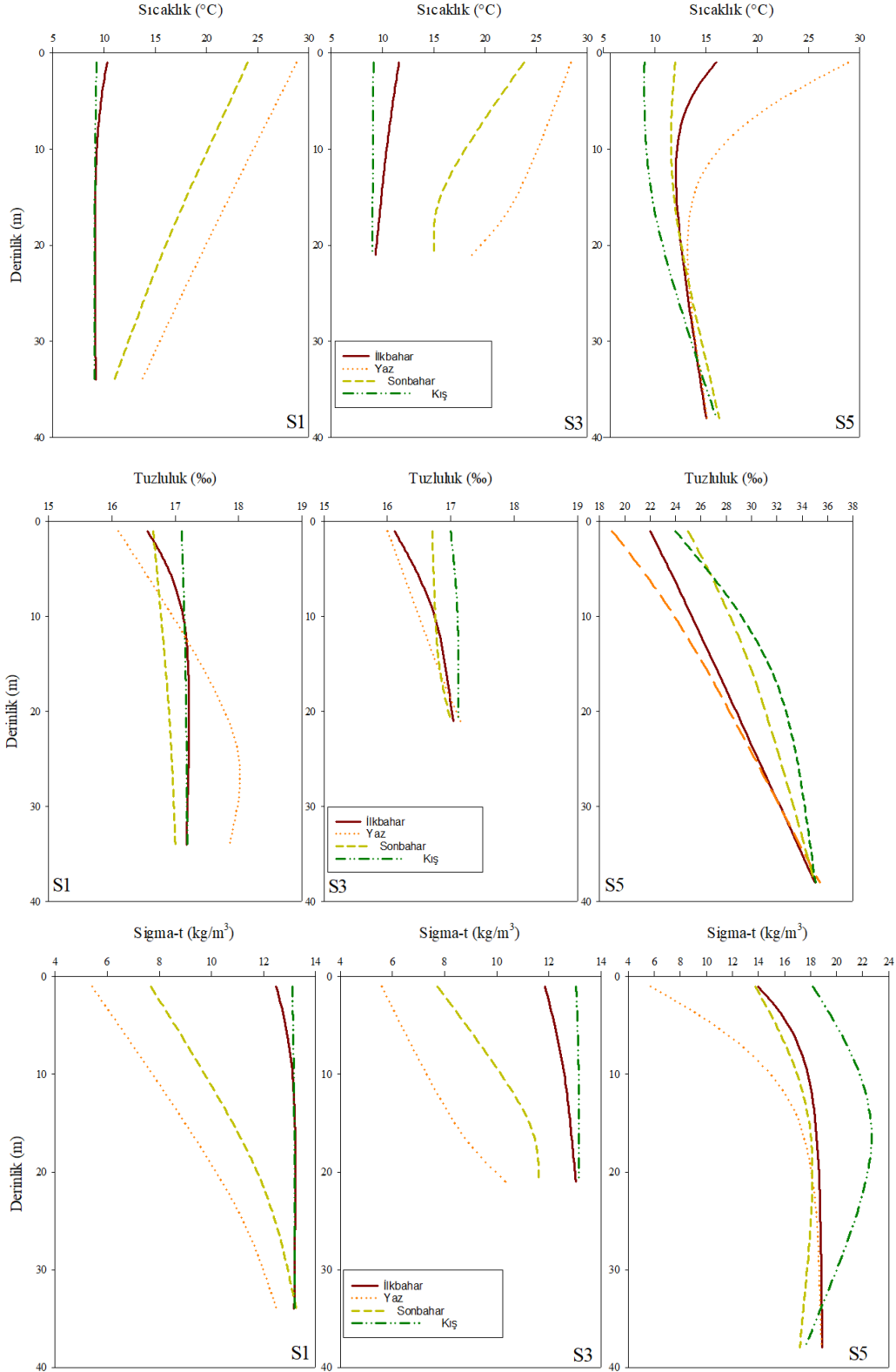
Veri setinin istatistiksel analizi IBM SPSS Statistics (NY: IBM Corp., USA) paket programı ve JMP® Statistical Software Version 14 (SAS Institute Inc., Cary, USA) paket programı kullanılarak yapılmıştır. Deşarj noktaları ve yakınındaki alanlarda ağır metal kirliliğini karşılaştırmak için Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. Örnekleme istasyonlarını birbirleri arasında karşılaştırmak ve ayrıca sediment toksisite testi hayatta kalma oranlarını kontrol grubu hayatta kalma oranları ile karşılaştırmak için tek yönlü varyans analizi (ANOVA) ve ardından Tukey Testi kullanılmıştır. Anlamlılık düzeyi $p < 0,05$ olarak belirlenmiştir (Miller ve Miller, 2005; Simpson ve diğ., 2016).



3. BULGULAR

3.1. Deniz Suyu Sıcaklık, Tuzluluk ve Sigma-theta (σ_T) Değişimleri

S1, S3 ve S5 istasyonlarına sıcaklık, tuzluluk ve σ_T değerinin mevsimsel olarak derinliğe göre değişimleri Şekil 10'da verilmiştir. S7 istasyonu sığ bir istasyon olduğu için veriler grafiğe eklenmemiştir. S7 istasyonu için yüzey suyu sıcaklığı, mevsimsel olarak ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış ayları için sırasıyla 16,22 °C, 29,01 °C, 11,8 °C ve 8,9 °C; tuzluluk sırasıyla ‰21,15; ‰19; ‰25,01 ve ‰27,85 ve σ_T sırasıyla 13,45 kg/m³; 5,66 kg/m³; 13,82 kg/m³ ve 20,84 kg/m³ olarak kaydedilmiştir.



Şekil 10. S1, S3 ve S5 istasyonlarına sıcaklık, tuzluluk ve σ_T mevsimsel olarak derinliğe göre değişimleri

3.2. Derin Deniz Deşarj Hatları Faunası

3.2.1. Görsel Sayım ve Video Sörvey Bulguları

Bu çalışma kapsamında bahsi geçendeşarj hatlarının difüzörleri boyunca dalış yapılarak su altı görsel sayım tekniği ve video sörvey metodu kullanılarakdeşarj noktalarında balık türleri belirlenmeye çalışılmıştır. Ayrıca tür çeşitliliğinin bazı mevsimler için sınırlı olmasından ve istasyonların karakteristik özelliklerini yansıtan ve transekt içerisinde bulunan ve göz ile net şekilde ayrılan omurgasız türleri de görsel sayım verilerine dahil edilmiştir. Transekt içerisinde 6 sınıf ve 23 familyaya ait toplam 25 türe ait 9826+ birey gözlemlenmiştir.

Trachurus trachurus (Linnaeus, 1758), *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) ve *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) türlerine S1 istasyonunda 4 mevsim rastlanmıştır. *T. trachurus* türü 500+ birey ile S1 istasyonunda yaz mevsiminde en çok görülen türdür. *T. trachurus* (Linnaeus, 1758) ve *R. venosa* (Valenciennes, 1846) türlerine S3 istasyonunda 4 mevsim rastlanırken *M. barbatus* türüne sadece ilkbahar ve yaz mevsimlerinde rastlanmıştır. S5 ve S7 istasyonları için *Gobius niger* (Linnaeus, 1758) türüne 4 mevsimde de rastlanılmıştır. Ayrıca kış mevsiminde S5 istasyonundadeşarj hattı difüzörü boyunca oluşturulan transekt (hat) içerisinde 500+ birey sayısı ile en yüksek birey sayısına sahip türdür. S7 istasyonunda *Clibanarius erythropus* (Latreille, 1818), *Asterias rubens* (Linnaeus, 1758), *R. venosa* ve *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) 4 mevsimde rastlanan diğer türlerdir. *Atherina boyeri* (Risso, 1810) 101 – 200 birey ile S7 istasyonunda yaz mevsiminde en çok görülen türdür.

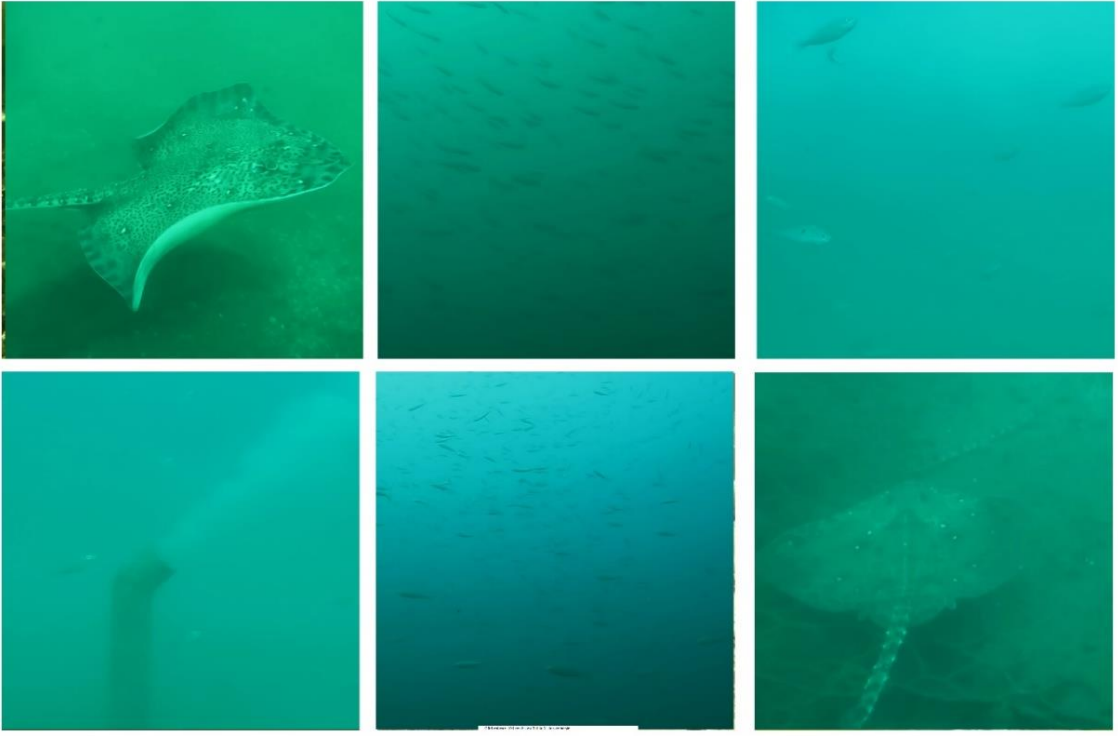
Gözlemlenen türlerin listesi Tablo 5'te verilmiştir. Gözlemlenen türlerin fotoğrafları Şekil 11-12'de verilmiştir.

Tablo 5. Görsel sayım ve video sörvey sırasında gözlenen türler

Gözlenen Türler	Sınıf	Familya
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Carangidae
<i>Raja clavata</i> (Linnaeus, 1758)	Elasmobranchii	Rajidae
<i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	Elasmobranchii	Dasyatidae

Tablo 5 (devamı). Görsel sayım ve video sörvey sırasında gözlenen türler

Gözlenen Türler	Sınıf	Familiya
<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Engraulidae
<i>Spicara flexuosa</i> (Rafinesque, 1810)	Actinopterygii	Centracanthidae
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	Actinopterygii	Pomatomidae
<i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Mullidae
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Serranidae
<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Gadidae
<i>Scorpaena porcus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Scorpaenidae
<i>Brachynotus sexdentatus</i> (Risso, 1827)	Malacostraca	Varunidae
<i>Liocarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758)	Malacostraca	Polybiidae
<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Actinopterygii	Atherinidae
<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Gobiidae
<i>Parablennius gattorugine</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Blenniidae
<i>Palaemon elegans</i> (Rathke, 1837)	Malacostraca	Palaemonidae
<i>Syngnathus tenuirostris</i> (Rathke, 1837)	Actinopterygii	Syngnathidae
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Labridae
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	Actinopterygii	Labridae
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	Actinopterygii	Serranidae
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	Gastropoda	Muricidae
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	Bivalvia	Mytilidae
<i>Astropecten sp.</i>	Asteroidea	Astropectinidae
<i>Asterias rubens</i> (Linnaeus, 1758)	Asteroidea	Asteriidae
<i>Clibanarius erythropus</i> (Latreille, 1818)	Malacostraca	Diogenidae



Şekil 11. S1 ve S3 istasyonunda gözlenen türlerin fotoğrafları

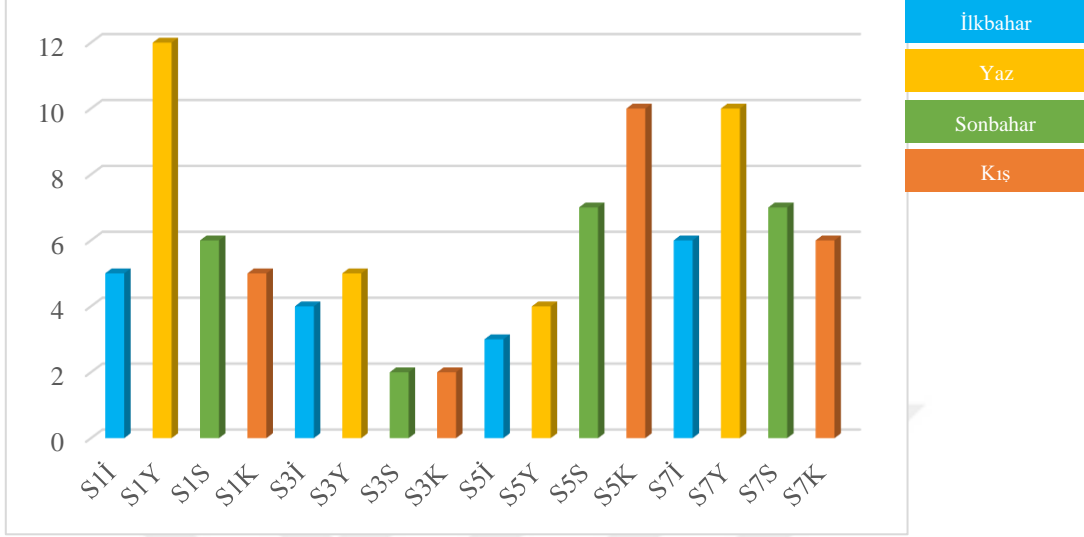


Şekil 12. S5 ve S7 istasyonunda gözlenen türlerin fotoğrafları

3.2.2. Çeşitlilik, Zenginlik, Düzenlilik ve Baskınlık indeksleri

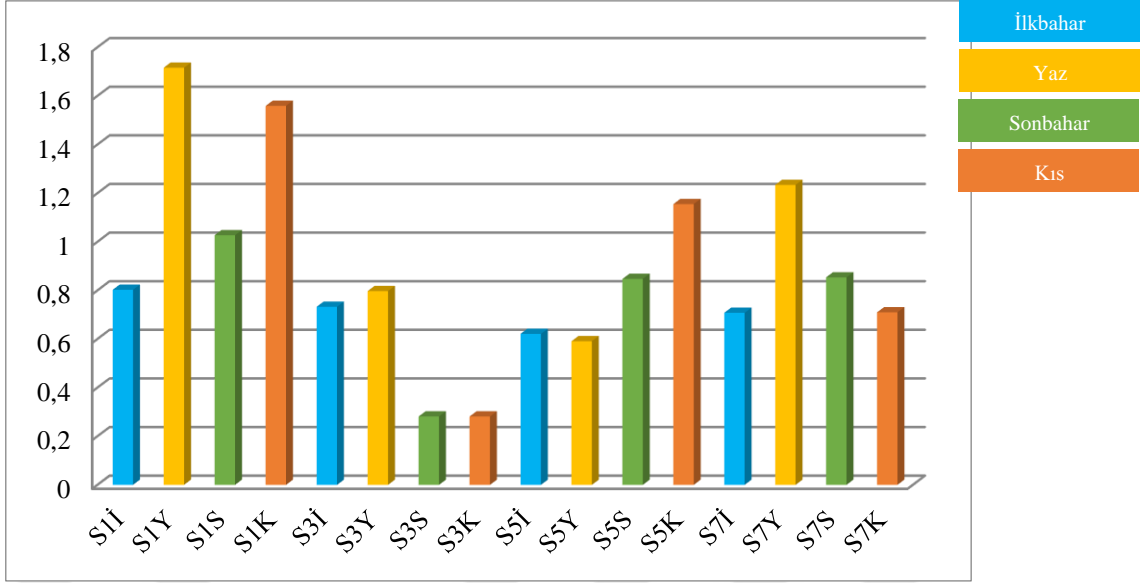
En yüksek tür sayısı 12 tür ile yaz mevsiminde S1 istasyonunda gözlenirken yine yaz mevsiminde 10 tür ile S7 istasyonu ve kış mevsiminde S5 istasyonu takip etmektedir.

En düşük tür sayısı ise 2 tür ile sonbahar ve kış mevsiminde S3 istasyonunda gözlemlenmiştir (Şekil 13).



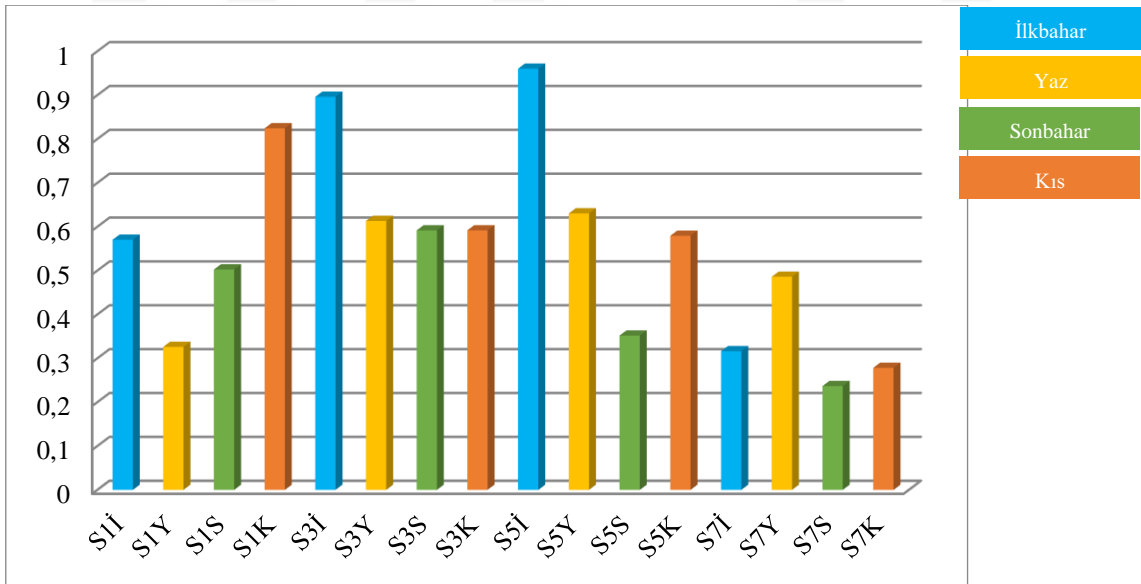
Şekil 13. İstasyonlara ve mevsimlere göre tür sayılarının dağılımı

Biyoçeşitliliği analiz etmek için Margalef tür zenginliği indeksi, Pielou düzenlilik indeksi, Shannon–Wiener tür çeşitliliği indeksi ve Simpson baskınlık – çeşitlilik indeksi kullanılarak deşarj hatları çıkış noktaları istasyon bazında ve mevsimlik olarak incelendiğinde Margalef tür zenginliği indeksi’ne göre yaz mevsiminde S1 istasyonunun 1,71 değeri ile en büyük tür zenginliğine sahip olduğu ve yine kış mevsiminde S1 istasyonunun 1,56 değeri ile takip ettiği gözlemlenmiştir. Bununla birlikte en düşük tür zenginliğinin ise 0,28 değeri ile sonbahar ve kış mevsiminde S3 istasyonunda olduğu tespit edilmiştir (Şekil 14).



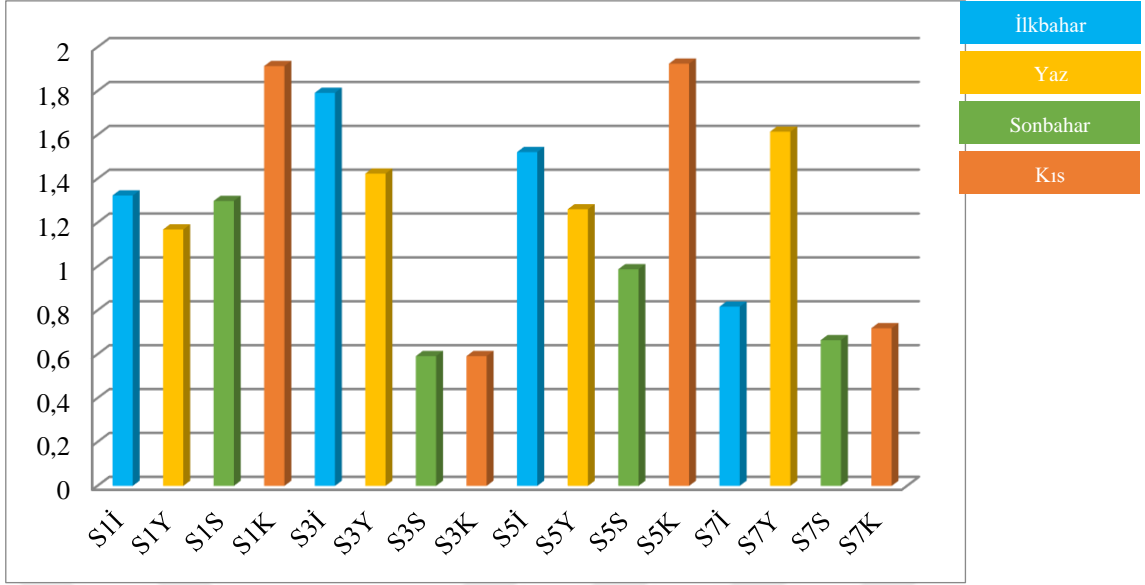
Şekil 14. İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Margalef Tür Zenginliği İndeksi (d) grafiği

En yüksek düzenlilik indeksi değeri 0,96 ile ilkbahar mevsiminde S5 istasyonunda, en düşük düzenlilik indeksi değeri ise 0,24 ile sonbahar mevsiminde S7 istasyonunda tespit edilmiştir (Şekil 15).



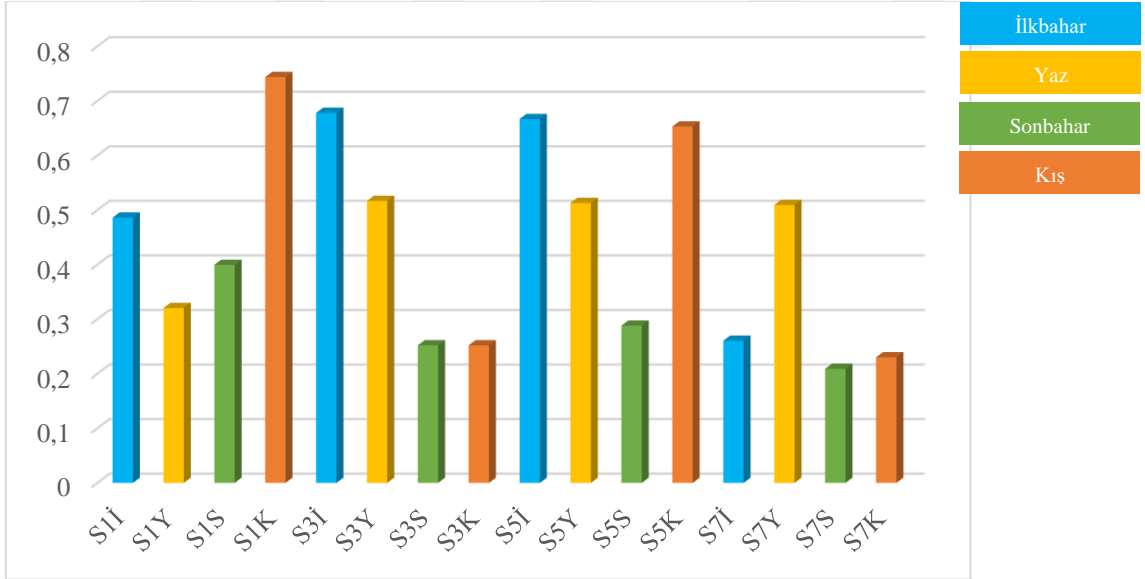
Şekil 15. İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Pielou'nun Düzenlilik İndeksi (J') grafiği

Shannon–Wiener tür çeşitliliği indeksine göre en yüksek çeşitlilik 1,93 değeri ile kış mevsiminde S5 istasyonunda tespit edilirken 1,91 değeri ile kış mevsiminde S1 istasyonu takip etmektedir (Şekil 16).



Şekil 16. İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Shannon - Wiener Tür Çeşitliliği İndeksi (H') grafiği

Simpson baskınlık – çeşitlilik indeksine göre en yüksek baskınlık-çeşitlik değeri S1 istasyonunda kaydedilmiştir (Şekil 17).

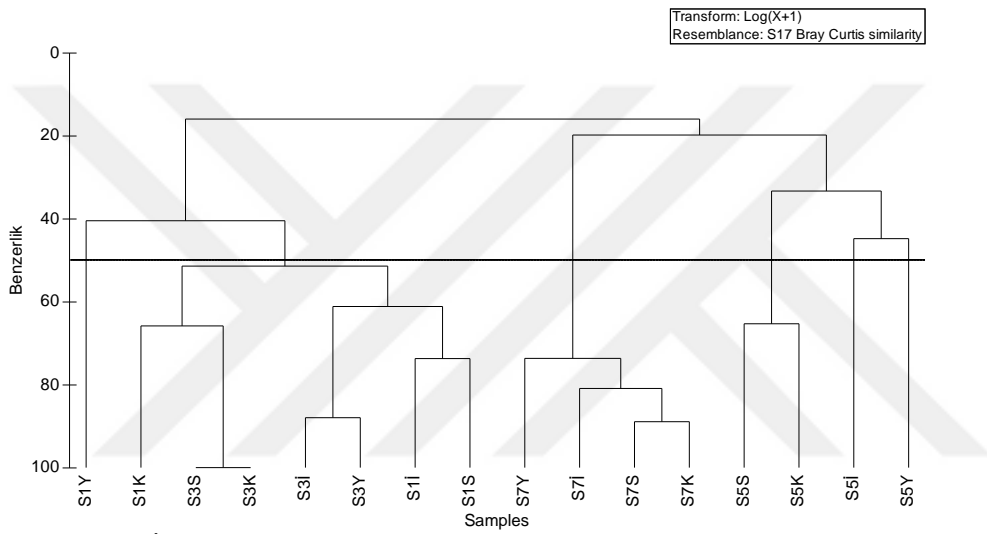


Şekil 17. İstasyonlara ve mevsimlere göre hesaplanan Simpson Baskınlık-Çeşitlilik İndeksi ($1-\lambda$) grafiği

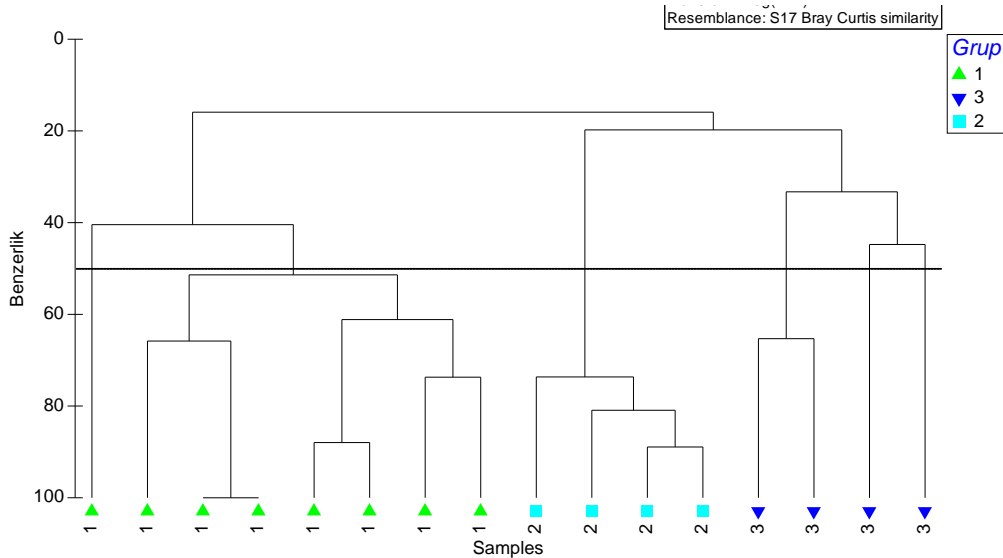
3.2.3. Bolluk Verisinin Değerlendirilmesi

Derin deniz deşarjı yapılarının difüzör hatları boyunca yapılan görsel sayımlarda gözlenen 25 türün bolluk verisi $\log(x+1)$ ile dönüştürülmüş ve Bray Curtis benzerlik

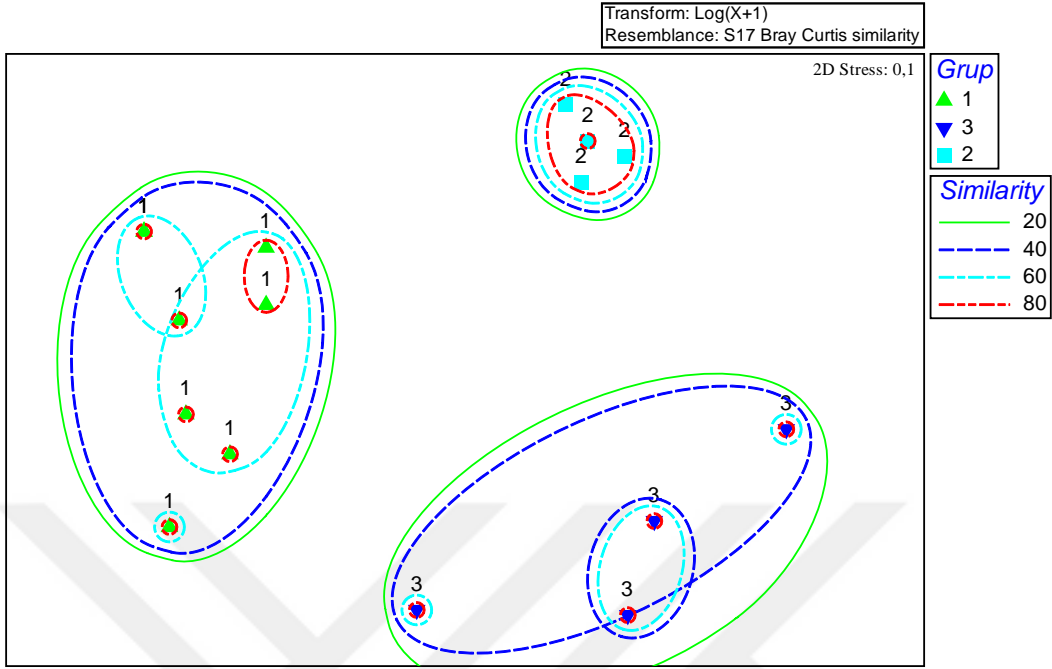
matrisi uygulanmıştır. İstasyonlar ve mevsimler ortak faktör olarak değerlendirilmiş ve kümeleme analizi gerçekleştirilmiştir ve analiz sonucu oluşan dendogram istasyonlar arası ayrımı keskin şekilde göstermektedir ve bu durumun sağlaması çok boyutlu ölçeklendirme (MDS) analizi ile de yapılmıştır (Şekil 18 ve Şekil 19) (Clarke, 1993). Oluşan ayrımda S1-S3 istasyonları (Rize ve Rize Pazar) aynı grup içerisinde yer alırken farklı derinlik aralığı ve habitatları temsil eden S5 ve S7 İstasyonları (Yalova ve Yalova eski) ayrı gruplar olarak toplanmış böylece beklendiği gibi 3 farklı grup oluşmuştur (Şekil 20).



Şekil 18. İstasyonlara ve mevsimlere göre Bray-Curtis Benzerlik analizine dayalı kümeleme analizi dendogramı



Şekil 19. Kümeleme analizi sonucu ortaya çıkan gruplar dendogramı



Şekil 20. İstasyonlara ve mevsimlere göre çok boyutlu ölçeklendirme (MDS) analizi ve grupların dağılımı

Gruplar içi benzerlik ile bu benzerliğe katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı ve gruplar arası farklılıklar ile bu farklılığa katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı Simper analizi ile ortaya koyulmuştur. S1-S3 istasyonlarını (Rize ve Rize Pazar) temsil Grup 1 için benzerliğe 3 türün (*Rapana venosa*, *Trachurus trachurus* ve *Mullus barbatus*) %93,88 oranında kümülatif katkısı olduğu tespit edilmiştir. S7 (Yalova eski) istasyonunu temsil eden Grup 2 için 5 türün (*Mytilus galloprovincialis*, *Asterias rubens*, *Clibanarius erythropus*, *Rapana venosa* ve *Gobius niger*) benzerliğe kümülatif katkısı %91,18 olarak tespit edilmiştir. S5 istasyonunu (Yalova yeni) temsil eden Grup 3 için 5 türün (*Merlangius merlangus euxinus*, *Gobius niger*, *Asterias rubens*, *Trachurus trachurus* ve *Palaemon elegans*) benzerliğe kümülatif katkısı %91,88 olarak tespit edilmiştir.

Gruplar içi benzerlik ile bu benzerliğe katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı ve gruplar arası farklılıklar ile bu farklılığa katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı Tablo 6'da verilmiştir.

Tablo 6. Gruplar içi benzerlik ve gruplar arası farklılıklar ile katkı sağlayan türlerin yüzde katkı oranı

GRUPLAR	BENZERLİK (%)			FARKLILIK (%)		
	1	2	3	1-2	1-3	2-3
Ortalama Benzerlik - Farklılık %	54,92	78,61	40,53	81,93	86,21	80,21
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	42,4	9,9		3,11	12,42	6,27
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	39,88		12,18	11,47	9,38	6,45
<i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	11,6			4,62	6,22	
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)		36,72		22,61		20,88
<i>Asterias rubens</i> (Linnaeus, 1758)		24,53	15,09	16,48	9,93	6,76
<i>Clibanarius erythropus</i> (Latreille, 1818)		13,53		10,28		8,71
<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)		6,42	27,04		12,46	4,8
<i>Merlangius merlangus euxinus</i> (Nordman, 1840)			29,05		11,66	8,8
<i>Palaemon elegans</i> (Rathke, 1837)			8,51		9,34	7,67
<i>Liocarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758)					5,45	4,03
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)				6,76		5,8
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)					2,57	
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)					2,57	
<i>Parablennius gattorugine</i> (Linnaeus, 1758)				5,09		4,33
<i>Asteropecten sp.</i>					4,92	4,05
<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)				3,47		3,06
<i>Spicara flexuosa</i> (Rafinesque, 1810)				2,74	3,11	

Ayrıca ANOSIM analizinde $R=0,963$ hesaplanmıştır ($p<0,01$). Bu test sonucunda $R>0,75$ değerinin elde edilmesi grupların keskin şekilde ayrılığını işaret etmektedir.

3.2.4. Sediment Canlı Kompozisyonu

Derin deniz deşarj hatları çıkış noktaları ve 50 metre açıklarını temsil eden toplam 8 istasyondan mevsimsel olarak yapılan bentik örneklemelemlerde alınan sedimentler içerisinde Gastropoda, Bivalvia ve Malacostraca sınıflarına ait 9 familyadan 11 türde toplam 1625 birey/m² elde edilmiştir. Toplam 125 birey/m² ile *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) ve *Gouldia minima* (Montagu, 1803), 200 birey/ m² ile *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) S1 istasyonunda her mevsimde görülmüştür. S1 istasyonunda

ayrıca yaz mevsiminde *Lucinella divaricata* (Linnaeus, 1758) ve *Anadara cornea* (Reeve, 1844) türlerine rastlanırken *Diogenes pugilator* (P. Roux, 1829) türüne sadece kış mevsiminde rastlanmıştır. *Bittium reticulatum* (da Costa, 1778) ve *Tritia neritea* (Linnaeus, 1758) türlerine ait çok sayıda fosil elde edilmiştir. S2 istasyonunda sadece 150 birey/m² ile *Gouldia minima* (Montagu, 1803) türü yaz mevsiminde ve 50 birey/m² ile *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) türleri ilkbahar ve yaz mevsimlerinde gözlenmiştir. Toplam 250 birey/ m² ile S3 istasyonunda sadece *Diogenes pugilator* (P. Roux, 1829) türü ilkbahar ve yaz mevsimlerinde gözlenirken S4 istasyonunda herhangi bir canlıya rastlanmamıştır. S5 istasyonunda sadece 125 birey/m² ile *Diogenes pugilator* (P. Roux, 1829) ve 25 birey/m² ile *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) türlerine yaz mevsiminde rastlanmıştır. S6 istasyonunda herhangi bir canlıya rastlanmamıştır. Ayrıca S5 ve S6 istasyonlarında *Bittium reticulatum* (da Costa, 1778) türüne ait çok sayıda fosil elde edilmiştir. S7 istasyonunda sadece yaz mevsiminde 400 birey/ m² ile *Bittium reticulatum* (da Costa, 1778) türüne ve 25 birey/ m² ile *Tritia reticulata* (Linnaeus, 1758) ve *Seila trilineata* (Philippi, 1836) türlerine rastlanmıştır. S8 istasyonunda herhangi bir canlıya rastlanmamıştır. Sediment örneklerinden elde edilen bentik türler Tablo 7’de verilmiştir.

Tablo 7. Sediment örneklerinden elde edilen bentik türler

Gözlenen Türler	Sınıf	Familya
<i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)	Gastropoda	Cerithiidae
<i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)	Gastropoda	Cerithiidae
<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus, 1758)	Bivalvia	Veneridae
<i>Tritia neritea</i> (Linnaeus, 1758)	Gastropoda	Nassariidae
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	Gastropoda	Muricidae
<i>Lucinella divaricata</i> (Linnaeus, 1758)	Bivalvia	Lucinidae
<i>Diogenes pugilator</i> (P. Roux, 1829)	Malacostraca	Diogenidae
<i>Anadara cornea</i> (Reeve, 1844)	Bivalvia	Arcidae
<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)	Bivalvia	Mactridae
<i>Tritia reticulata</i> (Linnaeus, 1758)	Gastropoda	Nassariidae
<i>Seila trilineata</i> (Philippi, 1836)	Gastropoda	Cerithiopsidae

Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin fotoğrafları Şekil 21’de ve 1 cm’den küçük boyutta olanların mikroskop altında görüntüleri Şekil 22’de verilmiştir.



Şekil 21. Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin fotoğrafları



Şekil 22. Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin mikroskop altında görüntüleri



Şekil 23. Sediment örneklerinden elde edilen bentik türlerin mikroskop altında görüntülerinin incelenmesi

S7 istasyonunda kırık boru çıkışı çevresinde yoğun görülen Akdeniz midyesi *Mytilus galloprovincialis* fasiyesinden mevsimsel olarak alınan sert zemin örnekleri incelendiğinde Gastropoda, Polychaeta, Bivalvia ve Malacostraca sınıflarına ait 11 familyada 14 türe ait 5000+ birey/m² tespit edilmiştir (Tablo 8.). *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), *Pisidia bluteli* (Risso, 1816) ve *Pilumnus hirtellus* (Linnaeus, 1761) türleri her mevsim gözlenen türler olmuşlardır. Toplam 1775 birey/m² ile sonbahar mevsimi en çok bireyin elde edildiği mevsim olarak kaydedilmiştir. Bolluk yönünden değerlendirildiğinde en çok olan türler sırasıyla *Mytilus galloprovincialis* ve *Pilumnus hirtellus* türleridir.

Tablo 8. S7 İstasyonundan kuadrat ile örneklenen bentik türler

Türler	Sınıf	Familya
<i>Ostrea edulis</i> (Linnaeus, 1758)	Bivalvia	Ostreidae
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	Bivalvia	Pectinidae
<i>Steromphala adansonii</i> (Payraudeau, 1826)	Gastropoda	Trochidae

Tablo 8 (devamı). S7 İstasyonundan kuadrat ile örneklenen bentik türler

Türler	Sınıf	Familya
<i>Pisidia bluteli</i> (Risso, 1816)	Malacostraca	Porcellanidae
<i>Pilumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)	Malacostraca	Pilumnidae
<i>Athanas nitescens</i> (Leach, 1814 [in Leach, 1813-1815])	Malacostraca	Alpheidae
<i>Aequipecten opercularis</i> (Linnaeus, 1758)	Bivalvia	Pectinidae
<i>Gibbula albida</i> (Gmelin, 1791)	Gastropoda	Trochidae
<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)	Bivalvia	Hiatellidae
<i>Alpheus glaber</i> (Olivi, 1792)	Malacostraca	Alpheidae
<i>Rissoa splendida</i> (Eichwald, 1830)	Gastropoda	Rissoidae
<i>Nereis zonata</i> (Malmgren, 1867)	Polychaeta	Nereididae
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	Bivalvia	Mytilidae
<i>Amphithoe sp.</i>	Malacostraca	Ampithoidae

3.3. Toksikolojik Değerlendirmeye İlişkin Bulgular

3.3.1. Sediment Tanecik Boyutu, pH ve Oksidasyon Redoks Potansiyeli

Sediment örneklerinin Sediment Tanecik Boyutu, pH ve Oksidasyon Redoks Potansiyeli değerleri Tablo 9’da verilmiştir.

Sediment tanecik boyutu %20,56-97,65 arası kum ve %2,35-79,44 arası silt ve kil olduğu hesaplanmıştır. Sediment örneklerinin pH değerlerinin 7,13 ile 7,75 arasında değiştiği görülürken, oksidasyon redoks potansiyellerinin ise 162,4 ve 207,3 mV arasında değiştiği tespit edilmiştir.

Tablo 9. Sediment örneklerinin genel özellikleri

İstasyonlar	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
pH	7,40	7,75	7,45	7,36	7,13	7,17	7,50	7,53
ORP(mV)	162,4	168,5	207,3	183,3	191,0	196,3	192,4	193,6
Kum (%)	96,92	97,65	59,51	52,42	20,56	25,25	93,55	91,85
Silt ve Kil (%)	3,08	2,35	40,49	47,58	79,44	74,75	6,45	8,15

3.3.2. Toplam Organik Karbon

Sediment örneklerinin toplam organik ve inorganik madde miktarı değerleri Tablo 10'da verilmiştir.

Toplam organik karbon miktarının $1,43 \pm 0,16$ ile $2,66 \pm 0,09$ arasında olduğu tespit edilmiştir.

Tablo 10. Organik ve inorganik madde miktarı

İstasyonlar	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
TOK ^a (%)	1,59 $\pm 0,10$	1,58 $\pm 0,04$	2,06 $\pm 0,24$	1,98 $\pm 0,08$	2,41 $\pm 0,32$	2,66 $\pm 0,09$	1,68 $\pm 0,08$	1,43 $\pm 0,16$
TK ^b (%)	1,77 $\pm 0,09$	1,74 $\pm 0,07$	2,11 $\pm 0,23$	2,03 $\pm 0,07$	6,34 $\pm 0,13$	3,10 $\pm 0,11$	2,06 $\pm 0,11$	1,73 $\pm 0,07$
İK ^c (%)	0,19 $\pm 0,03$	0,16 $\pm 0,02$	0,04 $\pm 0,01$	0,05 $\pm 0,01$	3,93 $\pm 0,21$	0,43 $\pm 0,12$	0,38 $\pm 0,04$	0,30 $\pm 0,23$

Sonuçlar ortalama \pm standart sapma olarak verilmiştir. a: Toplam Organik Karbon (%), b: Toplam Karbon (%), c: İnorganik Karbon (%).

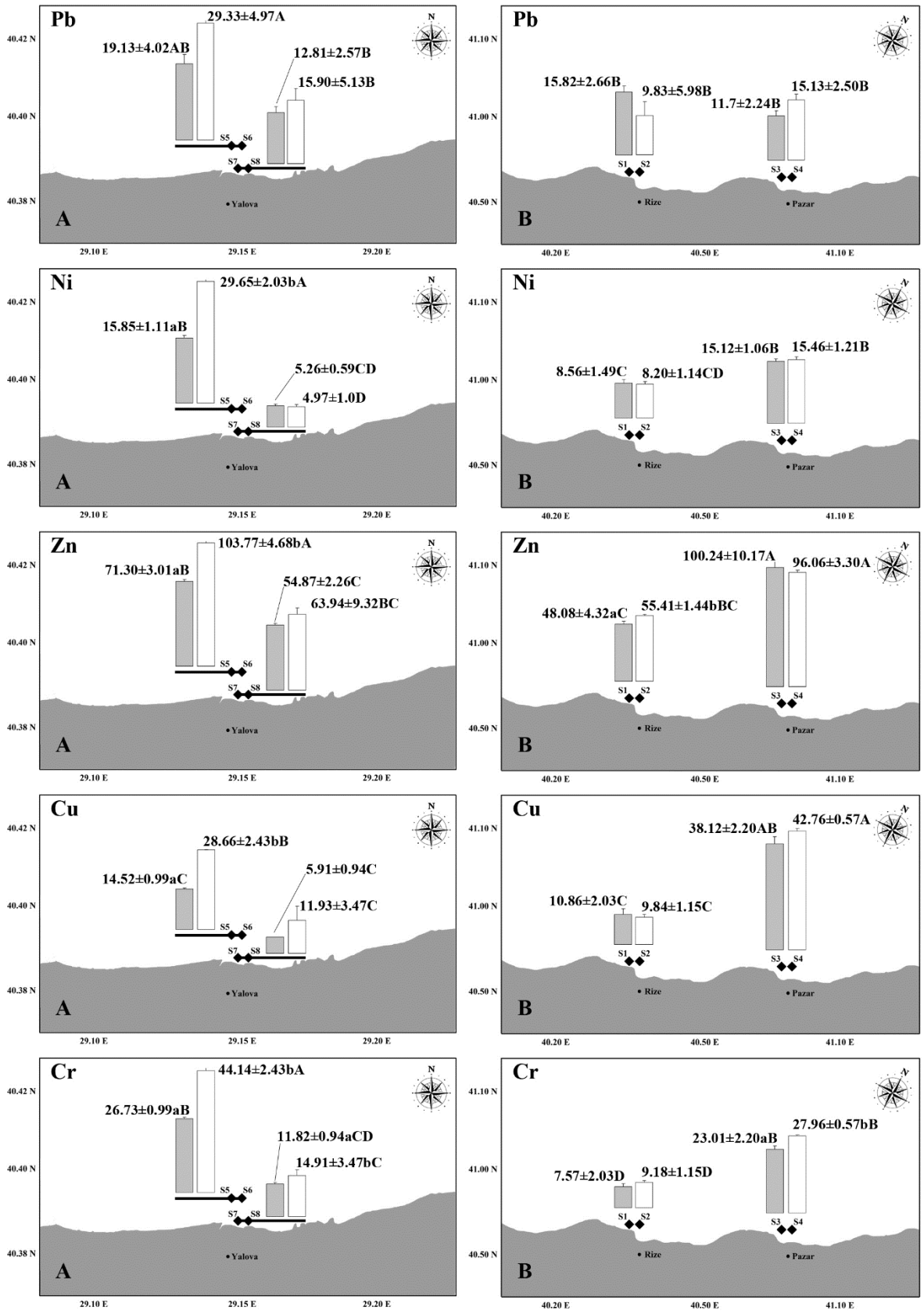
3.3.3. Metal Konsantrasyonları

İstasyonlar bazında en yüksek metal konsantrasyonları, Ni için 4,97-29,65 mg/kg; Cr için 7,57– 44,14 mg/kg; Cu için 9,84–42,76 mg/kg; ve Zn için 48,08–103,77 mg/kg arasında değişmektedir ve önemli metal konsantrasyonları Şekil 23'de verilmiştir.

Yüksek seviyede Manganez (Mn) bileşikleri ile en yüksek toplam metal konsantrasyonu S4 istasyonunda tespit edilirken en düşük toplam metal konsantrasyonu ise S7'de tespit edilmiştir.

Tüm istasyonlar için Cd konsantrasyonu tespit limitinin altında olduğundan (tespit limiti = 0,05 mg/kg) ve Fe konsantrasyonları beklenen yüksek değerlerde olduğundan Cd ve Fe elementleri bu çalışmada dikkate alınmamıştır.

Ayrıca sediment örneklerinin metal konsantrasyonları ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (SKY) Tablo 11'de verilmiştir.



Şekil 24. Ağır metal konsantrasyonları

Tablo 11. Metal konsantrasyonları ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (SKY) (mg/kg)

İstasyonlar	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	US EPA (SKY)		
									Kirli Değeri	Orta Derece Kirli	Oldukça Kirli
Pb	15,82±2,66B	9,83±5,98B	11,7±2,24B	15,13±2,50B	19,13±4,02AB	29,33±4,97A	12,81±2,57B	15,90±5,13B	<40	40–60	>60
Ni	8,56±1,49C	8,20±1,14CD	15,12±1,06B	15,46±1,21B	15,85±1,11aB	29,65±2,03bA	5,26±0,59CD	4,97±1,0D	<20	20–50	>50
Zn	48,08±4,32aC	55,41±1,44bBC	100,24±10,17A	96,06±3,30A	71,30±3,01aB	103,77±4,68bA	54,87±2,26C	63,94±9,32BC	<90	90–200	>200
Cu	10,86±2,03C	9,84±1,15C	38,12±2,20AB	42,76±0,57A	14,52±0,99aC	28,66±2,43bB	5,91±0,94C	11,93±3,47C	<25	25–50	>50
Cr	7,57±2,03D	9,18±1,15D	23,01±2,20aB	27,96±0,57bB	26,73±0,99aB	44,14±2,43bA	11,82±0,94aCD	14,91±3,47bC	<25	25–75	>75
Co	10,87±0,96CD	12,13±1,15BC	21,36±1,96A	19,74±0,10A	10,23±0,52aCD	14,82±0,06bB	8,21±0,56D	8,95±1,0D	-	-	-
Mn	250,58±40,23aD	449,88±58,35bC	723,25±138,99aB	1058,19±29,09bA	148,87±5,01aD	274,73±14,29bD	141,25±5,38D	156,75±31,52D	<300	300–500	>500
Al*	2,14±0,23	2,35±0,25	4,82±0,50	4,98±0,14	1,96±0,07	3,56±0,16	0,90±0,03	0,79±0,05			

Sonuçlar ortalama \pm standart sapma olarak verilmiştir. Aynı sıradaki değerler ve ardından gelen farklı küçük harfler (a, b) ayrı ayrı deşarj noktaları ve açıklarından alınan örnekler arasında önemli farklılıkları göstermektedir ($p < 0.05$). Aynı satırdaki değerler ve ardından gelen farklı büyük harfler (A, B, C, D) örnekleme istasyonları arasında önemli farklılıkları göstermektedir ($p < 0.05$). Yukarıda verilen Al değerleri Zenginleşirme Faktörü hesaplamaları için kullanılmıştır.

3.3.4. Zenginleştirme Faktörü

Co, Mn ve Cu sırasıyla; S1, S2, S5, S7, S8, S4 ve S8 istasyonları için orta derecede zenginleştirme göstermiştir. S1 (Pb ve Co hariç) ve S3'te tüm elementler düşük seviyelerde zenginleştirme göstermiştir. Pb, S1, S5 ve S6 istasyonlarında orta düzeyde zenginleştirme göstermiş ve Zn, S5 ve S6 istasyonlarında orta düzeyde zenginleştirme gösterirken Pb ve Zn, S7 ve S8'de önemli ölçüde zenginleştirme göstermiştir.

Sediment örneklerinin zenginleştirme faktörü hesaplamalarına ilişkin değerler Tablo 12'de verilmiştir.

Tablo 12. Zenginleştirme faktörü hesaplamaları

	Cu	Pb	Zn	Mn	Ni	Co	Cr
S1	0,90	2,96	1,89	1,10	0,47	2,14	0,31
S2	0,75	1,68	1,99	1,80	0,41	2,18	0,35
S3	1,41	0,93	1,75	1,41	0,37	1,87	0,42
S4	1,53	1,22	1,62	2,00	0,37	1,67	0,50
S5	1,32	3,90	3,06	0,71	0,95	2,20	1,21
S6	1,43	3,29	2,45	0,73	0,98	1,75	1,10
S7	1,16	5,66	5,11	1,47	0,68	3,82	1,16
S8	2,69	8,08	6,84	1,87	0,74	4,78	1,68

3.3.5. Jeokümülyasyon Faktörü

Elde edilen veriler jeokümülyasyon indeksi ile ele alındığında, tüm istasyonlar 'Sınıf 0' ($I_{geo} \leq 0$; kirlenmemiş) olarak tespit edilmiştir. Ancak özellikle S6'da Pb ve Zn gibi elementler 'Sınıf 1' ($I_{geo} = 0-1$; kirlenmemiş - orta derecede kirlenmiş) eşik seviyesinde olduğu tespit edilmiştir.

3.3.6. Kirlilik Faktörü ve Kirlilik Derecesi

Elde edilen veriler kirlilik faktörü ve kirlilik derecesi açısından ele alındığında çalışmadaki tüm istasyonlarda düşük derecede kirlilik tespit edilmiştir.

Sediment örneklerinin kirlilik faktörü ve kirlilik derecesi hesaplamalarına ilişkin değerler Tablo 13'te verilmiştir.

Tablo 13. Kirlilik faktörü ve kirlilik derecesi

İstasyonlar	Kirlilik								
	Cu	Pb	Zn	Ni	Fe	Mn	Co	Cr	Derecesi
S1	0,24	0,79	0,51	0,13	0,51	0,29	0,57	0,08	3,12
S2	0,22	0,49	0,58	0,12	0,58	0,53	0,64	0,10	3,27
S3	0,85	0,56	1,06	0,22	1,09	0,85	1,12	0,26	6,00
S4	0,95	0,76	1,01	0,23	1,11	1,24	1,04	0,31	6,65
S5	0,32	0,96	0,75	0,23	0,40	0,18	0,54	0,30	3,68
S6	0,64	1,47	1,09	0,44	0,70	0,32	0,78	0,49	5,93
S7	0,13	0,64	0,58	0,08	0,27	0,17	0,43	0,13	2,43
S8	0,27	0,79	0,67	0,07	0,28	0,18	0,47	0,17	2,91

3.3.7. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar

Deşarj noktalarında ve çevresinde PAH kirliliğini belirlemek için en yaygın 16 PAH kullanılmıştır.

Analiz sonuçlarından elde edilen veriler hem 'Sucul Yaşamının Korunması İçin Kanada Sediment Kalitesi Kılavuzları (Geçici Sediment Kalite İzleme Değerleri- ISQG'ler ve Olası Etki Seviyeleri - PEL'ler) (Anonim, 1999b)' hem de 'Eşik ve Olası Etki Seviyeleri Sediment Kalitesi Kılavuzu (TEL, PEL)' ve 'Etki Aralıkları, Kısa ve Orta (Medyan etki) Sediment Kalitesi Kılavuzu (ERL, ERM)' gibi çeşitli sediment kalitesi yönergeleri göre karşılaştırılmıştır (Long ve diğ., 1995; MacDonald ve diğ., 2000; Burton, 2002).

Sediment örneklerinin PAH seviyeleri ve çeşitli sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırmaları Tablo 14'te verilmiştir.

S6 ve S7 istasyonları hariç tüm istasyonlar için fenantren/antrasen oranı (10'dan 38'e kadar değerler ile) PAH kökenlerinin petrojenik olduğunu göstermiştir. Yine S2 ve S6 dışında tüm istasyonlar floranten/piren oranına (1'den düşük) göre PAH kökenlerinin

petrojenik olduğu belirlenmiştir.

Önemli PAH türdeşleri ayrı ayrı değerlendirildiğinde, naftalin değerleri tüm istasyonlar için (ISQG) değerleri üzerinde bulunmuştur. Ayrıca naftalinin S5 istasyonu için (ERL) değerleri üzerinde olduğu tespit edilmiştir.

Fenantren ve Piren değerleri S6 istasyonunda eşik etki seviyesinin (TEL) üzerindedir. Benz(a)antrasen değerleri S6 istasyonunda (ISQG) değerleri üzerinde bulunmuştur. Benzo(a)piren değerleri S5 ve S6 istasyonlarında (TEL) değerleri üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Benzo(b)floranten değerleri S5, S6 ve S7 istasyonlarında (TEL) değerinin üstündedir. Benzo(a)piren, benz(a)antrasen, benzo(b)floranten ve dibenz(a,h)antrasen gibi PAH karışımlarının hepsinin kanserojen olduğu rapor edilmiştir (Anonim, 1995).

Baumard ve diğ. (1998) sedimanlardaki PAH kirliliğini dört sınıfa ayırmıştır: düşük (0-100 ng/g); orta (100-1000 ng/g); yüksek (1000–5000 ng/g); ve çok yüksek (>5000). S5 ve S6 istasyonları sırasıyla 1034.436 ve 1476.483 ng/g değerler ile yüksek kirlilik seviyelerine sahip olarak sınıflandırılmıştır ve diğer tüm istasyonlarında bu sınıflandırmaya göre orta derecede kirli olduğu tespit edilmiştir.

Tablo 14. PAH seviyeleri ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (ng/g)

	İstasyonlar								ISQGs	PELs	TEL	PEL	ERL	ERM
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8						
Asenaften	0,2	0,192	1,083	0,196	1,177	4,066	0,497	0,314	6,71	88,9	10	90	20	500
Asenaften	0,617	0,601	1,982	0,714	1,46	3,004	3,103	1,322	5,87	128	10	130	40	640
Antrasen	1,334	2,029	5,66	1,453	7,024	15,079	9,285	2,579	46,9	245	50	240	90	1100
Benz(a)antrasen	2,461	2,632	27,987	5,805	65,814	97,865	36,219	13,169	74,8	693	70	690	260	1600
Benzo(a)piren	4,002	3,697	25,243	8,153	103,932	170,679	49,735	25,382	88,8	763	90	760	430	1600
Benzo(b)floranten	13,818	10,329	55,218	21,747	156,743	294,616	72,51	38,306	-	-	70	710	320	1880
Benzo(g, h, i)perilen	3,7	2,527	11,621	5,046	36,797	68,036	17,465	9,179	-	-	-	-	-	-
Benzo(k)floranten	1,168	0,836	5,465	1,992	20,284	36,078	8,313	4,724	-	-	60	610	280	1620
Krisen	4,864	4,904	32,883	8,063	65,76	96,192	38,439	13,541	108	846	110	850	380	2800
Dibenz(a,h)antrasen	0,767	0,467	2,343	0,926	9,076	20,954	4,799	2,882	6,22	135	-	-	-	-
Floranten	21,923	21,435	81,834	22,599	123,733	182,865	101,469	31,136	113	1494	110	1490	600	5100
Floren	2,756	2,456	5,544	2,479	6,486	8,197	5,812	2,999	21,2	144	20	140	20	540
Indeno (1,2,3-c, d) piren	5,251	3,49	14,925	6,963	52,998	94,773	22,746	13,12	-	-	-	-	-	-
Naftalin	92,401	75,9	131,732	67,677	179,521	113,623	128,08	98,654	34,6	391	30	390	160	2100
Fenantren	51,631	52,241	61,138	27,383	74,231	90,798	73,383	51,502	86,7	544	90	540	240	1500
Piren	25,304	21,377	84,63	23,367	129,4	179,658	109,653	35,394	-	-	150	1400	660	2600

Sucul Yaşamının Korunması İçin Kanada Sediment Kalitesi Kılavuzları (Geçici Sediment Kalite İzleme Değerleri - **ISQG'ler** ve Olası Etki Seviyeleri - **PEL'ler**) (Anonim, 1999b; Anonim, 2001). 'Eşik ve Olası Etki Seviyeleri Sediment Kalitesi Kılavuzu (**TEL ve PEL**); 'Etki Aralıkları, Kısa ve Orta (Medyan etki) Sediment Kalitesi Kılavuzu (**ERL ve ERM**) kalite izleme değerleri (Long ve diğ., 1995; MacDonald ve diğ., 2000).

3.3.8. Organoklorlu Pestisitler (OCP) ve Poliklorlu Bifeniller (PCB) Bulguları

Bu çalışmada p, p'-DDD, p, p'-DDE, p, p'-DDT ve HCH'ler (önemli ticari alfa, beta, delta ve gama 'Lindan' izomerleri) gibi OCP'ler tespit edildi. Bununla birlikte, heptaklor, aldrin ve endrin hiçbir istasyonda tespit edilmezken ve dieldrin sadece S1 istasyonunda ve 0.055 ng/g seviyesinde tespit edilmiştir.

Poliklorlu Bifenil (PCB) türdeşleri olan PCB 101/118/138/153/180/28/31/52 0.05–2.238 ng/g seviyesi aralığında tespit edilmiştir.

Analiz sonuçlarından elde edilen veriler hem 'Sucul Yaşamının Korunması İçin Kanada Sediment Kalitesi Kılavuzları (Geçici Sediment Kalite İzleme Değerleri- ISQG'ler ve Olası Etki Seviyeleri - PEL'ler) (Anonim, 1999b)' hem de 'Eşik ve Olası Etki Seviyeleri Sediment Kalitesi Kılavuzu (TEL, PEL)' ve 'Etki Aralıkları, Kısa ve Orta (Medyan etki) Sediment Kalitesi Kılavuzu (ERL, ERM)' gibi çeşitli sediment kalitesi yönergeleri göre karşılaştırılmıştır (Long ve diğ., 1995; MacDonald ve diğ., 2000; Burton, 2002).

Sediment örneklerinin OCP'lerin ve \sum PCB Seviyeleri ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırmaları Tablo 15'te verilmiştir.

Tablo 15. OCP ve \sum PCB seviyeleri ve sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılması (ng/g)

İstasyonlar	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	ISQGs	PELs	TEL	PEL	ERL	ERM
DDD p,p	-	0,339	0,201	-	0,815	3,073	-	0,847	1,22	7,81	3,54	8,51	2	20
DDE p,p	0,405	0,232	0,306	0,172	1,673	1,891	0,621	0,469	2,07	3,74	1,42	6,8	2	15
DDT p,p	4,859	1,693	1,645	1,154	0,368	5,861	1,02	6,313	1,19	4,77	-	-	1	7
α-HCH alfa	18,75	4,47	0,646	0,786	0,983	2,737	0,941	3,406	-	-	-	-	-	-
β-HCH beta	1,326	0,818	0,533	0,322	0,467	0,921	0,381	0,827	-	-	-	-	-	-
δ-HCH delta	2,579	1,911	0,328	0,307	0,413	0,964	0,328	1,070	-	-	-	-	-	-
γ - HCH 'Lindan'	4,358	1,848	0,224	0,247	0,341	1,215	0,284	1,272	0,32	0,99	0,09	1,38	-	-
\sum7PCB'ler	0,665	0,798	0,833	0,890	1,305	2,4838	0,911	5,194	-	-	34	277	50	400

Sucul Yaşamının Korunması İçin Kanada Sediment Kalitesi Kılavuzları (Geçici Sediment Kalite İzleme Değerleri - **ISQG'ler** ve Olası Etki Seviyeleri - **PEL'ler**) (Anonim, 1999b; Anonim, 2001). 'Eşik ve Olası Etki Seviyeleri Sediment Kalitesi Kılavuzu (**TEL ve PEL**); 'Etki Aralıkları, Kısa ve Orta (Medyan etki) Sediment Kalitesi Kılavuzu (**ERL ve ERM**) kalite izleme değerleri (Long ve diğ., 1995; MacDonald ve diğ., 2000). \sum 7PCB'ler = 101+118+138+153+180+28/31+52 (PCB'ler).

3.4. Sediment Toksikitesi Testi Bulguları

Sediment toksisitesi testi sonucunda amfipod *E. olivii* yaşama oranları incelendiğinde kontrol grubunda %90 yaşama oranı tespit edilmiştir. Burgess ve diğ. (2011) sediment toksisitesi testinin geçerli sayılabilmesi için belirttiği kabul kriteri olan kontrol grubunda en az %80 yaşam oranı yakalanmıştır. En düşük ölüm oranı S2 ve S4 istasyonlarından alınan sedimentlerde gözlenirken en yüksek ölüm oranı ise S8 istasyonunda kaydedilmiştir.

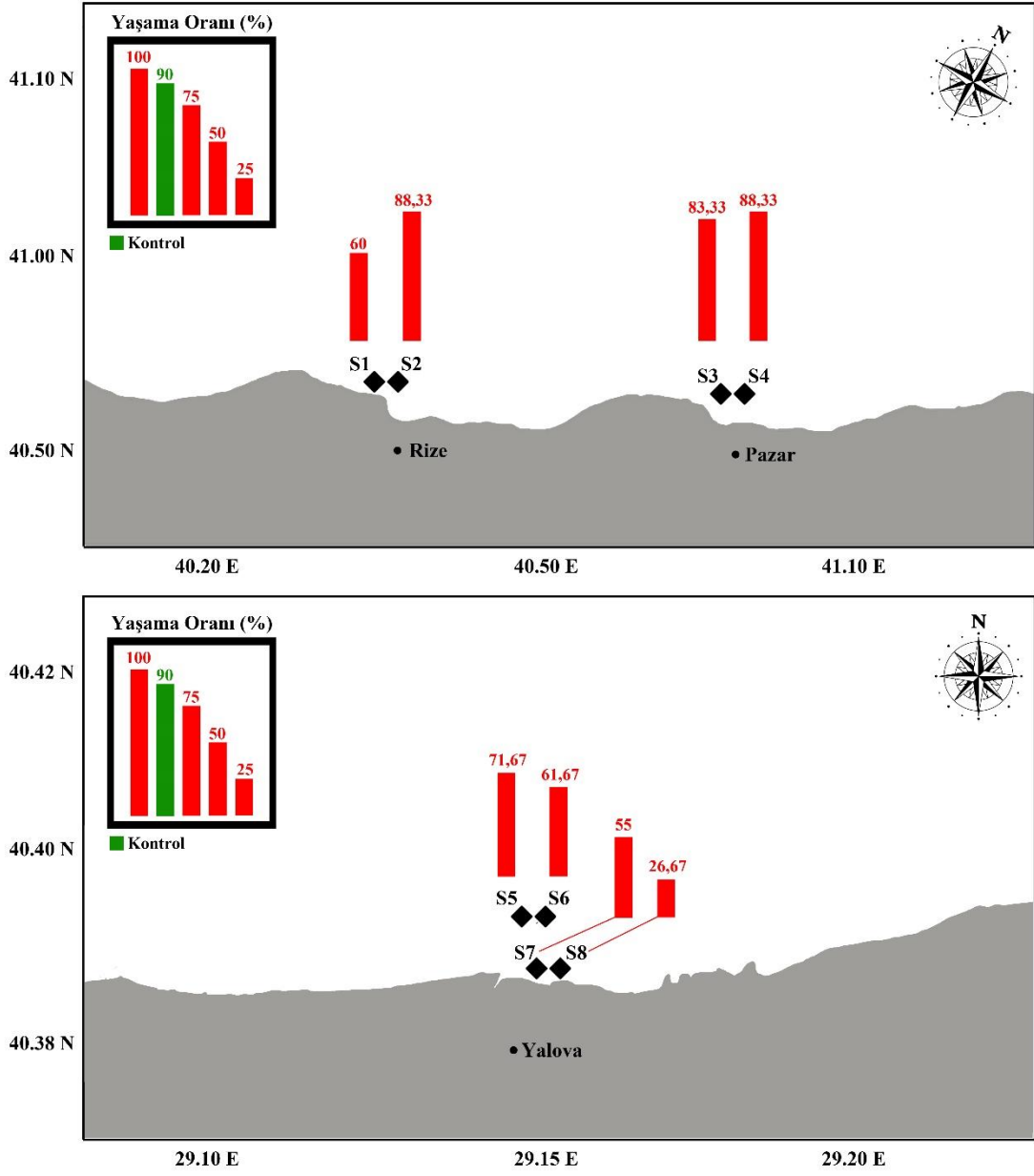
Test süresince ortam sıcaklığı 18,6–21,5°C aralığında, su sıcaklığı 20,3–20,6°C aralığında, tuzluluk ‰16,75-18,40 aralığında, pH 7,56-8,32 aralığında ve çözünmüş oksijen değerleri 1,43- 8,53 mg/l aralığında ölçülmüştür.

Sediment toksisitesi testi sonucunda amfipod *E. olivii* yaşama oranları Tablo 16’da ve Şekil 24’te verilmiştir.

Tablo 16. Amfipod *E. olivii* (H. Milne Edwards, 1830) yaşama oranları

İstasyon	Hayatta Kalma Oranı (%)
Kontrol	90,00±5,00
S1	60,00±21,79
S2	88,33±2,89
S3	83,33±7,64
S4	88,33±2,89
S5	71,67±2,89
S6	61,67±5,77
S7	55,00±5,00
S8	26,67±7,64

Sonuçlar ortalama ± standart sapma olarak verilmiştir.



Şekil 25. Amfipod *E. olivii* (H. Milne Edwards, 1830) yaşama oranları

4. TARTIŞMA ve SONUÇLAR

Bu çalışma ile Rize, Pazar ve Yalova derin deniz deşarjı yapılarının ve deşarj bölgelerinin faunası çıkarılmıştır, ekolojik parametreler ile olan ilişkiler ve kirleticilerin etkileri bir arada ele alınmıştır.

Alkan ve diğ. (2004) çalışmasında Doğu Karadeniz Bölgesi Yomra açıklarında deniz suyu yüzey sıcaklık değerlerinin hava sıcaklığına paralel olarak artarak $28,06^{\circ}\text{C}\pm 0,90^{\circ}\text{C}$ ile en yüksek değerine ağustos ayında ulaştığı, şubat-mart aylarında $8,80^{\circ}\text{C}\pm 1,15^{\circ}\text{C}$ ile minimum seviyeye inmekte olduğundan bahsetmiştir. Yüzey suyunda sıcaklık farkı yıl boyunca $19-20^{\circ}\text{C}$ civarında iken, bu farklılık 50 m derinlikte $6-7^{\circ}\text{C}$ olduğuna değinmiştir. İlgili çalışmada yüzey suyunda tuzluluk ortalama $\%17,69\pm 0,16$ olarak tespit edilmiştir. Tuzluluk değerleri derinliğe bağlı olarak artarak 50 metre derinlikte ortalama $\%18,11\pm 0,12$ seviyesine erişmektedir. Aynı çalışmada yoğunluk değerleri sigma-t cinsinden yüzey suyunda en düşük ortalama ağustos ayında $9,42\pm 0,17$ kg/m^3 olarak ölçülürken, ortalama en yüksek değere $13,77\pm 0,12$ kg/m^3 ile şubat ayında ulaşmaktadır. Derinliğe bağlı olarak 50 metrede ortalama $13,86\pm 0,26$ kg/m^3 olarak tespit edilmiştir. Bu veriler küçük farklarla birlikte mevcut çalışmada elde edilen veriler ile örtüşmektedir. Ağırbaş ve diğ. (2017) çalışmalarında deniz suyu yüzey sıcaklığının Karadeniz'in Anadolu kıyılarında son 40 yıl içerisinde gerek mevsimsel ve gerekse havza ölçeğinde artış gösterdiğini ortaya koymuşlardır. Marmara denizi tuzluluk ve sıcaklık özellikleri farklı 3 ayrı su kütlesi olduğu bilinmektedir ve bu durum bu çalışmanın verileri ile uyumaktadır.

Tüm istasyonlara ait mevsimsel sıcaklık, tuzluluk ve Sigma-theta (σ_T) verileri incelendiğinde çalışmanın gerçekleştirildiği derinlik aralığı termoklin, haloklin ve piknoklin tabakalarını net bir şekilde ortaya koymak için yeterli değildir. Fakat verilerin gösterdiği genel eğriler her iki denizin de oşinografik özelliklerini net bir şekilde yansıtmaktadır.

Öztürk (1996) çalışmasında yoğunluk tabakalaşması olan ortamlarda atık su tarlalarının oluştuğundan ve üniform yoğunluklu ortamlarda ise atık su tarlasının su yüzeyine kadar ulaşabildiğinden bahsetmiştir. İlkbahar ve sonbahar mevsimlerinde deniz

ortamının hemen hemen tam karışım halinde olduğundan ve bunun sonucu olarak tabakalaşmanın ortadan kalktığından bahsetmiştir. Fakat Marmara Denizi için tabakalı akım (üstte Karadeniz suyu, altta Akdeniz suyu) nedeni ile sabit ve kararlı bir piknoklin tabakası olduğundan sürekli batmış atık su tarlası olduğunu bildirmiştir. Bu çalışmada elde edilen veriler bu yaklaşımı doğrular niteliktedir. Derin deniz deşarjı ile alıcı ortama bırakılan atık suların denizin derinliklerinde tutsaklanması Marmara Denizi için her mevsim mümkün olarak görülse de Karadeniz için bu durum ilkbahar ve sonbahar aylarında hatta mevcut deşarj derinlikleri ile kış aylarında mümkün değildir.

Ağırbaş ve diğ. (2014) Doğu Karadeniz kıyılarındaki çalışmasından elde edilen sıcaklık, tuzluluk ve sigma-t profili verileri incelendiğinde ilk ve sonbahar mevsimlerinde tabakalaşmanın oluşabilmesi ve atık su tarlasının dipte tutsaklanabilmesi için deşarj işleminin bu bölgede 50 m'den derine yapılması gerektiği açıkça görülmektedir.

Ülkemizde derin deniz deşarjı hatları ve difüzör yapıları deniz tabanına dalgıç marifetiyle yerleştirilmektedir. Ülkemiz karasuları ile iç sularında yapılacak su altı çalışmalarında profesyonel olarak çalışan kişi ve kuruluşların çalışma yöntem ve sorumlulukları Ulaştırma ve Altyapı Bakanlığı-Profesyonel Sualtı Adamları Yönetmeliği'nce belirlenmektedir. İlgili yönetmeliğin 20. Maddesinde belirtildiği haliyle '40 m'den derine yapılan dekompresyonlu dalışlar ile karışım gaz dalışlarında, dalış yapılan bölgede, dalış süresince bir sualtı hekimi ve tazyik odası bulundurulması zorunludur. (Basınç odası satıhta bulundurulamıyorsa en çok 30 dakika içinde dalgıcın tazyik altına alınabileceği bir mesafe ve ulaşım imkânı dahilinde bulunmalıdır.)' Bu nedenden dolayı derin deniz deşarjı yapılarının 40 metre derinlikten daha derine yerleştirilmesi ilgili projelerin maliyetlerini önemli derecede yükseltmektedir ve deşarj derinliği belirlenirken dikkate alınan önemli idari hususlardandır.

4.1. Derin Deniz Deşarj Hatları Faunası

Bu çalışma kapsamında bahsi geçen deşarj hatlarının difüzörleri boyunca dalgıç marifetiyle su altı görsel sayım tekniği ve video sörvey metodu kullanılarak deşarj noktalarında balık türü kompozisyonları belirlenmeye çalışılmıştır.

Deşarj hatlarının difüzörleri boyunca oluşturulan transekt (hat) içerisinde 6 sınıf ve 23 familyaya ait toplam 25 türe ait 9826+ birey gözlemlenmiştir. Ülkemizde görsel sayım teknikleri kullanılarak derin deniz deşarjı çıkışları özelinde yapılan herhangi bir çalışma bulunmamakla birlikte dünya genelinde de sınırlı sayıda çalışma mevcuttur. Dolayısıyla bu çalışmada elde edilen verilerin yerel veriler ile karşılaştırılması mümkün değildir.

Azurro ve diğ. (2010) yılında Malta'nın kuzey batı kıyılarında kanalizasyon kirliliğinin Akdeniz kayalık resif balık toplulukları üzerindeki etkisi ile ilgili çalışmalarında deşarj kaynaklı kanalizasyon kirliliğinden etkilenen iki bölgede ve iki kontrol istasyonunda 9767 bireyden oluşan 39 balık taksonu tespit etmişlerdir. Ayrıca bu taksonlardan 31 tanesi kontrol ve kirlilikten etkilenen bölgeler için ortak türler olduğunu belirtmişlerdir. Bu çalışmada en yüksek tür sayısı 12 tür ile yaz mevsiminde S1 istasyonunda gözlenirken yine yaz mevsiminde 10 tür ile S7 istasyonu ve kış mevsiminde S5 istasyonu takip etmektedir. Hem Marmara denizi hem de Karadeniz için tür çeşitliliğinin deşarj bölgeleri özelinde Akdeniz tür çeşitliliğinden daha düşük bir çeşitliliğe sahip olduğunu söylemek mümkündür.

Bununla birlikte Shannon–Wiener İndeksi (H') \log_2 tabanında hesaplandığında genellikle 1,5 (düşük çeşitlilik) ve (3,5 yüksek çeşitlilik) değerleri arasında değişir (Horasanlı, 2016). Ayrıca Shannon–Wiener tür çeşitliliği indeksi bulunan değerler 5'e yaklaştıkça çeşitlilik artmaktadır. Shannon–Wiener tür çeşitliliği indeksine göre en yüksek çeşitlilik 1,93 değeri ile kış mevsiminde S5 istasyonunda tespit edilirken 1,91 değeri ile kış mevsiminde S1 istasyonu takip etmektedir. Shannon–Wiener İndeksine göre incelendiğinde tüm istasyonlar düşük çeşitlilik göstermektedir.

Son çalışmalar Karadeniz balık türlerinin toplam sayısını yaklaşık 180 tür olarak bildirmiştir. Keskin (2010) çalışmasında 161 tür bildirirken, Bilecenoğlu ve diğ. (2014) çalışmalarında Karadeniz Türkiye kıyılarındaki balık faunasının 153 türden oluştuğunu, Yankova ve diğ. (2013) çalışmalarında tüm Karadeniz için, 109'u Atlanto-Akdeniz kökenli, 11'i kozmopolit, 23'ü Akdeniz endemiği ve 34'ü Karadeniz endemiği olmak üzere 180 tür bildirilmiş ve 3 tür tanımlamıştır (Sezgin ve diğ., 2017). Ayrıca Bilecenoğlu ve diğ. (2014) çalışmalarında Marmara Denizi balık faunasının 257 türden oluştuğunu

bildirmiştir. Derin deniz deşarjı difüzör hatları boyunca yapılan görsel sayımlarda Karadeniz’de 10 ve Marmara Denizi’nde 11 ve her iki denizde toplam sadece 17 balık türüne rastlanmıştır.

Bir bölgedeki kirlilik bazı canlıların ortamı terk etmesine neden olurken bazı canlıların ise ortam şartlarına direnerek varlıklarını sürdürebilecek seviyelerde olduğu sürece o ortamı tercih etmelerine neden olur. Bu tip türlere kirlilik indikatörü ya da kirlilik göstergesi türler denir. Kaya ve Mater (1994) *Gobius niger* türünü Akdeniz’de kirli ortamların indikatör türlerinden birisi olarak kabul edildiğinden bahsetmiştir. Patzner (2021) bu türün kirli habitatları tercih ettiğine ve düz- yassı kayaların ya da nesnelere altında bulunduğuna değinmiştir (URL-4, 2021). Bu çalışmada S5 ve S7 istasyonları için *G. niger* türüne 4 mevsimde de rastlanılmıştır. Ayrıca kış mevsiminde S5 istasyonunda deşarj hattı difüzörü boyunca oluşturulan transekt (hat) içerisinde 500+ birey sayısı ile en yüksek birey sayısına sahip türdür. Bu durum ortamın kirliliği hakkında bilgi veren bir ekolojik gösterge olarak kabul edilebilir.

Derin deniz deşarj hatları çıkış noktaları ve 50 metre açıklarını temsil eden toplam 8 istasyondan mevsimsel olarak yapılan bentik örnekleme alınarak sedimentler içerisinde Gastropoda, Bivalvia ve Malacostraca sınıflarına ait 9 familyadan 11 türde toplam 1625 birey/m² elde edilmiştir. S4 (Pazar istasyonu açığı) ve S8 (Yalova eski istasyonu açığı) temsil eden istasyonlarından alınan sediment örneklerinde 4 mevsimde de herhangi bir canlıya rastlanmamıştır. Sadece S1 istasyonunda 4 mevsim görülen *Gouldia minima* (Montagu, 1803), *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) ve *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) dışında hiçbir türe hiçbir istasyonda rastlanmamıştır. Sezgin ve diğ. (2017) çalışmalarında Karadeniz’in Türkiye kıyılarında zoobentik gruplar üzerindeki çeşitli bilim insanlarının 2017 yılına kadar yaptıkları örnekleme dikkate alındığında 12 taksona (porifera, cnidaria, platyhelminthes, nematoda, nemertea, bryozoa, sipuncula, annelida, phoronida, arthropoda, mollusca, echinodermata) ait 788 tür kaydedildiğini belirtmişlerdir. Özsoy ve diğ. (2016) Marmara Denizi yumuşakçaları hakkındaki literatür incelemelerinde 362’si Gastropoda’ya (%60,54), 200’ü Bivalvia’ya (%33,44), 18’i Cephalopoda’ya (%3,01), 11’i Polyplacophora’ya (%1,84), 5’i Scaphopoda’ya (%0,84) ve 2’si Caudofoveata’ya (%0,33) ait toplam 598 yumuşakça türünü bildirmiştir. Bu sonuçlar ele alındığında bentik omurgasızların habitat tercihlerinden, deşarj çıkışlarındaki hatta

belirli bir uzaklıktaki kirliliğe toleransları olmadığı düşünülse de temiz olarak nitelendirilebilecek bir kontrol-karşılaştırma istasyonu olmadığı için net bir şekilde yorum yapmak mümkün değildir.

S7 istasyonunda kırık boru çıkışı çevresinde yoğun görülen Akdeniz midyesi *Mytilus galloprovincialis* fasiyesinden mevsimsel olarak alınan sert zemin örnekleri incelendiğinde Gastropoda, Polychaeta, Bivalvia ve Malacostraca sınıflarına ait 11 familyada 14 türe ait 5000+ birey/m² tespit edilmiştir. *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), *Pisidia bluteli* (Risso, 1816) ve *Pilumnus hirtellus* (Linnaeus, 1761) türleri her mevsim gözlenen türler olmuşlardır. Her mevsimde 750+ birey/m² olarak tespit edilen *M. galloprovincialis* türü biyoakümüülasyon ve biyomagnifikasyon özellikleri ile S7 istasyonu için güçlü bir gösterge olarak ayrı bir çalışmanın temellerini oluşturabileceği düşünülmektedir.

Ayrıca Öztürk ve diğ. (2017) Marmara Denizi'nde *Mytilus galloprovincialis* fasiyesinden alınan 20 x 20 cm kuadratta yerli olmayan kabuklu türü olan *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842)'ye ait 36 birey elde ettiklerini rapor etmişlerdir. Yapılan bu çalışmada S7 istasyonunda hiçbir mevsimde bu türe rastlanmamıştır ve bu durum *A. senhousia* türünün henüz Yalova kıyılarına ulaşmadığını göstermektedir.

4.2. Toksikolojik Açıdan Değerlendirme

4.2.1. Metal Konsantrasyonları

Pekey ve diğ. (2004) bu çalışmanın S5, S6, S7 ve S8 istasyonlarına çok uzak olmayan İzmit Körfezi'nde sırasıyla Ni, Cr, Cu ve Zn konsantrasyonlarını 38,4–70 mg/kg, 76,1–116 mg/kg, 60–139 mg/kg ve 510–1100 mg/kg aralığında olduğunu bildirmişlerdir. Topçuoğlu ve diğ. (2002) Doğu Karadeniz'deki çalışmalarında metal konsantrasyonlarını Ni için 18.5 ila 37 mg/kg, Cr için 21 ila 38 mg/kg, Cu için 69.9 ila 95 mg/kg ve Zn için 82.9 ila 267 mg/kg arasında değişen değerlerde olduğunu tespit etmişken, Ergül ve diğ. (2008), Doğu Karadeniz'de Yomra Körfezi'nde Ni, Cr, Cu ve Zn konsantrasyonlarının sırasıyla 23 ve 26 mg/kg, 70 ve 74 mg/kg, 52 ve 56 mg/kg ve 169 ve 182 mg/kg arasında olduğunu bildirmişlerdir. Bu çalışmada metal konsantrasyonları

incelendiğinde bulunan değerlerin, literatürde bu bölgeler için bildirilenlerden daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Bu çalışmada elde edilen metal konsantrasyonlarına ait veriler, sedimentleri 1) kirlenmemiş, 2) orta derecede kirli ve 3) çok kirli olarak üç sınıfa ayıran Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı sediment kalitesi yönergeleri ile karşılaştırılmıştır (Perin ve diğ., 1997; Pekey ve diğ., 2004; Gedik ve Boran, 2013). İlgili sediment kalitesi yönergelerine göre; Ni, S6 istasyonu için, Zn ve Cu, S3, S4 ve S5 istasyonu için ve Cr, ise S5 ve S6 istasyonu için orta derecede kirli olarak sınıflandırılmıştır. Bu durum deniz ekosistemi üzerinde derin deniz deşarjları kaynaklı antropojenik etkiyi ortaya koymaktadır. Ayrıca Mn, ise S3 ve S4 istasyonları için aşırı derecede kirli olarak sınıflansa da Mangan doğal olarak toprak ve su kaynaklarında bulunabildiğinden bu durum dikkate alınmamıştır.

Baltas ve diğ. (2017), Doğu Karadeniz’de yaptıkları çalışmada üç istasyon (biri Rize iç limandan) sırasıyla Cu, Zn ve Pb değerlerini $286,75 \pm 5,64$ mg/kg, $350,53 \pm 7,47$ mg/kg ve $37,00 \pm 1,50$ mg/kg olarak bildirmiştir. Cu konsantrasyonunun yüksek olmasının sebebinin ise Hopa, Rize ve Sürmene limanlarından bakır yüklemesi ve nakliyesi yapılması olabileceğini belirtmiştir. Bu sonuçlar bu çalışmada elde edilen değerlerden daha yüksektir. Bunun sebebi ilgili limanlar kullanılarak yapılan bakır nakliyesinin sonuçları ile bu iki çalışmada örnekleme derinlikleri arasındaki farktan veya örnekleme noktaları arasındaki farktan kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Buna ek olarak Cu, Zn ve Pb muhtemelen kanalizasyon, endüstriyel kaynaklar, motorlu taşıt emisyonları, otomobil aküleri ve benzin katkı maddelerinin deşarjı ile ilişkilidir (Huang ve diğ., 1994; Tang ve diğ., 2008; Yılmaz ve diğ., 2018). İstasyonlar incelenecek olursa Rize (S1, S2, S3 ve S4) istasyonlarının yakınlarında büyük sanayi tesisleri bulunmamakla birlikte bu bölgede yoğun çay yetiştiriciliği yapıldığı ve yasak olmasına rağmen çiftçiler tarafından kimyasal gübre kullanıldığı bilinmektedir (URL-5, 2021).

Bat ve diğ. (2009) Karadeniz'deki kirleticilerin çoğunun kaynağı gemi trafiği - nakliye faaliyetleri ile nehirlerden giren veya doğrudan deşarj edilen arıtılmamış evsel,

endüstriyel ve tarımsal atıklar olarak bildirilmiştir. Marmara Denizi için de durum benzer şekilde bilinen gerçektir. Bu nedenle, deşarjlardaki ve deşarj çevresindeki kirlilik hakkında güçlü göstergeler olsalarda yalnızca sedimanlardaki ağır metal seviyelerini dikkate alarak yorum yapmak yeterli değildir.

Metal kirliliği hakkında tahminlerde bulunmak için, ölçüm yapılmadan önce ve sonra verilerini bilmek gerekir. Bu nedenle araştırmacılar, zenginleştirme faktörleri, jeoakümülyasyon indeksleri, kontaminasyon faktörleri ve kontaminasyon dereceleri gibi ölçümleri gibi kontaminasyon seviyelerini değerlendirmek için birçok yöntem kullanmıştır.

Bu çalışmada yapılan zenginleştirme faktörü hesaplamalarında Pb, S1, S5 ve S6 istasyonlarında orta düzeyde zenginleştirme göstermiş ve Zn, S5 ve S6 istasyonlarında orta düzeyde zenginleştirme gösterirken Pb ve Zn, S7 ve S8'de önemli ölçüde zenginleştirme göstermiştir. Tang ve diğ. (2008)'nin çalışmalarında sedimentte Cu, Pb ve Zn'nin muhtemelen kanalizasyon deşarjı ile ilişkili olduğunu bildirmişlerdir ve S7, S8 istasyonlarında bu elementler için bulunan zenginleştirme değerleri bu hipotez ile uyumlu görünmektedir.

Alkan ve diğ. (2015)'e göre 1.5'in üzerindeki EF değerlerinin hem doğal süreçlerin hem de antropojenik etkilerin mevcut olduğu anlamına geldiğini belirtmiştir. Bu çalışmada zenginleştirme faktörü değerlendirildiğinde tüm istasyonlarda en az bir element için doğal süreçlere ek olarak antropojenik etkilerin de mevcut olduğunu göstermektedir.

Elde edilen veriler jeoakümülyasyon faktörü indeksi ile ele alındığında, tüm istasyonlar 'Sınıf 0' ($I_{geo} \leq 0$; kirlenmemiş) olarak tespit edilmiştir. Ancak özellikle S6'da Pb ve Zn gibi elementler 'Sınıf 1' ($I_{geo} = 0-1$; kirlenmemiş-orta derecede kirlenmiş) eşik seviyesinde olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuçların özellikle S6 istasyonu için derin deniz deşarjı aracılığıyla kanalizasyon deşarjından kaynaklanan Pb ve Zn elementlerinin birikimini yansıttığı düşünülmektedir.

Elde edilen veriler kirlilik faktörü ve kirlilik derecesi açısından ele alındığında

çalışmadaki tüm istasyonlarda düşük derecede kirlilik tespit edilmiştir. Ayrıca Özseker ve diğ. (2016) tanımladığı şekli ile Hakanson (1980) yaklaşımına göre tüm istasyonlar hem 'tek metalin ekolojik risk derecesi' hem de 'potansiyel çevre risk derecesi' açısından incelendiğinde bütün istasyonların düşük risk gösterdiği tespit edilmiştir. Jeokümülyasyon faktörü, kirlilik faktörü ve kirlilik derecesi ile risk faktörleri düşük risk gösterse de sediment kalite yönergeleri metal kirliliğini ve zenginleştirme faktörü de antropojenik bir etkinin olduğunu göstermektedir. Bu durum deşarj hatlarının faaliyete yakın bir geçmişte başlamış olmasından kaynaklanmaktadır.

4.2.2. Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)

Naftalin değerleri tüm istasyonlar için (ISQG) değerleri üzerinde bulunmuştur. Ayrıca naftalinin S5 istasyonu için (ERL) değerleri üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Bunun nedeni muhtemelen naftalinin çok çeşitli endüstriyel alanlarda kullanılmasının yanı sıra ve evlerde de lavabo temizleyici özelliğiyle yoğun olarak kullanılması ve bu yolla şehir kanalizasyonuna karışarak deniz ekosistemine deşarj edilmesidir.

Karacık ve diğ. (2009) sık petrol sızıntısı olaylarının ve yoğun gemi trafiğinin neden olduğu petrojenik kirlilik de sistemdeki PAH kirliliğine katkıda bulunabileceğini öne sürmüştür. Fenantren ve Piren değerleri S6 istasyonunda eşik etki seviyesinin (TEL) üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Piren düşük moleküler ağırlığına sahip bir PAH türdeşi olup çok çeşitli yanma koşullarından özellikle araç trafiği kaynaklı üretildiği bilinmektedir. Bölgede sanayi faaliyetlerinin yanı sıra deniz trafiği de oldukça yoğundur. Yük taşımacılığının yanı sıra şehrin İstanbul ile bağlantısını sağlayan Yalova-Pendik, Yalova-Kartal/Bostancı ve Yalova-Yenikapı feribot hatları güzergahının S6 istasyonunun çok yakınında bulunduğu göz önüne alındığında bölgedeki kirlilik (Karacık ve diğ., 2009) iddiasını desteklemektedir.

Özellikle Yalova bölgesindeki istasyonlar için SKY'lere göre sınır değerlerin üzerinde bulunan, benz(a)antrasen, benzo(a)piren, benzo(b)floranten ve dibenz(a,h)antrasen gibi PAH karışımlarının hepsinin kanserojen olduğu Amerika Birleşik Devletleri - Toksik Maddeler ve Hastalık Kayıt Kurumu tarafından rapor edilmiştir (Anonim, 1995).

Baumard ve diğ. (1998) sedimanlardaki PAH kirliliği sınıflandırmasına göre S5 ve S6 istasyonları yüksek kirlilik göstermektedir. Bunun nedeni olarak her bir veri unsurunu istasyon bazında ayrı ayrı incelediğimizde S5 ve S6 istasyonlarının aşırı sanayileşme, nüfus artışı ve İzmit Körfezi girişindeki konumu gibi faktörler nedeniyle PAH kontaminasyonu açısından yoğun baskı altında olduğu görülmektedir. Bölgeye gerçekleştirilen deşarjın da kirliliğin artarak devam etmesine katkı sağlayacağı gerçektir.

Karakoç ve diğ. (2002) çalışmalarında Marmara Denizi'ndeki İzmit Körfezi'ndeki sedimentlerinde 30.0-1670.0 µg/g kuru ağırlık aralığında \sum_{16} PAH bildirmiştir. Readman ve diğ. (2002) Karadeniz kıyısı sedimanlarından \sum_{17} PAH 10–550 ng/g kuru ağırlık bildirmiştir. İzmit Körfezi'ni çevreleyen bölgedeki birçok tersane ve sanayi tesisi, bölgedeki kirliliğin ana nedenleri olarak kabul edilebilir.

4.2.3. Organoklorlu Pestisitler (OCP) ve Poliklorlu Bifeniller (PCB)

Fillmann ve diğ. (2002) Türkiye-İstanbul Boğazı'nda ve Karadeniz'de Rusya – Sochi ve Ukrayna – Odessa kıyılarında yaptığı çalışmada sırasıyla \sum PCB'leri 0,4–44 µg/kg, 0,3–4,7 µg/kg, 5,7–6,8 µg/kg aralığında, \sum DDT'leri 0,2–7,2 µg/kg, 3,3–12 µg/kg, 35–65 µg/kg aralığında ve \sum HCH'leri 0,08–1,1 µg/kg, 0,3–0,8 µg/kg ve 1,3–2,3 µg/kg aralığında tespit etmiştir. Burns ve Villeneuve (1987) Akdeniz için \sum PCB'leri 0,8 µg/kg, \sum DDT'leri 0,047 µg/kg ve \sum HCH'leri ise 0,012 µg/kg olarak bildirmiştir. Son olarak Bakan ve Arıman (2004) Karadeniz'in Samsun kıyılarında yaptığı çalışmada \sum DDT'leri 18–55 µg/kg ve \sum HCH'leri 5–16 µg/kg (yaş ağırlık bazında) olarak tespit etmiştir.

Bu çalışma literatürde benzer denizlerde yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında; \sum HCH sonuçları özellikle S1 istasyonu için Fillmann ve diğ. (2002) ile Bakan ve Arıman (2004)'ın sonuçlarından daha yüksek bulunmuştur. Buna ek olarak, bu çalışmada elde edilen \sum DDT seviyelerinin Fillmann ve diğ. (2002) sonuçları ile benzerlik gösterdiği, ancak Bakan ve Arıman (2004)'den daha düşük olduğu belirlenmiştir. Bu önemli bir kirlilik göstergesidir ve ülkemizde 1980'lerden beri yasaklanan DDT'lerin bilinçsiz bir şekilde günümüzde kullanıldığı ya da etkilerinin halen sürdüğü anlamına gelir.

Ancak, örnekleme istasyonlarının Σ PCB değerleri hem yukarıda verilen literatürde bildirilen verilerden hemde sediment kalitesi yönergelerinde bahsi geçen kılavuz değerlerin altında olup mevcut seviyeleri ile toksikolojik bir tehdit oluşturmamaktadır.

4.2.4. Tüm Sediment Toksikite Testi

Burgess ve diğ. (2011), son 30 yılda, dünya genelinde sediment toksisitesi testleri ve testlerle ilgili değerlendirmeler yapıldığından bahsetmişlerdir (Chapman ve diğ., 1992; Babut ve diğ., 2005; Bat, 2005). Ancak, Doğu Akdeniz, Karadeniz ve bunlara bağlı haliçlerdeki sedimentlerin kapsamlı bir şekilde test edilmediğine değinmişlerdir. Araştırma bölgesinde yapılan diğer çalışmalarında makro ve epibentik organizmalar kullanılmadan sadece mikrobiyal ve algal toksisite testleri kullanılarak yapıldığından (Tolun ve diğ., 2001; Zabetoğlu ve diğ., 2002; Karacık ve diğ., 2009) bahsetmişlerdir. Amfipod *E. olivii* türü kullanılarak yapılan sadece iki toksisite çalışması (Bat ve diğ., 1999; Burgess ve diğ., 2011) bulunmakla beraber deşarj noktaları özelinde gerçekleştirilen herhangi bir sediment toksikolojisi çalışmasına rastlanmamıştır. Bu çalışma derin deniz deşarjı hatlarının çıkış noktalarında Tüm Sediment Toksikite Testi özelinde gerçekleştirilen ilk çalışma olma niteliği taşımaktadır.

Bat ve diğ. (1999); çalışmalarında çinko, bakır ve kurşunun amfipod *E. olivii*, isopod *Sphaeroma serratum* ve dekapod *Palaemon elegans* türlerine akut toksisitesi üzerine bir araştırma yapmışlar ve araştırma sonucunda amfipod *E. olivii* türünün en duyarlı organizma olduğu sonucuna varmışlardır. Bu çalışma için amfipod *E. olivii* test organizması olarak kullanılmıştır.

S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7 ve S8 istasyonları için sırasıyla amfipod *E. olivii* hayatta kalma oranları ortalama %60±21,79, %88,33±2,89, %83,33±7,64, %88,33±2,89, %71,67±2,89, %61,67±5,77, %55,00±5,00 ve %26,67±7,64 olarak tespit edilmiş ve hayatta kalma oranları kontrol grubu ile karşılaştırıldığında istatistiki olarak S1, S5, S6, S7 ve S8 istasyonları önem arz etmektedir ($p<0,05$).

Simpson ve diğ. (2016) çalışmalarında istatistiksel analizlerin dışında bir sedimentin toksik olup olmadığını belirlemek için sayısal verilerdeki farka dayalı

yaklaşımların kullanılabileninden bahsetmişlerdir. Örneğin test sedimentlerinde ölüm oranları kontrol ya da referans grubundan %20 oranında farklılık gösteriyor ise toksisiteden bahsetmek mümkündür. Bununla birlikte kontrol ya da referans grubu ölüm oranları ile test edilen sediment ölüm oranlarında %20 ile arasındaki %50 farklılık orta derecede toksisiteyi ve %50'den büyük farklılık ise yüksek toksisiteyi göstermektedir. Buna göre S1, S5, S6, S7 istasyonları orta derece toksik olarak ve S8 istasyonu ileri derecede toksik olarak değerlendirilmektedir.

Burgess ve diğ. (2011); Kırım kıyılarındaki istasyonları için amfipod *E. olivii* hayatta kalma oranlarını 2006 yılı örnekleri için %12-%97 aralığında, 2007 yılı örnekleri için %38-%88 aralığında ve 2008 yılı örnekleri için %50 ila %95 arasında değişen değerlerde tespit etmişlerdir. En düşük hayatta kalma oranının 2006 yılı Sivastopol Körfezi örneğinde %12 olduğunu ve istatistiki olarak önem arz ettiğini vurgulamışlardır. Bu çalışmanın verileri Burgess ve diğ. (2011)'in sonuçları ile örtüşmektedir ve hayatta kalma oranları benzerlik göstermektedir.

Amfipod *E. olivii* için en fazla ölüm oranı toplam metal konsantrasyonunun en az ölçüldüğü S7 ve S8 istasyonlarında tespit edilmiştir. Ayrıca en az ölüm oranı ise toplam metal konsantrasyonunun en fazla ölçüldüğü S4 istasyonunda tespit edilmiştir. Tek başına ağır metal konsantrasyonlarının bu sahada toksisiteye büyük bir etkisi olduğunu söylemek için mevcut bulgular yeterli değildir.

Baumard ve diğ. (1998) sedimanlardaki PAH kirliliği sınıflandırmasına göre S5 ve S6 istasyonları yüksek kirlilik gösterirken diğer tüm istasyonların ise bu sınıflandırmaya göre orta derecede kirli olduğu tespit edilmiştir. Bu kirliliğin S5 ve S6 istasyonlarına ait sedimentlerin toksisitesine katkısı olduğu düşünülebilir ancak orta derecede kirli olarak sınıflandırılan S1, S7 ve S8 istasyonlarında *E. olivii* ölüm oranları daha yüksek seviyededir.

Bu çalışmada p, p'-DDD, p, p'-DDE, p, p'-DDT ve HCH'ler (önemli ticari alfa, beta, delta ve gama 'Lindan' izomerleri) gibi organoklorlu pestisitler açısından incelendiğinde S8, S5 ve S1 istasyonları için \sum DDT seviyeleri ve yine S1 istasyonu için \sum HCH değerlerinin sediment kalite yönergelerinde belirtilen sınırların üzerinde olduğu ve ilgili

istasyonlara ait sedimentlerin toksisitesine katkısı olduğu düşünölmektedir.

Bu çalışmada \sum PCB değerleri verilen literatürde bildirilen değerlerin hem de sediment kalitesi yönergelerinde bahsi geçen kılavuz değerlerin altında tespit edilmiş olup mevcut seviyeleri ile bu çalışma konusu derin deniz deşarjları çevresinde henüz toksikolojik bir tehdit oluşturmamakla bu kirletici grubunun kümülatif etkisinin gelecek için böyle bir tehdit oluşturmayacağı anlamına gelmemektedir.

7 gün olarak gerçekleştirilen bu Tüm Sediment Toksisite Testi sonucunda elde edilen ölüm oranlarından elde edilen veriler ışığında, hayatta kalma oranlarının yüksek olduğu bölgeler için sediment kalitesini belirleyebilmek ve derin deniz deşarjlarının etkilerini ortaya koyabilmek adına farklı test organizmalarının kullanıldığı uzun süreli kronik toksisite testleri yapılmasına ihtiyaç duyulmaktadır.

5. ÖNERİLER

Tüm dünyada boy gösteren kirlilik, iklim değişikliği, kuraklık ve benzeri tehditler ile bu tehditlerin su kaynakları üzerinde doğurması muhtemel sonuçlar göstermektedir ki kaynakların yeniden kullanımı en iyi bertaraf yönteminden daha etkilidir. Atık sulardan kullanım suları ve hatta içme suları elde edilmesi üzerine yeni yaklaşımlar toplumun bütün kesimlerince desteklenmeli ve bu süreç devam ederken derin deniz deşarjı sistemlerinin verimliliği ve sürdürülebilirliği sağlanmalıdır.

Karadeniz özelinde ilkbahar ve sonbahar aylarında hatta mevcut deşarj derinlikleri ile kış aylarında atık su tarlasının dipte tutsaklanması mümkün değildir. Ekolojik problemlerin yanı sıra özellikle sahil boyunca rekreasyonel faaliyetlerin yoğun olarak başladığı ilkbahar aylarında yüzeye erişen atık su tarlası ciddi derecede koku yaparak rahatsızlık oluşturmaktadır. Bu durum kıyı hattını kullanan faydalanıcıların rekreasyonel faaliyetlerini olumsuz etkilemektedir. Atık su tarlasını Karadeniz’de bu mevsimlerde tutsaklamak ve bu problemin önüne geçmek için Karadeniz’in özellikle sıcaklık, tuzluluk ve Sigma-theta (σ_T) profili göz önüne alındığında deşarj hatlarının kıyıdan uzaklıkları ve derinliklerinin artırılması gerekmektedir.

Derin deniz deşarjı yapılarının kapasitesi gelecekteki muhtemel nüfuslar ile buna bağlı oluşacak atık su miktarına göre planlanma ve 30-50 yıllık projeksiyonlarla imal edilmektelerdir. Böylelikle bertarafı gereken atık su miktarı her geçen gün artacak ve Karadeniz özelinde yüzeye ulaşan atık su tarlası her yıl daha fazla miktarlara ulaşarak kıyısal alanın faydalanıcıları üzerine olumsuz etkileri giderek artacaktır. Bundan sonra yapılacak derin deniz deşarjı hatları için bu hususun da dikkate alınması gerekmektedir. Bu nedenle yeni yapılacak deşarj yapılarının yanı sıra mevcut deşarj yapılarının da gerçekleştirilecek ek projelerle daha derin noktalara taşınması mümkündür ve gereklidir.

Derin deniz deşarjı sistemlerinin etkinliğinin daha iyi değerlendirilebilmesi açısından belirlenecek referans istasyonların Karadeniz’in hakim akıntı yönü (sırt akıntısı) dikkate alınarak belirlenmesi bu tarz sistemlerin etkinliğinin belirleyiciliği açısından önemlidir.

Marmara ve Karadeniz başlı başına ayrı ekosistemler olduğu için derin deniz deşarjı sistemlerinin bölgenin nüfus yoğunluğu, tarımsal-endüstriyel faaliyetler ve arıtma tesisi özellikleri göz önünde bulundurularak bölge özelinde değerlendirilmesi daha doğru bir yaklaşımdır.

Deşarj öncesi arıtmanın önemi dolayısıyla bu alanda yaşanacak teknolojik gelişmeler alıcı ortam üzerindeki baskının azaltılmasına katkı sağlayacaktır. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'nın 'ATIKSU ARITIMI EYLEM PLANI (2015–2023)' çerçevesinde Rize ili için mevcut fiziksel arıtma ve derin deniz deşarjı tesislerinin BNR (Biyolojik Besin Elementi Giderimi ya da Azot-Fosfor Giderimi) olarak adlandırılan ileri biyolojik arıtma sistemine dönüştürülmesi önem arz etmektedir.

Geri dönüşüm ve sıfır atık stratejileri gibi atık yönetimi konuları ile tarımsal üretim zincirinin bir parçası haline gelen tarım ilaçlarının ve verim artırmak amaçlı kullanılan gübrelerin doğru kullanımı konusunda halkı bilinçlendirmenin önemi büyüktür.

Bu çalışma bu alanda bir temel teşkil etmektedir ve gelecekte yapılacak çalışmalara katkı sağlayacak niteliktedir. Kısıtlı imkanlarla az noktadan alınan örneklerin derin deniz deşarjı bölgelerinde mevcut durum hakkında sadece özet bir bilgi verdiği aşıkardır. Yapılacak çalışmaların aylık ölçekte yürütülmesi ile daha çok noktadan alınacak örnekler ve gerçekleştirilecek kapsamlı analizlerle izleme çalışmalarına devam edilmesi hem ekolojik anlamda hem de bu sistemlerin etkin yönetimi açısından önem arz etmektedir.

KAYNAKLAR

- Acarlı, D., ve Ayaz, A., (2015). Using concrete artificial reef as a tool to enrich the new marine habitat in Erdek-Ocaklar bay (Marmara Sea, Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol.24, 602-609.
- Ağcasulu, Ö., (2007). Sakarya nehri Çeltikçe Çayı'nda yaşayan *Capoeta tinca*'nın dokularında ağır metal birikiminin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, Ankara, Türkiye.
- Ağırbaş, E., Feyzioglu, A. M., Kopuz, U., (2014). Seasonal Changes of Phytoplankton Chlorophyll a, Primary Production and their Relation in the Continental Shelf Area of the South Eastern Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries And Aquatic Sciences*, Vol.14, 713-726.
- Ağırbaş, E., (2017). The Meteorological Investigation of Turkish Coasts of the Black Sea. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 2 (3), 53-58. DOI: 10.35229/jaes.358566
- Akdemir, T., (2015). Karadeniz Mullidae Populasyonlarının Taksonomik Durumunun Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. İzmir Kâtip Çelebi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Anabilim Dalı, İzmir, Türkiye.
- Aksu, A.E., Yaşar, D., Uslu, O., (1998). Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Heavy metal and organic compound concentrations in surficial sediments. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 22 (1998), pp. 387-415
- Alkan, A., Serdar, S., ve Zengin, B., (2004). Trabzon Açıklarında Deniz Suyunun Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerinin İncelenmesi. *Aquaculture Studies*, 4., 7-8.
- Alkan, N., Alkan, A., Akbaş, U., Fisher, A., (2015). Metal Pollution Assessment in Sediments of the Southeastern Black Sea Coast of Turkey, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24:3, 290-305, DOI: 10.1080/15320383.2015.950723
- Alver, E., Demirci, A., Özçimder, M., (2012). Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar ve Sağlığa Etkileri. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 3 (1), 45-52. <https://dergipark.org.tr/tr/pub/makufebed/issue/19422/206555>
- Anonim, (1995). ATSDR, (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Atlanta (GA): Department of Health and Human Services, Public Health Service, USA.
- Anonim, (1996). EPA, (US Environmental Protection Agency). Acid digestion of sediments, sludges, and soils. EPA Method 3050B. Washington, DC, USA.
- Anonim, (1999a). EPA, (US Environmental Protection Agency). Compendium Method TO-13A, Cincinnati, OH, USA.

- Anonim, (1999b). CCME, (Canadian Council of Ministers of the Environment) Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines. 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Anonim, (2001). CCME, (Canadian Council of Ministers of the Environment) Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated biphenyls (PCBs). Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Anonim, (2008). ASTM (American Society for Testing and Materials). Standard Guide for Conducting 10-day Static Sediment Toxicity Tests with Marine and Estuarine Amphipods (E1367-03(2008)). Annual Book of ASTM Standards, Vol 11.06. West Conshohocken, PA, USA. <http://www.astm.org/Standards/E1367.htm>.
- Anonim, (2017). ÇŞB, (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı) ve UNIDO, (Birleşmiş Milletler Sınai Kalkınma Örgütü). *Türkiye'deki Poliklorlu Bifenillerin (Pcbs) Çevreyle Uyumlu Yönetimi İçin Rehber*. © UNIDO 2017. Ankara
- Anonim, (2018a). TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu. Belediye atık su istatistikleri. Alıcı ortamlarına göre kanalizasyon şebekesinden deşarj edilen atık su miktarı.
- Anonim, (2018b). TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu. Su Ürünleri İstatistikleri.
- Anonim, (2019a). TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu. Nüfus İstatistikleri. Yıllara göre il nüfusları.
- Anonim, (2019b). TÜİK, Türkiye İstatistik Kurumu. Tarım İstatistikleri. Tarımsal Arazi İstatistikleri.
- Artüz, L., (2007). Bilimsel açıdan Marmara Denizi, *Türkiye Barolar Birliği Yayınları*: 119 Kültür Serisi: 2, ISBN:975-6689--89-8, Ankara.
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., La Mesa, G., Scarpato, A., Axiak, V., (2010). Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Environmental Research*. Jun; 69(5): 390-7. doi: 10.1016/j.marenvres.2010.01.006. Epub 2010 Feb 10. PMID: 20193961.
- Babut, M.P., W. Ahlf, G.E. Batley, M. Camusso, E.D. Deckere, P.J. den Besten (2005). International overview of sediment quality guidelines and their uses R.J. Wenning, G.E. Batley, C.G. Ingersoll, D.W. Moore (Eds.), *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*, SETAC Press, Pensacola, FL, USA (2005), pp. 345-381
- Bakan, G., Ariman, S., (2004). Persistent organochlorine residues in sediments along the coast of mid-Black Sea region of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*. 48 (11–12), pp. 1031-1039, ISSN 0025-326X, 10.1016/j.marpolbul.2003.12.005
- Balkaş, T., Dechev, G., Mihnea, R., Serbanescu, O., Ünlüata, Ü. (1990). State of the marine environment in the Black Sea Region, UNEP Regional Seas Reports and Studies No: 124.

- Baltas, H., Sirin, M., Dalgic, G., Bayrak, E.Y., Akdeniz, A., (2017). Assessment of metal concentrations (Cu, Zn, and Pb) in seawater, sediment and biota samples in the coastal area of Eastern Black Sea, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*. Sep; 15;122(1-2):475-482. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.059. PMID: 28662979.
- Başçınar, S., (2009). Bentik Canlılar ve Biyoindikatör Tür. Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü (SÜMAE), *YUNUS Araştırma Bülteni*, 9:1, Mart 2009.
- Bat, L., Gündoğdu, A., Sezgin, M., Çulha, M., Gönlügür, G., ve Akbulut, M., (1999). Acute toxicity of zinc, copper and lead to three species of marine organisms from Sinop Peninsula, Black Sea. *Tr. J. Biology*, 23 (4), 537-544.
- Bat, L. (2005). A review of sediment toxicity bioassays using the amphipods and polychaetes *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.*, 5 (2005), pp. 119-139.
- Bat, L., Gökkurt, O., Sezgin, M., Üstün, F., Sahin F., (2009). Evaluation of the Black Sea Land Based Sources of Pollution the Coastal Region of Turkey. *Open Mar. Biol. J.*, 3, pp. 112-124, 10.2174/1874450800903010112. Electronic publication date 31/12/2009
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., (1998) Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western *Mediterranean Sea Environ. Toxicol. Chem.*, 17 (1998), pp. 765-776, 10.1002/etc.5620170501
- Baykut, F., Aydın, A., Artuz, M.I. (1982). Bilimsel Açından Karadeniz, İstanbul Üniversitesi Yayınları.
- Bilcke, C.V., (2002). The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. *RECIEL*, 11 (3); 328-342.
- Bilecenoğlu, M., Kaya, M., Cihangir, B., Çiçek, E. (2014). An updated checklist of the marine fishes of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, Sayı.34, Sf. 901-929.
- Bonaca, M. O. and Lipej, L., (2005). Factors affecting habitat occupancy of fish assemblage in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea), *Marine Ecology*, 26 (1), 42-53.
- Bonaca, M. and Lipej, L., (2007). Microhabitat preferences and depth distribution of combtooth blennies (Blenniidae) in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea), *Marine Ecology*, 28(3), 418-428.
- Brock, V.E., (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations, *The Journal of Wildlife Management*, 18(3), 297-308.
- Brown, V.M., Mitrovic, V.V. ve Stark, G.T.C., (1968). Effect of Chronic Exposure to Zinc on Toxicity of a Mixture of Detergent and Zinc, *Water Research*, 2, 225-263.
- Brown E., Colling A., Park D., Phillips J, Rothery D., Wright J., (2004). Seawater :Its Composition, Properties And Behaviour, published by *The Open University*, ISBN 0 7506 3715 3

- Budzinski, H., Bellocq, J., Pierard, C., Garrigues, P., (1997). Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Mar. Chem.*, 58 (1997), pp. 85-97
- Buran, T., (2016). Organoklorlu Pestisitlerin Gc-Ecd ile Tayininde Clean Up Yöntemleri. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Ankara, Türkiye.
- Burgess, R. M., Konovets, I. M., Kıpmıs, L. S., Lyashenko, A.V., Grıntsov, V. A., Petrov, A. N., Terletskeya, A.V., Milyukin, M. V., Povolotskiı, M.I., Demchenko, V. Y., Bogoslovskaya, T. A., Topkin, Y. V., Vorobyova, T. V., Portis, L. M., and Ho., K. T., (2011). Distribution, Magnitude and Characterization of the Toxicity of Ukrainian Estuarine Sediments. *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Science Ltd, New York, NY, 62(11):2442-2462.
- Burns, K.A., Villeneuve, J.P., (1987). Chlorinated hydrocarbons in the open Mediterranean ecosystem and implications for mass balance calculations. *Mar. Chem.*, 20 (337) (1987), p. 359
- Burton G., Jr. (2002). Sediment quality criteria in use around the World Limnology, 3 (2002), pp. 65-76, 10.1007/s102010200008
- Cengiz, M., 1990. Su Kirliliği ve Kontrolü, Akdeniz Üniversitesi Matbaası, Eğridir, 147 s.
- Clarke, K.R. (1993). Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. Ecol.* 18:117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M., (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Chapman, P.M., Swartz, R.C., Roddie, B., Phelps, H.L., Hurk, van den P., Butler, R. (1992). An international comparison of sediment toxicity tests in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 91 (1992), pp. 253-264
- Chongrong, Z., Baoqing, L., Huikai, W., Fan, Y., Rui, Y., Hao, J., Guangyi, L., Wei, W., (2019). Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Meizhou Bay sewage outfall and the surrounding ocean area. *Meteorol. Environ. Res.*; Cranston 10, 3, (Jun 2019), 77–80,83. <http://doi.org/10.19547/j.issn2152-3940.2019.03.015>.
- Cukrov, N., Franciskovic-Bilinski, S., Hlaca, B., Barisic, D., (2011). A recent history of metal accumulation in the sediments of Rijeka harbor, Adriatic Sea Croatia. *Mar Pollut Bull.*, 62 (1) (2011), pp. 154-167
- Çakıroğulları, Ç.G., ve Seçer, S., (2011) Poliklorlu bifeniller ve sucul yaşam. *Ankara Üniversitesi Çevre Bilimleri Dergisi*. Cilt: 3, Sayı: 1, Haziran 2011, 73-87
- Degrémont (1991). Water Treatment Handbook. 6th Edition, Lavosier Publishing, ISBN-13: 978-2950398413; ISBN-10: 2950398413. France.

- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Kingsford, M., (2004). Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage farms. *Hydrobiologia*, 525, 245-248
- Denton, G.R.W. ve Jones, B.C., (1986). Trace Metals in Fish from the Great Barrier Reef, *Marine Pollution Bulletin*, 17, 5, 201-209.
- E/ESCWA/SDPD, (2003). Waste-Water Treatment Technologies a General Review, Economic and Social Commission for Western Asia, United Nations, New York, 121 S.
- Ergül, H.A., Topcuoğlu, S., Ölmez, E., Kırbaşoğlu, Ç., (2008). Heavy metals in sinking particles and bottom sediments from the eastern Turkish coast of the Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 78, Issue 2, 2008, Pages 396-402, ISSN 0272-7714, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.006>.
- Erkebay, Ş., (2012). Trabzon ve Rize İllerinde Derin Deniz Deşarj Sistemleri ile Boşaltılan Atıkların Dağılımı ve Modellenmesi. Doktora Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği Anabilim Dalı, Trabzon, Türkiye
- Feng, H., Jiang, H., Gao, W., Weinstein, M.P., Zhang, Q., Zhang, W., Yuet, L., (2011). Metal contamination in sediments of the western Bohai Bay and adjacent estuaries China. *J Environ Manage.*, 92 (2011), pp. 1185-1197
- Field, J.G., Clarke, K.R. and Warwick, R.M., (1982). A practical strategy for analysing multispecies distributions patterns, *Marine Ecology Progress Series*, 8, 37–52.
- Fillmann, G., Readman, J.W., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J.P., Cattini, C., Mee, L.D., (2002). Persistent organochlorine residues insediments from Black Sea *Mar. Pollut. Bull.*, 44 (2002), pp. 122-133
- Folk R.L., (1974) Petrology of Sedimentary Rocks Hemphill's, Austin, TX, USA (1974), p. 182
- Frau, A., Deudero, S., Cerdeño, S. and Alou, L., (2003). No habitat preference in mixed meadows and rocky bottoms for Mediterranean Labridae and Sparidae fish species. *Boletín-Instituto Espanol de Oceanografia*, 19 (1/4), 483.
- Froese, R. and Pauly, D., (2020). World Wide Web electronic publication. Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2019. FishBase. www.fishbase.org, version (12/2019).
- Greenstein, D., Bay, S., Anderson, B., Chandler, G.T., Farrar, J.D., Keppler, C., Phillips, B., Ringwood, A. and Young, D. (2008). Comparison of methods for evaluating acute and chronic toxicity in marine sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, 933-944.
- Gedik, K., ve İmamoğlu, İ., (2011). Assessment of temporal variation and sources of PCBs in the sediments of Mediterranean Sea, Mersin Bay, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, vol.62, 173-177.
- Gedik, K., (2011). Rize Sahilinde Bazı Kirleticilerin Mevsimsel ve Hacimsel Dağılımı.

Yüksel Lisans Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği Anabilim Dalı, Trabzon, Türkiye.

- Gedik, K., Boran, M., (2013). Assessment of metal accumulation and ecological risk around Rize Harbor, Turkey (southeast black sea) affected by copper ore loading operations by using different sediment indexes. *Bull Environ Contam Toxicol*. Feb; 90(2):176-81. doi: 10.1007/s00128-012-0894-2. Epub 2012 Nov 21. PMID: 23179167.
- Gedik, K., Terzi, E., ve Yesilcicek, T., (2018). Biomonitoring of metal(oid)s in mining-affected Borcka Dam Lake coupled with public health outcomes, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24:8, 2247-2264, DOI: 10.1080/10807039.2018.1443390
- Giannuzi-Savelli, R., Pusateri, F., Palmeri A., and Ebreo, C., (1994) Atlante delle conchiglie marine del mediterraneo, Vol.I, Edizioni de "La Conchiglia", Roma, 125p, 1994.
- Giannuzi-Savelli, R., Pusateri, F., Palmeri A., and Ebreo, C., (1997), Atlante delle conchiglie marine del mediterraneo, Vol.II, Edizioni de "La Conchiglia", Roma, 258p, 1997.
- Giannuzi-Savelli, R., Pusateri, F., Palmeri A., and Ebreo, C., (1999) Atlante delle conchiglie marine del mediterraneo, Vol.III, Evolver srl, Roma, 127p, 1999.
- Güven, K.C. ve Öztürk, B., (2005). Deniz Kirliliği, Berka Ajans Ltd. Şti., Tüdev Yayınları, No:21 İstanbul, 512 s.
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P. and Lasserre, G., (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes, *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40, 467-539.
- Harmelin-Vivien, M. L. and Francour, P., (1992), Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds, P.S.Z.N. I: *Marine Ecology*, 13, 41-51.
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G. and Leboulleux, V., (1995). Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores, *In: Space Partition within Aquatic Ecosystems* (pp. 309-320). Springer, Netherlands.
- Hakanson, L. (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Res.*, 14 (1980), pp. 975-1001, 10.1016/0043-1354(80)90143-8
- Horasanlı, Ö., A., (2016). Yıldız Koyu'nda (Gökçeada) Bulunan Balık Topluluklarının Dağılımlarının Sualtı Görsel Sayım Tekniği ile Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. T.C. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, İstanbul, Türkiye.
- Huang, X.D., Olmez, I., Aras, N.K., Gordon, G.E. (1994). Emissions of traceelements

- from motor-vehicles: potential marker elements and source composition profile. *Atmos. Environ.*, 28 (1994), pp. 1385-1391
- Jones, K.C., Voogt, de P., (1999). Persistent Organic Pollutants (POPs): State of the Science. *Environ. Pollut.*, 100, pp. 209-221, 10.1016/S0269-7491(99)00098-6
- Karacik, 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.* 2009 Apr;35(3):599-606. doi: 10.1016/j.envint.2008.11.005. Epub 2009 Jan 6. PMID: 19128832.
- Karakoc, F.T., Tolun, L., Henkelmann, B., Klimm, C., Okay, O., Schramm, K.W., (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) distributions in the Bay of Marmara sea: İzmit Bay, *Environ. Pollut.*, 119, 3, 383–397, ISSN 0269-7491, [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00341-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00341-4).
- Kaya, M., ve Mater, S., (1994). Investigation on possible effects of inner harbor mud on Benthic fish and fauna in İzmir Bay (in Turkish). *Fen Fak. Dergisi Seri B* 16: 367-374
- Kayhan, H., (2008) Çayeli Bakır İşletmeleri'ne Ait Derin Deniz Deşarjı ile Yapılan Atıksu Boşaltımının Deniz Ekosistemine Etkilerinin Belirlenmesi ve Yayılımın Modellenmesi. Doktora Tezi. Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği Anabilim Dalı, Trabzon, Türkiye.
- Keast, A., ve Harker, J., (1977). Fish distribution and benthic invertebrate biomass relative to depth in an Ontario lake. *Environmental Biology of Fishes*, 2, 235–240.
- Kennedy, A.J., Steevens, J.A., Lotufo, G.R., Farrar, J.D., Reiss, M.R., Kropp, R.K., Doi, J., ve Bridges, T.S., (2009). A comparison of acute and chronic toxicity methods for marine sediments. *Marine Environmental Research*, 68, 118-127.
- Keskin, Ç. (2010). A review of fish fauna in the Turkish Black Sea Karadeniz balık faunası. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*. Sayı.16/2. Sf. 195-210.
- Klinke, H.R., (1966). *Krankheiten und Schaedigungen der Fischer*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Koldaguc, S., (2010). Arıtılmış Atık Suların Derin Deniz Deşarj Noktası ve Civarında Meydana Getirdiği Bazı Fiziko-Kimyasal Değişimlerin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı, İzmir, Türkiye.
- Letourneur, Y., Ruitton, S. and Sartoretto, S., (2003). Environmental and benthic habitat factors structuring the spatial distribution of a summer infralittoral fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea, *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83 (1), 193-204.
- Lianfeng, W., Jiefang, D., Qiao, Y., Xinyi, L., (2010). Geoaccumulation index and enrichment factor to assess heavy metal contamination in estuarine intertidal sediments and their adjacent arable soils in Dalian, Northeastern China. 2010 4th

International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (iCBBE), 18–20 June 2010, Chengdu, China.

- 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. *Environ. Manage.*, 19 (1995), pp. 81-97
- Lök, A., Metin, C., Ulaş, A., Düzbastılar, F.O, Tokaç, A., (2002). Artificial reefs in Turkey, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 59, Issue suppl, 2002, Pages S192–S195, <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1221>
- MacDonald, D., Ingersoll, C., Berger, T., (2000). Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39 (2000), pp. 20-31, 10.1007/s002440010075
- MacRae, P.S.D. and Jackson, D.A., (2001). The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 342–351.
- Martorell, I., Perelló, G., Martí-Cid, R., Castell, V., Juan M. Llobet, J.M., Domingo, J.L. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in foods and estimated PAH intake by the population of Catalonia, Spain: temporal trend. *Environment International*, 36, 424–432.
- Mater, S., Kaya, M., Bilecenoglu, M., (2009) “Türkiye Deniz Balıkları Atlası”, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No: 68, Bornova, İzmir, 169 s.
- Metcalf and Eddy, (1998). Wastewater Engineering, McGraw-Hill Higher Education. New York.
- Milachewitch, K.O., (1916). Faune de la Russie et des pays Limitrophe, Les mollusques de mers Russes, Tome I, Petrograd, 312p, 1916.
- Miller, J.N., Miller, J. C., (2005). Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry. Harlow, UK; New York: Pearson Prentice Hall.
- Moret, S., Purcaro, G., Conte, S.L. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) levels in propolis and propolis-based dietary supplements from the Italian market. *Food Chemistry*, 122, 333–338.
- Muslu, Y., (1994). Atıksuların Arıtılması, İstanbul Teknik Üniversite Matbaası, 800 s.
- Müller, G., (1979). Schwer metalle in den sedimentn des Rhiens-Verenderrungen seit Umsechan, 79 (1979), pp. 778-783
- Oguz, M., (1985). Ortadoğu Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği- Deniz Kirliliği Dersi Notları, Ankara, 80s.
- Özboilat, G. ve Tuli, A., (2006). Ağır metal toksisitesinin insan sağlığına etkileri. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*. 2006;25(4):502-521.

- Özkan, E. Y., (2012). A New Assessment of Heavy Metal Contaminations in an Eutrophicated Bay (Inner Izmir Bay, Turkey). *Turkish Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.12, 129-141.
- Özseker, K., Seyhan, K., Erüz, C. (2016). Ecological risk assessment and spatial distribution of heavy metals in sediment and pore water around Trabzon harbour, Turkey. *Fresenius Environ. Bull.* (2016), p. 25
- Özsoy, E., Çağatay, M.N., Balkıs, N., Balkıs, N., Öztürk, B. (Eds.) (2016). The Sea of Marmara; Marine Biodiversity, Fisheries, Conservation and Governance. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), Publication No: 42, Istanbul, TURKEY.
- Öztürk, İ., (1996). Atıksu Ön Arıtma ve Deniz Deşarjı Sistemleri, İstanbul Teknik Üniversitesi Rektörlüğü Sayı: 1570, İstanbul.
- Öztürk B., Bitlis B., Doğan A., Türkçü N. (2017). Alien Marine Molluscs along the Turkish Coast, with a New Record of *Varicopeza pauxilla* (A. Adams, 1855) (Mollusca: Gastropoda) from the Mediterranean Sea. *Acta Zoologica Bulgarica*, Supplementum 9: 83-92.
- Pekey, H., Karakaş, D., Ayberk, S., Tolun, L., Bakoğlu, M., (2004). Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey, *Mar. Pollut. Bull.*, 48, 9–10, 946–953, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.11.023>.
- Perin, G., Bonardi, M., Fabris, R., Simoncini, B., Manente, S., Tosi, L., and Scotto S. (1997) Heavy Metal Pollution in Central Venice Lagoon Bottom Sediments: Evaluation of the Metal Bioavailability by Geochemical Speciation Procedure, *Environmental Technology*, 18:6, 593-604, DOI: 10.1080/09593331808616577
- Quinn, G.P. and Keough, M.J., (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*, Cambridge University Press, New York, 978-0-511-07812-5.
- Readman, J.W., Fillmann, G., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J.P., Catinni, C., Mee L.D., (2002). Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 44, pp. 48-62
- Rodriguez-Romero, A., Khosrovyan, A., Del Valls, T.A., Obispo, R., Serrano, F., Conradi, M. and Riba, I., (2013). Several benthic species can be used interchangeably in integrated sediment quality assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 92, 281-288.
- Sabelli, B., Giannuzi-Savelli R., and Bedulli, D., (1990). *Catalogo Annotato dei Molluschi Marini del Mediterraneo*, Libreria Naturalistica Bolognese, 1, 1-348, 1990.
- Sabelli, B., Giannuzi-Savelli R., and Bedulli, D., (1992). *Catalogo Annotato dei Molluschi Marini del Mediterraneo*, Libreria Naturalistica Bolognese, 2, 349-498, 1992.
- Schulz, D.E., Petrick, G., Duinker, J.C., (1989). Complete characterisation of

- polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography–electron capture detection. *Environ. Sci. Technol.*, 23, pp. 852-859
- Sezgin, M., Bat, L., Ürkmez, D., Arıcı, E., Öztürk, B. (Eds) (2017). Black Sea Marine Environment: The Turkish Shelf. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), Publication No: 46 Istanbul, TURKEY.
- Simpson, S.L. and Spadaro, D.A. (2011). Performance and sensitivity of rapid sublethal sediment toxicity tests with the amphipod *Melita plumulosa* and copepod *Nitocra spinipes*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30, 2326-2334.
- Simpson, S., Campana, O. and Ho, K. (2016). Sediment Toxicity Testing. Chapter 7, J. Blasco, P.M. Chapman, O. Campana, M. Hampel (ed.), *Marine Ecotoxicology: Current Knowledge and Future Issues*. Academic Press Incorporated, Orlando, FL, 199-237.
- Suzuki, Y., Tanoue, E., Ito, H. (1992). A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of dissolved organic carbon in seawater: analysis and improvement, *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, Volume 39, Issue 2, 1992, Pages 185-198, ISSN 0198-0149, [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(92\)90104-2](https://doi.org/10.1016/0198-0149(92)90104-2).
- Şimşek, A., (2020). Orta Karadeniz Kıyılarında Kirlenmiş Sediman Ortamlarında Ekotoksikolojik Olarak Ağır Metal Kirliliğinin Araştırılması. Doktora Tezi. T.C. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Samsun, Türkiye.
- Tang, C.W.Y., Ip, C.C.M., Zhang, G., Shin, P.K.S., Qian, P.Y., Li X.D. (2008). The spatial and temporal distribution of heavy metals in sediments of Victoria Harbour, Hong Kong *Mar. Pollut. Bull.*, 57 (2008), pp. 816-825
- Taylor, S.R., (1972). Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table *Geochim. Cosmochim. Acta*, 28 (1972), pp. 1273-1286, 10.1016/0016-7037(64)90129-2
- Tolun, L.G., Okay, O.S., Gaines, A.F., Tolay, M., Tüfekçi, H, Kiratli, N., (2001). The pollution status and the toxicity of surface sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Environ Int.* 2001 Jan; 26(3):163-8. doi: 10.1016/s0160-4120(00)00096-9. PMID: 11341701.
- Tolun, L., Martens D., Okay O.S., Schramm K.W., (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in coastal sediments of the Izmit Bay (Marmara Sea): case studies before and after the Izmit Earthquake. *Environ Int.* 2006 Aug; 32(6):758-65. doi: 10.1016/j.envint.2006.03.014. Epub 2006 May 5. PMID: 16678901.
- Topcuoğlu, S., Kırbaçoğlu, Ç., Güngör N., (2002). Heavy metals in organisms and sediments from Turkish Coast of the Black Sea, 1997–1998, *Environment International*, Volume 27, Issue 7, 2002, Pages 521-526, ISSN 0160-4120, [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00099-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00099-X).

- Turekian, K.K., ve D.H. Wedepohl (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Bull. Geolog. Soc. Am.*, 72 (1961), pp. 175-192, 10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2
- URL-1, (2021). <http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/bolum09.pdf> (15.01.2021)
- URL-2, (2021). <https://www.britannica.com/place/Sea-of-Marmara> (15.01.2021)
- URL-3, (2021). <https://onceliklikimyasallar.csb.gov.tr/stockholm-sozlesmesi-i-5175> (15.01.2021)
- URL-4, (2021). http://www.patzner.sbg.ac.at/Gobiidae/Gob_nig.htm (15.01.2021)
- URL-5, (2021). <https://www.milliyet.com.tr/yerel-haberler/rize/caykur-cay-tariminda-kimyasal-gubre-ile-mucadele-edecek-10854163> (15.01.2021)
- Ünlüata, Ü., Oguz, T., Latif, M.A. ve Özsoy, E. (1990). On the Physical Oceanography of the Turkish Straits, *In: pratt, L.J. (ed.), the On the Physical Oceanography of Sea Straits*, NATO ASI Ser., Kluwer Acad. Norwell, Mass, 25–60.
- Weinberg, E.D., (1974). Iron and Susceptibility to Infectious Disease, *Science*, 184, 952-956.
- Wood, I.R. Bell, R.G Wilkinson, D.L., (1993). Ocean Disposal of Wastewater, Advanced Serious on Ocean Engineering- *World Scientific Pub.G*; ISBN 981-02-0956-8.
- Wu, J. and Luther G.W., (1994). Size-Fractioned Iron Concentrations in the Water Column of the Western North Atlantic Ocean. *Limnology and Oceanography*, 39,5, 1119- 1129.
- Yankova, M., D. Pavlov, P. Ivanova, E. Karpova, A. Boltachev, L. Bat, M. Oral, and M. Mgeladze. (2013). Annotated check list of the non-native fish species (Pisces) of the Black Sea. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, 19(2):247-255
- Yegane, Ö., (2001) *Daphnia magna*, (strauss 1820) sediment toksisite testi kullanılarak İzmir iç körfezi'ne dökülen derelerin kirlilik düzeylerinin saptanması. Doktora Tezi. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, İzmir, Türkiye.
- Yılmaz, Ö. Z., (2006). Samsun Atakum Bölgesinin Atıksu Arıtım stratejileri ve Derin deniz Deşarjı Araştırması. Yüksek Lisans Tezi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Samsun, Türkiye.
- Yılmaz, A., Yanar, A., Alkan E. (2018). Review of Heavy Metal Accumulation in Aquatic Environment of Northern East Mediterranean Sea *Part II: Some Non-Essential Metals Pollution*, 4 (1) (2018), pp. 143-181, 10.22059/poll.2017.236121.287
- Zabetoglou, K., Voutsas, D., Samara, C. (2002). Toxicity and heavy metal contamination of surficial sediments from the Bay of Thessaloniki (Northwestern Aegean Sea), *Greece Chemosphere*, 49 (2002), pp. 17-26.

ÖZGEÇMİŞ

Tolga Akdemir . İlk ve ortaöğrenimini Erzincan'da tamamlamıştır. 2012 yılında Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Mühendisliği bölümünden mezun olmuştur. Yüksek lisans eğitimini 2015 yılında İzmir Kâtip Çelebi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Ana Bilim Dalı'nda tamamlamıştır. 2017 yılında Sinop Üniversitesi, Sinop Meslek Yüksekokulu, Su Altı Teknolojisi Programı'ndan mezun olmuştur. 2016 yılından beri Recep Tayyip ERDOĞAN Üniversitesi, Teknik Bilimler Meslek Yüksekokulu, Su Altı Teknolojisi Programı'nda öğretim görevlisi olarak görev yapmaktadır. Tolga AKDEMİR, karışım gazlarla derin dalış konusunda uzmanlaşmıştır, 1. Sınıf Dalgıç-Profesyonel Su Altı Adamı yeterliliğine sahiptir ve aynı zamanda sportif tüplü dalış eğitmenidir. Evli ve iki çocuk babasıdır. Yabancı dili İngilizcedir.