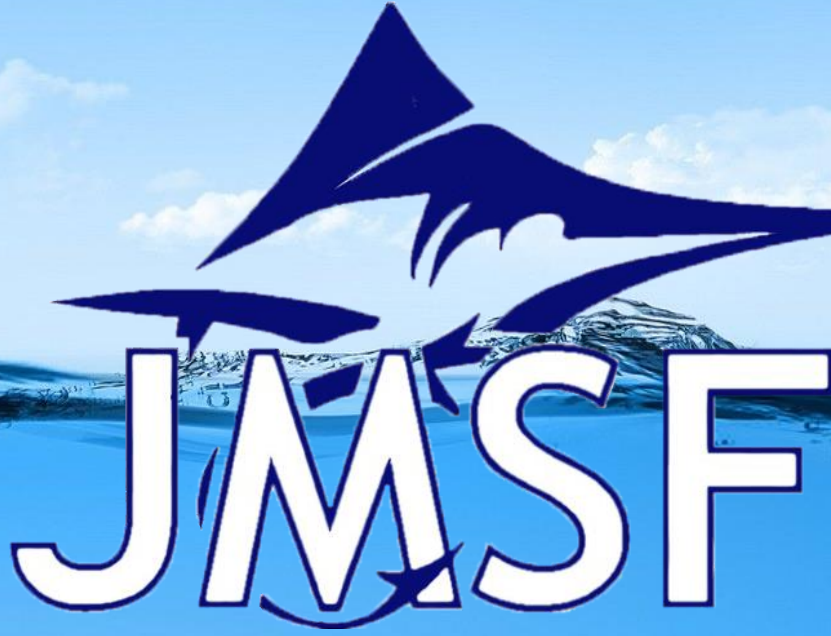


COMU Journal of Marine Sciences and Fisheries



Deniz Bilimleri ve Balıkçılık Dergisi
COMU-JMSF

<https://dergipark.org.tr/tr/pub/jmsf>

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi
Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi

Volume:4 Issue:2

December 2021

Çanakkale Onsekiz Mart University Journal of Marine Sciences and Fisheries

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Balıkçılık Dergisi
(e-ISSN 2651-5326)

Yayın Sahibi (Director)

Prof. Dr. Ekrem Şanver ÇELİK, Dekan/Dean

Başeditör (Editor-in-Chief)

Prof. Dr. Ali İŞMEN

Editör Yardımcısı (Associate Editor)

Prof. Dr. Umut ÖNAL

Alan Editörleri (Section Editors)

Prof. Dr. Umut ÖNAL

Prof. Dr. Yeşim BÜYÜKATEŞ

Prof. Dr. Adnan AYZAZ

Prof. Dr. Nermin BERİK

Teknik Editörler (Technical Editors)

Doç. Dr. Cahide Çiğdem YIĞIN

Dr. Öğr. Üyesi Fikret ÇAKIR

Mizanpaj Editörü (Layout Editor)

Doç. Dr. Mukadder ARSLAN İHSANOĞLU

Yabancı Dil Editörü (Foreign Language Editor)

Nha-link WALSH

Editörler Kurulu (Editorial Board)

Prof. Dr. Vladimir PEŠIČ

Prof. Dr. Roberto BARGAGLI

Prof. Dr. Sezginer TUNCER

Prof. Dr. Ekrem Şanver ÇELİK

Prof. Dr. Fatma ÇOLAKOĞLU

Prof. Dr. Uğur ÖZEKİNCİ

Prof. Dr. Adnan AYZAZ

Prof. Dr. Uğur ALTINAĞAÇ

Prof. Dr. Muhammet TÜRKOĞLU

Prof. Dr. Tolga GÖKSAN

Prof. Dr. Murat YİĞİT

Prof. Dr. Sebahattin ERGÜN

Prof. Dr. İlknur AK

Prof. Dr. Erhan MUTLU

Prof. Dr. Deniz ERGÜDEN

Doç. Dr. Mihail KECHEV

Doç. Dr. Cahide Çiğdem YIĞIN

Doç. Dr. Deniz Anıl ODABAŞI

Doç. Dr. Göknur ŞİŞMAN AYDIN

Dr. Dilian Georgiev GEORGIEV

Dr. Tereza KORNÍKOVA

Çanakkale Onsekiz Mart University Journal of Marine Sciences and Fisheries is published in two issues annually.
Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Balıkçılık Dergisi yılda iki sayı olarak yayınlanır.

Yazışma Adresi (Corresponding Address)

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi, Terzioğlu
Kampüsü, 17100, Çanakkale/Türkiye

Tel: +90 286 218 00 18 (2815-2816) Faks: +90 286 21805 43

E-mail: jmsfdergi@comu.edu.tr

İnternet Adresi/Web Address

<https://dergipark.org.tr/tr/pub/jmsf> <http://jmsf.dergi.comu.edu.tr/>

CONTENTS / İÇİNDEKİLER

RESEARCH ARTICLES	Pages
Biodiversity and Abundance of Phytoplankton from Auranga Estuary, Valsad District, Gujarat, India Auranga Halici (Valsad Bölgesi, Gujarat, Hindistan)'nde Fitoplankton Biyoçeşitliliği ve Bolluğu Shefali S. Patel*, Susmita Sahoo	86-98
Occupational Health and Safety in Fishing Boats in Çanakkale Province Çanakkale İlinde Hizmet Veren Balıkçı Teknelerinde İş Sağlığı ve Güvenliği Hüseyin Gökhan Aytepe, Orkun Dalyan*, Mehmet Pişkin	99-106
Investigation of Microplastic Pollution Along the Dalyan-Iztuzu (Eastern Mediterranean) Coastline Dalyan-Iztuzu (Doğu Akdeniz) Sahilinde Mikroplastik Kirliliğinin Araştırılması Aytuğ Zilifli*, Sezginer Tunçer	107-115
Spatial and Temporal Characteristics of Demersal Assemblages in Sığacık Bay, Central Aegean Sea, Turkey Sığacık Körfezi'nde (Orta Ege Denizi, Türkiye) Demersal Toplulukların Mekansal ve Zamansal Özellikleri Hakkı Dereli*, M. Alp Salman, Okan Özaydın, Zafer Tosunoğlu	116-129
Ecological Gradients of Epimegafaunal Distribution along the Sectors of Gulf of İzmir, Aegean Sea İzmir Körfezi'nin (Ege Denizi) Farklı Sektörleri Boyunca Bulunan Epimegafaunanın Dağılımının Ekolojik Yönelimi Erhan Mutlu	130-158
Evaluation of Sediment Dredging on Heavy Metal Concentrations in Mogan Lake's Sediment (Ankara, Turkey) Mogan Gölü'nde (Ankara, Türkiye) Sediment Tarama Uygulamalarının Sedimentteki Ağır Metal Konsantrasyonları Açısından Değerlendirilmesi Arzu Binici*, Serap Pulatsü, Nurbanu Bursa	159-167
Comparison of the Selectivity of Diamond and Square Mesh Codends for Red Mullet <i>Mullus barbatus</i> in the Antalya Bay Antalya Körfezi'nde Barbunya Balığı (<i>Mullus barbatus</i>) için Rombik ve Kare Gözlü Torba Seçiciliğinin Karşılaştırılması Mehmet Cengiz Deval	168-174
The Effects of Some Physico-Chemical Parameters and Seasons on Fish Species Diversity, Caught by Beach-Seine Net in Akköy Lagoon, Aegean Sea Akköy Lagünü'nde (Ege Denizi) Tül İğrıyla Yakalanan Balık Tür Çeşitliliğine Mevsim ve Bazı Fiziko-Kimyasal Parametrelerin Etkileri Cemil Sağlam*, Okan Akyol	175-186
Determination of Mortality Rates in <i>Pinna nobilis</i> (Linnaeus, 1758) Population in the Çanakkale Strait Çanakkale Boğazı'nda <i>Pinna nobilis</i> (Linnaeus, 1758) Popülasyonunda Ölüm Oranlarının Tespiti Ata Aksu*, Uğur Altınağaç, Tekin Demirkıran	187-196
The Effect of Different Solvents on Antioxidant Properties of <i>Gongolaria barbata</i> (Phaeophyceae) Farklı Çözücülerin <i>Gongolaria barbata</i> 'nın (Phaeophyceae) Antioksidan Özellikleri Üzerine Etkisi Melis Yılmaz, Gülen Türker, İlknur Ak*	197-201
The Growth and Survival of The European lobster (<i>Hommarus gammarus</i>) Larvae in Pseudo-Green Water and Clear Water under Low Density Conditions Avrupa İstakozu (<i>Hommarus gammarus</i>) Larvalarının Düşük Yoğunluk Koşulları Altında Pseudo-Yeşil Su ve Temiz Suda Büyümesi ve Hayatta Kalması Umur Önal*, Hakan Baki	202-207

REVIEW

A Review of the Research on Reproductive Biology of Turkish Marine Fishes

Türkiye Deniz Balıklarının Üreme Biyolojisi Araştırmaları Üzerine Bir Değerlendirme

İsmail Burak Daban

208-234

SHORT COMMUNICATIONS

Range Extension of *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988 Southeastern Mediterranean Coast of Turkey

Priacanthus sagittarius Starnes 1988'un Türkiye'nin Güneydoğu Akdeniz Kıyısına Menzil Genişlemesi

Mevlüt Gürlek, Deniz Ergüden*, Cemal Turan

235-239

Biodiversity and Abundance of Phytoplankton from Auranga Estuary, Valsad District, Gujarat, India

Shefali S. Patel*, Susmita Sahoo

*N.V. Patel College of Pure and Applied Sciences, Vallabh Vidyanagar, Gujarat- 388 120, India

Correspondent: shefalipatel1312@gmail.com

Received: 30.05.21021

Accepted: 20.08.2021

Shefali S. Patel: Orcid 0000-0003-0012-2369

Susmita Sahoo: Orcid 0000-0001-9267-4608

How to cite this article: Patel, S. S., Sahoo, S., (2021). Biodiversity and abundance of phytoplankton from Auranga Estuary, Valsad District, Gujarat, India. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 86-98 DOI: 10.46384/jmsf.944880

Abstract: This study describes phytoplankton abundance and diversity from site 1 (downstream) and site 2 (upstream) of Auranga Estuary (20°63' N and 72°82' E). A Total of 44 species of phytoplankton were recorded, 35 species from downstream and 24 species from upstream. The assessed abundance was 129 cells/mL and 86 cells/mL from the downstream and upstream, respectively. Bacillariophyceae (19) was the dominant group followed by Chlorophyceae (10), Cyanobacteria (07), Dinophyceae (07), and Chrysophyceae (01). *Nitzschia*, *Coscinodiscus* and *Ceratium* were abundant genera at site 1 and *Spirogyra*, *Microcystis*, *Chlorella* and *Oscillatoria* were abundant at site 2. Nitzschiaceae and Zygnemataceae had highest family contribution at the downstream and upstream, respectively. Members of Bacillariophyceae and Cyanobacteria were present in high numbers throughout the year. The abundance of Chlorophyceae did not fluctuate greatly. Chrysophyceae (*Chromulina pascheri*) was observed during the summer period. Spatially, downstream had higher species diversity and abundance than upstream whereas winter season was favorable for plankton growth compared to summer and monsoon. Species dominance (Site 1: 0.238; Site 2: 0.257) richness (Site 1: 1.13; Site 2: 1.36), evenness (Site 1: 0.88; Site 2: 0.79) and diversity were assessed using alpha biodiversity indices. The Shannon diversity index was 1.417 and 1.268 for downstream and upstream, respectively. It indicates less diversity level in this estuary.

Key words: Phytoplankton, Diversity, Distribution, Seasonal Variations, Diversity Indices

Auranga Halici (Valsad Bölgesi, Gujarat, Hindistan)'nde Fitoplankton Biyoçeşitliliği ve Bolluğu

Özet: Bu çalışma, Auranga Haliç'in (20°63' N ve 72°82' E) 1. bölge (akıntı altı) ve 2. bölge (akıntı üstü) alanlarında fitoplankton bolluğu ve çeşitliliğini açıklamaktadır. 35 tür akıntı altından ve 24 tür akıntı üstünden olmak üzere toplam 44 fitoplankton türü kaydedilmiştir. Fitoplankton bolluğu akıntı altı ve akıntı üstünden sırasıyla 129 hücre/mL ve 86 hücre/mL olarak belirlenmiştir. Bacillariophyceae (19) baskın grup olup, onu sırasıyla Chlorophyceae (10), Cyanobacteria (07), Dinophyceae (07) ve Chrysophyceae (01) izlemiştir. *Nitzschia*, *Coscinodiscus* ve *Ceratium*, 1. bölgede ve *Spirogyra*, *Microcystis*, *Chlorella* ve *Oscillatoria*, 2. bölgede bol miktarda bulunmuştur. Nitzschiaceae ve Zygnemataceae, sırasıyla akıntı altı ve akıntı üstü en yüksek familya katkısına sahipti. Bacillariophyceae ve Cyanobacteria üyeleri yıl boyunca çok sayıda mevcuttu. Chlorophyceae'nin bolluğu büyük ölçüde dalgalanma göstermedi. Chrysophyceae (*Chromulina pascheri*) yaz döneminde gözlenmiştir. Mekansal olarak, akıntı altı, akıntı üstünden daha fazla tür çeşitliliğine ve bolluğuna sahipken, kış mevsimi, yaz ve musonla karşılaştırıldığında türlerin büyümesi için elverişliydi. Tür baskınlığı (1. Bölge: 0.238; 2. Bölge: 0.257) zenginlik (1. Bölge: 1.13; 2. Bölge: 1.36), doğruluk (1. Bölge: 0.88; 2. Bölge: 0.79) ve çeşitlilik, alfa biyoçeşitlilik indeksleri kullanılarak değerlendirilmiştir. Shannon çeşitlilik indeksi, akıntı altı ve akıntı üstü için sırasıyla 1.417 ve 1.268 olarak belirlenmiştir. Bu, Haliç'te daha az çeşitlilik seviyesini göstermektedir.

Anahtar kelimeler: Fitoplankton, Çeşitlilik, Dağılım, Mevsimsel Değişimler, Çeşitlilik İndeksleri

Introduction

Since estuaries have been called as the "Nurseries of the Sea", the proper monitoring of diversity and ecology of phytoplanktonic flora in estuaries is a major impetus for marine biological research in order to increase diversity of many species of fishes, benthos and birds that depend on estuaries for foraging and nesting areas. An estuary is a dynamic ecosystem that serves various ecological niches for living beings; it is a productive, nourishing area, a crucial source for biotic and abiotic elements. Unfortunately, in recent years, anthropogenic pressure is declining the biotic diversity reducing the health status of many estuaries in India. The release of enormous quantities of sewage into the estuarine ecosystems has caused considerable ecological imbalance and resulted in large scale disappearance of estuarine flora and fauna (Elliott & Whitfield, 2011). The plankton in estuaries include a great variety of species, even more so than in freshwater (Daborn & Redden, 2016). Phytoplankton include some of the bacteria, some protists and most single-celled as well as high number of multi-cellular microscopic plants in both marine and freshwater habitats. Common groups of phytoplankton are diatoms, blue-green algae, green algae, dinoflagellates and chalk-coated coccolithophores. Their microscopic sizes can be compensated by their enormous abundance and high productivity (Lalli & Parsons, 1997). Phytoplankton are extremely important from the standpoint of monitoring water quality since they are the first group to respond to changes in nutrient conditions in an ecosystem (Santhanam *et al.*, 2019). Thus, some phytoplankton species are widely used to assess the water quality (Thakur *et al.*, 2015). Plankton are the prime indicator species of health and wealth of an aquatic ecosystem (Singh *et al.*, 2013). It is evident that phytoplankton removes carbon more efficiently than terrestrial plants and thereby helps in the control of global warming (Santhanam *et al.*, 2019). The phytoplankton assemblages are highly diverse with the seasonal fluctuations in ecological niches (Nowrouzi & Valavi, 2011). Usually, the diversity of phytoplankton is higher in coastal environments due to the high amount of nutrients. The spatiotemporal pattern has an immense impact on the water quality. The qualitative and quantitative evaluation of phytoplankton highlight the existence and diversity of heterotrophic organisms; in tropical estuaries, the phytoplankton assemblages are strongly influenced by water stratification and meteorological system (Narmada *et al.*, 2015). According to Oseji *et al.*, (2019), the productivity and structure of an aquatic ecosystem is dependent on the variety of species and abundance of phytoplankton. The variety and relative abundance of species are the components incorporated in diversity (Hosmani, 2010). However, comprehending species diversity based on a single parameter is very difficult; thus ecologists have

established several other diversity models and indices to help understand it easier. Specifically, alpha diversity indices are useful tools for monitoring the trophic systems. Diversity indices that are used to assess ecosystems consist richness, abundance, and evenness (Meng *et al.*, 2020).

In earlier studies, Thakur *et al.*, (2015), Sarvankumar *et al.*, (2008), Ram, (1991), Ram *et al.*, (1988), Kardani, (2011), George *et al.*, (2015), and George *et al.*, (2012) investigated the phytoplanktonic flora in different estuarine systems of Gujarat state. The present study focuses on seasonal and temporal variations of the biodiversity and composition of the phytoplankton community in Auranga Estuary of Gujarat state, which have not been adequately described yet. Auranga Estuary is dissected with creek systems forming extensive mudflats covered with mangroves. Although industrial inputs are limited, Auranga Estuary is subject to anthropogenic pressure due to the biggest dumpsite of Valsad. The Tithal seashore nearby Auranga Estuary is dominated by tourism and is also being promoted for eco-tourism by the state government. The aim of the present study was to investigate phytoplankton species diversity, abundance and its temporal variation in the Auranga Estuary, west coast of India. The sites were selected on the basis of confluence of fresh fluvial water from upper reaches and coastal water from lower reaches as well as earlier screening process.

Materials and Methods

Study Area

Auranga River originates near Bhervi village and flows via Valsad city and finally reaches the Arabian Sea. Geographically, Auranga Estuary is located at 20°63' N and 72°82' E with an altitude of 614m (Narmada, Water resources, Water supply and Kalpsar Department, Gujarat, 2010). The River is 97 km long with a catchment area of 699 sq/km. It is exposed to high anthropogenic pressure with the biggest dumping site present nearby this Estuary and little industrial pressure. The selected sites for the present study were (1) Downstream- Near Divadandi light house, Kosamba (20°63'28" N and 72°89'37" E) and (2) Upstream- Near Lilapore Causeway (20°62'96" N and 72°92'30" E) with distance of approximate 3 - 4 km (Figure 1).

Sampling

The phytoplankton samples were collected bimonthly from a depth of 0.5-8 m during the period from January 2019 to December 2019 covering three consecutive seasons: winter, summer and monsoon. The samples were collected from the northern bank to the southern bank of the selected sites of the Auranga Estuary by a boat using plankton net of 20 µ mesh

size made up of bolting silk. A total 50 L of sample collected from each site and concentrated to 100 ml through the plankton net (Narmada *et al.*, 2015).

Hydro-chemical parameters including water temperature, pH, and salinity were measured by a

thermometer (Bel-Art; Model: B60800-3100), a digital pH meter (pHep®: Hanna instruments) and titration method respectively. In situ dissolved oxygen (DO) was measured by the Winkler method. Nitrate and phosphate levels were measured with a spectrophotometer (Model: 302).

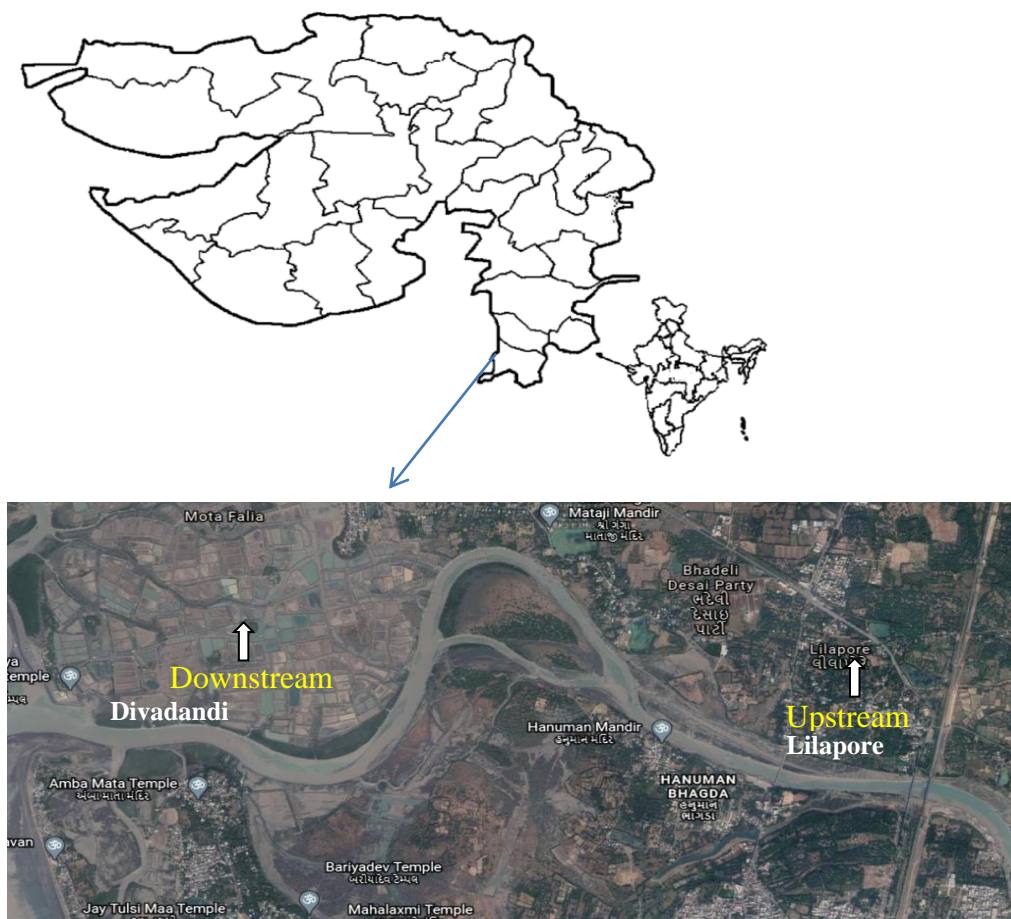


Figure 1. Selected sites from Auranga Estuary, Valsad, Gujarat (Narmada, Water resources, Water supply and Kalpsar Department, Gujarat, 2010).

Samples Analysis

The phytoplankton samples were preserved in 4% formalin and used for future quantitative and qualitative analysis (George *et al.*, 2015). A light microscope (LABOMED STC-HL) was used for qualitative plankton analysis and quantitative analysis were performed by Sedgwick-Rafter chamber. The abundance of phytoplankton is expressed as cell numbers per milliliter (cells/mL) (Baliarsingh *et al.*, 2015). Taxonomic studies of phytoplankton were carried out by using standard references (Joshi *et al.*, 2018; Gopinathan *et al.*, 2007; Hendey, 1957; Bellinger & Sige, 2010; Taylor *et al.*, 2007). Quantitative analysis like species abundance, relative abundance, percentage composition and diversity indices and qualitative analysis such as species diversity, distribution and family contribution of phytoplankton data were evaluated.

Statistical Analysis

The PAST (Paleontological Statistics; software 3.0 version) was used for statistical analysis such as distribution matrix, statistical summary of spatial and temporal abundance, alpha diversity indices (Simpson Dominance index, Shannon Wiener diversity index, Pielou's evenness index, Margalef richness index). Single factor analysis of variance was used for diversity indices of the collected data.

Result and Discussion

Temporal distribution of phytoplankton species and community structure was dynamic and variable. In the present study, a total of 44 phytoplankton taxa were recorded from both sites of Auranga Estuary, out of which 35 species from St 1 (downstream) and 24 species from St 2 (upstream) were recorded (Table 1). Bacillariophyceae (14) had the highest number of

taxa followed by Chlorophyceae (7), Dinophyceae (7), Cyanobacteria (6), and Chrysophyceae (1) at downstream, while at upstream, Bacillariophyceae (9) had more number of organisms followed by Chlorophyceae (8), Cyanobacteria (4), Dinophyceae (2) and Chrysophyceae (1) (Table 1). Similarly, in northern Kuchchh region, Gujarat, a total of 88 species of phytoplankton including pennate diatoms, centric diatoms, dinoflagellates and cyanobacteria were recorded (Kardani, 2011). Also 104 species including diatoms (82), dinoflagellates (16), blue-green algae (3) and green alga (2) were reported from the western mangrove, Kuchchh, (Thakur *et al.*,

2015). Waghmare & Kulkarni (2015) reported 20 genera including diatoms, green algae and blue-green algae from Lendi River, Maharashtra. Genera such as *Nitzschia*, *Coscinodiscus* and *Ceratium* were more abundant at the downstream whereas *Spirogyra*, *Microcystis*, and *Nostoc* were the abundant genera at the upstream represented with higher number of individuals. Commonly, *Nitzschia linearis*, *Coscinodiscus radiatus*, *Chaetoceros sp.*, *Spirogyra porticalis*, *Oscillatoria formosa*, *Chlorella vulgaris* and *Microsystis aeruginosa* habitually occurred at both sites of Auranga Estuary throughout the study period (Table 1).

Table1. List of recorded phytoplankton species

Species Name	St 1	St 2	Species Name	St 1	St 2
Bacillariophyceae			<i>Coelastrum microporum</i>	+	+
Family: Nitzschiaceae			Family: Chlorellaceae		
<i>Psuedo-nitzschia australis</i>	-	+	<i>Chlorella vulgaris</i>	+	+
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	+	-	Family: Cladophoraceae		
<i>Nitzschia fonticola</i>	+	-	<i>Chaetomorpha ligustica</i>	-	+
<i>Nitzschia linearis</i>	+	+	Family: Ulotrachaceae		
<i>Nitzschia reversa</i>	+	-	<i>Ulothrix sp.</i>	-	+
Family: Naviculaceae			Family: Chlorosarcinaceae		
<i>Navicula salinarum</i>	+	-	<i>Chlorosarcinopsis variabilis</i>	+	-
<i>Navicula transitans</i>	-	+	Cyanobacteria		
<i>Navicula radiosa</i>	-	+	Family: Nostocaceae		
Family: Leptocylindraceae			<i>Nostoc commune</i>	+	+
<i>Leptocylindrus danicus</i>	-	+	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	+	-
<i>Leptocylindrus minimus</i>	+	-	Family: Oscillatoriaceae		
Family: Coscinodiscaceae			<i>Lyngbya aestuarii</i>	+	-
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	+	+	Family: Microcoleaceae		
<i>Coscinodiscus centralis</i>	+	-	<i>Kamptonema formosum</i>	+	+
Family: Pinnulariaceae			<i>Microcoleus vaginatus</i>	-	+
<i>Pinnularia subrostrata</i>	+	-	Family: Microcystaceae		
<i>Pinnularia viridis</i>	-	+	<i>Microcystis viridis</i>	+	-
Family: Skeletonemaceae			<i>Microcystis aeruginosa</i>	+	+
<i>Skeletonema costatum</i>	+	-	Dinophyceae		
Family: Melosiraceae			Family: Prorocentraceae		
<i>Melosira varians</i>	+	+	<i>Prorocentrum emerginatum</i>	+	-
Family: Cymbellaceae			<i>Prorocentrum minimum</i>	+	-
<i>Cymbella mexicana</i>	+	-	Family: Protoperidiniaceae		
Family: Bacillariaceae			<i>Protoperidinium claudicans</i>	+	-
<i>Cylindrotheca closterium</i>	+	-	Family: Ceratiaceae		
Family: Chaetocerotaceae			<i>Ceratium sp.</i>	+	+
<i>Chaetoceros sp.</i>	+	+	<i>Ceratium fusus</i>	+	-
Chlorophyceae			Family: Peridiniaceae		
Family: Zygnemataceae			<i>Scrippsiella trochoidea</i>	+	-
<i>Spirogyra porticalis</i>	+	+	Family: Polykikaceae		
<i>Spirogyra tenuissima</i>	+	+	<i>Polykrikos schwartzii</i>	+	+
<i>Spirogyra communis</i>	+	+	Chrysophyceae		
<i>Spirogyra corrugata</i>	-	+	Family: Chromulinaceae		
Family: Scenedesmaceae			<i>Chromulina pascheri</i>	+	+
<i>Scenedesmus serratus</i>	+	-	Total	35	24

(St 1- downstream; St 2- upstream)

Among the phytoplankton, Bacillariophyceae had the highest species composition represented by 40% taxa at the downstream and 37.50% taxa at the upstream. The composition of Bacillariophyceae was almost similar at both sites but the entire phytoplankton community varied with diverse taxa in both sites. Chlorophyceae and Dinophyceae had similar species composition (20%) at the downstream, while Chlorophyceae had the second highest species composition (33.33%) and Dinophyceae had the second lowest species composition (8.33%) at the upstream. The species composition of Cyanobacteria was 17.14% and 16.67% at the downstream and the upstream, respectively. The lowest species composition was represented by Chrysophyceae which was 4.17% and 2.86% at the upstream and downstream, respectively (Figure 2). Among these Bacillariophyceae was the dominant group followed by Chlorophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae and Chrysophyceae. At similar result was reported from the Narmada River

near Zadeshwar, Bharuch, as Bacillariophyceae > Chlorophyceae > Cyanobacteria > Euglenophyceae in decreasing order of number of species (George *et al.*, 2015) and from the river of Andhra Pradesh (Venkateswarlu, 1986). In present study, diatoms were the dominant group and were found throughout the year at both sites of Auranga Estuary. This observation agreed with findings by others who reported Bacillariophyceae as the dominant group, i.e., in the Pearl River Estuary, South China (Zhang *et al.*, 2014); in the Cross River Estuary of Nigeria (Ekwu & Sikoki, 2006); in the Muthupettai, South east coast of India (Babu *et al.*, 2013); in the Tapi River, Surat, Gujarat (Sarang & Manoj, 2017); Gulf of Kuchchh (Thakur *et al.*, 2015). The species composition of Chlorophyceae and Cyanobacteria fluctuated in the Auranga Estuary. A similar observation was noted in the Tapi River, Surat, Gujarat (Sarang & Manoj, 2017). Moore (1974) stated that Bacillariophyta are common in epipelagic communities.

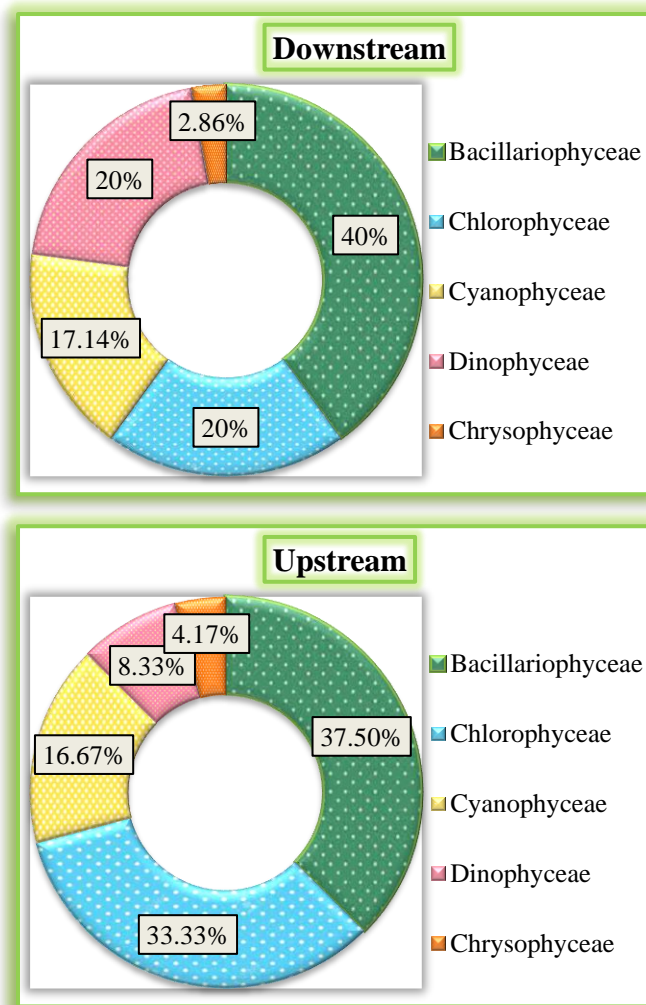


Figure 2. Percentage composition of phytoplankton taxa

The distribution of different phytoplankton is represented by the matrix plot (Figure 3). Chrysophyceae exhibited similar distribution scale in both stations. Dinophyceae and Cyanobacteria were higher in downstream than in upstream. In contrast, Chlorophyceae was in higher proportion at the upstream site while less at the downstream site. Bacillariophyceae were represented by the highest and second highest distribution at the downstream and the upstream station, respectively (Figure 3). Bacillariophyta was found throughout the year in in Dhamra River Estuary of Odisha Coast, Bay of Bengal (Palleyi & Panda, 2011) and in Tapi River, Surat (Sarang & Manoj, 2017). Rajkumar *et al.*, (2009) highlighted the conditions of substratum;

temporal as well as geographical factors and distribution of the other companion species influence the percentage species composition and abundance of dominant diatoms. Due to runoff and river flow the estuaries are loaded with a large amount of hydrocarbon and also affected by enormous tidal and fluvial activities. Variations in the species diversity and composition govern the phytoplankton growth rate as well as other limiting factors and photosynthetic responses to irradiance. The ecological phenomena such as competition, predation and succession play key roles in monitoring the biodiversity and changes in these phenomena can change the diversity (Stirling & Wilsey, 2001).

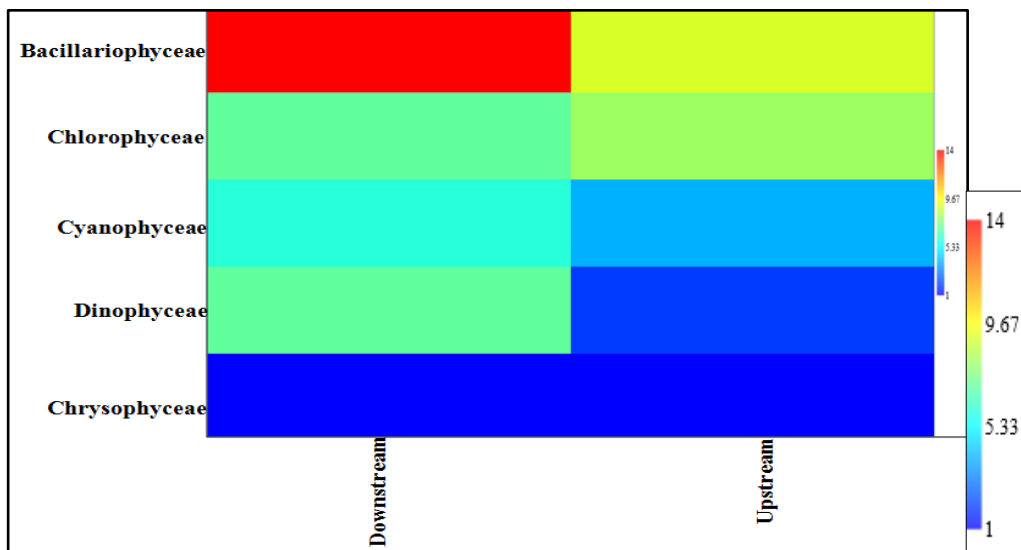


Figure 3. Distribution matrix of phytoplankton

The highest family contribution was by Nitzschiaceae and Zygnemataceae at respective stations of the downstream (Figure 4 A) and the upstream (Figure 4 B). At the upstream station, Oscillatoriaceae and Ulotrichaceae families highly contributed due to higher freshwater influence compared to downstream, while Skeletonemaceae, Cymbellaceae, Bacillariaceae, Chlorosarcinaceae, Prorocentraceae, Protoperidiniaceae and Peridiniaceae were present only in the downstream which may be due to the tidal impact and coastal water influence (Figure 4 A). The tidal flow and marine environmental conditions affected the distribution of these organisms. Majority families of phytoplankton were recorded from the downstream; it might be due to the dynamic environment of estuarine ecosystem, while at the upstream more freshwater flow have impact on the growth and abundance of green and blue-green algae, hence the family contribution of phytoplankton which are associated with Chlorophyceae and Cyanobacteria algae had more contribution at this station. The taxa

belonging to Bacillariophyceae and Dinophyceae had higher contribution in the downstream due possibly to sea water influx (Hastuti *et al.*, 2018).

The fluctuations in the proportion of nutrients and the environmental factors influence the phytoplankton biodiversity (George *et al.*, 2015). The pH (mean 7.4 ± 0.67), varied between 6.8 -7.7 and maintained buffering capacity which promoted the growth of phytoplankton. In this study, the highest abundance was reported from the downstream (91 ± 22.50 cells/mL) during winter season, while lowest abundance was recorded from the upstream (41 ± 19.55 cells/mL) during monsoon season (Figure 5). The maximum abundance of phytoplankton was found during the winter due to the moderate temperatures (22.5 ± 3.65) °C which ranged between 17 °C to 31 °C throughout the study period relatively higher salinities (11.87 ± 2.71 ppt) due decreased fluvial inflow, anthropogenic sewage and industrial runoff. Spatially, the downstream was characterized by higher phytoplankton abundance (72.00 ± 17.69

cells /mL) than the upstream (65.67 ± 21.57 cells/mL) (Table 2). Seasonal variations in phytoplankton abundance were also observed in both study sites. Seasonal plankton abundance ranked in the downstream as winter (91 ± 22.50 cells/mL) > summer (69 ± 37.54 cells/mL) > monsoon (46 ± 18.19 cells/mL) while at the upstream summer (81 ± 21.57 cells/mL) > winter (75 ± 28.57 cells/mL) > monsoon (41 ± 19.55 cells/mL) (Figure 5; Table 3). Higher abundance in plankton abundance was also

shown for creek waters of western mangrove (Thakur *et al.*, 2015) and Muthupettai mangrove region, south east coast of India (Varadharajan & Soundarapandian, 2015). Similar observation was also reported for riverine waters at Narmada River (Sharma & Mankodi, 2011). Higher abundance of phytoplankton during summer and low abundance during monsoon was also reported from mangrove estuaries (Saifullah *et al.*, 2016).

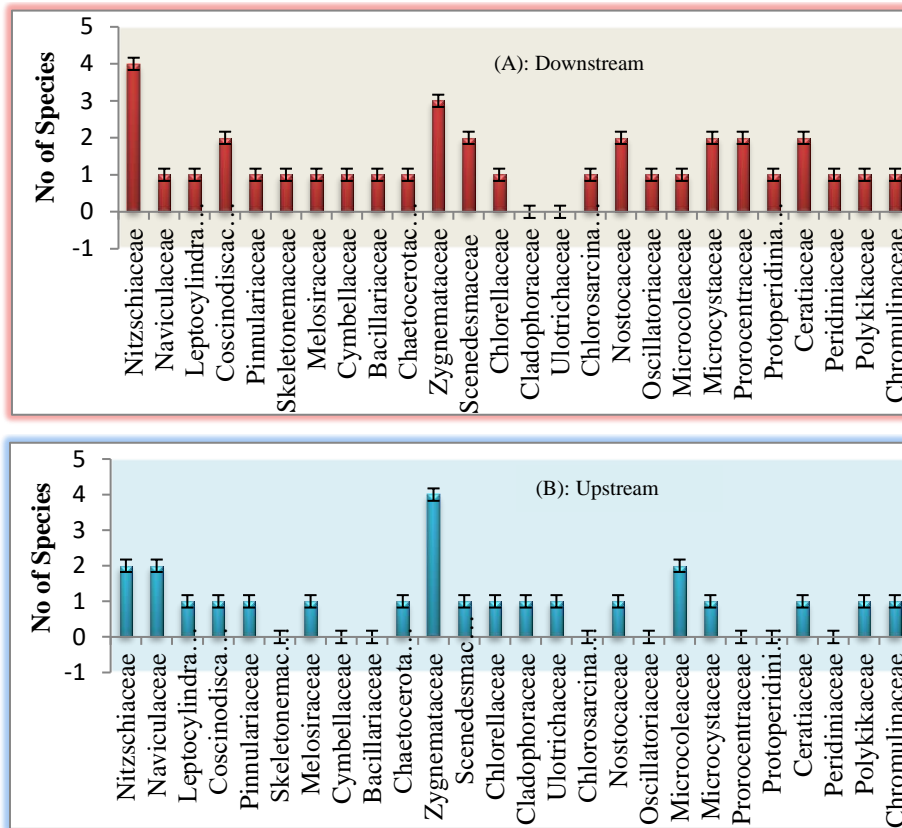


Figure 4. (A) and (B): Phytoplankton family contribution

The maximum number of Bacillariophyceae were found during the winter season in January- February and November-December and minimum during monsoon season in September-October. The maximum and minimum abundances of Dinophyceae were observed during the hot summer (March-April) and monsoon (September-October), respectively. The Chlorophyceae was more abundant during the winter season in January- February and November-December and less abundant during the monsoon months of July-August. The Cyanobacteria were maximum during the summer season in May-June and minimum in September-October. The Chrysophyceae species *Chromulina pascheri* was found during the summer season. Ahel *et al.*, (1996) stated that due to the salinity gradient diatoms and dinoflagellates dominated in the estuarine environment. In the present study, higher salinities

during the periods of winter (11.87 ± 2.71) and summer (12.43 ± 2.12) as a result of increased evapotranspiration and reduced freshwater inflow and land drainage may have led higher diatoms and dinoflagellate presence. Dissolved oxygen (DO) showed higher concentration at downstream (5.42 ± 1.62) than upstream (3.72 ± 1.84) site of Auranga estuary. Higher DO concentrations (6.46 ± 2.36) recorded during the winter season may be due to the combined effects of higher wind energy and the mixing of heavier rainfall and freshwater. Furthermore, the diversity of aquatic autotrophic components and their ability to produce oxygen may also be other important factors that influence the DO concentration. Members of Bacillariophyceae and Cyanobacteria were found normally throughout the study. Chlorophyceae did not show high seasonal variations. However, higher fluctuation was reported

in the diversity of Dinophyceae. Temporally, winter (83.0 ± 11.31 cells/mL) season showed highest abundance followed by summer (75.0 ± 8.48 cells/mL) and monsoon (48.5 ± 10.60 cells/mL) (Table 3). During the period of summer, abundance

was higher at the upstream (81.0 ± 21.57 cells/mL) than the downstream (69.0 ± 37.54 cells/mL), while during the rest of the two seasons, downstream had more abundance.

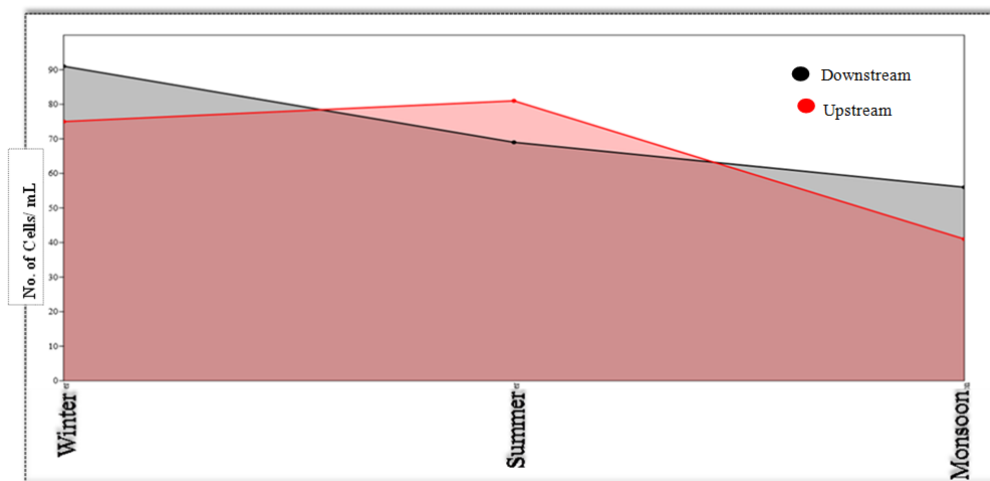


Figure 5. Spatial and temporal abundance of phytoplankton

Table 2. Summary statistics of spatial abundance of phytoplankton

	Mean	SD	Skewness	Kurtosis	Coeff. var	95% CI
Downstream	72	17.69	0.7411	-2.3333	24.572	0.025
Upstream	65.67	21.57	-1.5825	-2.3333	32.850	0.025

Temporal species diversity and species composition were rich during the winter season and poor during monsoon season. Such fluctuations were due to anthropogenic sewage discharges, agricultural fertilizers and fluvial influx from upper reaches that led to excessive inorganic phosphate during winter (0.0279 ± 0.038 mg/L) than summer (0.0212 ± 0.0162 mg/L) and monsoon (0.0168 ± 0.0128 mg/L) in this estuary. The high and low concentrations of nitrate observed during the winter (18.52 ± 5.48 mg/L) and monsoon (13.33 ± 5.28 mg/L) seasons may be due to freshwater and agricultural run offs, and oxidation of ammonia. Both phosphate and nitrate regulate the growth of autotrophic microorganisms in this estuary. Similar results were observed in northern Kuchchh region (Kardani, 2011); in Mahakam Delta, east Kalimantan (Effendi *et al.*, 2016); Pichavaram mangrove waters from south-east coast of India (Rajkumar *et al.*, 2009). Rajkumar *et al.*, (2009) reported that the abundance of phytoplankton was minimum during monsoon due to the stratified water column, excess rainfall, low transparency caused by runoffs, decreased salinity, lower temperature and alkalinity, and cloudy skies.

In our study, species diversity and species composition in the summer was higher than that in the monsoon but was lower than that in the winter. During the rainy months (June-July) Matiamuiuri River Estuary in Bangladesh showed highest phytoplankton densities with peak in July and lowest values in February (Hoque *et al.*, 1999). Because of the large influx of fluvial currents, the plankton composition of Perak Estuary of Malaysia was characteristic to freshwaters and dominated by the diatoms as well as green algae (Nursuhayati *et al.*, 2013). Fluctuations in plankton biomass were also reported from the Gulf of Cariaco, Venezuela (Calvo-Trujillo *et al.*, 2018). The statistical summaries of the spatial and temporal abundance of phytoplankton are given Table 2 and 3. The abundance of phytoplankton skewed to the right with a peak of 0.7411 at the downstream indicate higher abundance whereas negative skewness (-1.5825) at the upstream revealed low abundance. Kurtosis tail's value indicates normally distributed phytoplankton abundance (Table 2). Density without skewness means data are normally distributed (Table 3).

Table 3. Summary statistics of temporal abundance of phytoplankton

	Mean	SD	Skewness	Kurtosis	Coeff. Var.	95% CI
Winter	83.0	11.31	0	-2.75	13.63	0.003
Summer	75.0	08.48	0	-2.75	11.31	0.001
Monsoon	48.5	10.60	0	-2.75	21.87	0.001

Almost all coastal ecosystems are under pressure due to increases in human population and related developmental activities and are very sensitive to pollution, siltation erosion, flooding saltwater obtrusion, storm surges and other activities. Changes in water transparency and turbidity, presence of nutrients and their respective proportions affect the phytoplankton community and species diversity. Alpha diversity indices of Simpson Dominance index, Shannon Wiener Diversity index, Margalef Richness index, and Pielou's evenness index are given in Figure 6. Margalef richness index (1.36) and Simpson Dominance index (0.257) were high in the upstream compared to those in the downstream (1.13; 0.238) (Figure 6). The Shannon Wiener diversity index was 1.417 and 1.268 at the downstream and upstream site respectively and Pielou's Evenness index for the upstream and the downstream were 0.79 and 0.88, respectively (Figure 6). Figure 7 shows the diversity profile of phytoplankton in both stations of the Auranga Estuary and reveals that the diversity of phytoplankton was higher at the downstream station than upstream station. Single factor analysis of variance (ANOVA) for selected diversity indices indicated significant differences ($p=0.00214$) (Table 4). The abundance of phytoplankton (%) was compared using Lorenz curve with line of perfect

equality for both stations (Figure 8). Results showed higher diversity in the upstream compared to downstream. The samples with more equal distribution of organisms were collected from the downstream while some unequal distribution was found in the upstream. The Gini index explains the distribution of phytoplankton among the individual within the ecosystem; the lower value indicate good equality abundance. The Gini index for the downstream was 0.308 and for the upstream was 0.366 which revealed the adequate equality abundance of phytoplankton. Phytoplankton play an identical role in the aquatic environment as herbs and trees do on land; they transform light and mineral contents to biomass production. The maximum diversity of phytoplankton showed pivotal level of phytoplankton biomass and massive blooms showed minimum diversity (Effendi *et al.*, 2016).

The phytoplankton biomass and productivity reflect the productivity and health of mangrove ecosystems (Thakur *et al.*, 2015). Phytoplankton primary production is very much associated with fluctuations in water quality and biogeochemical processes including ocean-atmosphere CO₂ exchange. Phytoplankton biomass is regulated by crucial factors like turbidity and bio-limiting elements (nutrient) availability (Xia *et al.*, 2014; Palley & Panda, 2011).

Table 4. ANOVA- Single factor (Diversity indices)

SUMMARY						
Groups	Count	Sum	Average	Variance		
Margalef Richness Index	2	2.39	1.195	0.00845		
Shannon Wiener Species Diversity Index (H')	2	2.785	1.3925	0.001201		
Simpson Dominance Index (D)	2	0.505	0.2525	4.05E-05		
Pielou's Evenness Index (J')	2	1.67	0.835	0.00405		
ANOVA						
Source of Variation	SS	df	MS	F	P-value	F crit
Between Groups	1.503313	4	0.375828	82.05257	0.002143	9.117182
Within Groups	0.013741	3	0.00458			
Total	1.517054	7				

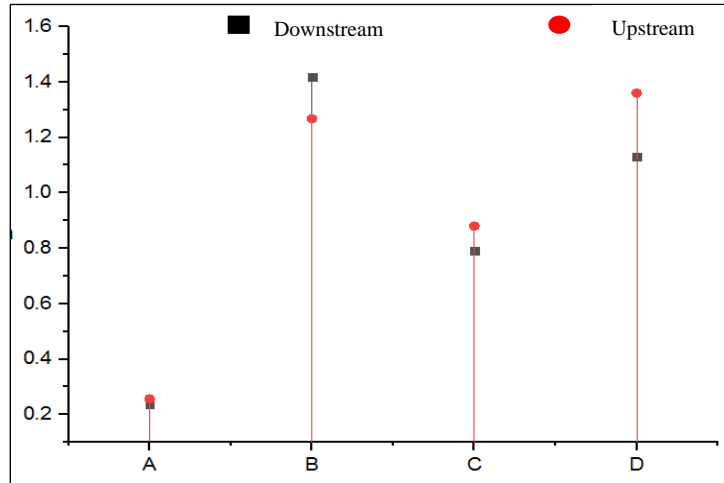


Figure 6. Alpha diversity indices from both stations (A= Simpson Dominance index; B= Shannon Wiener diversity index; C= Pielou's evenness index; D= Margalef richness index)

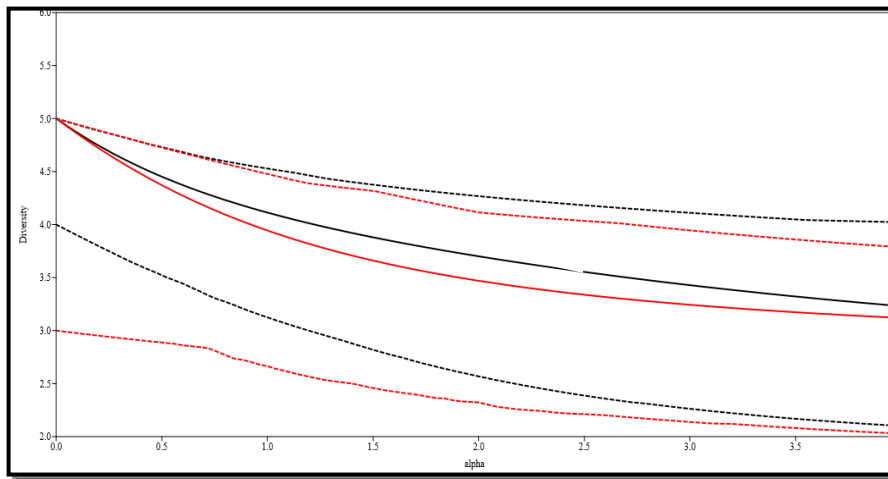


Figure 7. Diversity profile of phytoplankton at the both stations

Phytoplankton are key organisms in monitoring the environmental status of the aquatic ecosystem. They are used as an indicator of ecological conditions and productivity of the ecosystem (Ekwu & Sikoki, 2006; Palleyi & Panda, 2011). Generally, the physical

factors such as temperature, pH, dissolved oxygen, presence of nutrients, current velocity water level and chemical factors may influence phytoplankton development (Singh *et al.*, 2013; Nowrouzi & Valavi, 2011; George *et al.*, 2015).

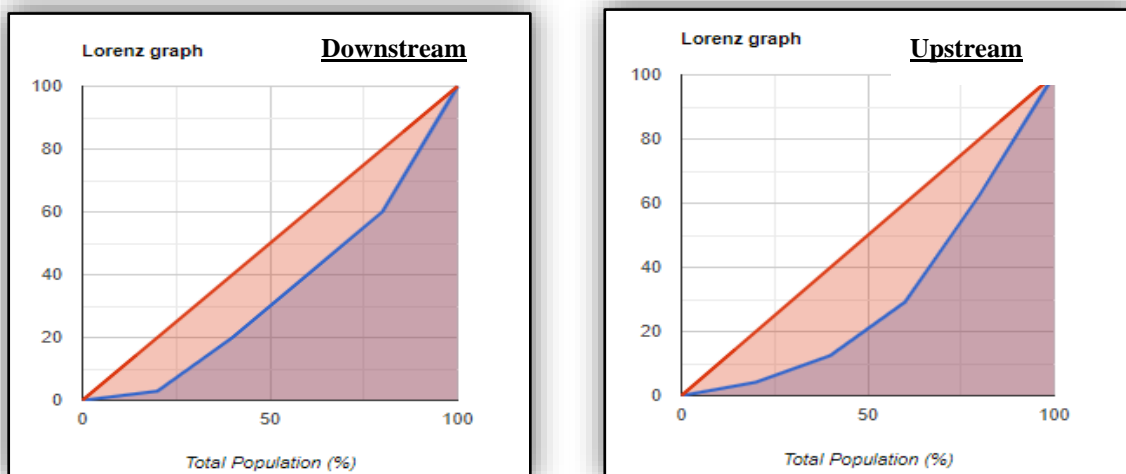


Figure 8. Lorenz curve plots of relative phytoplankton abundance (%) for both stations

Here it can thus be concluded that Bacillariophyceae was the dominant phytoplankton taxa in Auranga Estuary. Bacillariophyta and Dinophyta were abundant in the downstream characterized by estuarine conditions and Chlorophyta and Cyanobacteria were abundant in the upstream characterized by freshwater conditions. Phytoplankton of fluvial and estuarine taxa, abundance and diversity fluctuated temporally as well spatially. Spatially, downstream was more productive than upstream while temporally winter is more productive followed by summer and monsoon. Decreasing freshwater inflow, land field, anthropogenic sewage discharges and industrial runoff together with higher temperatures and salinities increased phytoplankton growth and abundance. Diversity indices revealed less diversity but good abundance of phytoplankton in this estuary. The phytoplankton distribution and abundance will be a useful tool for further assessment and monitoring of estuarine ecosystems. This study establishes an important step towards conducting future research on diversity, ecology, taxonomy and conservation of estuarine phytoplankton in Auranga Estuary and higher trophic level aquatic organisms.

Acknowledgement

The authors grateful to the SHODH, Education Department, Government of Gujarat, India.

Conflict of Interest

The authors declare that there are no conflicts of interest.

Author Contributions

All authors contributed to the preparation of the manuscript.

References

- Ahel, M., Barlow, R. G., & Mantoura, R. F. C. (1996). Effect of salinity gradients on the distribution of phytoplankton pigments in a stratified Estuary. *Marine ecology progress series*, 143, 289-295.
- Babu, A., Varadharajan, D., Vengadesh, P. N., Thilagavathi, B., Manikandarajan, T., Sampathkumar, P., & Balasubramanian, T. (2013). Diversity of phytoplankton in different stations from Muthupettai, Southeast coast of India. *J. Mar. Sci.: Res. Dev*, 3(3).
- Baliarsingh, S. K., Srichandan, S., Pati, S. K., Sahu, K. C., Dash, S. K., Lotliker, A. A., & Kumar, T. S. (2016). Phytoplankton community structure along offshore transects of some Indian estuaries of east coast: An experience with a summer cruise. *Indian Journal of Geo Marine Science*, 44(5), 1-14.
- Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2010). A key to the more frequently occurring freshwater algae. *Freshwater algae*, 137-244.
- Calvo-Trujillo, A., Rincones-Reyes, K., Díaz-Ramos, J. R., Márquez-García, B., Subero-Pino, S., Elista-Ramírez, E., & Troccoli-Ghinaglia, L. (2018). Spatial and temporal phytoplankton distribution in the Gulf of Cariaco, Sucre State, Venezuela, February 2014-January 2015. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 47(2), 63-82.
- Daborn, G.R., & Redden, A.M. (2016). Estuaries. In: Finlayson C., Milton G., Prentice R., Davidson N. (eds) *The Wetland Book*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_281-1.
- Effendi, H., Kawaroe, M., Lestari, D. F., & Permadi, T. (2016). Distribution of phytoplankton diversity and abundance in Mahakam Delta, East Kalimantan. *Procedia Environmental Sciences*, 33, 496-504.
- Ekwu, A. O., & Sikoki, F. D. (2006). Phytoplankton diversity in the Cross River Estuary of Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 10(1), 89-95.
- Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314.
- George, B., Nirmal Kumari J. I., & Kumar, R. N. (2015). An evaluation of phytoplankton assemblage in relation to environmental variables of Narmada Estuarine Region of Gulf of Khambhat, Gujarat, India. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 115-131.
- George, B., Kumar, J. N., & Kumar, R. N. (2012). Study on the influence of hydro-chemical parameters on phytoplankton distribution along Tapi estuarine area of Gulf of Khambhat, India. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 38(3), 157-170.
- Gopinathan, C. P., Rajagopalan, M., Kaladharan, P., & Prema, D. (2007). *Training Manual on Phytoplankton Identification/Taxonomy*.
- Hastuti, A. W., Pancawati, Y., & Surana, I. N. (2018). The abundance and spatial distribution of plankton communities in Perancak Estuary, Bali. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 176(1), 012-042.
- Hendey, N. (1957). III—Marine Diatoms from Some West African Ports. *Journal of the Royal Microscopical Society*, 77 (1-2), 28-85.
- Hoque, S. A., Zafar, M., & Mahmood, N. (1999). Temporal and spatial distribution of

- phytoplankton with emphasis on *Skeletonema costatum* in the Mathamuhuri River–Estuary (Chakaria mangrove ecosystem), Bangladesh. *Pakistan Journal of Marine Sciences*, 8(1), 29-39.
- Hosmani, S. P. (2010). Phytoplankton diversity in lakes of Mysore district, Karnataka state, India. *The Ecoscan*, 4(1), 53-57.
- Narmada, Water resources, Water supply and Kalpsar Department, Gujarat, 2010, (visited on 25th July, 2020).<https://gujnwrws.gujarat.gov.in/>
- Joshi, A., Desai, A.Y., Bhatt, A.J., Kardani, H.K., Yusufzai, S.I., & Khileri, R.A. (2018). *A Guide to the Marine Phytoplankton of Marine National Park, Gujarat*, College of Fisheries Science, Junagadh Agricultural University, India. ISBN: 978-93-5300-352-4.
- Kardani, H. K. (2011). Ecological assessment of northern coast of gulf of Kachchh with special reference to planktonic forms, India.
- Lalli, C. M., & Parsons, T.R. (1997). *Biological Oceanography an Introduction (2nd eds)*. Elsevier, Oxford, London.
- Mani, P. (1994). Phytoplankton in pitcharavarm mangroves, eastcoast of India. *Indian Journal of Marine Science*, 23, 22-26.
- Meng, F., Li, Z., Li, L., Lu, F., Liu, Y., Lu, X., & Fan, Y. (2020). Phytoplankton alpha diversity indices response the trophic state variation in hydrologically connected aquatic habitats in the Harbin Section of the Songhua River. *Scientific Reports*, 10(1), 1-13.<https://doi.org/10.1038/s41598-020-78300-7>
- Moore, J. W. (1974). Benthic algae of Southern Baffin Island: II. The epipelagic communities in temporary ponds. *The Journal of Ecology*, 62(8), 809-819.
- Nowrouzi, S., & Valavi, H. (2011). Effects of environmental factors on phytoplankton abundance and diversity in Kaftar Lake. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 6(2), 130-140.
- Nursuhayati, A. S., Yusoff, F. M., & Shariff, M. (2013). Spatial and temporal distribution of phytoplankton in perak Estuary, Malaysia, during monsoon season. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 8(4), 480.
- Oseji, O. F., Fan, C., & Chigbu, P. (2019). Composition and dynamics of phytoplankton in the coastal bays of Maryland, USA, revealed by microscopic counts and diagnostic pigments analyses. *Water*, 11(2), 368.
- Palleyi, S., & Panda, C. R. (2011). Influence of water quality on the biodiversity of phytoplankton in Dhamra River Estuary of Odisha Coast, Bay of Bengal. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 15(1).
- Rajkumar, M., Perumal, P., Ashok Prabu, V., Vengadesh Perumal, N., & Thillai Rajasekar, K. (2009). Phytoplankton diversity in Pichavaram mangrove waters from south-east coast of India. *Journal of Environmental Biology*, 30, 489-498.
- Ram, M. J. (1991). Algae and water pollution in Mahi estuary journal of the India fisheries Association.
- Ram, M.J., Gajbhiye S.N., & Desai. (1988). Phytoplankton Distribution in The Coastal Waters of Porabandar (Saurashtra). *Journal of the Indian Fisheries Association*, 18, 357-367.
- Saifullah, A. S. M., Kamal, A. H. M., Idris, M. H., Rajae, A. H., & Bhuiyan, M. K. A. (2016). Phytoplankton in tropical mangrove estuaries: role and interdependency. *Forest science and technology*, 12(2), 104-113.
- Santhanam, P., Begum, A., & Pachiappan, P. (2019). *Basic and applied phytoplankton biology (eds)*. Springer, India.
- Sarang, T., & Manoj, K. (2017). Phytoplankton population in relation to physico-chemical properties of River Tapi, Surat, Gujarat, India. *Research Journal of Recent Sciences*, 6(3), 35-37.
- Saravanakumar, A., Rajkumar, M., Thivakaran, G. A., & Serebiah, J. S. (2008). Abundance and seasonal variations of phytoplankton in the creek waters of western mangrove of Kachchh-Gujarat. *Journal of environmental biology*, 29(2), 271.
- Sharma, K. N., & Mankodi, P. C. (2011). Study on plankton diversity of Narmada River, Gujarat. *Journal of Current Science*, 16(1), 111-116.
- Singh, U. B., Ahluwalia, A. S., Sharma, C., Jindal, R., & Thakur, R. K. (2013). Planktonic indicators: a promising tool for monitoring water quality (early-warning signals), *Ecology Environment Conservation*, 19(3), 793-800.
- Stirling, G., & Wilsey, B. (2001). Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *The American Naturalist*, 158(3), 286-299.
- Taylor, J. C., Harding, W. R., & Archibald, C. G. M. (2007). A methods manual for the collection, preparation and analysis of diatom samples. *WRC Report No TT 281/07. Water Research Commission, Pretoria*, 11-23.
- Thakur, B., Chavda, C., & Salvi, H. (2015). Phytoplankton diversity at some selected sites of the Gulf of Kuchchh, Gujarat, India. *Bulletin of Environmental and Scientific Research*, 4(4), 7-12.

- Varadharajan, D., & Soundarapandian, P. (2015). Biodiversity and abundance of phytoplankton from Muthupettai mangrove region, southeast coast of India. *Journal of Aquaculture Research and Development*, 6(12).
- Venkateswarlu, V. (1986). Ecological studies on the Rivers of Andhra Pradesh with special reference to water quality and pollution. *Proceedings: Plant Sciences*, 96(6), 495-508.
- Waghmare, B. D., & Kulkarni, A. N. (2015). An assessment of phytoplankton population and seasonal variation in Lendi River, district Nanded, Maharashtra, India. *International Journal of Science and Research*, 4(12), 936-940.
- Zhang, X., Zhang, J., Huang, X., & Huang, L. (2014). Phytoplankton assemblage structure shaped by key environmental variables in the Pearl River Estuary, South China. *Journal of Ocean University of China*, 13(1), 73-82. doi: 10.1007/s11802-0141972-3

Occupational Health and Safety in Fishing Boats in Çanakkale Province

Hüseyin Gökhan Aytepe¹, Orkun Dalyan^{1*}, Mehmet Pişkin²

^{1*} Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, İş Sağlığı ve Güvenliği Bölümü, 17100, Çanakkale, Türkiye

² Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Teknik Bilimler Meslek Yüksek Okulu, Gıda İşleme Bölümü, 17100, Çanakkale, Türkiye

Correspondent: orkundalyan@outlook.com tr

Received: 14.07.2021

Accepted: 29.09.2021

Hüseyin Gökhan Aytepe: [Orcid 0000-0002-9616-4776](https://orcid.org/0000-0002-9616-4776)

Orkun Dalyan: [Orcid 0000-0003-4791-9084](https://orcid.org/0000-0003-4791-9084)

Mehmet Pişkin: [Orcid 0000-0002-4572-4905](https://orcid.org/0000-0002-4572-4905)

How to cite this article: Aytepe, H. G., Dalyan, O., Pişkin, M. (2021). Occupational health and safety in fishing boats in Çanakkale province. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 99-106. DOI: 10.46384/jmsf.963057

Abstract: In this study, the attitudes of fishermen in Çanakkale region towards occupational health and safety measures have been investigated. For this purpose, a questionnaire consisting of 26 questions was conducted in June 2021 with fishermen working in fishing boats registered to Çanakkale Central Port Authority. Data obtained from responses of 103 randomly selected fishermen indicated that 99 participants (96.1%) were male and 63 (61.2%) were married. Fifty-two of the participants (50.5%) were between the ages of 25-35. Only 26 (25.2 %) of the participants received higher education. 55 (53.4%) of the participants had 1-5 years of professional experience. Fishermen between the ages of 19-24, with an associate degree and less than 1 year of professional experience gave more positive answers regarding the occupational health and safety efforts in fishing activities compared to those expressed by the personnel in other groups. There was a significant difference between the occupational health and safety perception and age and professional experience variables in fishing activities. The data obtained indicated insufficient efforts on fishing activities by the authorized public organizations and institutions, docking problems of fishing boats, lack of OHS service in fishing activities. Involvement of fishermen in the planning of fisheries related programs and informing employers about the necessity of mandatory OHS services provided by the Ministry of Labor and Social Security may solve identified problems.

Key words: Fishing Activity, Fishing Boat, Employee Behavior, Risk

Çanakkale İlinde Hizmet Veren Balıkçı Teknelerinde İş Sağlığı ve Güvenliği

Özet: Bu çalışmada, Çanakkale bölgesinde balık avlama faaliyetinde görevli personellerin iş sağlığı ve güvenliğine yönelik davranışları tespit edilmeye çalışılmıştır. Bu amaçla Çanakkale Merkez Liman Başkanlığı'na kayıtlı balıkçı teknelerinde görevli personellere Haziran 2021'de 26 sorudan oluşan bir anket çalışması düzenlenmiştir. Basit rastgele örnekleme yöntemi ile seçilen 103 çalışan tarafından cevaplandırılan anket verileri Sosyal Bilimler için İstatistik Programı 24.0 ile analiz edilmiştir. Katılımcıların 99'u (%96,1) erkek, 63'ü (%61,2) evlidir. Katılımcıların 52'si (%50,5) 25-35 yaş aralığındadır. Katılımcıların sadece 26'sı (%25,2) yüksek öğrenim görmüştür. Katılımcıların 55'i (%53,4) 1-5 yıl arası mesleki tecrübeye sahiptir. Yapılan araştırma sonucunda, 19-24 arası yaş, yüksekokul mezunu ve 1 yıldan az mesleki tecrübeye sahip personellerin diğer gruplardaki personellere göre balıkçılık faaliyetindeki iş sağlığı ve güvenliği çalışmalarına ilişkin daha olumlu cevaplar verdiği tespit edilmiştir. Balık avlama faaliyetlerinde iş sağlığı ve güvenliği ile yaş ve mesleki tecrübe değişkenleri arasında çok yüksek etki düzeyinde anlamlı farklılık olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Elde edilen veriler, yetkili kamu kurum ve kuruluşlarının balıkçılık faaliyetlerine yönelik çalışmaların yetersizliğini, teknelerin limana bağlanmasında yaşanan sorunları ve balıkçılık faaliyetlerinde İSG hizmeti eksikliğini göstermiştir. Tespit edilen sorunlar balıkçılık faaliyetlerine yönelik çalışmaların programlamasında balıkçılık

faaliyetinde bulunan personellerin görüşlerini de dikkate alarak gerçekleştirmesi ve Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı'nın İSG hizmeti alım zorunluluğu hakkında eğitimler düzenleyerek işverenleri bilgilendirmesi ile çözülebilir.

Anahtar kelimeler: Balıkçılık Faaliyeti, Balıkçı Teknesi, Çalışan Davranışları, Risk

Giriş

Su ürünleri, dünya besin gereksiniminin büyük bir kısmını karşılamaktadır. Denizlerden ve iç sulardan besin elde etmenin en temel yolu balıkçılık faaliyetleridir (Bütüner, 2008). Türkiye'de deniz ve iç sularda gerçekleşen su ürünleri üretimi, avcılık ve yetiştiricilik (kültür balıkçılığı) olmak üzere iki şekilde gerçekleşmektedir. Deniz avcılığı faaliyetlerinin geleneksel (küçük) balıkçılık ve endüstriyel balıkçılık olarak iki farklı şekilde icra edildiği görülmektedir. Geleneksel balıkçılık sıklıkla 12 metreden küçük balık avlama tekneleri ile yapılan sahil balıkçılığı olarak tanımlanırken, endüstriyel balık avlama faaliyetleri 12 metrenin üzerinde boy uzunluğuna sahip gırgır ve trol ağlarının kullanımı ile gerçekleşmektedir (Ulukan, 2016).

Ülkemizde balık avcılığı 1970'li yıllara kadar genellikle zanaat balıkçılığı ya da günlük kazanç sağlayan küçük ölçekli balık avlama faaliyetleri olarak yürütülmekteydi. 1971 yılında radikal ve büyük bir gelişme olarak değerlendirilebilecek Su Ürünleri Kanunu'nun yürürlüğe girmesi ve çağın getirdiği teknolojik gelişmelerin de katkısıyla balık avlama faaliyetleri önemli bir eşiği atlamıştır (Tantoğlu, 2016). Ancak 1380 Sayılı Su ürünleri Kanunu daha çok su ürünlerinin avlanmasında dikkat edilecek yer, zaman yasakları ile avcılıkta kullanılacak uygun teknik donanımlar hakkında bilgi vermektedir (T.C. Resmî Gazete, 1971).

Tekneler üzerinde avcılık faaliyeti ile uğraşan personelin tehlikelerden korunması ve teknelerde iş sağlığı ve güvenliği (İSG) önlemlerinin uygulaması için ülkemizde Denizde Can Emniyeti Uluslararası Sözleşmesi 1974-SOLAS 74 (IMO, 1974), 4922 Sayılı Denizde Can ve Mal Koruma Hakkında Kanun (T.C. Resmî Gazete, 1946) ve bu kanuna bağlı olarak çıkartılan 26089 sayılı Balıkçı Gemilerinin Emniyeti Hakkında Yönetmelik (T.C. Resmî Gazete, 2006), 26804 Özel Teknelerin Donatımı ve Kullanacak Kişilerin Yeterlikleri Hakkında Yönetmelik (T.C. Resmî Gazete, 2008) ile 16273 Denizde Çatışmayı Önleme Tüzüğü (T.C. Resmî Gazete, 1978) gibi yasal düzenlemeler kıstasında önlemler alınmaktadır.

Balık avlama faaliyetleri dünyanın birçok ülkesinde en tehlikeli meslek olarak görülmektedir (ILO, 2010). Diğer sektörler ile kıyaslandığında balıkçı faaliyetlerinde yaşanan ölümlü iş kazası % 52,4 daha fazla olduğu bildirilmiştir (Roberts, 2004). İş kazalarının nedenlerinin %88'lik kısmı hatalı davranışlarından kaynaklanmaktadır (Dalyan vd., 2021a). Davranışlardaki olumlu yönde değişimin devamlılığını sağlamak için sağlıklı ve güvenli iş

yerlerinin teşvik edilmesi bir öncelik olmalıdır (Bilir, 2016). Sağlıklı ve güvenli iş yerleri ise güvenlik kültürü ile var olabilir. İSG eğitimleri ile güvenlik kültürü oluşturulabilir (Dalyan ve Pişkin, 2020). Literatürde balık avlama faaliyetindeki İSG konusunda birçok çalışma mevcuttur.

Kaplan ve Kite-Powell (2000), balıkçılık yönetim sisteminin denizde güvenlik kültürü üzerine etkisini örnek olay inceleme tekniği ile incelemiştir. Özellikle balık stoklama sisteminin düzensizliği balıkçılar üzerinde iş baskısı oluşturduğu ve bu baskının denizde güvenliğin azalmasına sebep verebileceği üzerinde durmuştur. Hava şartlarının olumsuzluğu ve yakalanacak avın ani hareketleri balıkçılar için risk oluşturarak kazaya sebep verebileceğini raporlamıştır. Ayrıca balıkçılık faaliyetindeki ölümlerin çoğunu gemi alaborası ve yangın-patlama olaylarından meydana geldiğini belirtmişlerdir.

Havold (2010), balıkçı gemilerinde güvenlik kültürünün değişkenlerini araştırdığı bir çalışmada, 209 gemi personeline 50 maddelik bir anket uygulamıştır. Ailede balıkçı bir yakının olması, yaş, gemide yürütülen faaliyet ve gemi tipi değişkenlerinin balıkçı gemilerindeki güvenlik kültürü üzerinde ciddi derece önemli olduğunu raporlamıştır. Ayrıca yönetimin güvenlik kültürüne bakış açısının şirket güvenlik politikası üzerinde çok güçlü etkisi olduğunu belirtmiştir.

Pfeiffer ve Gratz (2016), av hissesi olarak da adlandırılan balıkçılık kota sisteminin, balıkçılık mesleğine ve personellerine etkisini araştırmıştır. Kota yönteminin balıkçılar arası rekabeti arttırarak balık avcılığı faaliyetlerine ilave risk oluşturduğunu belirtmişlerdir. Kota sisteminin olumsuz etkilerini ülkemizde araştıran Tantoğlu (2016), özellikle kota sistemine bağlı uzun çalışma sürelerinin kaza olasılığını arttırması yönüne değinmiş ve benzer sonuçlara ulaşmıştır.

Doğanyılmaz Özbilgin ve Tok (2017), Mersin kıyılarında balıkçılık faaliyeti gösteren teknelerde görevli 102 personel ile yaptığı çalışmada, denizde güvenlik farkındalığını tespit etmeye çalışmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, balıkçıların %75'nin 20 saatten daha fazla çalıştığı, %94'ünün yangın talimi yapmadığı ve %75'nin kaza geçirdiği belirtilmiştir. Ayrıca balıkçıların %79'nun yaşadıkları kazaları Sosyal Güvenlik Kurumu ya da Liman Başkanlıklarına bildirmedikleri sonucuna ulaşmıştır. İş kazalarının doğru ve eksiksiz bildirilmesi gelecek dönemlerde oluşturulacak planlamalar için önem arz etmektedir (Dalyan vd., 2021b).

Soykan (2018), ülkemizde endüstriyel balıkçılık faaliyeti yürüten balıkçı gemilerinde risk değerlendirme yöntemlerinden L tipi matris yöntemi kullanarak bir araştırma gerçekleştirmiştir. Analiz sonucunda 37 adet faaliyet alanı ve bu faaliyet alanlarına ilişkin 110 adet tehlike kaynağı belirlenmiştir.

Taşlı ve Ayaz (2019), Türkiye’de bilinçsiz balık avlama faaliyetinin önüne geçilmesi için Balıkçılık ve Avlama Sertifika Eğitimi olarak tanımladıkları sertifikalı bir eğitim programı oluşturmuşlardır. Balıkçılık ve Avlama Sertifika Eğitimini tamamlayan balıkçıların, balık avlama faaliyeti hakkında farkındalıklarının arttırılacağını belirtmişlerdir. Bahsedilen eğitim programının tamamlanması neticesinde balıkçılık faaliyetinde bulunan kişi ve kurumların yanı sıra ülke ekonomisine de katkı sağlayacağını belirtmişlerdir.

Lafçı ve Öztekin (2020), ülkemizde Arama Kurtarma faaliyeti amacıyla kullanılan gemilerde risk değerlendirme yöntemlerinden L tipi matris yöntemi kullanarak bir araştırma gerçekleştirmiştir. Analiz sonucunda 21 adet faaliyet alanı ve bu faaliyet alanlarına ilişkin 78 adet tehlike kaynağı belirlenmiştir. Analiz sonucunda en yüksek risk skoru (25) değerine sahip tehlikenin halat kopması, en düşük risk skoru (3) değerine sahip tehlikenin ise üşüme olduğunu raporlamışlardır.

Bu çalışmada Çanakkale ili merkez ilçesine kayıtlı balıkçı teknelerinde görevli 103 personele anket yöntemiyle balıkçı teknelerindeki İSG’ye yönelik davranışların incelenmesi ve olası sorunların tespit edilmesi amacıyla 31 soru sorulmuş ve anket verileri Sosyal Bilimler için İstatistik Programı (SPSS) 24.0 programı ile analiz edilmiştir. Yapılacak çalışma sonuçlarının literatüre katkı sağlayarak, bu konuda çalışmakta olan bilim insanlarına yol göstereceği düşünülmektedir.

Materyal ve Yöntem

Etik beyanı

Bu çalışma, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Etik Kurulu tarafından (tarih: 03/06/2021 ve sayı: E-84026528-050.01.04-2100080243) onaylanmıştır.

Araştırma yöntemi

Bu çalışmada, balıkçılık faaliyeti hakkında literatür taraması yapılarak ve uzman görüşleri alınarak Ek-1’de yer alan anket soruları hazırlanmıştır. Araştırma geneli ve anket hakkında bilgi verildikten sonra gönüllü onamları alınan personellere yüz yüze anket uygulaması yapılmıştır. Araştırma evrenini Çanakkale Merkez Liman Başkanlığı’na kayıtlı olan balıkçı tekneleri (N=140) oluşturmaktadır. Araştırmanın örneklemini %95 güven düzeyine göre 103 personel oluşturmuştur (Krejcie ve Morgan, 1970). Katılımcıların seçimi

konusunda araştırmacının herhangi bir etkisinin olmaması ve rastlantısal bir seçim yapılabilmesi için olasılıklı örnekleme yöntemlerinden basit rastgele örnekleme yöntemi kullanılmıştır (Yıldız, 2011). Oluşturulan anket bireyler ile yüz yüze görüşülerek gerçekleştirilmiştir.

Veri toplama araçları

Araştırmanın verileri 08.06.2021–20.06.2021 tarihleri arasında toplanmıştır. Balıkçılık faaliyetine ilişkin görüşlere ihtiyaç duyulduğundan literatür taraması yapılarak soru havuzu oluşturulmuştur. Ardından konuyla ilgili akademik çalışmalar yapan iki uzmanın görüşleri alınmıştır. Anketin son hali akademisyenler ve araştırmacılar tarafından yapılan kontroller sonucunda hazırlanmıştır. Bu çalışmada, 2 bölümden oluşan bir anket formu düzenlenmiştir. Anketin ilk kısmında katılımcıların özelliklerini tanımlayıcı (cinsiyet, medeni durum, yaş, öğrenim durumu ve mesleki tecrübe) 5 adet soru bulunmaktadır. Anketin diğer kısmında ise balık avlama faaliyetinde kullanılan teknelerdeki personellerin İSG’ye yönelik tutum ve davranışların incelemek değerlendirilmek amacıyla 26 adet soru yer almaktadır.

Katılımcılar

Araştırma hedef yanıtlayıcı kitlesi olarak, Çanakkale ilinde balık avlama faaliyetinde bulunan bazı özel ve ticari teknelerde görevli personeller belirlenmiştir. Öncelikle 30 personel ile anketin pilot uygulaması yapılmıştır. Pilot uygulama neticesinde anket formunda herhangi bir değişikliğe gerek duyulmadığı için gerçekleştirilen 30 personelin pilot uygulaması da analize dahil edilmiştir. Toplamda 103 birey ile yapılan anketler değerlendirmeye alınmıştır.

Verilerin analizi

Bu çalışmada, elde edilen verilerin geçerlilik ve güvenilirlik analizi SPSS 24.0 paket programı ile yapılmıştır. Anket ölçeğinin Cronbach Alpha güvenilirlik katsayısı $\alpha=0.749$ gibi güvenilir sayılan bir değer bulunmuştur. Personellerin anket sorularına verdikleri cevapların ortalamalarının dağılımları Shapiro-Wilk testi analiz edilmiş ve dağılımların normal olduğu bulunmuştur. Ayrıca ölçümlerin varyanslarının homojenliği de levne testi ile incelenmiş ve varyansların homojen olduğu tespit edilmiştir. Veri setleri normal dağılım gösterdiğinden dolayı parametrik test grubunda yer alan analizler kullanılmıştır. Parametrik testlerden, iki seviyeli değişkeni olan ifadeler için Bağımsız Değişken t Testi (Independent Sample t Test), ikiden fazla seviyeli değişkeni olan ifadeler için Tek Yönlü Varyans Analizi (ANOVA) kullanılmıştır (Eymen, 2007). Tek yönlü varyans analizi sonucunda anlamlı farklılığın yönü ve derecesini belirlemek amacıyla çoklu karşılaştırma testleri (Post Hoc) uygulanmıştır. Çoklu karşılaştırma testlerinin seçiminde karşılaştırılacak grup sayıları ile örnekleme ve varyans

eşitliği kriterleri değerlendirilerek karar verilmiştir (Kayri, 2009).

Bağımsız değişkenin bağımlı değişken üzerindeki etki büyüklüğünü belirlemek amacıyla eta-kare etki büyüklüğü katsayısı hesaplanmıştır. Eta-kare etki büyüklüğü; $d < 0,2$ ise çok küçük (çok az), $0,2 < d < 0,5$ ise küçük (az), $0,5 < d < 0,8$ ise orta, $0,8 < d < 1$ ise büyük ve $1 < d$ ise çok büyük etki olarak yorumlanmıştır (Kılıç, 2014). Ankete katılan çalışanların demografik

özellikleri ve anket sorularına ilişkin bulgular frekans ve yüzde ölçüleri kullanılarak tablolar halinde sunulmuştur. Elde edilen bulgular %95 güven aralığında, %5 anlamlılık düzeyinde değerlendirilmiştir (Özdamar vd., 1999).

Bulgular

Ankete katılan bireylerin demografik özelliklerinin frekans (f) ve yüzdeleri (%) Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. Araştırmaya katılan personellerin demografik özelliklerinin frekans ve yüzde dağılımları

Demografik Özellikler		f	%
Cinsiyet	Kadın	4	3,9
	Erkek	99	96,1
Medeni Durum	Evli	63	61,2
	Bekar	40	38,8
Yaş	19-24 yaş aralığı	22	21,4
	25-35 yaş aralığı	52	50,5
	36-45 yaş aralığı	12	11,7
	45 yaş üzeri	17	16,5
Öğrenim Durumu	İlkokul	10	9,7
	Lise	38	36,9
	Yüksekokul	29	28,2
	Lisans	19	18,4
Mesleki Tecrübe	Lisansüstü	7	6,8
	1 yıldan az	15	14,6
	1-5 yıl arası	55	53,4
	5-10 yıl arası	15	14,6
Görevli Alınan Tekne Türü	10 yıl üzeri	18	17,5
	Ticari Tekne	18	17,5
Teknedeki Görev	Özel Tekne	85	82,5
	Donatan	8	7,8
	Kaptan	49	47,5
	Tayfa	38	36,9
Mesleki Yeterlilik Belgesi	Misafir	8	7,8
	Gemi Adamı Cüzdanı	21	20,4
	Amatör Denizcilik Belgesi	52	50,5
İş Sağlığı ve Güvenliği Eğitimi Alma Durumu	Yok	30	29,1
	Evet	63	61,2
	Hayır	40	38,8

Tablo 1'e göre, katılımcıların 4'ü (%3,9) kadın, 99'u (%96,1) erkektir. Katılımcıların 63'ü (%61,2) evli, 40'ı (%38,8) bekarıdır. Katılımcıların 22'si (%21,4) 19-24 yaş, 52'si (%50,5) 25-35 yaş, 12'si (%11,7) 36-45 yaş aralığındadır. Katılımcıların 17'si (%16,5) 45 yaş üzerindedir. Katılımcıların 10'u (%9,7) ilkokul, 38'i (%36,9) lise, 29'u (%28,2) yüksekokul, 19'u (%18,4) lisans ve 7'si (%6,8) lisansüstü düzeyde öğrenim durumuna sahiptir. Katılımcıların 15'i (%14,6) 1 yıldan az, 55'i (%53,4)

1-5 yıl arası, 15'i (%14,6) 5-10 yıl arası ve 18'i (%17,5) 10 yıl üzeri mesleki tecrübeye sahiptir. Katılımcılarına 18'i (%17,5) ticari teknede, 85'i (%82,5) özel teknede görev almaktadır. Katılımcıların 8'i (%7,8) donatan, 49'u (%47,5) kaptan, 28'i (%36,9) tayfa olarak balıkçı teknelerinde görev almaktadır. Ankete katılan personellerin 8'i (%7,8) ise teknelerde misafir olarak bulunmaktadır. Katılımcıların 21'i (%20,4) gemi adamı cüzdanına, 52'si (%50,5) amatör denizcilik belgesine sahiptir.

Katılımcıların 30'u (%29,1) ise herhangi bir mesleki yeterlilik belgesine sahip değildir. Katılımcıların 63'ü (%61,2) İSG eğitimi almış, 40'ı (%38,8) İSG eğitimi almamıştır. Personellerin anket sorularına verdikleri cevapların cinsiyet ve medeni durum değişkenlerine göre bağımsız t-testi sonuçları Tablo 2'de verilmiştir. Tablo 2 incelendiğinde, kadın personellerin anket sorularına verdikleri cevapların ortalaması $\bar{X}_{kadın}=1,77$, erkeklerin ortalaması $\bar{X}_{erkek}=1,56$ 'dır. T testi sonuçlarına göre kadın ile erkek personellerin test ortalamaları arasında istatistiksel olarak anlamlı

fark tespit edilememiştir. [$t=-1,686$, $p>0,05$]. Evli personellerin anket sorularına verdikleri cevapların ortalaması $\bar{X}_{evli}=1,55$, bekar personellerin ortalaması $\bar{X}_{bekar}=1,60$ 'tır. T testi sonuçlarına göre evli ile bekar personellerin test ortalamaları arasında istatistiksel olarak anlamlı fark tespit edilememiştir. [$t=-1,094$, $p>0,05$].

Tablo 3'te personellerin anket sorularına verdikleri cevapların yaş, öğrenim durumu ve mesleki tecrübe değişkenlerine göre ortalama (\bar{X}) ve standart sapma (Sd) sonuçları verilmiştir.

Tablo 2. Personellerin anket sorularına verdikleri cevapların cinsiyet ve medeni durum değişkenlerine göre bağımsız t-testi sonuçları

	N	\bar{X}	Sd	t	p
Kadın	4	1,77	0,38	-1,686	0,95
Erkek	99	1,56	0,23		
Evli	63	1,55	0,24	-1,094	0,27
Bekar	40	1,60	0,24		

$p<0,05^*$, $p=0,05$, \bar{X} =Ortalama, Sd=Standart Sapma

Tablo 3. Personellerin anket sorularına verdikleri cevapların yaş, öğrenim durumu ve mesleki tecrübe değişkenlerine göre ortalama ve standart sapma sonuçları

	N	\bar{X}	Sd	
Yaş	19-24 arası	22	1,69	0,26
	25-35 arası	52	1,56	0,20
	36-45 arası	12	1,43	0,18
	45 üzeri	17	1,55	0,32
Öğrenim durumu	İlkokul	10	1,52	0,18
	Lise	38	1,58	0,24
	Yüksekokul	29	1,62	0,27
	Lisans	19	1,53	0,23
	Lisansüstü	7	1,49	0,26
Mesleki Tecrübe	1 yıldan az	15	1,66	0,27
	1-5 yıl arası	55	1,65	0,21
	5-10 yıl arası	15	1,42	0,17
	10 yıldan fazla	18	1,38	0,20

Tablo 3 incelendiğinde; yaş seviyeleri açısından en yüksek ortalamaların 19-24 yaş arası grubunda $\bar{X} = 1,69$ ve en düşük ortalamaların ise 36-45 yaş arası grubunda $\bar{X} = 1,43$ olduğu, öğrenim durumu açısından en yüksek ortalamaların yüksekokul mezunu $\bar{X} = 1,62$ ve en düşük ortalamaların lisansüstü mezunu $\bar{X} = 1,49$ olduğu ve mesleki tecrübe açısından en yüksek ortalamaların 1 yıldan az $\bar{X} = 1,66$ ve en düşük ortalamaların 10 yıldan fazla $\bar{X} = 1,38$ tecrübeye sahip olduğu görülmektedir.

Personellerin, yaş, öğrenim durumu ve mesleki tecrübe değişkenlerine göre anket sorularına

verdikleri cevapların ortalamalarını karşılaştırmak amacıyla yapılan tek yönlü varyans analizi (ANOVA) sonuçları Tablo 4'te verilmiştir.

Tablo 4 incelendiğinde, yaş ve öğrenim düzeyi değişkenlerine göre en az iki seviye arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark gözlenmiştir [Yaş için $F(3,99) = 3,349$, $p = 0,022$; Öğrenim düzeyi için $F(3,99) = 10,849$, $p = 0,000$]. Hesaplanan etki büyüklüğü Eta-kare ($\eta^2 = 0,09-0,22$) sonucuna göre de bu farklılığın çok yüksek düzeyde etkili olduğu söylenebilir.

Tablo 4. Personellerin yaş, öğrenim durumu ve mesleki tecrübe değişkenlerine göre anket sorularına verdikleri cevapların ortalamalarına ilişkin ANOVA sonuçları

	Varyansın kaynağı	Kareler toplamı	Sd	Kareler ortalaması	F	p	Etki büyüklüğü	Anlamlı fark
Yaş	Gruplar arası	0,575	3	0,192	3,349	0,022*	0,09	1>2
	Grup içi	5,670	99	0,057				1>3
Öğrenim durumu	Gruplar arası	0,188	4	0,047	0,759	0,554	-	-
	Grup içi	6,058	98	0,062				
Mesleki Tecrübe	Gruplar arası	1,545	3	0,515	10,849	0,000*	0,24	5>7
	Grup içi	4,700	99	0,047				5>8
								6>7
								6>8

$p < .05^*$, $p = .05$, 1=19-24 yaş aralığı, 2= 25-35 yaş aralığı, 3=36-45 yaş aralığı, 4=45 yaş üzeri, 5=1 yıldan az tecrübe süresi, 6=1-5 yıl arası mesleki tecrübe, 7=5-10 yıl arası mesleki tecrübe, 8=10 yıldan fazla mesleki tecrübe

Tartışma

Personellerin anket sorularına verdikleri cevaplara göre en yüksek ortalaması olan sorular Yaptığınız işten memnun musunuz ($\bar{X} = 2.81$) ve İş güvenliği eğitimi aldıysanız eğitimin faydası olduğunu düşünüyor musunuz ($\bar{X} = 2.70$) dur. Personellerin anket sorularına verdikleri cevapların detayları da incelenmiştir. “Yaşadığımız ilde Belediye, Valilik, Liman Başkanlığı vb. kurumlar tarafından balıkçılığa yönelik yapılmasını istediğiniz bir çalışma var mı?” ifadesine katılımcıların 54’ü (%52,4) evet, 49’u (% 47,6) hayır cevabını vermiştir. “Liman Başkanlığı tarafından verilen hizmetlerden memnun musunuz?” ifadesine katılımcıların 75’i (%72,8) evet, 28’i (%27,2) hayır cevabını vermiştir. “Bağlı bulunduğunuz limana bağlarken bağlama yerinizin yapısı tekneyi limana bağlamanızı güçleştiriyor mu? (Halatlar, şamandıralar, vb.)” ifadesine katılımcıların

52’si (%50,5) evet, 51’i (%49,5) hayır cevabını vermiştir. “İş Sağlığı ve Güvenliği hizmeti alıyor musunuz?” ifadesine katılımcıların 27’si (%26,2) evet, 56’sı (%54,4) hayır, 20’si (%19,4) bilgim yok cevabını vermiştir.

Anket sorularına verilen cevap ortalamaları ile cinsiyet ve medeni durum değişkenleri arasında anlamlı fark gözlenmemiştir. Anket cevap ortalamaları dikkate alındığında yaş ve mesleki tecrübe değişkenleri ile anlamlı bir fark olduğu belirlenmiştir. Farkın hangi gruplar arasında olduğunu belirlemek için LSD testi yapılmıştır. Yaş değişkeni için; 19-24 yaş grubu ile 25-35 yaş grubu arasında 19-24 yaş grubu lehine ve 19-24 yaş grubu ile 36-45 yaş grubu arasında 19-24 yaş grubu lehine anlamlı farklılık olduğu gözlenmiştir. Mesleki tecrübe değişkeni için; 1 yıldan az ile 5-10 yıl

arasında 1 yıldan az lehine, 1 yıldan az ile 10 yıl üzeri arasında 1 yıldan az lehine, 1-5 yıl ile 5-10 yıl arasında 1-5 yıl lehine, 1-5 yıl ile 10 yıl üzeri arasında 1-5 yıl lehine anlamlı farklılık olduğu gözlenmiştir.

Personellerin anket sorularına verdikleri cevaplar incelendiğinde; yaş seviyeleri açısından en yüksek ortalamanın 19-24 arası yaş grubu ($\bar{X} = 1.69$) ve en düşük ortalamanın ise 36-45 arası yaş grubu ($\bar{X} = 1.43$) olduğu, öğrenim düzeyi açısından en yüksek ortalamanın yüksekokul grubu ($\bar{X} = 1.62$) ve en düşük ortalamanın ise lisansüstü grubu ($\bar{X} = 1.49$) olduğu, mesleki tecrübe açısından en yüksek ortalamanın 1 yıldan az grubu ($\bar{X} = 1.66$) ve en düşük ortalamanın ise 10 yıl üzeri grubu ($\bar{X} = 1.38$) olduğu görülmektedir.

Buna göre 19-24 arası yaş, yüksekokul mezunu ve 1 yıldan az mesleki tecrübeye sahip personellerin diğer gruplardaki personellere göre balıkçılık faaliyetindeki İSG çalışmalarına ilişkin daha olumlu cevaplar verdiği belirlenmiştir. Etki büyüklüğü analizine göre de yaş ve mesleki tecrübe değişkenlerinin balıkçılık faaliyetinde kullanılan teknelerde İSG'nin incelenmesi açısından çok yüksek etkiye sahip olan bir değişken olduğu tespit edilmiştir.

Sonuç

Elde edilen veriler, yetkili kamu kurum ve kuruluşlarının balıkçılık faaliyetlerine yönelik yetersiz çalışması ile teknelerin limana bağlanmasında yaşanan sorunlar üzerine yoğunlaşmıştır. Yetkili kamu kurum ve kuruluşlarının balıkçılık faaliyetlerine yönelik yetersiz çalışma sorunu, balıkçılık faaliyetinde bulunan personeller ile yetkili kamu kurum ve kuruluşları arasındaki zayıf iletişimden kaynaklanabilir. Yetkili kamu kurum ve kuruluşları balıkçılık faaliyetlerine yönelik çalışmalarını sürdürmektedir ancak elde edilen veriler balıkçılık faaliyetlerinde görevli personellerin taleplerinin giderilmesi konusunda yeterli olmadığını göstermektedir. Bahsedilen sorun yetkili kamu kurum ve kuruluşlarının balıkçılık faaliyetlerine yönelik çalışmaları programlamasında balıkçılık faaliyetinde bulunan personellerin görüşlerini de dikkate alarak gerçekleştirilmesi ile çözülebilir. Böylelikle limandaki tekne bağlama bölgelerinin yapısındaki sorunun da çözüme kavuşacağı düşünülmektedir.

Analiz verilerinden çıkan diğer bir sonuç ise balıkçılık faaliyetlerinde İSG hizmeti eksikliğidir. Balıkçı gemilerinin faaliyetleri Avrupa Topluluğunda Ekonomik Faaliyetlerin Sınıflandırılmasına (NACE) göre 03.11.01 koduna [Deniz ve kıyı sularında yapılan balıkçılık (gırgır balıkçılığı, dalyancılık dahil)] sahip olup İş Sağlığı ve Güvenliğine İlişkin İşyeri Tehlike Sınıfları tebliğine göre "Tehlikeli İşler" sınıfında yer almaktadır (T.C. Resmî Gazete, 2012). Bu nedenle balıkçılık faaliyetlerinin yürütüldüğü

teknelerde İş Sağlığı ve Güvenliği mevzuatına göre İSG hizmeti alımı yasal zorunluluktur. Balıkçılık faaliyetlerinde İSG hizmeti alınmasının sağlanmaması işverenlerin İSG konusundaki bilgi eksikliğinden kaynaklanabilir. Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı'nın İSG hizmeti alım zorunluluğu hakkında eğitimler düzenleyerek işverenleri bilgilendirmesi ve yine bakanlığa bağlı müfettişlerin denetimlerini arttırması ile bahsedilen sorun çözülebilir.

Teşekkür

Desteklerinden dolayı Çanakkale Liman Başkanlığı'na teşekkür ederiz. Bu çalışma Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir. Proje numarası: FYL-2020-3180.

Çıkar Çatışması

Yazarlar çıkar çatışması olmadığını beyan ederler.

Yazar Katkıları

H.G. Aytepe, araştırma, veri toplama, metodoloji, yazma, orijinal taslak; O. Dalyan, araştırma, metodoloji, istatistiksel analiz, yazma, orijinal taslak; M. Pişkin, araştırma, metodoloji, denetleme, doğrulama, yazma, orijinal taslak aşamalarına katkı vermişlerdir. Tüm yazarlar makalenin son halini okumuş ve onaylamıştır.

Kaynaklar

- Bilir, N. (2016). İş Sağlığı ve Güvenliği Profili: Türkiye. Yayın No: 62, Ankara: Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı.
- Bütüner, S. (2008). Muğla bölgesi endüstriyel balıkçı teknelerinin yapısal özelliklerinin araştırılması. (Yüksek Lisans Tezi). Muğla Üniversitesi, Türkiye.
- Dalyan, O., & Pişkin, M. (2020). İşyerlerinde Ramak Kala Bildirimlerinin İş Kazalarına Etkisi ve İnşaat Sektöründe Uygulama. *Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 6(1), 133 – 143. doi: 10.28979/comufbed.609675
- Dalyan, O., Özkaya, N., Pişkin, M., & Öztürk, Ö. (2021a). Investigation and Comparison of Some Laboratories in Terms of Occupational Health and Safety by ELMERI Observation Method. *Journal of Advanced Research in Natural and Applied Sciences*, 7(2), 282–294. doi:10.28979/jarnas.903664
- Dalyan, O., Canpolat, E., Dalyan, H., Öztürk, Ö., & Pişkin, M. (2021b). Türkiye'de İş Kazası Eksik Bildirimlerinin İncelenmesi. *Karaelmas İş Sağlığı ve Güvenliği Dergisi*, 5(2), 121–132. doi: 10.33720/kisgd.954724

- Doğanyılmaz Özbilgin, Y., & Tok, V. (2017). Investigation of Mersin bay trawl fishermen's safety at sea awareness. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(2), 139-144. doi: 10.12714/egejfas.2017.34.2.04
- Eymen, U. E. (2007). SPSS 15.0 Veri Analiz Yöntemleri. Ankara: İstatistik Merkezi (Yayın No: 1), www.istatistikmerkezi.com
- Havold, J. I. (2010). Safety culture aboard fishing vessels. *Safety Science*, 48(8), 1054-1061. doi: 10.1016/j.ssci.2009.11.004
- ILO (2010). Handbook for improving living and working conditions on board fishing vessels. (ISBN 978-92-2-124028-0 (web pdf) Switzerland: International Labor Office.
- IMO (1974). Denizde Can Emniyeti Uluslararası Sözleşmesi (SOLAS74), Erişim tarihi: 25.06.2021, [https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Safety-of-Life-at-Sea-\(SOLAS\)-1974.aspx](https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Safety-of-Life-at-Sea-(SOLAS)-1974.aspx)
- Kaplan, I. M., & Kite-Powell, H. I. (2000). Safety at sea and fisheries management: fishermen's attitudes and the need for co-management. *Marine Policy*, 24(6), 493-497. doi: 10.1016/S0308-597X(00)00026-9
- Kayri, M. (2009). Araştırmalarda gruplar arası farkın belirlenmesine yönelik çoklu karşılaştırma (Post-Hoc) teknikleri. *Fırat Üniversitesi Sosyal Bilimler Dergisi*, 19(1), 51-64.
- Kılıç, S. (2014). Etki büyüklüğü. *Journal of Mood Disorders*, 4(1), 44-46. doi: 10.5455/jmood.20140228012836
- Krejcie, V. R., & Morgan, W. D. (1970). Determining sample size for research activities. *Educational and Psychological Measurement*, 30, 607-610. doi: 10.1177/001316447003000308
- Lafçı, Ö., & Öztekin, A. (2020). Arama/Kurtarma gemilerinde Tahlisiye (Can Kurtarma) faaliyetlerinde L Tipi Matris yöntemi ile risk değerlendirmesi. *Çanakkale Onsekiz Mart University Journal of Marine Sciences and Fisheries*, 3(2), 66-78. doi: 10.46384/jmsf.746822
- Özdamar, K., Odabaşı, Y., Hoşcan, Y., Bir, A. A., Kırcaali-İftar, G., Özmen, A., & Uzun, Y. (1999). Sosyal Bilimlerde Araştırma Yöntemleri. Eskişehir: Anadolu Üniversitesi Yayınları.
- Pfeiffer, L., & Gratz, T. (2016). The effect of rights-based fisheries management on risk taking and fishing safety. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(10), 2615-2620. doi: 10.1073/pnas.1509456113
- Roberts, S. E. (2004). Occupational mortality in British commercial fishing, 1976-95. *Occupational and Environmental Medicine*, 61(1), 16-23.
- Soykan, O. (2018). Risk assessment in industrial fishing vessels by L type matrix method and its usability. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 35(2), 207-217. doi: 10.12714/egejfas.2018.35.2.15
- Tantoğlu, G. (2016). Balıkçı gemilerinde yapılan çalışmaların iş sağlığı ve güvenliği yönünden değerlendirilmesi. (İş Sağlığı ve Güvenliği Uzmanlık Tezi). Çalışma ve Sosyal Güvenlik Bakanlığı, Türkiye.
- Taşlı, B., & Ayaz, A. (2019). Balıkçılık eğitimi ve sertifikalandırılması üzerine bir çalışma. *Çanakkale Onsekiz Mart University Journal of Marine Sciences and Fisheries*, 2(2), 162-166.
- TC. Resmî Gazete, 1380 sayılı Su Ürünleri Kanunu, 22 Mart 1971, Sayı: 13799. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=1380&MevzuatTur=1&MevzuatTertip=5>
- TC. Resmî Gazete, 4922 sayılı Denizde Can ve Mal Koruma Hakkında Kanun, 10 Haziran 1946, Sayı: 6333. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=4922&MevzuatTur=1&MevzuatTertip=3>
- TC. Resmî Gazete, Balıkçı Gemilerinin Emniyeti Hakkında Yönetmelik, 23 Şubat 2006, Sayı: 26089. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=9952&MevzuatTur=7&MevzuatTertip=5>
- TC. Resmî Gazete, Denizde Çatışmayı Önleme Tüzüğü, 29 Nisan 1978, Sayı: 16273. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=714561&MevzuatTur=2&MevzuatTertip=5>
- TC. Resmî Gazete, İş Sağlığı ve Güvenliğine İlişkin İşyeri Tehlike Sınıfları Tebliği, 26 Aralık 2012, Sayı: 28509. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=16909&MevzuatTur=9&MevzuatTertip=5>
- TC. Resmî Gazete, Özel Teknelerin Donatımı ve Kullanacak Kişilerin Yeterlikleri Hakkında Yönetmelik, 2 Mart 2008, Sayı: 26804. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=12004&MevzuatTur=7&MevzuatTertip=5>
- Ulukan, U. (2016). Balıklar, Tekneler ve Tayfalar: Türkiye'de Balıkçılık Sektöründe Çalışma ve Yaşam Koşulları. *Çalışma ve Toplum Dergisi*, 1(48), 115-141.
- Yıldız, S. (2011). Sosyal bilimlerde örnekleme sorunu: Nicel ve nitel paradigmalardan örnekleme kuramına bütüncül bir bakış. *Kesit Akademi Dergisi*, 3(11), 421-442. doi: 10.18020/kesit.1279

Investigation of Microplastic Pollution Along the Dalyan-Iztuzu (Eastern Mediterranean) Coastline

Aytuğ Zilifli^{1*}, Sezginer Tunçer²

^{1*} Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, 17100, Çanakkale, Türkiye

²Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü, 17100, Çanakkale, Türkiye

Correspondent: aytugzilifli@stu.comu.edu.tr

Received: 04.08.2021 Accepted: 23.08.2021

Aytuğ Zilifli: [Orcid 0000-0002-1655-5735](https://orcid.org/0000-0002-1655-5735)

Sezginer Tunçer: [Orcid 0000-0002-6634-7109](https://orcid.org/0000-0002-6634-7109)

How to cite this article: Zilifli, A., Tunçer, S., (2021). Investigation of microplastic pollution along the Dalyan-Iztuzu (Eastern Mediterranean) Coastline. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 107-115. DOI: 10.46384/jmsf.975017

Abstract: In the present study, 14 sampling stations along the Dalyan-Iztuzu beach were sampled in June and July 2019 for the examination of microplastics. Samples were taken from surface waters (0-15 cm) using a manta trawl with a towing speed of 2 knots/h and a towing duration of 20 minutes. Microplastics were separated according to their shapes, types and sizes under a binocular stereo microscope. Results indicated that, the average density of microplastics were 0.148 ± 0.07 particles/m². Microplastic densities in the present study were lower compared to those of earlier studies carried out in the other parts of Mediterranean coasts and the Sea of Marmara.

Keywords: Mediterrenean, Iztuzu Beach, Dalyan, Microplastics, Pollution, Protected Area

Dalyan-İztuzu (Doğu Akdeniz) Sahilinde Mikroplastik Kirliliğinin Araştırılması

Özet: Bu çalışmada, Dalyan- İztuzu sahili boyunca 2019 yılında Haziran ve Temmuz aylarında 14 istasyonda örnekleme yapılmıştır. Örnekler, su yüzeyinden (0-15 cm) 2 deniz mili/saat hızında ve 20 dakika süre ile çekilen Manta net ile alınmıştır. Mikroplastikler binoküler stereo mikroskop altında şekillerine, ebadına ve tiplerine göre ayrılmıştır. Çalışmanın sonucunda mikroplastik yoğunluğu ortalama $0,148 \pm 0,07$ partikül/m² olarak belirlenmiştir. Bu çalışmadan elde edilen değerlerin Marmara ve özellikle Akdeniz bölgesinde yapılan çalışmalar ile karşılaştırıldığında çok daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Akdeniz, İztuzu Plajı, Dalyan, Mikroplastikler, Kirlilik, Korunan Alan

Giriş

Plastiğin aşırı üretiminden dolayı ortaya çıkan plastik atıklar çağımızın en büyük tehlikelerinden biri haline gelmiştir (Gündoğdu, 2018). Plastik üretimi dünya bazında bakıldığında 2016 yılında 359 milyon tona ulaşmıştır (Plastic Europe, 2020). Plastik üretimi için fark yaratacak ve kullanımını azaltacak önlemler alınmaz ise, yeryüzündeki plastik atık yoğunluğunun 26 milyar tona ulaşacağı ve plastik tehlikesi boyutunun tahmin edilemez bir hale geleceği öngörülmektedir (Geyer vd., 2017).

Türkiye'deki plastik üretimi 2020 yılında 8 milyon ton olarak belirlenmiştir (PAGEV, 2020). Son yıllarda plastik ithalatı üretimin artışıyla benzer oranda ciddi bir artış göstermiştir. Türkiye 2020 yılında 772.831 ton plastik ithal etmiştir (Gündoğdu ve Walker, 2021). Sonuç olarak Türkiye'nin yoğun şekilde ithal ettiği ve ürettiği plastik ürünlerin deniz kirliliğine yol açtığı ve denizdeki canlılığı tehlikeye attığı bildirilmektedir (Gündoğdu ve Walker, 2021).

Mikroplastikler küçük boyutlarından dolayı kopepodların, kabukluların, bentik omurgasızların, balıkların deniz kaplumbağalarının ve çeşitli canlı türleri üzerindeki sindirim sistemlerinde takılı kalarak iç organlarına zarar verdiği, yavaş yavaş gıda alımını sınırlayarak veya tamamen önleyerek beslenme yetersizliğine yol açtığı birçok çalışma tarafından desteklenmiştir. (Duncan vd., 2018; Gündoğdu ve Çevik, 2019a; Tunçer vd., 2019)

Akdeniz bölgesi plastik kirliliği açısından Dünya'daki kirliliği en yüksek denizlerden biridir (Gündoğdu, 2017). Akdeniz'de yapılan ilk mikroplastik çalışmaları ile günümüz çalışmaları baz alındığında ortaya çıkan fark, metrekare başına düşen mikroplastik yoğunluğunun 10 kata kadar daha fazla olduğunu göstermektedir (Tunçer vd., 2018). Bu durum göz önünde bulundurulduğunda birçok canlıya ev sahipliği yapan Akdeniz bölgesinin gerek kıyı gerekse denizlere ulaşan mikroplastik kirliliğinin günden güne artmasına ve bölgedeki canlıların zarar görmesine sebebiyet vermektedir (Gündoğdu ve Çevik, 2019b).

Akdeniz ve Ege denizinin kesiştiği yerde kalan İztuzu plajı 1988 yılında Dalyan lagünü ve Köyceğiz gölü ile birlikte *Caretta caretta* ve *Cydonia mydas* deniz kaplumbağalarının üreme alanı olarak koruma altına alınmıştır (Gül vd., 2019). Akdeniz bölgesinde koruma altında olan deniz kaplumbağaları uzun yaşam döngüleri, yiyecek arayışları ve dişi bireylerinin her sene yumurtlamak için doğdukları alanlarda yumurtlama eğiliminden dolayı denizel

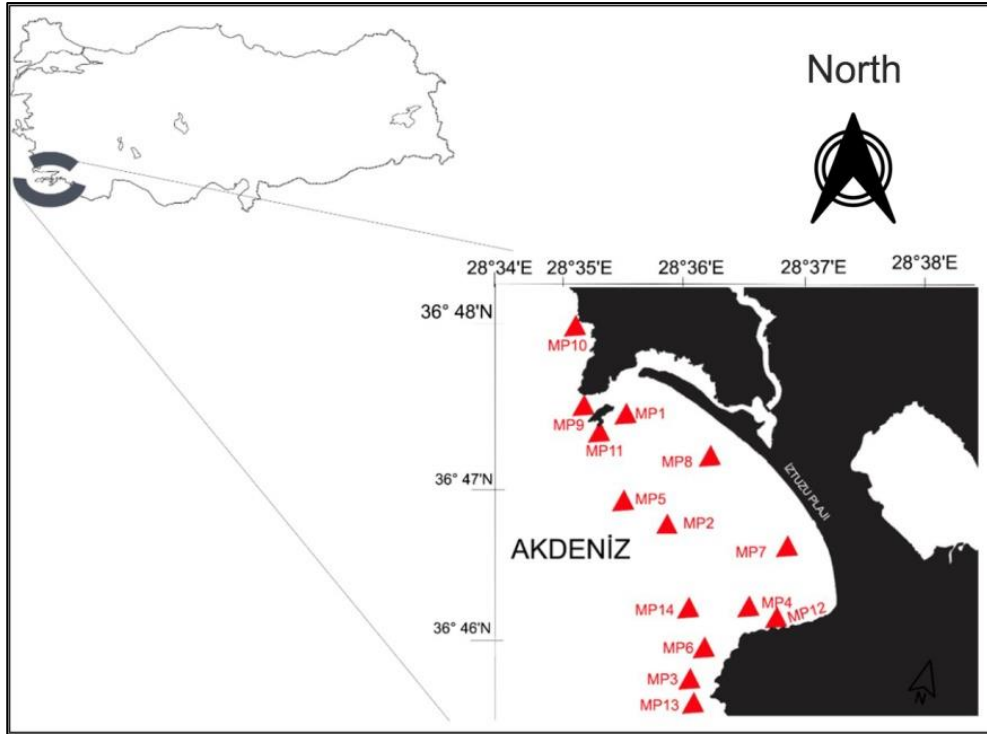
ekosistemde sıkça yer değiştirmektedirler (Kaska vd., 2010). Özellikle ilk doğduklarında savunmasız bir halde olan deniz kaplumbağaları için yapılan çalışmalar bu tür deniz kaplumbağaları için mikroplastiklerin ne kadar tehlikeli olabileceğini kanıtlar niteliktedir (Di Renzo vd., 2021; Cardona vd., 2009).

İztuzu plajı birçok yönden araştırılmış olmasına rağmen bölgede mikroplastik çalışması yapılmamıştır. Her sene yaz aylarında yüzlerce kaplumbağanın yumurtlama alanı olan ve biyoçeşitlilik bakımından ülkenin sayılı kumsallarından İztuzu plajında mikroplastik kirliliği araştırması yapılması bu nedenlerden dolayı büyük öneme sahiptir. İztuzu plajının littoral kesiminde yürütülen bu çalışmada, turizmden kaynaklanan antropolojik etkenlerin mikroplastik kirliliğine olan etkilerinin araştırılması amaçlanmıştır.

Materyal ve Yöntem

Çalışma Bölgesi

Dalyan-İztuzu Plajı 36.79014° Kuzey 28.6232° Doğu koordinatlarında bulunmaktadır. Batı kesiminde Marmaris ilçesi, doğu kesiminde ise Ortaca ile Dalaman ilçeleri bulunmaktadır. İztuzu plajı yaklaşık 4.5 kilometre ve 150-200 metrelik bir genişliğe sahiptir. Bölgedeki bakırlığın sürdürülebilmesi ve koruma alanı ilan edilmesinden dolayı imar planlanması yapılamamaktadır (ÇŞB, 2021) (Şekil 1).



Şekil 1. Örnekleme için belirlenen 14 istasyon

Örnekleme

Çalışma bölgesinde toplam 14 farklı istasyonda, 2019'un haziran ve temmuz aylarında örnekleme gerçekleştirilmiştir. Örnekleme 5 metrelik bir bot yardımıyla, 2 knot sabit hızda, su yüzeyinden manta

net ile 20 dakika boyunca erken saatlerde gerçekleştirilmiştir. Çalışma esnasında 28296 m²'lik bir alan taranmıştır. Her istasyon için başlangıç ve bitiş koordinatları anlık olarak not alınmıştır (Tablo 1). Örnekler örnekleme şişelerine %4'lük formaldehit solüsyonu ile fikse edilerek saklanmıştır.

Tablo 1. İstasyonların konum, saat, tarih, mesafe ve süzülen su miktarı verileri

İstasyon	Konum (Başlangıç)	Konum (Bitiş)	Saat	Tarih	Mesafe (m)	Süzülen su miktarı (m ³)
MP1	36°47' 48.55" K 28°36' 1.89" D	36°46' 59.56" K 28°36' 34.70" D	10:31	20.06.2019	1720	206,4
MP2	36°46' 58.19" K 28°36' 35.20" D	36°45' 55.32" K 28°36' 37.87" D	11:05	20.06.2019	1930	231,6
MP3	36°45' 54.70" K 28°36' 38.82" D	36°46' 20.37" K 28°37' 39.41" D	12:06	20.06.2019	1860	223,2
MP4	36°46' 27.42" K 28°37' 16.41" D	36°47' 11.58" K 28°36' 17.23" D	08:58	26.06.2019	1840	220,8
MP5	36°47' 15.17" K 28°36' 22.24" D	36°46' 6.51" K 28°36' 44.19" D	09:31	26.06.2019	1950	234
MP6	36°45' 52.38" K 28°36' 44.3" D	36°46' 25.14" K 28°37' 22.86" D	10:38	26.06.2019	1900	228
MP7	36° 46' 41.81" K 28°37' 35.48" D	36°47' 32.09" K 28°36' 47.67" D	06:41	02.07.2019	1940	232,8
MP8	36° 47' 31.34" K 28°36' 42.41" D	36°48' 3.30" K 28°36' 0.70" D	07:29	02.07.2019	1680	201,6
MP9	36° 47' 51.32" K 28°35' 44.13" D	36°48' 40.17" K 28°35' 22.81" D	08:21	02.07.2019	1640	196,8
MP10	36° 48' 39.55" K 28°35' 22.89" D	36°47' 44.09" K 28°35' 40.57" D	09:30	02.07.2019	1590	190,8
MP11	36° 47' 46.59" K 28°35' 50.56" D	36° 47' 11.54" K 28°36' 46.31" D	10:47	02.07.2019	1870	224,4
MP12	36° 46' 20.33" K 28°37' 26.04" D	36°45' 36.82" K 28°36' 48.57" D	07:25	29.07.2019	1560	187,2
MP13	36°45' 35.65" K 28°36' 48.99" D	36°46' 28.23" K 28°36' 47.47" D	07:55	29.07.2019	1600	192
MP14	36°46' 24.16" K 28°36' 41.16" D	36°46' 30.04" K 28°37' 32.96" D	08:37	29.07.2019	1730	207,6

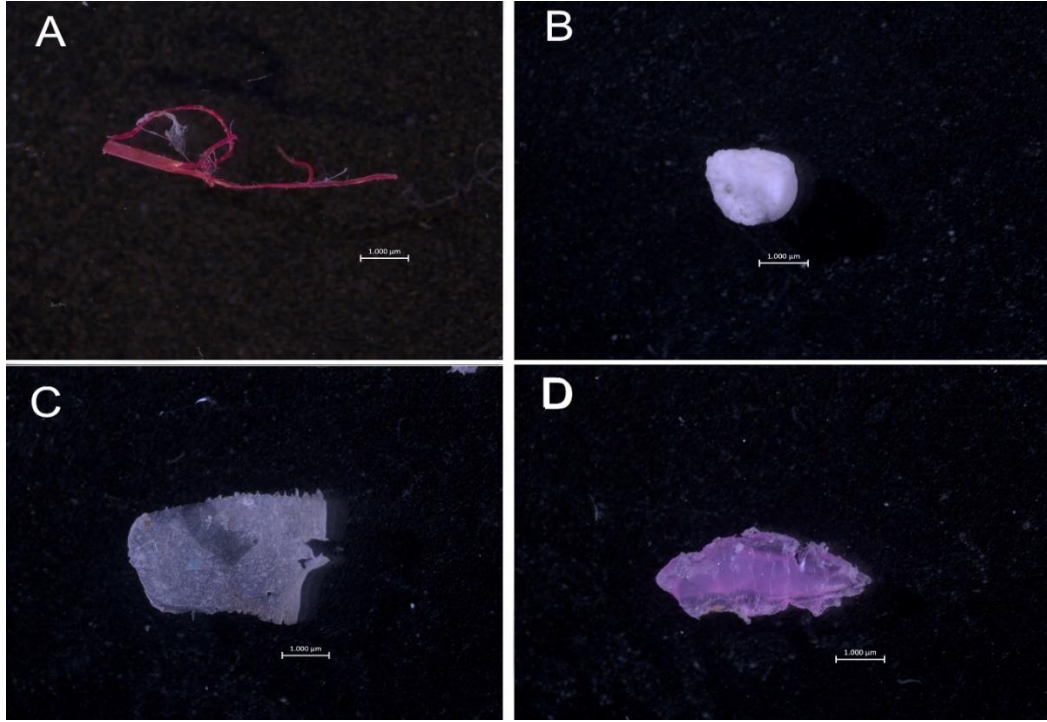
Laboratuvar Çalışmaları

Örneklerden mikroplastiklerin ayrılması işlemi Masura vd. (2015) yöntemi ile yapılmıştır. Örnekler 5 milimetre ve 300 mikrometre olan paslanmaz çelik eleklerle süzülmüştür ve sonrasında elek üzerinde kalan malzeme distile su içinde cam kavanozlarda saklanmıştır. Ortamdaki organik maddeyi uzaklaştırmak için %32 H₂O₂ ilave edilmiştir.

Eklene H₂O₂, organik madde tamamen ortamdaki uzaklaştırılıncaya kadar ısıtıcı tabla yardımıyla ısıtılmıştır. Bu işlemden sonra kalan materyal stereo mikroskop altında (SZX 16, ZEISS) incelenmiş ve tespit edilen mikroplastikler tiplerine, boyutlarına ve şekillerine (Şekil 2, 3) göre sınıflandırılarak ölçümleri ve sayımları gerçekleştirilmiştir (Tablo 3). Örnek sayımı üç defa tekrar edilmiştir.



Şekil 2. Mikroplastik partikülü



Şekil 3. A)Fibril/ipliksi B)Küresel/Oval C)Film/yassı D)Düzensiz plastik parçacık

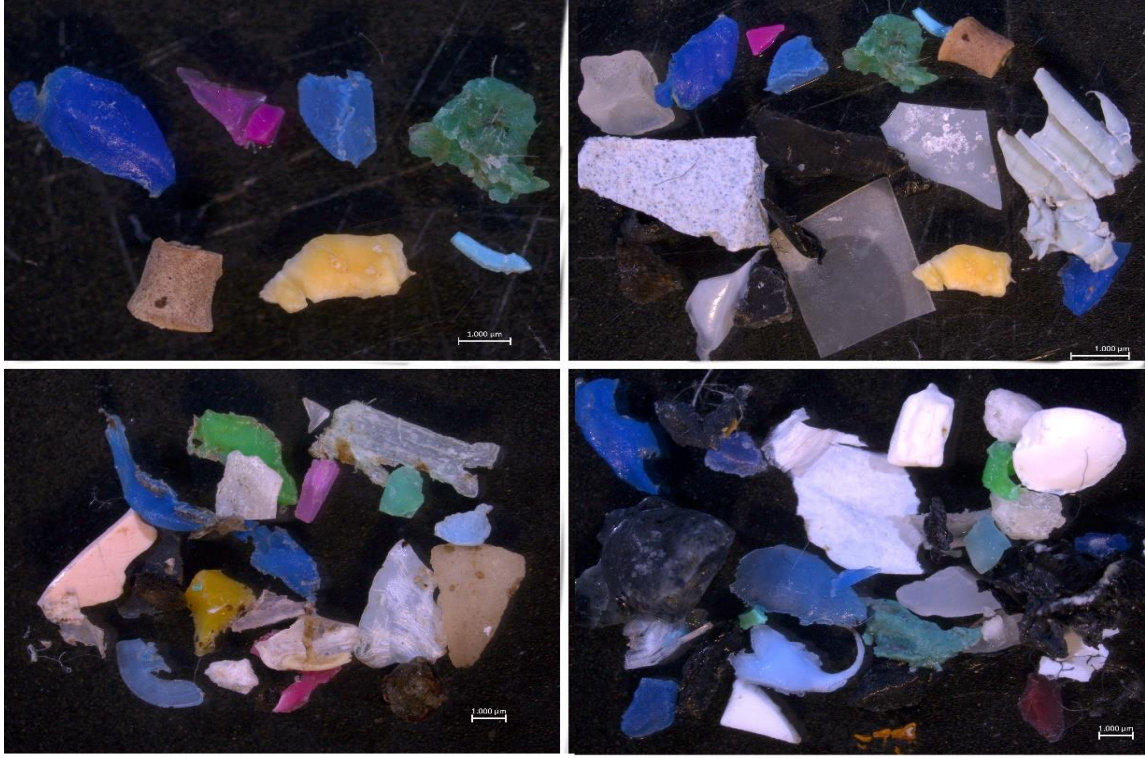
Bulgular

Bu çalışmanın sonucunda ortalama mikroplastik 0,148 partikül/m² olarak belirlenmiştir. Taranan bölgede toplam 16 adet ipliksi, 83 adet film, 2 adet köpük, 5 adet küresel tip ve 300 adet düzensiz plastik parçacık tespit edilmiştir. Çalışmada elde edilen toplam mikroplastik sayısı 406 adet olarak belirlenmiştir. Elde edilen mikroplastik partikülleri renk özellikleri bakımından değerlendirildiğinde; 12 farklı renkte mikroplastik tespit edilmiştir (Tablo 2). İstasyon bazında MP1’de 27, MP2’de 43, MP3’te 10

MP4’te 28 MP5’te 33, MP6’da 11, MP7’de 20, MP8’de 41, MP9’da 26, MP10’da 33, MP11’de 7, MP12’de 62, MP13’te 38 ve MP14’de 27 adet mikroplastik tespit edilmiştir. Mikroplastığın en yoğun olduğu çalışma alanı MP12 olmuştur. Bu çalışmada, İztuzu sahilinde en fazla düzensiz parçacık tipindeki mikroplastiklere rastlanmıştır (Şekil 4). Renk olarak en çok siyah, ardından beyaz renkli mikroplastikler tespit edilmiştir.

Tablo 2. Tip, boyut, renk ve şekilsel olarak inceleme

		MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP	MP
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Tiplerine göre	Fibril	1	-	2	1	-	-	-	2	-	-	-	1	4	5
	Film	8	13	1	18	7	8	3	5	3	-	2	9	4	2
	Köpük	-	-		-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
	Düzensiz Parçacıklar	18	30	6	9	25	2	17	33	23	30	5	52	30	20
	Küresel partikül	-	-	1	-	1	1	-	-	-	2	-	-	-	-
Boyutlarına göre	<01 mm	2	6	-	3	1	2	2	9	2	6	1	14	7	1
	01- 1 mm arası	4	4	2	1	10	-	2	2	1	13	6	19	15	1
	1 - 5 mm	21	33	8	24	22	9	16	30	23	14	-	29	16	25
Renklerine göre	Siyah	8	20	2	4	8	2	11	5	6	11	2	24	14	4
	Mavi	3	9	2	6	9	2	1	8	3	6	-	10	2	8
	Kahverengi	3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	3
	Krem	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	4	3	-
	Gri	2	-	-	1	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-
	Yeşil	5	3	1	-	3	1	-	1	3	4	1	5	-	5
	Turuncu	2	1	-	-	-	-	3	2	-	-	1	1	1	-
	Pembe	-	1	-	-	1	1	-	1	3	-	-	1	-	-
	Mor	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
	Kırmızı	-	2	-	2	-	2	-	3	-	1	-	-	3	-
	Beyaz	4	7	3	10	10	3	1	18	6	8	2	12	12	7
	Sarı	-	-	1	2	2	-	-	-	1	-	-	3	2	-
	Turkuaz	-	-	1	3	-	-	-	1	2	2	1	-	1	-
Şekillerine göre	Yassı	8	13	18	18	7	8	6	5	3		2	52	4	7
	Oval	-	3	-	-	6	1		5	3	3	5	9	-	-
	İpliksi	1	-	2	1	-	-	-	2	3	-	-	1	-	-
	Düzensiz	18	27	9	9	20	2	14	29	17	30	-	-	30	15



Şekil 4. Çalışma sırasında istasyonlarda bulunan yoğun mikroplastikler

Tartışma

Akdeniz bölgesinde birçok mikroplastik çalışması yapılmıştır. Bulunan mikroplastik miktarı önceki çalışmalar ile karşılaştırıldığında güncel çalışmalardan çok daha önceki çalışmalar ile paralellik gösterdiği tespit edilmektedir (Tablo 3).

Özellikle Akdeniz ve Marmara denizinde son yıllarda gerçekleştirilen araştırmalarda mikroplastik kirliliğinin yıllar içerisinde artış gösterdiği görülmektedir. (Van der hal vd., 2017; Ruiz Orejon vd., 2016; Suaria vd., 2016; Gündoğdu, 2017). Yapılan bu çalışmada, miktar olarak en fazla düzensiz mikroplastik partiküller bulunduğu, film tip mikroplastiklerin bunu takip ettiği belirlenmiştir (Tablo 2). Mikroplastik tiplerinin bulunuş yoğunluklarıyla ilgili olan bu durum, önceki çalışmalarla paralellik göstermektedir (Tablo 3) (Gündoğdu ve Çevik 2017; Gündoğdu, 2017; Tunçer vd., 2018; 2020).

Bu çalışmada sayı ve tip bakımından birçok mikroplastik tespit edilmiştir. Mikroplastik kirliliğine bağlı olarak istasyonlar arasındaki en yüksek değer MP12 istasyonunda görülmüştür. Bu durum MP12'nin akıntı ve dalga hareketleri bakımından durgun bir bölge olmasından dolayı sürüklenen materyalin bu alanda birikmesi olarak açıklanabilir (ÇŞB, 2020).

Önceki çalışmalar ve bu çalışmanın verileri değerlendirildiğinde genelde düzensiz mikroplastik parçacıkları bulunduğu ortaya konulmuştur (Tunçer

vd., 2018; Gündoğdu, 2017). Bu durumun, daha önce kullanılıp bir şekilde doğaya karışan plastik atıkların zaman içinde doğal veya antropolojik yollarla parçalanması sonucunda ortaya çıktığı düşünülmektedir (Yurtsever, 2015).

Deniz kaplumbağaları plastik atıkları besin olarak algılayıp plastiklerle beslenme davranışı göstermektedir. Plastik parçaların büyük bir kısmı sindirilemediği için iç organlarda takılı kalıp canlılarda çeşitli sağlık sorunlarına yol açmaktadır (Schuyler vd., 2014). Özellikle bağırsak içine takılı kalan plastik atıklar deniz kaplumbağalarını ölüme kadar götürebilmektedir. Yapılan çalışmalar ölen deniz kaplumbağalarının büyük kısmının vücudunda plastik atık olduğunu göstermektedir (Wilcox vd., 2018). Deniz kaplumbağalarının organlarında çok sayıda mikroplastik bulunmaktadır. Yakından bakıldığında ölen deniz kaplumbağalarının yarısından fazlasının tüm sindirim sisteminde mikroplastığe rastlanılmaktadır. Ancak doğrudan mikroplastikten dolayı ölüm kaydı bulunmamaktadır (Duncan vd., 2018). Bununla birlikte, mikroplastik birikiminin deniz kaplumbağaları için ne kadar ileri gidebileceği ve ne kadar zararlı olabileceği konusundaki araştırmalar belirsizliğini sürdürmektedir.

Bu çalışmada belirlenen mikroplastik yoğunluğunun, Akdeniz ve Marmara Denizi'nde yapılan çalışmalara göre (Tunçer vd., 2018) oldukça düşük olduğu sonucuna varılmıştır. Bunun

nedenlerinden biri olarak Dalyan-İztuzu Plajının koruma alanı olarak kabul edilmesi (Soimin vd., 2020), aynı zamanda deniz kaplumbağalarının yumurtlama sahili olmasından dolayı özel bir önem

atfedilmesi nedeniyle antropolojik etkilerin en düşük düzeyde olmasıdır. İnsan etkisinin azaltılmasının kirliliği doğrudan etkilediği görülmektedir.

Tablo 3. Türkiye kıyılarında yapılan mikroplastik çalışmaları (Gündoğdu (2017) çalışmasından alınarak güncellenmiştir)

Lokasyon	Örnekleme zamanı	Ortalama MP (partikül/m ²)	Referanslar
Akdeniz	1997	0,119	Konillios vd. (1998)
Kuzeybatı Akdeniz	2010	0,116	Collignon vd. (2012)
Akdeniz	2011	0,310	Fossi vd. (2012)
Akdeniz	2011-2012	0,062	Collignon vd. (2014)
Akdeniz	2013	0,250	Cozar vd. (2015)
Akdeniz	2011-2012	0,147	Ruiz-Oregon vd. (2016)
Akdeniz	2013	0,400	Suaria vd. (2016)
Akdeniz	2016	0.376	Gündoğdu ve Çevik (2017)
Akdeniz	2015	0,163-0,520	Güven vd. (2017)
Akdeniz	2015	1,518	Van der hal vd. (2017)
Kuzeydoğu Akdeniz	2017	1,067	Gündoğdu (2017)
Marmara Denizi	2017	1,263	Tunçer vd. (2018)
Kuzey Ege Denizi	2019-2020	2,554	Tunçer vd. (2020)
Doğu Akdeniz	2019	0,148	Bu çalışma

Sonuç

Plastik kirliliği çevreyi ve canlılığı önemli şekilde etkilemektedir. Yapılan son çalışmalar ile birlikte canlıların sindirim sistemlerinde bulunmasına karşın kronik olarak zararları kesin olarak belirlenmemektedir. (Gündoğdu ve Çevik, 2019b; Tunçer vd., 2019). Bu durumdan dolayı plastik kirliliğinin kontrol altında tutulması gerekmektedir. Bu tip araştırmaların devam ettirilmesi, güncel durumun belirlenmesi bakımından önem taşımaktadır.

Teşekkür

Bu çalışma Aytuğ Zilifli tarafından hazırlanan ve yürütücülüğü Prof. Dr. Sezginer Tunçer tarafından yapılan “Dalyan İztuzu Plajının Yüzey Sularında Mikro-plastiklerin Nitel Olarak Araştırılması ve Bölgede Farkındalık Çalışması” başlıklı yüksek lisans tezi kapsamında gerçekleştirilmiştir. Tüm çalışma boyunca değerli katkıları için Doç Dr. Deniz Anıl Odabaşı'na teşekkür ederiz.

Çıkar Çatışması

Tüm Yazarlar çıkar çatışmasının olmadığını beyan etmektedirler

Yazar Katkıları

Çalışma her iki yazar tarafından planlanmıştır.

Prof. Dr. Sezginer Tunçer: Metnin ana taslağını hazırlama ve sayısal değerleri yorumlamasıyla metnin son haline katkıda bulunmuştur.

Aytuğ Zilifli: Saha ve laboratuvar çalışmasını yapmıştır. Veri analizlerini değerlendirmiştir. Metni son haline getirerek katkıda bulunmuştur.

Kaynaklar

- Cardona, L., Revelles, M., Parga, M. L., Tomás, J., Aguilar, A., Alegre, F., Raga, A., & Ferrer, X. (2009). Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Marine Biology*, 156(12), 2621-2630. doi: 10.1007/s00227-009-1288-9
- Collignon, A., Hecq, J.H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 64 (4), 861–864. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.01.011
- Collignon, A., Hecq, J., Glagani, F., Collard, F., & Goffart, A. (2014). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica).

- Mar. Pollut. Bull.* 79 (1-2) 293-298. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.11.023
- Cozar, A., Sanz-Martin, M., Marti, E., Gonzalez-Gordillo, J., Ubeda, B., Galvez, J., & Duarte, C. (2015). Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS One* 10 (4), 1-12. doi: 10.1371/journal.pone.0121762
- ÇŞB (2020). *Muğla İli Deniz Çöpleri Eylem Planı DÇEP (2020-2024)*. Erişim tarihi: 19.08.2021 Erişim Adresi: https://webdosya.csb.gov.tr/db/mugla/menu/mugla-ili-deniz-copleri-il-eylem-planı_20200117025608.pdf
- ÇŞB (2021). *Köyceğiz-Dalyan Özel Çevre Koruma Bölgesi*. Erişim Tarihi: 27 Temmuz 2021. Erişim adresi: <https://ockb.csb.gov.tr/koycegiz-dalyan-ozel-cevre-koruma-bolgesi-i-2753>
- Di Renzo, L., Mascilongo, G., Berti, M., Bogdanović, T., Listeš, E., Brkljača, M., Notarstefano, V., Gicoacchini, G., Giorgini E., Olivieri V., Silvestri, C., Matiddi, M., D'Alterio, N., Ferri N., & Di Giacinto, F. (2021). Potential Impact of Microplastics and Additives on the Health Status of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) Stranded Along the Central Adriatic Coast. *Water, Air, & Soil Pollution* 232(98). doi:10.1007/s11270-021-04994-8
- Duncan, E., Broderick, A., Fuller, W., Galloway, T., Godfrey, M., Hamann, M., Limpus, C.L., Lindeque P.K., Mayes A.G., Omeyer L.C.M., Santillo D., Snape R.T.E., & Godley B.J. (2018). Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global Change Biology* (25), 744-752. doi:10.1111/gcb.14519
- Fossi, M., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Gianetti, M., Marsili, L., & Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 64 (11) 2374-2379. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.08.013
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3 (7), 1-5. doi: 10.1126/sciadv.1700782
- Gül, M., Salihoğlu, R., Dinçer, F., & Darbaş, G. (2019). Coastal geology of Iztuzu Spit (Dalyan, Muğla, SW Turkey). *Journal of African Earth Sciences*, 151, 173-183. doi:10.1016/j.jafrearsci.2018.12.017
- Gündoğdu, S. (2017). High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34 (4), 401-408. doi:10.12714/egejfas.2017.34.4.06
- Gündoğdu, S. (2018). Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 35(5), 1006-1014. doi:10.1080/19440049.2018.1447694
- Gündoğdu, S., & Çevik, C. (2017). Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Marine Pollution Bulletin*, 118 (1), 341-347. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.002
- Gündoğdu, S., & Çevik, C. (2019a). Mediterranean dirty edge: High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast. *Environmental Pollution*, 1-33. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113351
- Gündoğdu, S., & Çevik, C. (2019b). *Türkiye'deki Deniz Canlılarında Mikroplastik Kirliliği*. İstanbul: Greenpeace. Erişim adresi: https://www.greenpeace.org/static/planet4-turkey-stateless/2019/10/33abcb16-mikroplastik_rapor_final_rev.pdf
- Gündoğdu, S., & Walker, T.R. (2021). Why Turkey should not import plastic waste pollution from developed countries? *Marine Pollution Bulletin* 171. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112772
- Güven, O., Gökdağ, K., Jovanovic, B., & Kıdeys, A.E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environ. Pollut.* 223, 286-294. doi:10.1016/j.envpol.2017.01.025.
- Kaska, Y., Eyüp, B., Urgan, R., Katılmış, Y., Gidis, M., Sarı, F., & Özkul, M. (2010). Natural and anthropogenic factors affecting the nest-site selection of Loggerhead Turtles, *Caretta caretta*, on Dalaman-Sarıgerme beach in South-west Turkey. *Zoology in the Middle East*, 50(1), 47-58. doi:10.1080/09397140.2010.10638411
- Kornilios, S., Drakopoulos, P., & Dounas, C. (1998). Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12), 989-993. doi: 10.1016/S0025 - 326X (98)00102-7
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. Silver Spring, Maryland, USA:NOAA Technical Memorandum. Erişim adresi: https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications_files/noaa_microplastics_methods_manual.pdf
- PAGEV (2020). *Türkiye plastik sektör izleme rapor 2020/3*. Erişim adresi: <https://pagev.org/upload/files/Plastik%20%20Sekt%20%20C3%20%20B6r%20>

- 20Raporu%202020%20-%20Ocak % 20 -Mart %20%28%20Revize%20%29%20%281%29.pdf
- Plastic Europe (2020). *Plastics-the facts 2020: an analysis of European plastics production, demand and waste data*. Erişim adresi: https://www.plasticseurope.org/application/files/8016/1125/2189/AF_Plastics_the_facts-WEB-2020-ING_FINAL.pdf
- Ruiz Orejon, L., Sarda, R., & Ramis-Pujol, J. (2016). Floating plastic debris in the central and western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 120, 136-144. doi:10.1016/j.marenvres.2016.08.001
- Schuyler Q.A., Wilcox, C., Townsend, Kathy., Hardesty., B. D., & Marshall N.J. (2014). Mistaken identity? Visual Similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *BMC Ecology* 14 (14). Erişim adresi: <https://bmcecol.biomedcentral.com/articles/10.1186/1472-6785-14-14>
- Soimin, M., Sirin, A., Sozbilen, D., Eyüp, B., & Kaska, Y. (2020). Spatiotemporal Predation Pattern of The Loggerhead Nests on Dalyan Iztuzu Beach Turkey. *Proceedings International Conference on Science and Technology (ICST)*, 327-340. Erişim adresi: <http://proceeding.unram.ac.id/index.php/icst/article/view/70/pdf>
- Suaria, G., Avio, C., Mineo, A., Lattin, G., Magaldi, M., Belmonte, G., Moore, C.J., Regoli F., & Aliani, S. (2016) The Mediterranean plastic soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Scientific Reports* 6 (37551), 1-10. Erişim adresi: https://www.nature.com/articles/srep37551?source=post_page
- Tunçer, S., Artüz, B., Demirkol, M., & Artüz, L. M. (2018). First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 283-289. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.06.054
- Tunçer, S., Gündoğdu, S., Çevik, C., & Zilifli, A. (2019). *Belone belone* (Linnaeus, 1760) and *Spicara smaris* (LINNAEUS, 1758) Entagled in Plastic Collars in the Dardanelles Strait, Turkey. *ANNALES · Series Historia Naturalis*, 247-252. doi:10.19233/ASHN.2019.26
- Tunçer, S., Oral, A., Öztekin, A., & Çakır, F. (2020). First report of Distribution of and Composition by Qualitative and Quantitative of Microplastics in Surface Waters of the Çanakkale Strait. IV. International ISCMP Konferansı. Tetovo/ Kuzey Makedonya. Erişim adresi: https://www.researchgate.net/publication/348678229_FIRST_REPORT_OF_DISTRIBUTION_OF_AND_COMPOSITION_BY_QUALITATIVE_AND_QUANTITATIVE_OF_MICROPLASTIC_S_IN_SURFACE_WATERS_OF_THE_CANAK_KALE_STRAIT
- Van der hal, N., Ariel, A., & Angel, D. (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 151-155. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.12.052
- Yurtsever, M. (2015). Mikroplastikler'e Genel bir Bakış. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, 50 (17), 68-83. Erişim adresi: <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/588157>
- Wilcox, C., Puckridge, M., Schuyler, Q.A., Townsend, K., & Hardesty, B.D. (2018). A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific Reports*. Erişim adresi: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-30038-z#ref-CR14>

Spatial and Temporal Characteristics of Demersal Assemblages in Sığacık Bay, Central Aegean Sea, Turkey

Hakkı Dereli^{1*}, M. Alp Salman², Okan Özaydın², Zafer Tosunoğlu²

^{1*} Faculty of Fisheries, İzmir Kâtip Çelebi University, 35620 İzmir, Turkey

² Faculty of Fisheries, Ege University, 35100, İzmir, Turkey

Correspondent: hakkidereli@gmail.com

Received: 02.08.2021

Accepted: 11.10.2021

Hakkı Dereli: Orcid 0000-0002-1240-8922

M. Alp Salman: Orcid 0000-0002-2853-6507

Okan Özaydın: Orcid 0000-0003-0198-4286

Zafer Tosunoğlu: Orcid 0000-0002-1168-9611

How to cite this article: Dereli, H., Salman, M. A., Özaydın, O., Tosunoğlu, Z. (2021). Spatial and temporal characteristics of demersal assemblages in Sığacık Bay, Central Aegean Sea, Turkey. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 116-129. DOI: 10.46384/jmsf.977558

Abstract: This study aimed to determine the spatial and temporal variation of species diversity and CPUE in trawl fisheries in the Central Aegean Sea (Sığacık Bay). The study also aimed to evaluate changes in some biometric parameters (mean and frequency of length) depending on the season and depth for three important commercial species (*Parapenaeus longirostris*, *Nephrops norvegicus* and *Illex coindetii*). Monthly trawl samplings were carried out in three depth strata (0-200; 201-400 and 401-600 m) between May 2008 - April 2009. A total of 111 species were identified including 74 Osteichthyes, 13 Chondrichthyes, 18 Cephalopods and 6 Crustaceans. The highest species diversity and catch per unit effort (CPUE) values were obtained at 201-400 m strata. Among these, Osteichthyes had the highest frequency and CPUE values in all strata and seasons. Summer was the season with the highest CPUE in all groups followed by a decrease until winter due to opening of trawl fisheries in the Autumn. The mean carapace length of *P. longirostris*, the target species in Sığacık Bay trawl fisheries, increased with depth and this species was more abundant at the 201-400 m strata.

Key words: Species Diversity, CPUE, Fish, Cephalopoda, Crustacea, Sığacık Bay

Sığacık Körfezi'nde (Orta Ege Denizi, Türkiye) Demersal Toplulukların Mekansal ve Zamansal Özellikleri

Özet: Bu çalışma, Orta Ege Denizi'nde (Sığacık Körfezi) trol balıkçılığında tür çeşitliliği ve CPUE'nin mekansal ve zamansal değişimini belirlemeyi amaçlamıştır. Çalışmada ayrıca üç önemli ticari tür (*Parapenaeus longirostris*, *Nephrops norvegicus* ve *Illex coindetii*) için mevsime ve derinliğe bağlı olarak bazı biyometrik parametrelerin (ortalama boy ve boy frekansı) değişiminin değerlendirilmesi de amaçlanmıştır. Aylık trol örneklemeleri Mayıs 2008 ile Nisan 2009 tarihleri arasında 3 derinlik katmanında (0-200; 201-400 ve 401-600 m) gerçekleştirilmiştir. 74'ü Osteichthyes, 13'ü Chondrichthyes, 18'i Cephalopoda ve 6'sı Crustacea grubunda olmak üzere toplam 111 tür tespit edilmiştir. En yüksek tür çeşitliliği ve birim çaba başına av miktarı (CPUE) değerleri 201-400 m derinlik katmanında elde edilmiştir. Gruplar arasında, tüm katmanlarda ve mevsimlerde en yüksek frekans ve CPUE değerlerine Osteichthyes grubu sahiptir. Yaz mevsimi, tüm gruplarda CPUE'nin en yüksek olduğu mevsimdir ve sonrasında sonbaharda başlayan balıkçılığın etkisiyle değerler kışa kadar düşmüştür. Sığacık Körfezi trol balıkçılığında hedef tür olan *P. longirostris*'in ortalama karapaks boyu derinlikle birlikte artmış ve bu tür 201-400 m derinlik katmanında daha bol bulunmuştur.

Anahtar kelimeler: Tür Çeşitliliği, CPUE, Balık, Cephalopoda, Crustacea, Sığacık Körfezi

Introduction

Demersal resources have an important place in the Aegean Sea fisheries which provides 15% of the total capture fishery in Turkey (TURKSTAT, 2021) and 90% of these resources were caught by trawl fisheries (Kınacıgil and İlkyaz, 1997). There are 786 registered trawlers in Turkey and 55 of these trawlers are registered in the coastal ports of the Aegean Sea (TURKSTAT, 2021). Sığacık Bay located in the Central Aegean Sea is considered one of the most efficient trawling zones in the Aegean Sea. The national waters of Sığacık Bay at depths of 100-400 m are fished extensively by trawlers. According to the regulations, trawl operations in the Sığacık Bay are allowed between September and March in national waters and between July 15 and September 15 in international waters (BSGM, 2008-2020). Deep water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*) dominates the catch composition in the trawl fisheries in the Sığacık Bay (Soykan et al. 2016). Furthermore, in the Central Aegean Sea trawl fisheries, of the 83 species caught in addition to target species *P. longirostris*, 34 species have commercial value. *Nephrops norvegicus* in the Crustacea group, *Illex coindetii* in the Cephalopoda group, *Trachurus mediterraneus*, *Merluccius merluccius* and *Lophius sp.* in the Osteichthyes group are other most captured commercial species (Soykan et al. 2016).

Catch in numbers or weight represents the removal of biomass and individuals from the ecosystem, and it is the fundamental impact that fishing has on fish populations. Also, catch per unit of effort (CPUE) is often used as an index of stock abundance (De Graaf et al. 2015). For sustainable fisheries, the effects of trawl fisheries on diversity

and abundance of demersal resources should be defined by determining the spatial and temporal variation of the catch. Therefore, this study aimed to determine the variation of species diversity and CPUE in trawl fisheries in four seasons (including banned season) and three strata (0-200; 201-400, and 401-600 m). The study also aimed to determine changes in some biometric parameters (mean and frequency of length) depending on the season and depth for *P. longirostris*, *N. norvegicus* and *I. coindetii*.

Materials and Methods

This study was carried out by obtaining the legal permission (Date: 05.05.2008, Number: 1164 34587) from the Republic of Turkey Ministry of Agriculture and Forestry, General Directorate of Fisheries and Aquaculture.

Study areas and sampling

The study was conducted between May 2008 and April 2009 in Sığacık Bay located on the Central Aegean Sea (Figure 1). Monthly samplings were obtained from 0-200, 201-400, and 401-600 m strata with a commercial demersal trawler (F/V Hapuloğlu - 27 m LOA). The duration of each haul was 1 hour at 2.5 knots. Trawling was carried out during daylight hours i.e. from dawn to dusk. A conventional bottom trawl with a circumference of 1100 meshes and a codend of 44 mm mesh size was used in all operations. Further information on the characteristics of the gear is available in Aydın and Tosunoğlu (2009).

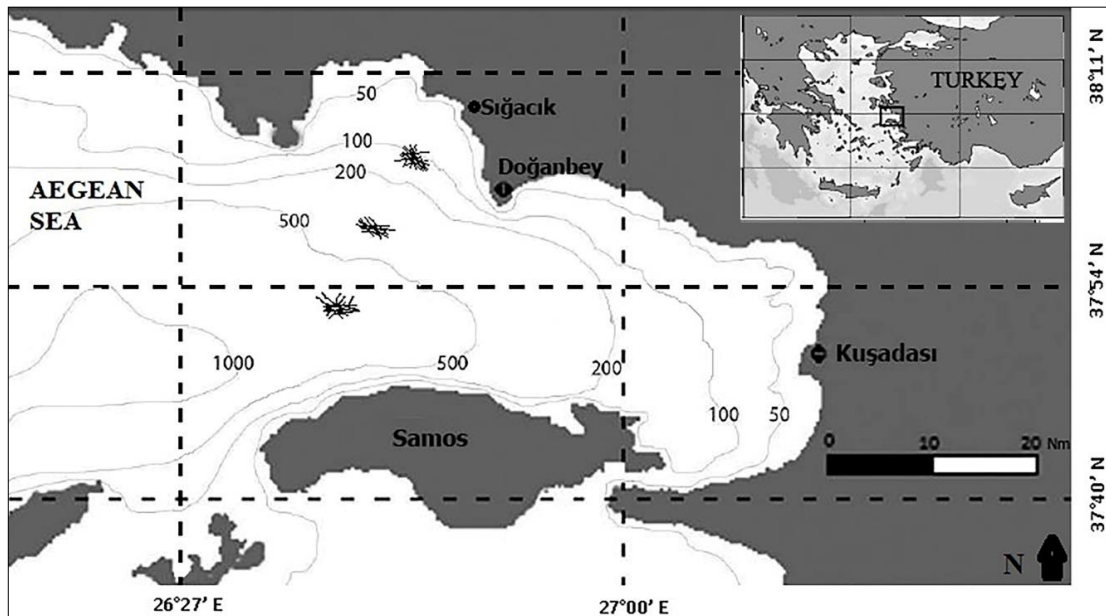


Figure 1. Study area and trawl hauls (lines)

After each haul, catches were landed on the deck. All species were defined according to Whitehead et al. (1984) and Fischer et al. (1987) and separated into four main species groups (Osteichthyes, Chondrichthyes, Cephalopoda, Crustacea). Numbers and weights of all species were recorded. Doubtful species were preserved for subsequent identification in the laboratory. Scientific names for each species were checked with the FishBase (Froese and Pauly, 2021).

The carapace length (CL) and mantle length (ML) were measured in millimeter precision on deck for some important commercial species (CL for *P. longirostris* and *N. norvegicus*; ML for *I. coindetii*).

Data analysis

The number of species (S), the total number of individuals (N), “Shannon-Wiener” Index (H'), Evenness Function (J') and maximum species diversity (H_{max}) were calculated using PRIMER for each strata and all.

“Shannon-Wiener” Index (H') was used to calculate species diversity in all strata (Shannon and Weaver, 1949; Pielou, 1975).

$$H' = -\sum_{i=1}^f (p_i * \ln p_i)$$

H' : species diversity, p_i : ratio of i species to total number of species, f : total number of species.

Evenness Function (J') was used to state the distribution of the species numbers (Pielou, 1969).

$$J' = \frac{H'}{H_{max}}$$

H' : species diversity, H_{max} : maximum species diversity.

Percentage frequency values of the four main species groups were calculated for all strata and seasons. Catch per Unit Effort (CPUE) of four main species groups were calculated as seasonal and strata using the following formula of Phiri and Shirakihara (1999).

$$CPUE = \frac{\sum C_i / N_{\zeta}}{\sum t / N_{\zeta}}$$

C_i : catch amount per operation (kg); t : hauling time (hour); N_{ζ} : number of operations.

Percentage frequency values of *P. longirostris*, *N. norvegicus* and *I. coindetii* were calculated for all strata and seasons. Season-dependent length distributions were determined for these three species.

Strata-dependent length distribution was also determined for *P. longirostris*.

The differences of CPUE values according to depth and season and four species groups were analyzed. The differences of CL values in seasons and strata for *P. longirostris* and in seasons for *N. norvegicus* were analyzed. Data were evaluated using SPSS Statistics 22.0 (IBM Corp., Armonk, New York, USA) statistical package program. Number of units (n), mean \pm standard deviation ($\bar{x} \pm ss$), and Median ($Q1-Q3$) values were given as descriptive statistics. The data were log-transformed prior to the analysis. The Shapiro Wilk test and Q-Q graphs were used to evaluate normal distribution of the data and Kruskal-Wallis analysis was used for non-normally distributed variables. The assumption of the homogeneity of variance was tested by Levene’s test for normally distributed data. One-way analysis of variance (ANOVA) was applied for comparisons of groups with homogeneous variance, and the Welch test was applied to non-homogeneous groups. If there was a difference between the groups in these tests, post hoc multiple comparison tests were applied to find the groups that differed. Games Howell test was used for normally distributed variables and the Dunn-Bonferroni test was used for non-normally distributed variables as a post hoc multiple comparison test. A p value of <0.05 was considered statistically significant.

Results

Spatial and temporal distribution

Thirty six hauls were made and a total of 111 species were identified in four main groups (74 of Osteichthyes, 13 of Chondrichthyes, 18 of Cephalopoda, and 6 of Crustacea) (Table 1).

When the spatial distribution of the captured species is examined; in the 0-200 m strata, 74 species were found (51 Osteichthyes, 7 Chondrichthyes, 14 Cephalopoda, and 2 Crustacea) (Table 1). In addition to *P. longirostris*, which is dominant in terms of abundance, the incidence of *Macroramphosus scolopax*, *Citharus linguatula*, *Scyliorhinus canicula*, *M. merluccius* was also high. Most of the Chondrichthyes and Cephalopoda caught in this zone belonged to *S. canicula* and *I. coindetii*. (Table 1).

In the 201-400 m strata, 77 species were identified (47 Osteichthyes, 9 Chondrichthyes, 17 Cephalopoda, and 4 Crustacea) (Table 1). *P. longirostris* still predominated in terms of abundance (Table 1). *Gadiculus argenteus* and *M. merluccius* were dominant Osteichthyes species (Table 1). Most of the Chondrichthyes and Cephalopoda caught in this zone belonged to *S. canicula*, *Sepietta sp.* and *I. coindetii*.

Table 1. List and number of captured species according to depth strata.

Species	Total	0-200	201-400	401-600
Osteichthyes				
<i>Antonogadus megalokynodon</i>	2	1		1
<i>Argentina syphraena</i>	728	71	656	1
<i>Argyloplecus hemigymus</i>	7		7	
<i>Arnoglossus rueppelli</i>	11	1	5	5
<i>Arnoglossus thori</i>	11	11		
<i>Arnoglossus laterna</i>	602	577	24	1
<i>Blennius ocellaris</i>	1	1		
<i>Boops boops</i>	626	236	390	
<i>Caelorhynchus caelorhynchus</i>	2006		830	1176
<i>Callionymus spp</i>	5	5		
<i>Capros aper</i>	853	313	531	9
<i>Cephola macrophalma</i>	25	24	1	
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	2057	1	1939	117
<i>Citharus linguatula</i>	3468	3439	26	3
<i>Conger conger</i>	43	36	4	3
<i>Deldentosteus quadrimaculatus</i>	2	2		
<i>Dentex macrophthalmus</i>	107	107		
<i>Diaphus spp.</i>	39		1	38
<i>Echiodon dentatus</i>	1			1
<i>Engraulis encrasicolus</i>	48	48		
<i>Epigonus constanciae</i>	67		40	27
<i>Eutrigla gurnardus</i>	175	175		
<i>Gadidae</i>	1			1
<i>Gadiculus argenteus</i>	24614	3	24604	7
<i>Gaidropsaurus biscayensis</i>	1		1	
<i>Glossanodon leioglossus</i>	387	347	39	1
<i>Gnathophis mystax</i>	3	2		1
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	408		79	329
<i>Hoploptethus mediterraneus</i>	1703		264	1439
<i>Hymnnocephalus italicus</i>	2857	4	1707	1146
<i>Lampanyctus sp</i>	18		2	16
<i>Lepidopus caudatus</i>	238	113	121	4
<i>Lepidorhombus boscii</i>	179	1	109	69
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	121		121	
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	1474	1456	18	
<i>Lesueurigobius friseii</i>	30	29	1	
<i>Lesueurigobius sueurii</i>	5	5		
<i>Lophius spp</i>	3458	3145	199	114
<i>Macropramphosus sp.</i>	3877	3677	195	5
<i>Maurolicus muellei</i>	1		1	
<i>Merluccius merluccius</i>	6004	3115	2821	68
<i>Micromesistius potassou</i>	100		44	56
<i>Molva dipterygia</i>	8		1	7
<i>Molva macrophthalma</i>	11		3	8
<i>Mullus barbatus</i>	827	826	1	
<i>Mullus surmuletus</i>	37	33	4	
<i>Myctophidae</i>	68		18	50
<i>Nettastoma melanurum</i>	3			3
<i>Nezumia sp.</i>	1444		3	1441
<i>Nezumia sclerorhynchus</i>	176			176
<i>Ophidion barbatum</i>	2	2		
<i>Pagellus acarne</i>	1		1	
<i>Pagellus bogaraveo</i>	181	10	92	79
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	1		
<i>Peristedion cataphractum</i>	275	2	272	1
<i>Phycis blennoides</i>	2477		1441	1036
<i>Scomber scombrus</i>	2	2		

Table 1 continued.

Species	Total	0-200	201-400	401-600
Osteichthyes				
<i>Scorpeana notata</i>	2	2		
<i>Serranus cabrilla</i>	10	10		
<i>Serranus hepatus</i>	167	165	2	
<i>Stomias boa</i>	10			10
<i>Spicara (flexuosa) maena</i>	37	37		
<i>Spicara smaris</i>	8	6	2	
<i>Spicara spp</i>	45	45		
<i>Sudis hyaline</i>	1			1
<i>Symphodus nigrescens</i>	5	2	2	1
<i>Trachinus draco</i>	11	11		
<i>Trachurus trachurus</i>	1361	1287	73	1
<i>Trigla lucerna</i>	1	1		
<i>Trigla lyra</i>	66	38	25	3
<i>Trigloporus lastoviza</i>	7	6	1	
<i>Trisopterus minutus</i>	1	1		
<i>Uranoscopus scaber</i>	29	29		
<i>Zeus faber</i>	44	38	6	
Chondrichthyes				
<i>Chimera monostrosa</i>	113		1	112
<i>Dasyatis lichia</i>	1			1
<i>Dasyatis pastinaca</i>	1	1		
<i>Etmopterus spinax</i>	286		62	224
<i>Galeus melastomus</i>	603		149	454
<i>Oxynotus centrina</i>	1		1	
<i>Raja asterias</i>	1		1	
<i>Raja clavata</i>	74	19	53	2
<i>Raja oxyrinchus</i>	22	3	17	2
<i>Torpedo marmorata</i>	3	3		
<i>Scyliorhinus canicula</i>	3644	1830	1790	24
<i>Squallus blainville</i>	80	3	71	6
<i>Mustelus mustelus</i>	1	1		
Cephalopoda				
<i>Sepietta sp.</i>	1196	269	870	57
<i>Rossia macrosoma</i>	145	7	122	16
<i>Neorossia caroli</i>	143		4	139
<i>Sepia officinalis</i>	52	52		
<i>Sepia orbignyana</i>	557	454	103	
<i>Sepia elegans</i>	993	900	93	
<i>Abralia verany</i>	27	6	16	5
<i>Todarodes sagittatus</i>	66	23	3	40
<i>Loligo forbesi</i>	5		5	
<i>Loligo vulgaris</i>	11	10	1	
<i>Illex coindetii</i>	1458	975	435	48
<i>Alloteuthis media</i>	1094	869	225	
<i>Octopus vulgaris</i>	29	26	2	1
<i>Octopus salutii</i>	4		3	1
<i>Eledone moschata</i>	204	188	16	
<i>Eledone cirrhosa</i>	95	16	70	9
<i>Pteroctopus tetracirrhus</i>	22		9	13
<i>Scaeuurgus uniccirrhus</i>	6	4	1	1
Crustacea				
<i>Aristeomorpha foliacea</i>	2		2	
<i>Nephrops norvegicus</i>	359		136	223
<i>Parapenaeus longirostris</i>	46841	13836	30288	2717
<i>Plesionika martia</i>	2844			2844
<i>Plesionika heterocarpus</i>	14074		14074	
<i>Squilla mantis</i>	4	3		1

A total of 63 species (40 Osteichthyes, 8 Chondrichthyes, 11 Cephalopoda, and 4 Crustacea) (Table 1) were caught in the 401-600 m strata. The dominant species in this deepest strata were as follows: *Plesionika martia*, *P. longirostris*, *Hoploptethus mediterraneus*, species of *Nezumia*, *Hymnrocephalus italicus*, *Phycis blennoides*. Most of the Chondrichthyes and Cephalopoda caught in this zone belonged to *Galeus melastomus* and *Neorossia caroli*.

Species diversity was calculated for Shannon-Wiener (H'), Evenness Function (J'), and maximum species diversity (H_{max}) as 2.563, 0.544, and 4.710, respectively. The highest values were obtained at 401-600 m strata for H' (with 2.526) and J' (with 0.610) and at 201-400 m strata for H_{max} (with 4.344) (Table 2).

Table 2. Species diversity values in total and 3 different strata (H' : Shannon-Wiener; J' : Evenness Function; H_{max} : Maximum species diversity; S : Total species; N : Number of individuals)

	Total	0-200 m	201-400 m	401-600 m
H'	2.563	2.430	1.893	2.526
J'	0.544	0.565	0.436	0.610
H_{max}	4.710	4.304	4.344	4.143
S	111	74	77	63
N	138.668	38.951	85.327	14.390

The spatial variation of the distribution of the main groups is given in Figure 2. While the frequencies of Osteichthyes in total catch increase with increasing depth (43%, 48%, 65%, respectively), in Chondrichthyes (29%, 20%, 17%, respectively) and in the Cephalopoda (20%, 11%, 10%,

respectively) a decrease was observed. However, in Crustacea, which prefer 201-400 m (21%), no change was observed in distribution depending on the depth and they showed a distribution of 8% at 0-200 m and 401-600 m strata (Figure 2).

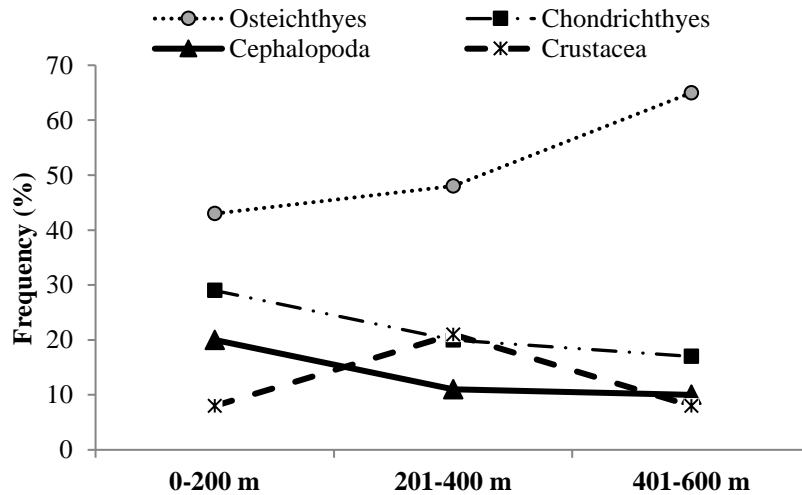


Figure 2. Spatial variations in frequency of four main groups

The distribution of the main groups according to the seasons is presented in Figure 3. Osteichthyes, the main group in all seasons had a frequency of 48% in the spring and summer, and 50% and 64% in the autumn and winter, respectively. Frequencies of Chondrichthyes from spring to winter were 27%, 29%, 15%, and 16%, respectively. The frequency,

which was low in the spring (6%) and summer (8%) in the Cephalopoda group, increased to 25% in the autumn and decreased again to 12% in the winter. In the Crustacea group, the frequency, which was 20% in the spring, decreased towards the winter with values of 15%, 10%, and 8%, respectively (Figure 3).

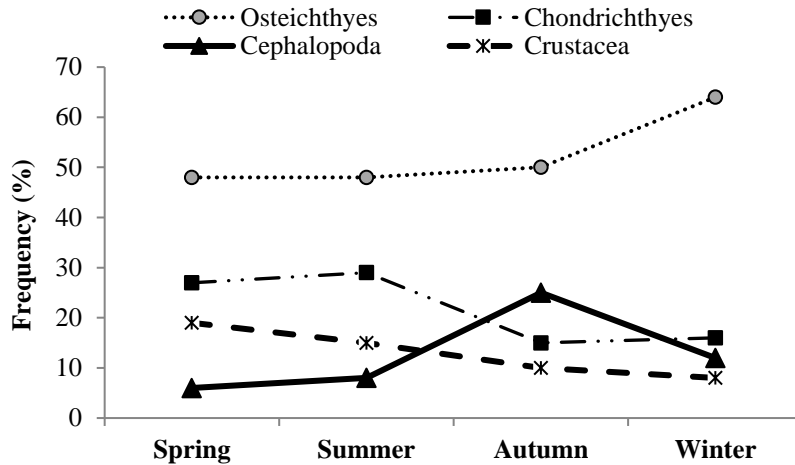


Figure 3. Seasonal variations in frequency of four main groups

Mean CPUE (kg/h) values of four main groups and all catches according to season and strata were presented in Table 3. The highest CPUE values of all catches were obtained in summer (83.79 ± 17.57 kg/h) and at 201-400 m strata (67.51 ± 38.93 kg/h). Among the main groups, Osteichthyes had the highest CPUE values in all seasons and strata.

Summer was the season with the highest CPUE in all groups and after that, the values decreased until winter. The highest values for Chondrichthyes and Cephalopoda were obtained at 0-200 m strata and a decrease was observed depending on the depth. On the other hand, Osteichthyes and Crustacea had the highest values at 201-400 m strata (Table 3).

Table 3. CPUE (kg/h) values (mean \pm standart deviation) of main groups and all catches according to season and strata.

Season/Strata	n	Osteichtyes	Chondrichtyes	Cephalopoda	Crustacea	Total
Spring	9	22.46 \pm 15.35	12.45 \pm 14.05	2.89 \pm 2.47	8.83 \pm 10.58	46.62 \pm 31.66
Summer	9	40.43 \pm 12.65	24.23 \pm 11.00	6.87 \pm 4.13	12.26 \pm 9.64	83.79 \pm 17.57
Autumn	9	37.27 \pm 25.78	10.89 \pm 10.74	6.50 \pm 4.26	7.57 \pm 5.72	62.23 \pm 38.49
Winter	9	20.43 \pm 11.52	5.31 \pm 4.54	4.04 \pm 4.30	2.72 \pm 2.30	32.49 \pm 16.22
0-200 m	12	25.88 \pm 12.57	17.26 \pm 17.71	9.26 \pm 3.19	4.64 \pm 5.28	57.04 \pm 29.46
201-400 m	12	34.33 \pm 24.30	14.54 \pm 8.65	3.66 \pm 3.05	14.98 \pm 9.97	67.51 \pm 38.93
401-600 m	12	29.40 \pm 18.26	7.86 \pm 6.80	2.28 \pm 1.84	3.91 \pm 2.00	44.30 \pm 27.05
Total	36	30.15 \pm 18.77	13.22 \pm 12.36	5.07 \pm 4.07	7.84 \pm 8.22	56.28 \pm 32.74

Statistical results of CPUE (kg/h) comparisons in groups, seasons, and strata were presented in Table 4. It was determined that the Osteichthyes had a statistically higher CPUE value than those of the other groups. The summer season had a statistically

higher CPUE value than the spring and winter seasons according to Welch test results. There was no statistical difference between CPUE values according to strata as a result of the Games Howell test (Table 4).

The spatial and seasonal variations in biological parameters of some commercial species

Parapenaeus longirostris

A total of 46616 *P. longirostris* individuals were measured, 29.5% of which were at 0-200 m, 64.7% at 201-400 m, and 5.8% at 401-600 m strata (Figure 4). The mean CL of the species was calculated as 22.2 ± 3.71 mm CL at 201-400 m and 25.2 ± 5.18 mm CL at 401-600 m strata. Strata was a factor affecting CL of the species and the CL increased depending on the

depth ($p=0.000$) (Table 5). The minimum, maximum and mean CL of 46 616 specimens were, 7 mm, 41 mm and 36.3 ± 9.9 mm, respectively. The seasonal distribution of the samples was 31.5% in spring, 34.9% in summer, 24.7% in autumn and 8.9% in winter. The average seasonal carapace length were 32.5 ± 10.1 , 38.5 ± 9.6 , 35.2 ± 8.3 and 36.7 ± 10.8 for spring, summer, autumn and winter, respectively (Figure 5). The CL of the species was statistically higher in summer than in other seasons ($p=0.000$) (Table 5).

Table 4. Statistical results of CPUE (kg/h) comparisons in groups, seasons, and strata (CPUE values are given as Median (*Quartile*₁-*Quartile*₃) for non-parametric tests (Dunn-Bonferroni test), and as mean \pm standard deviation for parametric tests (one-way analysis of variance-ANOVA and Games Howell test))

Group	Osteichthyes 28253 (15107-42071) ^a	Chondrichthyes 11380 (2990-21972) ^b	Cephalopoda 4178 (1304-9176) ^c	Crustacea 4273 (1924-12313) ^{bc}	$p = 0.000$
Season	Spring 46.62 ± 31.66^a	Summer 83.79 ± 17.57^b	Autumn 62.23 ± 38.49^{abc}	Winter 32.49 ± 16.22^{ac}	$p < 0.05$ $F = 5.698$
Strata	0-200 m 57.04 ± 29.46^a	201-400 m 67.51 ± 38.93^a	401-600 m 44.30 ± 27.05^a		$p > 0.05$ $F = 1.561$

The superscripts *a, b, c* indicate the difference between groups. There is no difference in groups with the same letters.

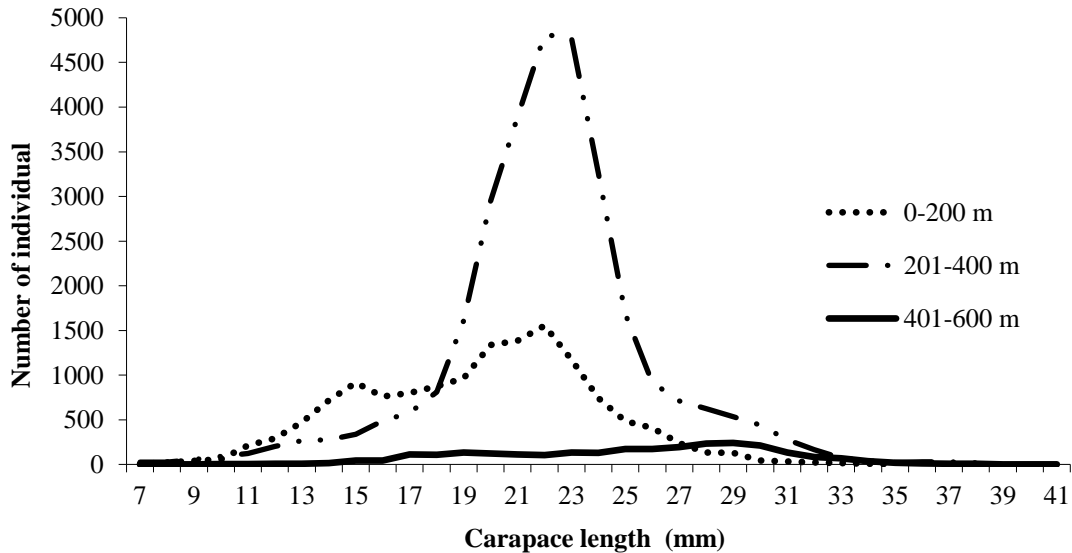


Figure 4. Strata-dependent carapace length distribution of *Parapenaeus longirostris*

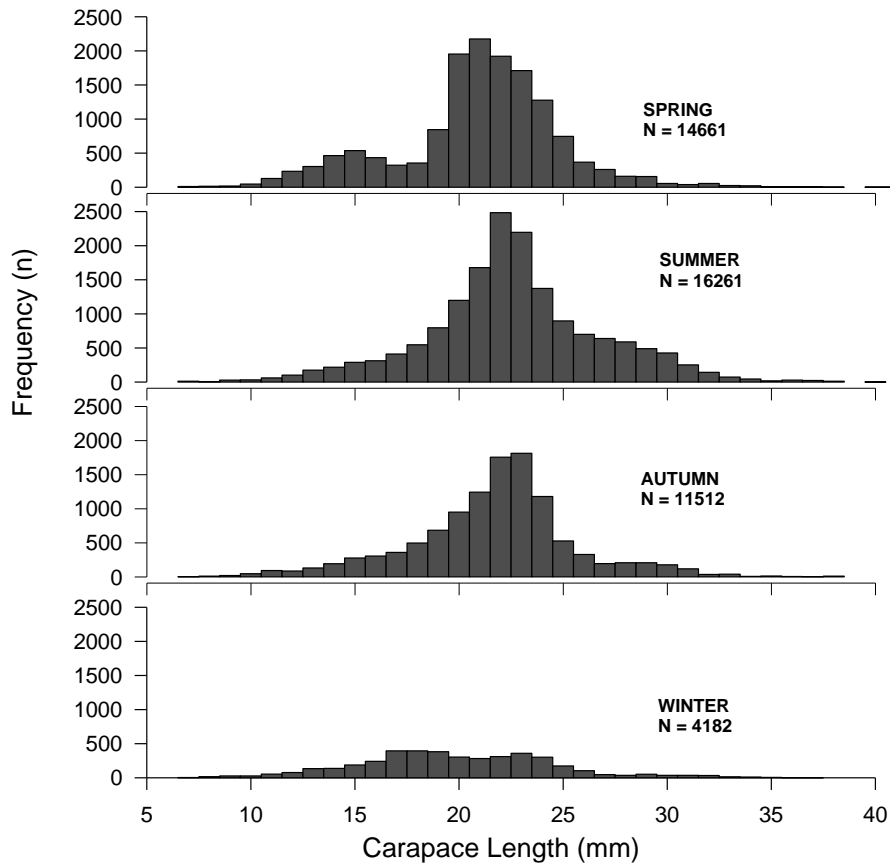


Figure 5. Season-dependent carapace length distribution of *Parapenaeus longirostris*

Nephrops norvegicus

The minimum, maximum and mean CL of 278 specimens were 14 mm, 66 mm and 36.4 ± 10.0 mm, respectively. The seasonal distribution of the samples was 15.7% in spring, 33.7% in summer, 22.2% in autumn, and 28.4% in winter (Figure 6). The mean

seasonal carapace length were 32.5 ± 10.1 , 38.5 ± 9.6 , 35.2 ± 8.3 , and 36.7 ± 10.8 for spring, summer, autumn and winter, respectively. A significant difference in the carapace length was found between Spring and Summer ($p=0.007$) (Table 5).

Table 5. Statistical results of carapace length (CL) comparisons in seasons and strata for *P. longirostris* and *N. norvegicus* (CL values are given as Median (*Quartile*₁-*Quartile*₃) for non-parametric post-hoc test (Dunn-Bonferroni test))

Season (<i>P. longirostris</i>)	Spring 21.7 (18.1-25.0) ^a	Summer 22.6 (18.7-27.4) ^b	Autumn 22.1 (18.9-24.5) ^a	Winter 21.4 (18.33-24.3) ^a	$p = 0.000$
Strata (<i>P. longirostris</i>)	0-200 m 19.7 (16.2-22.4) ^a	201-400 m 20.9 (17.7-24.5) ^b	401-600 m 22.4 (19.6-24.7) ^c		$p = 0.000$
Season (<i>N. norvegicus</i>)	Spring 32.9 (26.4-37.2) ^a	Summer 39.3 (30.3-44.7) ^b	Autumn 31.9 (29.3-40.8) ^{ab}	Winter 34.3 (29.1-44.9) ^{ab}	$p = 0.007$

The superscripts *a*, *b*, *c* indicate the difference between groups. There is no difference in groups with the same letters.

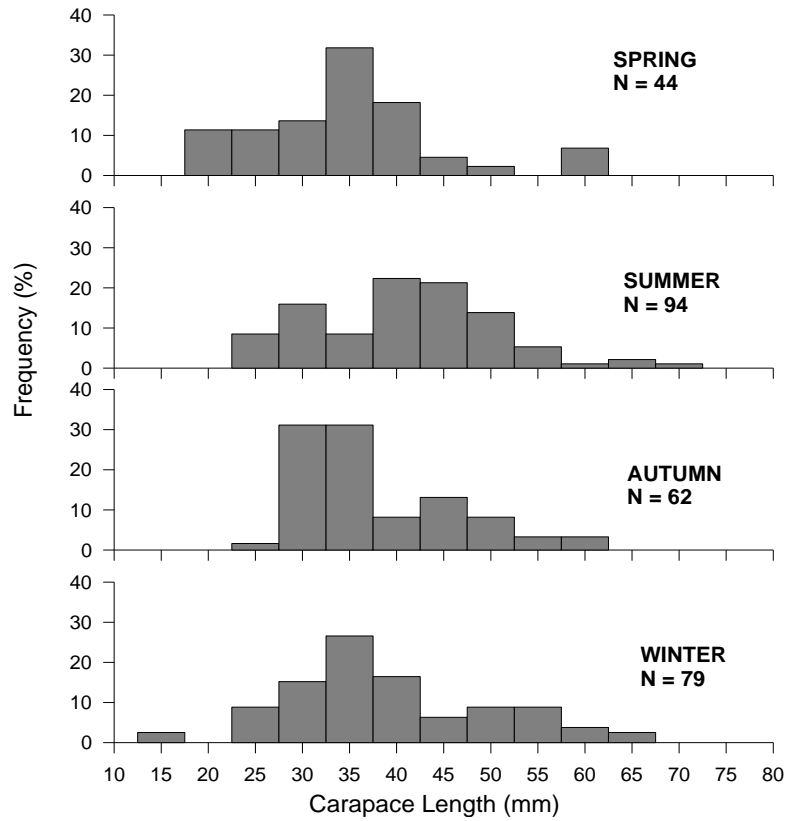


Figure 6. Season-dependent carapace length distribution of *Nephrops norvegicus*

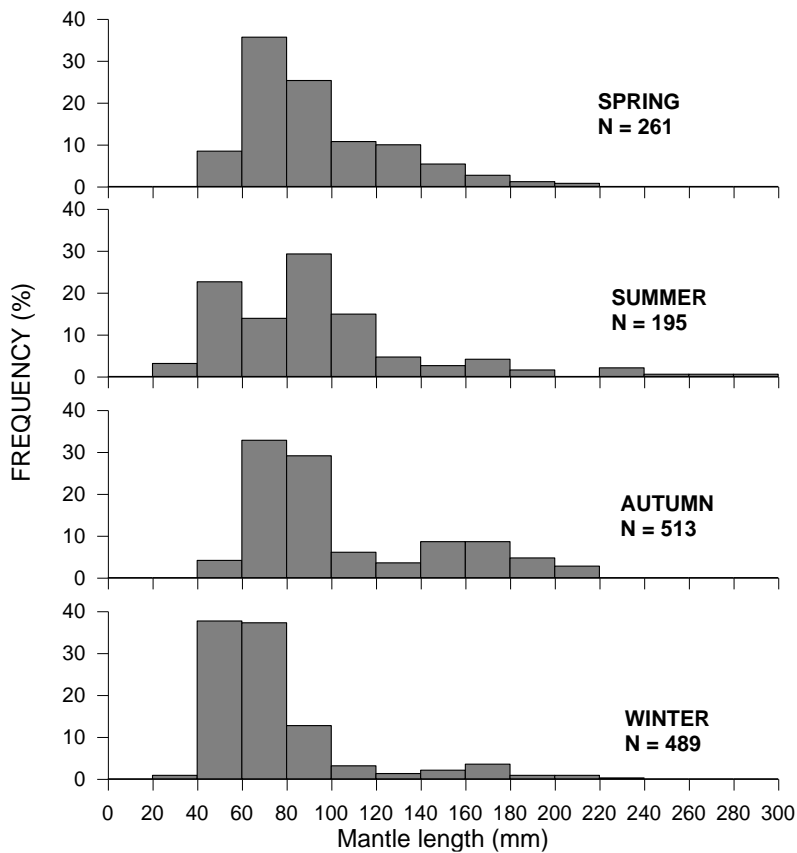


Figure 7. Season-dependent mantle length distribution of *Illex coindetii*

Illex coindetii

The minimum, maximum and mean ML of 1 458 specimens were 25 mm, 278 mm and 80.56 ± 39.17 mm, respectively. The seasonal distribution of the samples was 17.9% in spring, 13.4% in summer, 35.2% in autumn and 33.5% in winter. The mean

seasonal mantle length were 83.7 ± 32.2 , 83.9 ± 46.9 , 94.1 ± 41.6 , and 65.7 ± 31.1 for spring, summer, autumn and winter, respectively (Figure 7). The mean mantle length (ML) of the species increased depending on the depth. The smallest mean length was obtained in all months except August and January in the 0-200 m strata (Figure 8).

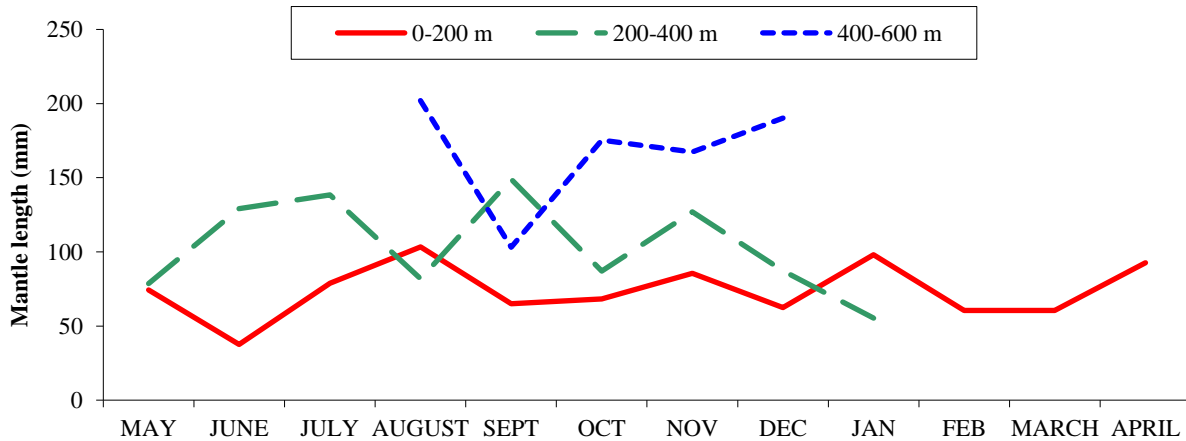


Figure 8. Monthly and spatial variations of mean mantle lengths of *Illex coindetii*

Discussion

In this study, a total of 111 species were defined, mostly in the Osteichthyes group (74 species) in the Central Aegean trawl fisheries. The Osteichthyes also had the highest frequency at all depths and seasons and had a statistically higher CPUE value than those of the other groups. The predominance of teleost fish (49 species) among a total of 60 species was also reported by Özyaydn et al (2014) in the Çandarlı Bay (Aegean Sea). Similarly, Daban et al (2021) reported 61 species of teleost fish from a total of 73 species caught from the Sea of Marmara. In other studies, numbers of teleost species were reported as 49 (Eryılmaz, 2001) and 43 (Altuğ et al., 2011) in the Southwestern part of the Sea of Marmara. The total number of fish species reported in other studies from the Mediterranean coasts of Turkey, were higher than that reported in the present study. A total of 147 demersal fish species (Osteichthyes and Chondrichthyes) were reported in the shelf (10-200 m) of Antalya Gulf (De Meo et al., 2018).

In this study, some species were found less frequently than in other studies carried out in the same region. Soykan et al (2016) reported that discards accounted for 33.2% of the total catch biomass, with the majority represented by *Lampanyctus crocodilus* with 97 kg total weight. Although our study carried out in the same season, only 18 individuals of *Lampanyctus sp.* were captured. This difference may be due to season and depth intervals between the two studies. In a previous study that examined the trawl fisheries, operations carried out between 90 -297 m during open seasons

(autumn, winter and spring) (Soykan et al 2016). Whereas in this study, trawl operations were carried out in all seasons including the closed season in summer covering a wider depth range (up to 600 m).

Species diversity in Sığacık Bay was average according to the Shannon-Wiener index, which can be maximum 5. It was determined that the Evenness Function values were higher than 0.5 at depth stratas of 0-200 m and 401-600 m, but lower than 0.5 at depths of 201-400 m. The value of the Evenness Function was close to zero when the species accumulated in certain families and was close to 1 when species were equally distributed among all families. Accordingly, it was found that the species were limited to certain families at depths of 201-400 m in Sığacık Bay.

The highest values in species diversity ($H':2.526$) and Evenness Function ($J':0.610$) were obtained at the 401-600 m strata. Trawl fishing in Sığacık Bay is generally carried out at the 201-400 m strata by targeting *P. longirostris*. The 401-600 m strata further from the coast is less exploited due to high fuel consumption and therefore considered as unprofitable. This may explain higher species diversity in this strata.

The summer season had the highest CPUE in all groups followed by decreased values until the winter season. The summer season also had a statistically higher CPUE value than that of the spring and winter seasons. The summer period coincides with the seasonal trawl ban in the region. Lower CPUE values

in the winter may be due to opening of trawl fisheries in the Autumn.

CPUE values with regard to total catch did not differ significantly among strata. CPUE values in terms of taxa indicated that, the highest CPUE values were obtained at 0-200 m strata for Chondrichthyes and Cephalopoda and a decrease was observed depending on the depth. *O. vulgaris*, *S. officinalis* and *E. moschata* which are found in shallower waters and have relatively larger sizes than other species, played an important role in the depth-dependent CPUE decrease.

On the other hand, Osteichthyes and Crustacea had the highest CPUE values at 201-400 m strata. In addition, share of Crustacea in the total catch was higher at 201-400 m. This may be due to the presence of *P. longirostris* at 201-400 m, which is the dominant crustacean species and the target species of trawl fisheries in the region. In this study, *P. longirostris* was also the dominant species at 0-200 m and 201-400 m strata and it was determined that this species reached the highest values in number at 201-400 m strata. This depth preference of the species was also reported by other studies conducted in the Aegean Sea (Politou et al., 1998; Tserpes et al., 1999; Kara ve Gurbet, 1999; Sbrana et al 2019).

Water temperature has an effect on the depth-dependent spatial distribution of *P. longirostris*. Bombace (1972) suggested that the distribution of *P. longirostris* is associated with 14 °C water of Atlantic origin and in many studies carried out in the Mediterranean and the Sea of Marmara, it was reported that this species showed a dense distribution around 14 °C temperatures. (Dall et al., 1990; Yüksek et al., 2000; Nouar, 2001; Ungaro and Gramolini, 2004; Artüz, 2005; Ungaro and Gramolini, 2006). It has been reported that the water temperature stabilizes at 14-15 °C after 200 m in the Aegean Sea (Miller et al., 1970; Zaitsev and Öztürk, 2001). Our findings support earlier findings that the abundance of this species at depths of 201-400 m is related to the water temperature.

The carapace length (CL) of *P. longirostris* increased depending on the depth. Similarly, in many studies, it has been stated that the length of the species increased depending on the depth (Froglia, 1982; Spedicato et al., 1996; Campos et al., 2002; Kapisir et al., 2002; Zengin et al., 2004; Guijarro and Massuti, 2006; Manaşırlı, 2008). Sobrino et al. (2005) defined the relationship between the length and the bathymetric distribution of the deep-water rose shrimp in the Atlantic and Mediterranean waters of Europe and stated that following dispersal stage in shallow waters, this species moves to deep waters; juveniles usually settle around 100 m and large individuals are always found at a depth of more than 350 m.

Unlike the deep-water rose shrimp, *N. norvegicus* showed no particular trend in bathymetric distribution (Sbrana et al, 2019). Considering the seasonal variation of the length distributions of the other 2 species examined in this study, there was no seasonal variation (except between Spring and Summer) in the carapace lengths of *N. norvegicus*. On the other hand, larger individuals of *I. coindetii* were observed in the summer. D'Onghia et al (1991) reported that a decrease in the number of individuals with maximum length may be observed towards the winter months, as they die after spawning. In addition, the fishing pressure, which started in the autumn and gradually increased, was also effective. Depth-dependent length stratification was not observed in *I. coindetii* from the summer months to the end of winter. It is thought that the species migrated to shallower waters as the waters cooled.

In summary, in the present study the spatial and temporal variations in species diversity, CPUE and biological parameters of some commercial species targeted by trawl fisheries in the Central Aegean Sea with emphasis on *P. longirostris*, *N. norvegicus* and *I. coindetii* were determined in. For successful fisheries management, further studies are required.

Acknowledgements

This study was supported by TUBITAK with project number 108Y102 and Ege University Scientific Research Projects Coordination Unit (Project no. 08/SUF/004). The authors also thank the captains and crews of the commercial trawler "Hapuloğlu" for their help during the sea trials.

Conflict of Interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

Author Contributions

Z. Tosunoğlu and O. Özyayın planned and designed the research. All authors collected and analysed the data. All authors contributed to writing of the manuscript.

References

- Altuğ, G., Aktan, Y., Oral, M., Topaloğlu, B., Dede, A., Keskin, Ç., İşinibilir, M., Çardak, M., & Çiftçi, P. S. (2011). Biodiversity of the northern Aegean Sea and southern part of the Sea of Marmara, Turkey. *Marine Biodiversity Records*, 4(65), 1-17. doi:10.1017/S1755267211000662
- Artüz, M. L. (2005). Türkiye denizlerinde bulunan karides türleri üzerine etüt. *Zoo-Natantia Publications Scientifiques*, 22.

- Aydın, C., & Tosunoğlu, Z. (2009). Selectivity of square and hexagonal mesh codends for the deep water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Decapoda, Penaeidae) in the Aegean Sea. *Crustaceana*, 89-98.
- Bombace, G. (1972). Considerazioni sulla distribuzione delle popolazioni di livello batiale con particolare riferimento a quelle bentonectoniche, *Pubblcazioni della Stazione zoologica di Napoli*, 39(Suppl. 1), 7-21.
- BSGM (2008-2020). Notifications (2/1, 3/1, 4/1 and 5/1) for the commercial fish catching regulations. Republic of Turkey Ministry of Agriculture and Forestry, General Directorate of Fisheries and Aquaculture.
- Campos, A., Fonseca, P., & Erzini, K. (2002). Size selectivity of diamond and square mesh cod ends for rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*) and norway lobster (*Nephrops norvegicus*) off the Portuguese South Coast. *Fisheries Research*, 58, 281-301.
- Daban, B., İşmen, A., Şirin, M., Yiğın, C. Ç., & Arslan İhsanoğlu, M. (2021). Analysis of demersal fish fauna off the sea of Marmara, Turkey. *COMU Journal of Marine Sciences and Fisheries*, 4(1), 20-31. doi: 10.46384/jmsf.912403
- Dall, W., Hill, B. J., Rothlisberg, C., & Staples, D. J. (1990). *The biology of the Penaeidae, advances in marine biology*. London: Academic Press Limited.
- De Graaf, G. J., Nunoo, F., Ofori Danson, P., Wiafe, G., Lamptey, E., & Bannerman, P. (2015). *International training course in fisheries statistics and data collection*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1091. Rome: FAO Press.
- De Meo, I., Miglietta, C., Mutlu, E., Deval, M. C., Balaban, C., & Olguner, M. T. (2018). Ecological distribution of demersal fish species in space and time on the shelf of Antalya Gulf, Turkey. *Marine Biodiversity*, 48(4), 2105-2118. doi: 10.1007/s12526-017-0739-7
- D'Onghia, G., Tursi, A., Papaconstantinou, C., & Mataresse, A. (1991). *Teuthofauna of the North Aegean Sea: Preliminary result on catch composition and distribution*. FAO Fisheries Report, 477, 69-84.
- Eryılmaz, L. (2001). A study on the Bony Fishes caught in the south of the Sea of Marmara by bottom trawling and their morphologies. *Turkish Journal of Zoology*, 25(3), 323-342.
- Fischer, W., Schneider, M., & Bauchot, M. L. (1987). *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins dela pêche, Méditerranée et Mer Noire*. Zone de peche 37, Révision 1, Vol 2. Vertébrés, FAO and EEC, Rome, 1196 pp.
- Froese, R., & Pauly, D. (2021). *FishBase version (02/2015)*. *World Wide Web electronic publication*. Accessed date: 10 January 2021, <http://www.fishbase.org>
- Frogliola, C. (1982). Contribution to the knowledge of the biology of *Parapenaeus longirostris* (Lucas) (Decapoda, Penaeidae), *Quaderni del Laboratorio di Tecnologia della Pesca*, 3(2-5), 163-168.
- Guijarro, B., & Massuti, E. (2006). Influence of environmental factors in the population dynamics of the deep-water pink shrimp *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda) in the Balear Islands (Western Mediterranean), In: *11th International Deep-Sea Biology Symposium*, National Oceanography Centre, Southampton-UK.
- Kapiris, K., Mytilineou, C., Maiorano, P., Kavadas, S., & Capezzuto, F. (2002). Abundance and bathymetrical distribution of *Parapenaeus longirostris* in the Greek Ionian Sea, In: *Fourth European Crustacean Conference*, Lodz-Poland, 54p.
- Kara, Ö. F. & Gurbet, R. (1999). *Ege Denizi endüstriyel balıkçılığı üzerine araştırma*. Bodrum: Bodrum Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü Yayınları.
- Kınacıgil, H. T., & İlkyaz, A. T. (1997). Ege Denizi balıkçılığı ve sorunları. *Ege Üniveristesi Su Ürünleri Dergisi*, 14(3-4), 351-367.
- Manaşırılı, M. (2008). Babadıl limanı Koyu'ndaki (Silifke-Mersin) derin su pembe karidesinin (*Parapenaeus longirostris* lucas, 1846) biyo-ekolojik özellikleri ve populasyon dinamiği parametreleri, (PhD Dissertation), University of Çukurova, Turkey.
- Miller, A., Tohornia, P., & Charnaok, A. (1970). *Mediterranean Sea Atlas of Temperature, Salinity, Oxygen Profiles and Data from Cruises of R.V. Atlantis and R.V. Chain*, Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, Mass. Woods Hole Oceanographic Institution.
- Özaydın, O., Akalın, S., & İlhan, D. (2014). Bottom trawl fish composition of Çandarlı Bay (Aegean Sea). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 31(4), 181-185. doi: 10.12714/egejfas.2014.31.4.02
- Nouar, A. (2001). Bio-Ecologie de *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) et de *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) des Cotes Algeriennes, *Rapports Commission International Mer Mediterranean*, 36, 304.

- Phiri, H., & Shirakihara, K. (1999). Distribution and seasonal movement of pelagic fish in southern Lake Tanganyika. *Fisheries Research*, 41, 63–71.
- Pielou, E. C. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. New York: Wiley-Interscience.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. New York: John Wiley and Sons.
- Politou, C. Y., Karkani, M., & Dokos, J. (1998). Distribution of decapods caught during medits surveys in greek waters, In: *Proc. Sympos. on Assessment of Demersal Resources by Direct Methods in the Mediterranean and the Adjacent Seas*, Pisa-Italy, 196-207p.
- Sbrana, M., Zupa, W., Ligas, A., Capezzuto, F., Chatzisprou, A., Follesa, M. C., Gancitano, V., Guijarro, B., Isajlovic, I., Jadaud, A., Markovic, O., Micallef, R., Peristeraki, P., Piccinetti, C., Thasitis, I., & Carbonara, P. (2019). Spatiotemporal abundance pattern of deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris*, and Norway lobster, *Nephrops norvegicus*, in European Mediterranean waters. *Scientia Marina*, 83(S1), 71-80.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press.
- Sobrino, I., Silva C., Sbrana M., & Kapiris, K. (2005). A review of the biology and fisheries of the deep water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris*, in European Atlantic and Mediterranean waters (Dendrobranchiata, Dendrobranchiata, Penaeidae). *Crustaceana*, 78, 1153-1184.
- Soykan, O., Akgül, Ş. A., & Kınacıgil, H. T. (2016). Catch composition and some other aspects of bottom trawl fishery in Sığacık Bay, central Aegean Sea, eastern Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 32(3), 542-547. doi: 10.1111/jai.13042
- Spedicato, M. T., Lembo, G., Silecchia, T., & Carbonara, P. (1996). Distribuzione e biologia di *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) nel Tirreno centro-meridionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 3, 579-581.
- Tserpes, G., Peristeraki, P., Potamias, G., & Tsimenides, N. (1999). Species distribution in the southern Aegean Sea based on bottom-trawl surveys, *Aquatic Living Resources*, 12, 167-175.
- TURKSTAT (2021). *Turkish Statistical Institute fisheries statistics for Turkey (2018)*. Accessed date: 23 September 2021, <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=97&locale=en>
- Ungaro, N., & Gramolini, R. (2004). Relationship between environmental parameters and stock distribution: can the bottom temperature affect the Adriatic population of the deepwater rose shrimp, *Aquatic Living Resources*, 12, 177-185.
- Ungaro, N., & Gramolini, R. (2006). Possible effect of bottom temperature on distribution of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the southern Adriatic (Mediterranean Sea), *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 6, 109-116.
- Whitehead, P. J. P., Bauchot, M. L., Hureau, J. C., Nielsen, J., & Tortonese, E. (1984). *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vol. I–III. UNESCO, Paris.
- Yüksek, A., Okuş, E., Uysal, A., & Orhon, V. (2000). Marmara Denizi Demersal Balıkçılığı ve Stok Tayini (Proje Sonuç Raporu), İstanbul Üni. Deniz Bilimleri İşletmeciliği Enst.
- Zaitsev, Y., & Öztürk, B. (2001). *Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas*. Istanbul: Turkish Marine Research.
- Zengin, M., Polat, H., Kutlu, S., Dinçer, C., Güngör, H., Aksoy, M., Özgündüz, C., Karaarslan, E., & Firidin, S. (2004). Marmara Denizindeki Derin Su Pembe Karidesi (*Parapenaeus longirostris*, Lucas, 1846) Balıkçılığının Geliştirilmesi Üzerine Bir Araştırma (TAGEM/HAYSUD/2001/09/02/004 No'lu Proje Sonuç Raporu), Su Ürünleri Merkez Araştırma Müdürlüğü, Trabzon, 211s.

Ecological Gradients of Epimegafaunal Distribution along the Sectors of Gulf of İzmir, Aegean Sea

Erhan Mutlu

Akdeniz University, Fisheries Faculty, Main Campus, Antalya, Turkey

Correspondent: emutlu@akdeniz.edu.tr

Received: 21.08.2021

Accepted: 25.10.2021

Erhan Mutlu: Orcid 0000-0002-6825-3587

How to cite this article: Mutlu, E. (2021). Ecological gradients of epimegafaunal distribution along the sectors of Gulf of İzmir, Aegean Sea. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 130-158. DOI: 10.46384/jmsf.985685

Abstract: During 2009-2010 epifaunal materials were collected seasonally with a beam trawl from seven fixed stations in the infralittoral of Gulf of İzmir to study spatiotemporal distribution of megabenthic fauna and their ecology. A total 153 megafaunal species were identified belonging to nine phyla, comprised mostly of 54 molluscs, 43 chordates (mostly fish), 20 arthropods, and 18 echinoderms. Nine alien species were recorded. Four species (two fish species, one gastropod and one Asteroidea species) were constant species and 16 species were common species in the study area. *Lesueurigobius friesii*, *Buglossidium luteum*, *Turritellinella tricarinata* and *Astropecten irregularis* were the most frequently occurred, and *Lesueurigobius friesii*, *Varicorbula gibba*, *Anomia ephippium*, *Turritellinella tricarinata* and *Dentalium* sp were the most abundantly occurred species. Excluding the evenness index, faunistic characteristics tended to increase as a factor of depth. Seasonal density (abundance and biomass) was minimal in April and maximal in February, followed by November having 2-fold higher abundance than that in July. Faunal assemblages were correlated with regions of the gulf and habitat type. *Buglossidium luteum* overspread the entire gulf excluding the inner gulf. *Varicorbula gibba* and *Fulvia fragilis*, a pollution indicator predominated the inner gulf. Hydrographical parameters and depth were associated to dictate faunal assemblages with difference among the sectors and habitats.

Key words: Megabenthic Fauna, Spatiotemporal Distribution, Ecology, Aegean Sea, İzmir Gulf

İzmir Körfezi'nin (Ege Denizi) Farklı Sektörleri Boyunca Bulunan Epimegafaunanın Dağılımının Ekolojik Yönelimi

Özet: Dağılımlarını ve ekolojilerini çalışmak için 2009-2010 yılları içerisinde İzmir Körfezinin infralittoral zonunda yer alan 7 ayrı ve sabit tutulan derinliklerden epifaunal materyalleri kirliliği ile mevsimsel toplanmıştır. 9 filuma ait toplam 153 tür bulunmuştur ve bunların bir çoğu 54 tür Mollusca, 43 Chordata (çoğu balık türü), 20 Arthropoda ve 18 to Echinodermata filumlarına ait bulunmuştur. 9 tür yabancı tür olarak tespit edilmiştir. Dört tür (2 balık, 1 gastropod ve 1 Asteroidea türü) bölge için kalıcı ve 16 tür yaygın tür olarak tahmin edilmiştir. *Lesueurigobius friesii*, *Buglossidium luteum*, *Turritellinella tricarinata* ve *Astropecten irregularis* bölgede en sık, ve *Lesueurigobius friesii*, *Varicorbula gibba*, *Anomia ephippium*, *Turritellinella tricarinata* and *Dentalium* sp en bol bulunan türlerdir. Düzenlilik indeksi hariç, diğer faunistik karakterler deniz tabanı derinliği ile artış eğilimindedir. Mevsimsel bolluk ve biyokütle Nisan ayında minimum ve Şubat'ta maksimum iken, bunu Temmuz ayındaki değerlerden iki katı değere sahip Kasım ayı takip etmiştir. Fauna topluluğu, körfezin bölgeleri ve habitatları ile ilişkili bulunmuştur. *Buglossidium luteum* iç bölge hariç körfezin her yerine yayılmıştır. Organik kirlilik göstergesi olan *Varicorbula gibba* ve *Fulvia fragilis* iç körfezde oldukça baskındır. Körfezin farklı bölgeleri ve dip yapısı yanında, hidrografik ve dip derinliği farklı faunal topluluğun oluşumuna neden olmaktadır.

Anahtar kelimeler: Megabentik Fauna, Mekansal ve Zamansal Dağılım, Ekoloji, Ege Denizi, İzmir Körfezi

Introduction

Megabenthic communities are possible indicators to monitor anthropogenic impacts, or natural long-term alterations in marine ecosystems (Patania and Mutlu, 2021; Garuti and Mutlu, 2021). For instance, bioaccumulation of toxic substances and changes in the flux of energy to the seafloor could be predicted (Bilyard, 1987; Kroncke, 2003; Cartes et al., 2009). Benthic crustaceans of the megafauna are the most sensitive taxa to environmental changes within the complex structure of the marine bottom habitat (Gesteira and Dauvin, 2000; Kramer et al., 2013; Sanchez-Moyano and Garcia-Gomez, 1998). Furthermore, the megafauna is economically important and used as seafood, and is a food source of the scavenging marine organisms. Sessile species such as cnidarians, sponges and tunicates are filter feeders (Fredj and Laubier, 1985) to recycle organic matter through their different diet guilds in the integrated food web descriptions (Ramón et al., 2014; Tecchio et al., 2015).

A semi-enclosed gulf with weak or reduced water currents, Izmir Gulf has not, however, been subjected to vigorous studies on the composition of megafaunal species and their densities under ecological parameters. Most of studies on benthos involved macro-infauna (e.g. Çinar et al., 2006; 2012; 2008; Doğan et al., 2005) and to a lesser degree involved megafaunal species such as sponges in the gulf (Evcen and Çinar 2020). Megafaunal species were mostly subjected to regions of Mediterranean Sea. Particularly, decapod crustaceans are important components of commercial catches in the Mediterranean where they dominate the crustacean megafauna. Of most of the megafauna, 384 species were reported as decapod from the Mediterranean Sea (Coll et al., 2010). Many studies have been carried out in the Mediterranean Sea to describe the spatio-temporal dynamics of Decapoda and megabenthic assemblages (Cartes et al., 2009; DeLaHoz et al., 2018; Koukouras et al., 2010). However, most of these studies have been conducted in the central and western Mediterranean, as well as in Greek waters (Kallianiotis et al., 2020). In contrast, studies on the distribution and ecology of megafaunal assemblages in Turkish coasts of the Aegean Sea are generally lacking.

However, only a few studies were carried out on the megafauna of the Turkish coasts of the Aegean Sea and a lesser extends to the species-environment relation on İzmir Gulf. The present study is scoped to outline the spatio (depth and habitats, and sectors of the Gulf; inner, middle, and outer gulf)-temporal (season) distribution and ecology (hydrographics, physicochemical and sedimentary characteristics) of the megabenthic fauna in the infra-littoral zone of the Izmir Gulf. Regarding to the ecological importance of the megabenthic fauna and the historical lack of comprehensive information on their distribution and

ecology in İzmir Gulf, the aim of this study is to provide baseline information on bathymetric and seasonal distribution and biodiversity patterns (i.e. density, wet weight and richness) of the megabenthic faunal assemblages in soft bottoms of the lower continental shelf, between 10 m and 50 m in the sectors having different trophic levels of the waters and sedimentary contents of a semi-closed gulf, Izmir Gulf under anthropogenic influences.

Material and Methods

Epifaunal materials were collected seasonally with a beam trawl and dredge from seven fixed stations in the infralittoral zone of Gulf of Izmir (Figure 1). Seasonal samplings were conducted in April, July, November 2009 and February 2010. Fixed seasonal stations had different seafloor depth; L1 having a seafloor depth of 10-15 m, L2 25 m, L3 35 m, L4 45 m L5 50 m, L6 15 m and L7 15 m isobaths. There were further non-seasonal stations; Gülbahçe cove (LG) at 20 m in November and February, Narlıbahçe (LN) at 10 m in November, Bostanlı (LB) at 10 m in November and Urla Bay (LZ) at 15 m isobaths in November (Fig 1).

The beam trawl was used for sampling the stations whereas the dredge was also used only at station L6 seasonally to compare difference in gear efficiency at catching faunal composition and quantification. Both gears had a 1.20 m opening width and a 4 m long net having 6 mm mesh size. The gears were towed for 15 minutes (R/V “*Koca Piri Reis*”) at a speed of 1.5-2.5 knots. During the towing, GPS outputs were recorded every 2 minutes. After towing, the CTD (Seabird of General Oceanography Inc., SBE 911plus CTD) probe with a rosette water sampler was casted from surface to the near-bottom to measure basic physical parameters of water column.

After towing completed, materials in net content were sorted out to flora and fauna. The faunal specimens were then preserved in plastic jars in a solution of 4%-formaldehyde buffered with borax.

At the laboratory, faunal specimens were identified at possible species level based on the nomenclature of WoRMS. Number of individuals and wet-weight measured by an electronic balance having a precision of 0.01 g, were recorded after blotting the specimens on drying paper for 5 minutes.

Data standardization for the quantification of faunal specimens was then performed by converting number of individuals and weight to abundance (ind/km²) and biomass (kg/km²), respectively, over swept area of the gears with the dragging distance calculated from the GPS records.

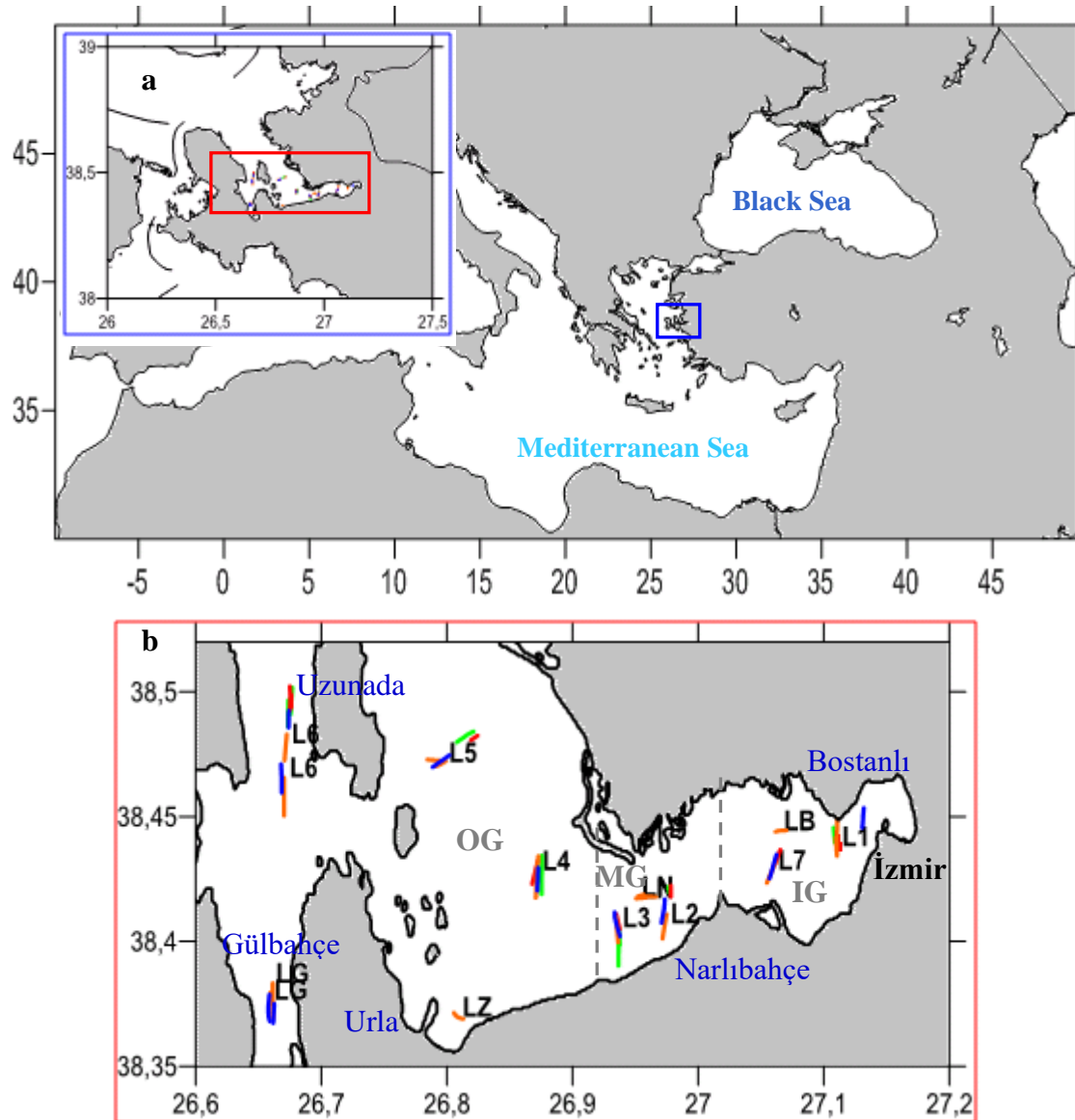


Figure 1. Study area (a; in blue and red frames) and trackline of the sampling gears at seasonal sampling stations (b; green; April 2009, red; July, Orange; November, and blue; February 2010) in the inner gulf (IG), middle gulf (MG) and outer gulf (OG) of İzmir Gulf.

Physical environmental parameters of water columns were formed in a matrix of sea surface and near-bottom water temperature ($^{\circ}\text{C}$), salinity (PSU), density (σ_t), dissolved oxygen (ml/l) and pH for determining ecology of the epifaunal assemblages.

Statistical treatment and interpretation of the faunal and environmental parameters were performed following univariate-multivariate analyses. Environmental parameters were subjected to Principal Component Analysis (PCA) to figure out spatiotemporal characterization of the study area. Dominance of specimens were determined from qualification and quantification data of epifauna with indices of dominance (D%), frequency of occurrence (FO%) and numerical occurrence (NO%) (Holden and Raitt, 1974). To classify the species as constant ($\text{DO}\% > 50$), common ($25 \leq \text{DO}\% \leq 50$) and rare species

($\text{DO}\% < 25$), Soyer Index was used for the study area (Soyer, 1970). Faunistic characteristics of the epifauna were represented by means of number of species (S), abundance (N), biomass (B), Margalef's richness index (d), Pielou's evenness index (J') and Shannon-Weiner diversity index (H') using the PRIMER (PRIMER, vers.6+). Abundances of the specimens were subjected to PERMANOVA and Monte Carlo to test the differences among the months and bottom depths and were \log_{10} -transformed ($X+1$) to generate triangle matrix of Bray-Curtis similarity for the application of nMDS, and SIMPER using the PRIMER. Furthermore, difference in gear efficiency to catch epifauna was tested using PERMANOVA. Canonical Correspondence Analyses (CCA) was applied to a matrix set of biomass, and abundance of the epifaunal species with a corresponding matrix of

the environmental parameters to cluster the stations and to see relationship of species, and species-ecological parameters and the variation of the CCA axes was tested by Monte Carlo test using the CANOCA (vers. 4.5).

Result and Discussion

Study area

The study area included non-fishing zone for commercial trawls in the Gulf of İzmir, Aegean Sea (Figure 1). The minimum sampling depth was 10 m and maximum depth was 50 m. Bottom of the station L6 was vegetated by *Posidonia oceanica* and LG with rather larger sized-empty shells referring to actual size of the shell species. The rest of stations had soft sediment bottoms.

The Gulf was divided into three sectors; inner gulf, middle gulf and outer gulf. The study area was restricted up to middle parts of the outer gulf. The seasonal sampling stations were located only in inner (L1, L7), middle gulf (L2-L3), and outer gulf (L4-L6) (Figure 1).

Near-bottom and sea surface water salinity was around 39 PSU throughout the year with an exception of lower salinity than 33 PSU at station L6 in February where sea surface salinity was around 19 PSU (Figure 2a). Sea surface salinity was lower in February than other months. Water temperature varied seasonally between 15 oC in February-April and 27 oC in July. Near-bottom water temperature never exceeded 23 oC throughout the year. Sea surface temperature increased from 14-15 oC in February through 18 oC in April to 27 oC in July and then decreased to 18 oC in November. The temperature had same values in sea surface and near-bottom waters in November (Figure 2a). Inherently, water density varied dependently with water temperature and salinity (Figure 2b). Dissolved oxygen concentration in sea surface and near-bottom water varied between hypoxic in July through around hypoxic in November, particularly in the inner gulf, and oxic conditions in February-April (Figure 2b) as described for the hypoxic condition in general by Hagy et al. (2004).

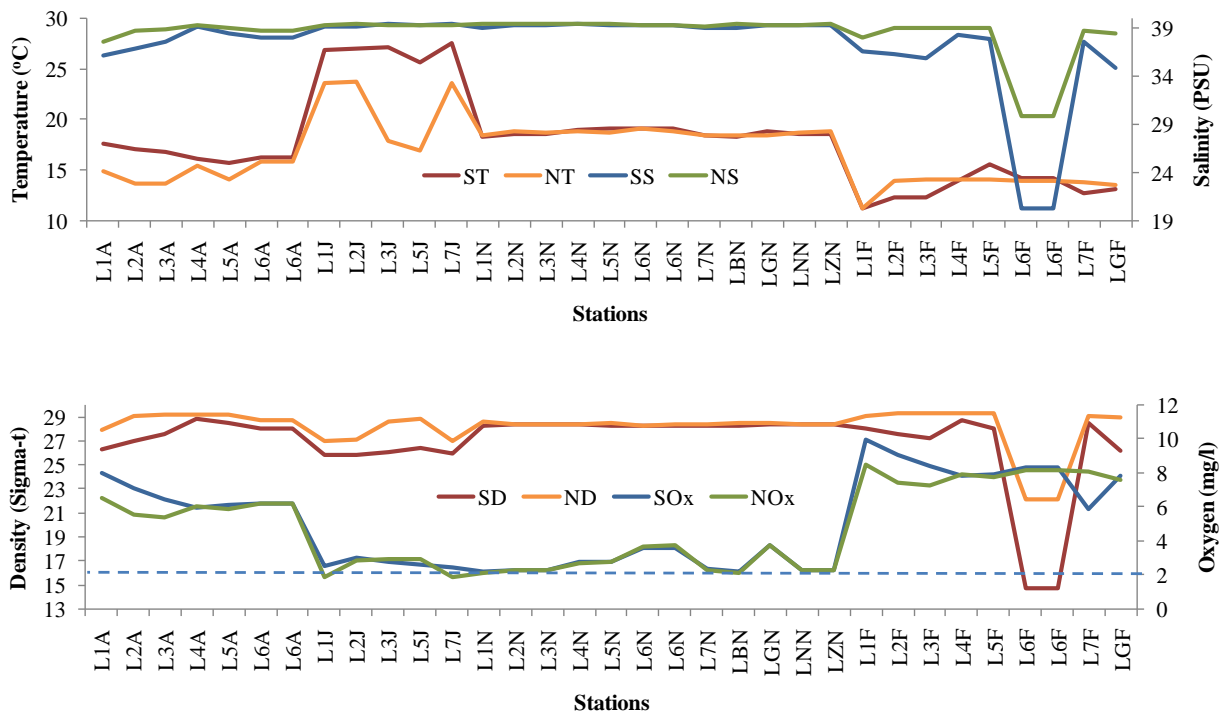


Figure 2. Physical parameters of sea surface (Sx) and near-bottom (Nx) waters of the sampling stations (T; Temperature, S; salinity, D; density and Ox; oxygen). Dashed line is limit of hypoxic threshold for marine benthic organisms (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008).

Physical parameters were coordinated in the PCA ordination according to the seasons on PCA1 axis (Figure 3a). Seasonal parameters were water temperature and oxygen content. The first PCA axis was explained with a percent variance of 51.3 (Figure 3). On PCA2 axis, the bottom depth was effective first, followed by pH of the water. The parameters

explained the PCA2 axis with a variance of 16.9% (Figure 3). In other words, bottom depth was classified within each season along PCA2 axis. It was hereby noticed that the dissolved oxygen was very low in July, followed by November compared to April and February (Figure 3b).

Çinar et al., 2012 summarized sedimentary characteristics of the study area as follows: total organic carbon (TOC) content of the sediment varied between 30 - 45 mg/g (3-4.5% denoting organically heavy polluted area at a critical value of 3%, Magni, 2003; Hyland et al., 2005) in the inner gulf. The TOC then decreased sharply through middle gulf to outer gulf (TOC<2.5%; Çinar et al., 2012), which was still higher than that in undisturbed sediments (<1%; Magni, 2003). Sand content was low in the inner and middle gulfs compared to that in the outer gulf whereas there was a moderate content of clay in the inner and middle gulfs where the highest clay content occurred in the outer deep waters (Çinar et al., 2012).

Epifauna

As aforementioned, there were mostly macroinfaunal studies conducted in Izmir Gulf and a few studies on megafauna such as sponges (Çinar et al., 2006; 2012; 2008; Doğan et al., 2005; Evcen and Çinar 2020).

In general, only mega-molluscans (retained in mesh-size of 5 mm of a benthic sledge) had a peak number of species at the shallowest waters as observed in Mersin Bay (Mutlu and Ergev, 2008). This could be attributed to the higher heterogeneity of bottom types on the shallow waters since some molluscan species were related to specific

sedimentary habitats (Gofas et al., 2011; Ciércoles et al., 2018). The shallow waters was ascribed “fine, well-sorted sand”, SFBC and the deep zone “the Muddy-Detritic community”, DE (Peres, 1982), being composed mainly of mud, sand and detritus dwelling species at depth greater than 100 m in Cretan shelf (Karakassis and Eleftheriou, 1998). Contrasted to a generalized distribution of sediment grains by the bottom depth, sand content was unusually low in the inner and middle gulfs (shallow waters) compared to outer gulf (the greater depths) (Çinar et al., 2012). However, there was a moderate content of clay in the inner and middle gulfs mostly influenced by anthropogenic activities of city İzmir (Çinar et al., 2012).

Comparison of species composition between two sampling gears

Epifaunal composition and density (abundance and biomass) were not significantly different between two different sampling gears (beam trawl and dredge) conducted seasonally only at station L6 at p<0.05 (ANOSIM, R statistic=0.37 and 0.444, p=0.10 and 0.10, respectively, and PERMANOVA) (Table 1).

Epifaunal studies by means of continuous dredging could change ecological characterization of the community.

Table 1. One-way PERMANOVA table of results for difference in the epifaunal densities between dredge and beam trawl (pMC; Monte Carlo test’s p value)

Abundance	df	SS	MS	F	p	pMC
Gears	1	5635.3	5635.3	1.7681	0.111	0.175
Residuals	4	12749	3187.3			
Total	5	18384				
Biomass						
Gear	1	6280.4	6280.4	2.0343	0.081	0.13
Residuals	4	12349	3087.3			
Total	5	18630				

Smith et al. (2000) studied the effect of the trawling on numbers of megabenthic species; equal dominance of number of echinoderm, mollusk, and crustacean species in the pre-trawling samples, dominant taxon of molluscans and the smallest taxon of crustaceans after the trawling season. Nevertheless, frequent small-scale disturbances, such as dredging operations, may thus be masked by large-scale environmental perturbations, such as storms, and prevailing hydrodynamic processes (Morello et al., 2006) inducing dominance of small, opportunistic, short-lived species in continuously trawling area, but more fragile and long-living sessile

organisms in non-dredged fishing areas (Sarda et al., 2000; Chicharo et al., 2002).

Species composition

A total of 153 megafaunal species were identified belonging to nine phyla (Appendix 1). Of these species, 54 species belonged to phylum Mollusca, 43 species to Chordata, 20 to Arthropoda, and 18 to Echinodermata and rest of the phyla had less than 10 species (spp) (Annelida with 9 spp, Cnidaria with 4 spp, Porifera with 3 spp, and Bryozoa and Sipuncula with 1sp each) (Appendix 1). In Mollusca, 41 bivalve species were dominant, followed by 35 fish species (2 of cartilaginous fish) from Chordata, 17 decapod

species from Arthropoda, and 8 Asterozoa species from Echinodermata. Of a total of 417 macrozoobenthic species, infaunal composition was made up mainly of 210 polychaetes, 100 molluscs, and 70 crustaceans in same area and sampling time of the present study (Çinar et al., 2012).

According to Soyer Index, only four species (two fish species, one gastropod and one Asterozoa species) were constant species and 16 species was common species in the present study (Appendix 1). The rest of the species was categorized as rare species. *Lesueurigobius friesii*, *Buglossidium luteum*, *Turritellinella tricarinata* and *Astropecten irregularis* were the most frequently occurred, and *Lesueurigobius friesii*, *Varicorbula gibba*, *Anomia ephippium*, *Turritellinella tricarinata* and *Dentalium* sp were the most abundantly occurred species among the all species recorded in the study area (Appendix 1).

A total of 9 alien species was observed in İzmir Gulf (Appendix 1) where a total of 13 alien infaunal species was found during sampling time of the present study (Çinar et al., 2012). In Mersin Bay, eastern Mediterranean Sea, a total number of alien megafaunal species including Lessepsian megafaunal species was 22 and composed of 8 fishes, 4 molluscs, 7 crustaceans and 3 polychaetes (Mutlu and Ergev, 2008), all higher than that in the present study. The number of invertebrate Lessepsian species in Turkish seas is as follows: polychaetes (10), decapods (23), amphipods (2), molluscs (48) (Cinar and Ergen, 2005). The compilation of data on alien species reported from the Turkish coasts yielded a total of 263 species belonging to 11 systematic groups, of which Mollusca had the highest number of species (85 species), followed by Crustacea (51), fishes (43) and phytobenthos (39) with the Levantine Sea represented by 202 species (Cinar et al., 2005). Çinar et al. (2021) updated a total number of alien species as 413 composed mainly of 113 molluscs, 74 fishes, 70 arthropods, 56 polychaetes, 8 each of cnidarians and tunicates, and 6 echinoderms for the Turkish Levantine Sea. However, the number was rather low compared to the Levantine Sea. Patania and Mutlu (2021) found 18 alien arthropod species out of a total of 59 megabenthic arthropods recorded recently in the Antalya Gulf, Levantine Sea.

Faunal characteristics

Overall characteristics

Number of species (S) tended to increase as a factor of depth up to 50 m in all sampling months (Figure 4). Number of species varied between 2 and 45 spp in the present study (Figure 4). At greater depths of the Mediterranean Sea, number of ascidian (tunicates) species and number of megafaunal species decreased by the seafloor depth in the western and central Mediterranean Sea (El Lakhrach et al., 2012).

Average abundance (N) was 900939 ind/km², and the abundance varied between 1999 ind/km² at station L1 in July and 9714308 ind/km² at L2 in November. Abundance of the epifauna showed a similar seasonal distribution in the number of species with respect to depth (Figure 4). Seasonal average abundance was minimal in April and maximal in February, followed by November being 2-fold higher in abundance than that in July. Overall, maximum abundances occurred at 25 m in all seasons except in July having maximum at 35 m. Seasonal density variation in Mediterranean communities was generalized with increases in weight and density of individuals in the spring and summer, and an abrupt decrease in the winter (De Juan et al., 2007) depending mainly on reproduction, recruitment, and migration of larger organism grown by increased temperatures in the summer (Díaz et al., 1990; DeLaHoz et al., 2018). In contrast to the biomass distribution, the highest abundance was found at 100-200 m in the summer and winter, owing to larger number of smaller specimens at 100-200 m, and a smaller number of the larger specimens at 30-100 m (DeLaHoz et al., 2018). The lower diversity of the decapod communities was attributed to the hydrographic heterogeneity and to commercial exploitation (Abello et al., 1988).

An annual average biomass (B) of 1107 kg/km² was estimated for the study area. The biomass followed a trend similar to that of the abundance in time and space (Figure 4). The biomass increased slightly from shallower to middle depth waters and then decreased strongly toward the greater depths. Maximum average biomass was measured in February, followed by November and April and biomass was rather low in July when the catch was not obtained at L4, L6 and L7 (Figure 4). In the western Mediterranean Sea, the highest biomass occurred in summer (DeLaHoz et al., 2018). The shallow zone (30-100 m) had the highest biomass, followed by the following greater zone (100-200 m) in the Catalan shelf whereas the lowest biomass was in upper slope, and this trend was more pronounced in summer (DeLaHoz et al., 2018).

Margalef's richness index (d) was very similar to that of the number of species in time and space (Figure 4). In the study area, the richness index (d) varied between 0.13 at station L1 in July and 3.08 at L4 in February per year. Seasonal average species was highest in February, closely followed by April and November and was poorest in July (0.86). The highest richness occurred in the summer in the western Mediterranean Sea (DeLaHoz et al., 2018). Species richness of megabenthic fauna was found to be the highest at the shelf edge (110-180 m), followed by the outer shelf (90-110 m) and the slope (180-350 m) in the Menorca Channel, Western Mediterranean Sea (Grinyo et al., 2018).

Pielou's evenness index (J') was distributed in contrast to the abundance in time and space (Figure 4). Epifauna of the shallow waters were more evenly distributed compared to depths of middle gulf and then the evenness index increased slightly at greater depths (outer gulf). Abundances which were more evenly distributed among the species was recorded in November ($J'=0.65$) and evenness was closely lower in other seasons ($J'=0.53$ in February-- 0.58 in April-July).

Shannon-Weiner index (H') decreased from shallower to middle depths and then increased toward the greater depths. Seasonal average biodiversity index varied between 0.98 in July and 1.75 in November, followed by April ($H'=1.71$). There was a

moderate index value of $H'=1.45$ in February (Figure 4). The variety of available substrata resulted in an increased number of microniches, and thus of diversity at the shallow waters, while the homogeneity of the substrate could be responsible for the lower diversity and higher evenness found at the deep waters (Makra and Nicolaidou, 2000).

Dominant taxonomic characteristics

Number (S) of molluscan species was higher at all stations all the year than the other taxa with an exception of sea floors vegetated by *Posidonia oceanica* (L6), followed by fish species. Molluscs was more dominant in the number of species in November and February compared to that in April and July contrasted to the fish species.

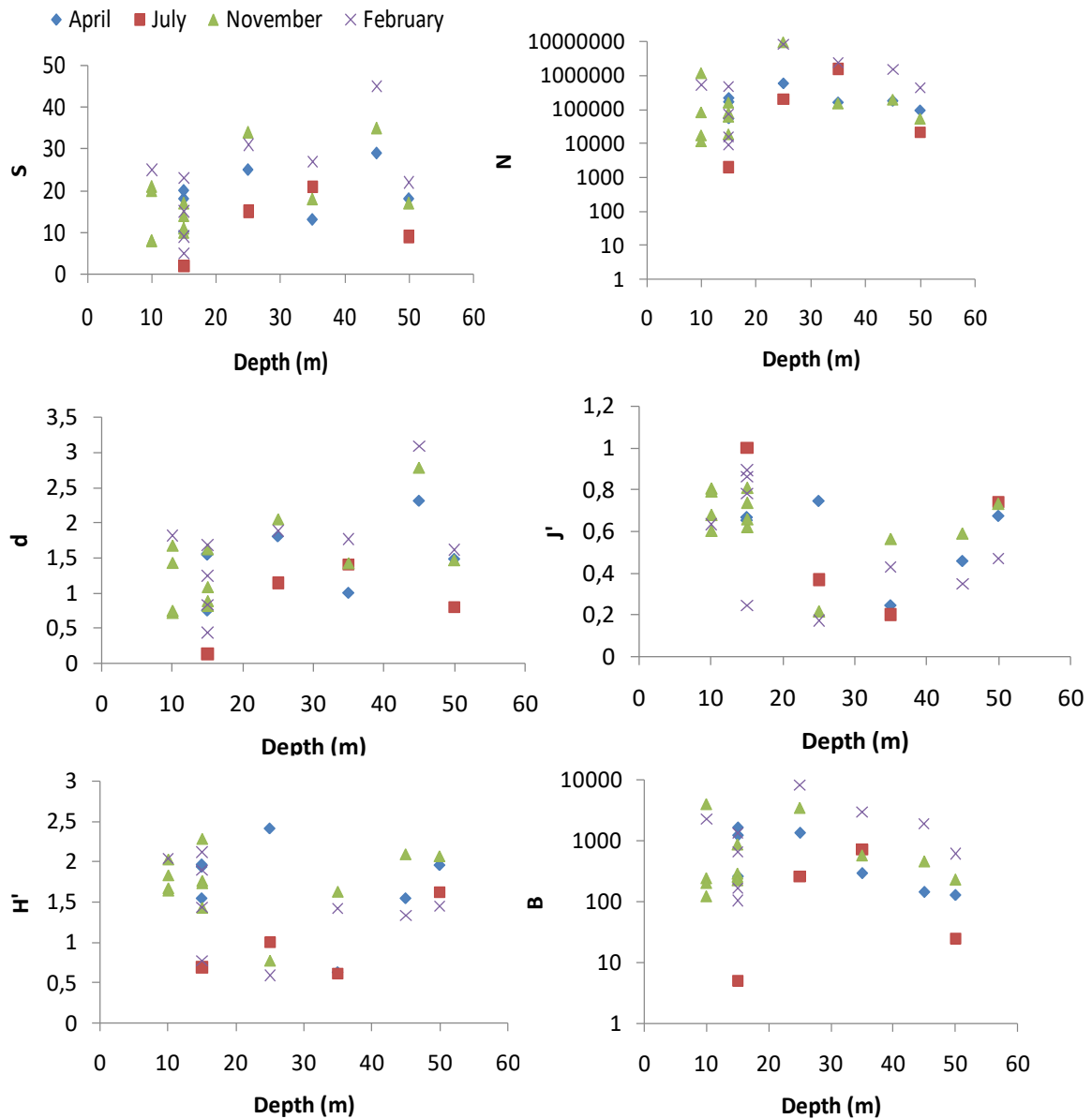


Figure 4. Community characteristics of epifauna in time and space (S; number of species, N; abundance in ind/km², d; Margalef's richness index, J'; Pielou's evenness index, H'; Shannon-Weiner diversity index, and B; biomass in kg/km²).

The minimum number of Arthropoda was in November and maximum in February, and moderate numbers were observed in April and July, and all figures were similar to that for the echinoderms (Table 2 and Figure 5). The highest number of molluscans was at 25 and 35 m while the lowest was at 35 m of the unvegetated bottoms. Similar to the echinoderms, fish had the highest number in a depth range of 25-45 m. The number of arthropods was the highest at 45 m. Only molluscans had a peak number of species at the shallowest waters as observed in Mersin Bay (Mutlu and Ergev, 2008). This could be attributed to the higher heterogeneity of bottom types on the shelf since some mollusc species were related to specific sedimentary habitats (Gofas et al., 2011; Círcoles et al., 2018).

Abundance of molluscans was estimated to be higher than 1000 ind/km² all the year reaching up to 100000s ind/km² at 25 m in November and February (Table 2 and Figure 5). Abundance of the fish species ($N \leq 100000$ ind/km²) was fluctuated with the seasons and seafloor depths in similarity to the molluscans, echinoderms and arthropods ($N \leq 100000$ ind/km² for each). The molluscs were the second most abundant faunal group in terms of density after the crustaceans, and other less represented faunal groups included echinoderms, annelids, and cnidarians in Alboran Sea (Círcoles et al., 2018). The echinoderms were predominated abundantly in summer and winter, followed by mollusks and tunicates in the Catalan Sea (DeLaHoz et al., 2018). The echinoderms were the most abundant taxon (38% of the total abundance) in the Gabes Gulf, followed by Tunicata (19%), Mollusca (13%), Porifera (4%), Cnidaria (3%) (El Lakhrech et al., 2012).

The highest biomass (B) was contributed by fish and molluscan species, followed by the resting two taxa (Figure 5). The fish biomass was at maxima at 25 m in April, July and November, but at a depth range of 25 m to 45 m in February (Table 2). In general, arthropods and molluscans followed spatiotemporal distribution of the fish biomass in contrast to the echinoderms (Figure 5). For all taxa, the biomass was relatively high at bottom vegetated by the meadows (L6). In the Catalan Sea, the biomass of Echinodermata comprised of 50% of the total biomass, more pronounced by classes Crinoidea and Echinoidea, followed by Mollusca in winter, but in the summer the solitary tunicates constituted most dominantly 40%, followed by the echinoderms (30%) and molluscs (24%) (DeLaHoz et al., 2018) contrasted to solitary sponges in the present study.

Overall, the molluscs was the richest taxon in this study (Figure 5). Diversity of the molluscans was richer in November and February than in April and July. The fish diversity was contrasted to the

molluscs. The poorest season of Arthropoda was November and the richest February, as the echinoderms followed the same (Table 2 and Figure 5). The highest richness depth for molluscans was 25 and 35 m whilst the poorest was 35 m. Similar to the echinoderms, fish had the highest species richness index at a depth range of 25-45 m. Overall, the number of arthropods was the richest at 45 m (Figure 5). The richness of cephalopods increased from 10 m to 200-300 m and then decreased to a depth of 600 m in the central Mediterranean Sea (Colloca et al., 2003).

With Pielou's evenness index (J') relatively lower in April compared to the other seasons, fish species were more evenly distributed ($J' > 0.6$) than the other taxa in the study area during the sampling year (Table 2 and Figure 5). This was followed by arthropods and echinoderms along the depth gradient. The molluscans were least evenly distributed among the other taxa in space and time (Figure 5).

The distribution of Shannon-Weiner index (H') of the fish increased from 15 m to 45 m and then decreased at 50 m. The index was always high at L6, which was vegetated with the meadows. Arthropods followed fish by inhabiting location deeper than that of the fish in space, which was followed by echinoderms by shifting further isobaths. The diversity index of molluscans was highest at the shallowest and deepest bottom of the study area (Figure 5). The ascidians were responded to the same depth gradient in term of diversity index in the Balearic Sea (Arroyo et al., 2019). Soft bottom sponges had lower diversity in the southern ($H' < 1$) under influence of oligotrophic Levantine Sea than the northern Aegean Sea under influence of the eutropic Black Sea ($H' > 2$; Kefalas et al., 2003a, b).

In Levantine Basin of the Mediterranean Sea, these cycles were consistent with the temporal variation in several key species, especially molluscan species: *Conomurex persicus* could however be most reasonable species for the seasonal fluctuations of the epifaunal density (Mutlu and Ergev 2008) depending on bottom depth (Tselepides et al., 2000) and trawling (Smith et al., 2000).

Faunal community and ecology

Faunal assemblages were oriented with sectors of the gulf and habitat type (Figure 6). Inner gulf and bottoms vegetated with the meadows were the distinguished faunal assemblage zones from the middle and outer gulfs, being close to each other. The bottoms predominated with larger sized-shells than the current forms of the shells were centered around the outer and middle gulf depending on the seasons (Figure 6).

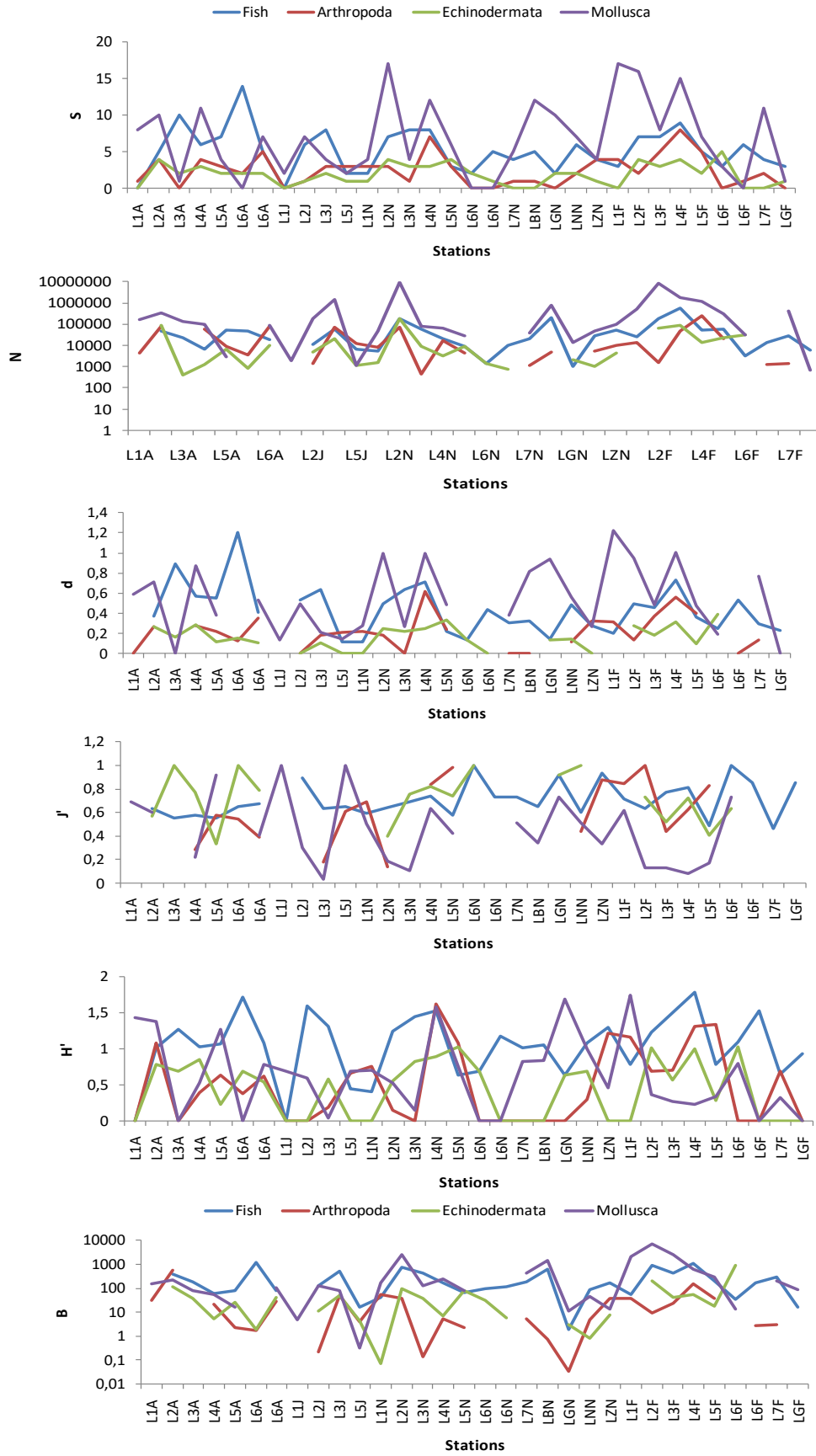


Figure 5. Community characteristics of dominant taxa of the epifaua at the stations (e.g. L1F, station 1 in February. see Figure 1 for station codes and location) in time (S; number of species, N; abundance in ind/km², d; Margalef's richness index, J'; Pielou's evenness index, H'; Shannon-Weiner diversity index, and B; biomass in kg/km²).

Table 2. Temporal distribution of average faunistic characteristics in $X \pm SD$ (S; number of species, N; abundance in ind/km², d; Margalef's richness index, J'; Pielou's evenness index, H'; Shannon-Weiner diversity index, and B; biomass in kg/km²) of the dominant taxa in the study area.

Taxa	N	d	J'	H'	B
Fishes					
April 2009	28179±21403	0.67±0.32	0.61±0.05	1.03±0.52	289±437
July	19062±26670	0.43±0.28	0.72±0.15	0.84±0.74	165±244
November	49272±69831	0.36±0.20	0.73±0.14	1.02±0.35	226±240
February 2010	105045±182365	0.39±0.18	0.73±0.18	1.15±0.40	347±380
Molluscs					
April 2009	115900±112421	0.51±0.30	0.57±0.27	0.77±0.62	91±79
July	399999±680618	0.25±0.17	0.58±0.49	0.51±0.31	54±62
November	872236±2656714	0.60±0.31	0.43±0.19	0.71±0.54	420±774
February 2010	1340138±2543498	0.64±0.42	0.29±0.27	0.45±0.54	1439±2323
Arthropods					
April 2009	33309±37093	0.21±0.13	0.51±0.19	0.44±0.38	92±206
July	21722±34679	0.13±0.11	0.39±0.31	0.22±0.32	14±25
November	10106±19837	0.19±0.20	0.66±0.32	0.43±0.59	12±19
February 2010	38738±84422	0.27±0.19	0.79±0.22	0.66±0.55	30±49
Echinoderms					
April 2009	15055±31682	0.18±0.07	0.74±0.26	0.54±0.31	32±40
July	6866±9942	0.03±0.06	0.21±0.42	0.15±0.29	17±23
November	17303±49574	0.15±0.12	0.80±0.21	0.44±0.41	22±33
February 2010	24252±30708	0.21±0.14	0.60±0.14	0.43±0.48	136±298

Faunal communities were overall significantly different among the sectors (regions) of the gulf (Table 3). Pairwise test of one-way PERMANOVA showed that all sectors were significantly different in faunal communities from each other of the sectors, and the faunal communities were not between the sector and the shelly bottoms at $p < 0.05$ (Table 4). Depth, substrate and ecological status of seafloors under disturbance were important factors influencing the structure of the megaepibenthic fauna. Cosentino and Giacobbe (2006) concluded that in the shallower zone (<20 m), a wide typology of trophic-ethological guilds was related to community patchiness, in contrast to a greater functional uniformity of the deeper assemblage (25-50m), dominated by sessile, semi-infaunal suspension feeders. The variety of available substrata results in an increased number of microniches, and thus of diversity at the shallow waters, while the homogeneity of the substrate could be responsible for the lower diversity and higher evenness found at deep waters (Makra and Nicolaidou, 2000), followed by the hydrodynamic process (Karakassis and Eleftheriou, 1998). The organic content complements the sediment type and status to reinforce this differentiation (Kroncke et al., 2003). The number of species changed depending on the sediment structure (sandy, sandy muddy and muddy bottoms) in the Turkish shelf of the Aegean

Sea (Ateş and Katagan, 2008), and in the Çanakkale Strait (Aslan Cihangir and Pancucci-Papadopoulou, 2011, 2012).

Table 5 showed that there were contributor species at each regions of the gulf. Average similarities increased from inner through middle to outer gulfs, which implied that inner gulf was more affected with the seasonal environmental parameters than the middle and outer gulfs (Table 5). Contributor species composition was totally different in the inner gulf than other two gulfs where there were common contributor species. Species composition was also different in meadows from all other regions. *Buglossidium luteum* overspread the gulfs excluding the inner gulf. *Varicorbula gibba* and *Fulvia fragilis*, a pollution indicator, which had tolerance to organic pollution in İzmir Gulf (Öztürk and Poutiers, 2005) predominated the inner gulf (Table 5). Çınar et al. (2012) classified the inner gulf as moderate and bad with respect to ecological status and the middle (moderate only in summer) and outer gulfs as good based on the benthic indices applied to infauna in İzmir Gulf in the sampling time of the present study. Rex (1981) explained briefly causes of depth gradient of the megafauna associated with nutrient input and trophic relationships, biological interactions and species-area relationships.

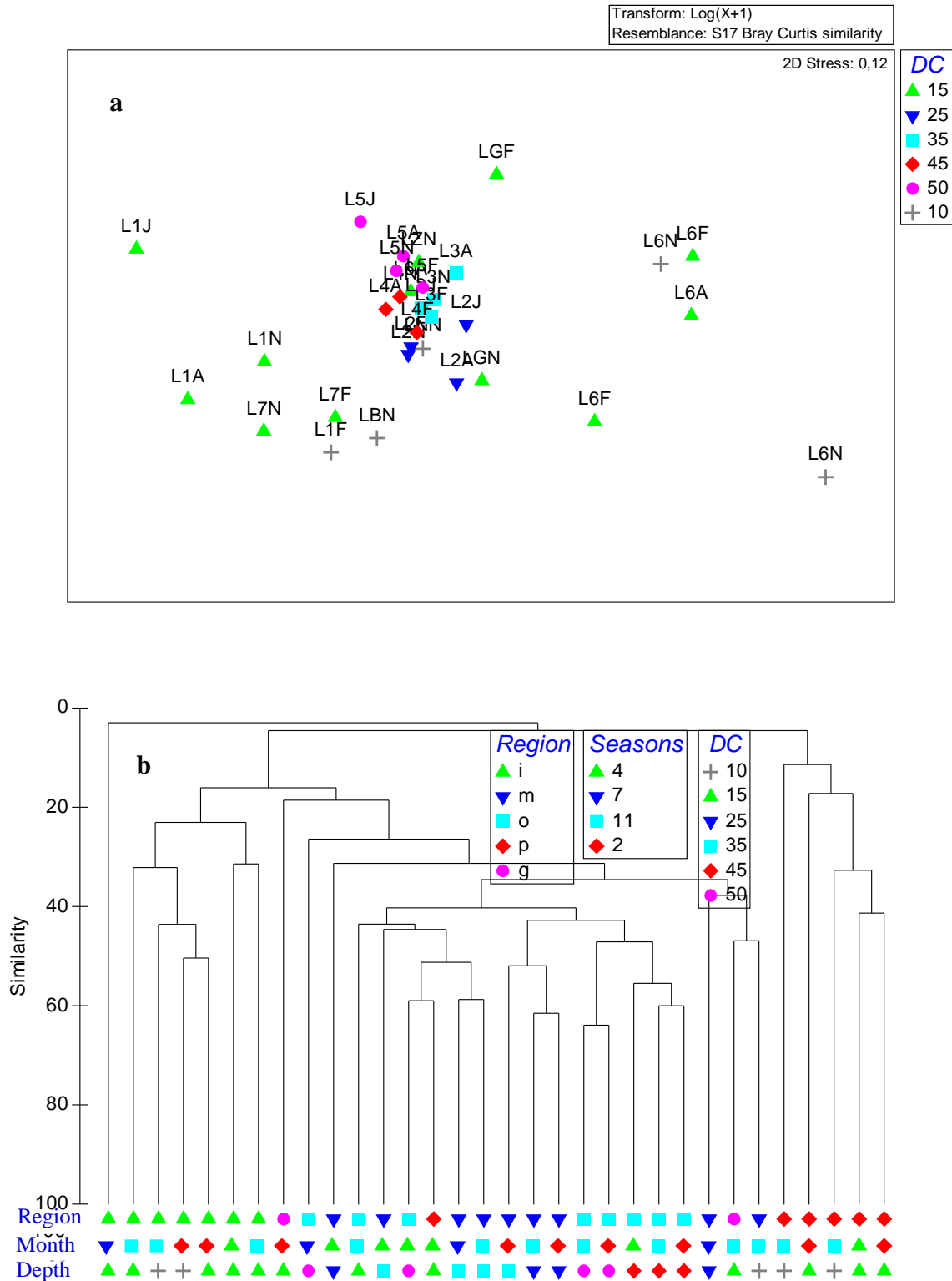


Figure 6. nMDS (a) and cluster (b) ordination of the stations, classified with regions (sectors; i; inner gulf, m; middle gulf, o; outer gulf, g; shelly bottom, and p; vegetative bottom with *Posidonia oceanica*) of the gulf, sampling months (4; April, 7; July, 11; November, and 2; February) and bottom depths (DC), based on Bray-Curtis similarity indices calculated from log₁₀-transformed abundances of the megafauna.

Table 3. One-way PERMANOVA table of results for the difference in the epifaunal abundance among the regions (sectors) (pMC; Monte Carlo test's p value). Bold P value was significantly different at P<0.05.

Source	df	SS	MS	F	P	P(MC)
Regions	4	36672	9168.1	3.7693	0.001	0.001
Residual	27	65672	2432.3			
Total	31	102345				

Table 4. Pairwise test of one-way PERMANOVA table of results for difference in the epifaunal abundance among the regions (sectors; i; inner gulf, m; middle gulf, o; outer gulf, g; shelly bottom, and p; vegetative bottom with *Posidonia oceanica*) (pMC; Monte Carlo test's p value). Bold P value was significantly different at P<0.05.

Regions	t	P	P(MC)
i vs m	2.3215	0.001	0.001
i vs o	2.3899	0.002	0.001
i vs p	1.9258	0.001	0.004
i vs g	1.4033	0.025	0.112
m vs o	1.6948	0.002	0.005
m vs p	2.1896	0.001	0.002
m vs g	1.4479	0.034	0.06
o vs p	2.1977	0.002	0.005
o vs g	1.5845	0.024	0.049
p vs g	1.1592	0.178	0.268

Referring to the contribution of the species as key species of the taxa, Quetglas et al. (2000) studied depth gradient of the cephalopod distribution from coastal waters through the transition zone to the slope. The temporal trends showed a remarkable change in contrast to no regular seasonal pattern in the faunistic characters in very shallow waters of the NE Aegean Sea (Kourelea et al., 2004) and in Mersin Bay (Mutlu and Ergev, 2008) where *Conomurex persicus* was present.

The cephalopods were dominant in the circalittoral and in the slope but a crinoid species and *Illex coindetti* dominated the intermediate zone, the upper shelf in the Catalan Sea (DeLaHoz et al., 2018). Cephalopod assemblages were differentiated in the three depth strata of the shelf (50, 100, 200 m) and the shelf-break (500 m), 10-50 m and 50-100 m strata in the Adriatic Sea (Sifner et al., 2011). Furthermore, *Astropecten irregularis* were

responsible for the main differences between seasons in German Bight (Hinz et al., 2004). Conides et al. (1999) found a similar pattern where winter was the key-divisor season in the south of Nisyros Island. Serrano et al. (2006) showed a pattern of two gradients on epibenthic communities of the Cantabrian shelf, Spain: depth/water temperature and sediment characteristics; *Diogenes pugilator* typified the poor sands of inner shelf; fishes *Arnoglossus laterna*, *Callyonimus maculatuts* and *Anapagusus laevis* characterized the assemblage of inner and middle shelf sediments with higher organic content. Abundance and biomass of megafauna, however, were not significantly affected by sampling seasons and bottom depth (p<0.05; Table 6). Average similarities increased by the bottom depth (Table 7). Particularly the first two shallow depths located mostly in the inner gulf had very low average similarities compared to the greater depths.

Table 5. Similarity table and contributor species, + within the regions (sectors; i; inner gulf, m; middle gulf, o; outer gulf, g; shelly bottom, and p; vegetative bottom with *Posidonia oceanica*), determined from an analysis of a similarity of percentages, SIMPER. (Avg. Sim.: Average similarity at each bottom depth, Avg. Abn: log₁₀-transformed average abundance, Avg. Sim; average similarity, Sim/SD; correction term; Con.%: percent contribution and Cum.%; percent cumulative contribution of the similarities, and SD; standard deviation of the similarity).

i, Avg sim: 23.71	Avg Abn	Av.Sim	Sim/SD	Con.%	Cum.%
<i>Varicorbula gibba</i> +	6.99	4.86	0.86	20.51	20.51
<i>Fulvia fragilis</i> +	6.01	2.71	0.87	11.42	31.93
<i>Anomia ephippium</i> +	6.95	2.51	0.91	10.59	42.52
<i>Metapenaeus affinis</i>	4.50	1.91	0.59	8.04	50.56
<i>Gobius niger jozo</i>	5.07	1.65	0.57	6.97	57.54
m, Avg sim: 41.69					
<i>Turritellinella tricarinata</i> +	13.10	6.49	4.05	15.57	15.57
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	10.07	5.00	4.30	11.98	27.55
<i>Buglossidium luteum</i> +	9.33	4.52	4.20	10.84	38.39
<i>Astropecten irregularis</i> +	8.67	4.03	4.56	9.68	48.07
<i>Serranus hepatus</i>	6.96	2.88	1.68	6.92	54.99
o, Avg sim: 42.20					
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	9.33	5.44	3.05	12.89	12.89
<i>Goneplax rhomboides</i> +	8.10	4.68	2.60	11.10	23.99
<i>Alpheus glaber</i> +	7.98	4.31	3.26	10.21	34.20
<i>Astropecten irregularis</i> +	7.51	4.22	2.77	10.01	44.21
<i>Turritellinella tricarinata</i>	8.71	2.96	0.99	7.02	51.23
<i>Buglossidium luteum</i> +	6.86	2.92	1.51	6.92	58.15
<i>Sternaspis scutata</i>	7.57	2.51	1.01	5.94	64.09
p, Avg sim: 15.09					
<i>Symphodus roissali</i> +	5.05	3.18	0.71	21.04	21.04
<i>Scorpaena porcus</i> +	4.83	3.17	0.76	21.03	42.08
<i>Serranus scriba</i>	3.77	1.71	0.47	11.34	53.42
g, Avg sim: 17.68					
<i>Buglossidium luteum</i> +	7.09	8.84	high	50.00	50.00
<i>Astropecten irregularis</i> +	7.09	8.84	high	50.00	100.00

Number of contributor species increased with respect to depth up to 50 m. Excluding *Turritellinella tricarinata* and *Buglossidium luteum* both of which were common along gradient of the bottom depths, the composition and their density were not significantly different at the greater depths (Table 7). Seasonal diversity depended on the dominance of key species linked to different water masses prevailing in time (Maria and Pires, 1992). However, the decapods did not respond with a specific assemblage and aggregation to the meadow beds (Sánchez-Jerez *et al.*, 2000). In shallow waters of Mersin Bay, the

community composition was largely affected by the considerable number of species represented by *Conomurex persicus*, *Murex trunculus* and *Murex brandaris* at the shallower waters (Mutlu and Ergev, 2008), and also in the NE Aegean Sea (Kourelea *et al.*, 2004). An invasive species, *Conomurex persicus* was alone highly effective on the formation of the community along the Turkish Mediterranean coasts (Mersin Bay; Mutlu and Ergev, 2008, and Antalya Gulf; Garuti and Mutlu, 2021).

Table 6. Two-way PERMANOVA results for differences in the epifaunal abundance and biomass among seasons and bottom depths (pMC; Monte Carlo test's p value).

Abundance	df	SS	MS	F	P	P(MC)
Season	3	7519.3	2506.4	0.59287	0.989	0.974
Depth	5	26425	5285	1.2501	0.126	0.147
Season x Depth	12	22142	1845.2	0.43646	1	1
Residuals	11	46504	4227.6			
Total	31	102345				
Biomass						
Season	3	8419.6	2806.5	0.62625	0.983	0.962
Depth	5	27807	5561.5	1.241	0.133	0.17
Season x Depth	12	24492	2041	0.45542	1	1
Residuals	11	49297	4481.5			
Total	31	110525				

Table 7. Similarity table and contributing species, + within the bottom depth, determined from an analysis of a similarity of percentages, SIMPER. (Avg. Sim.: Average similarity at each bottom depth, Avg. Abn: log₁₀-transformed average abundance, Avg. Sim; average similarity, Sim/SD; correction term; Con.%; percent contribution and Cum.%; percent cumulative contribution of the similarities, and SD; standard deviation of the similarity).

10 m, Avg sim: 12.59	Avg Abn	Av.Sim	Sim/SD	Con.%	Cum.%
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	6.12	1.51	0.62	11.98	11.98
<i>Acanthocardia paucicostata</i> +	5.85	1.44	0.62	11.40	23.38
<i>Callionymus reticulatus</i> +	5.45	1.29	0.62	10.22	33.60
<i>Phallusia mammillata</i> +	5.47	1.25	0.62	9.93	43.54
<i>Scorpaena porcus</i>	2.77	1.15	0.32	9.16	52.70
<i>Moerella pulchella</i> +	4.36	1.13	0.62	8.94	61.64
<i>Fulvia fragilis</i> +	4.69	1.08	0.62	8.58	70.22
<i>Astropecten irregularis</i>	2.57	0.61	0.32	4.83	75.05
15 m, Avg sim: 11.14					
<i>Varicorbula gibba</i> +	4.08	1.55	0.40	13.89	13.89
<i>Buglossidium luteum</i> +	3.75	1.47	0.51	13.22	27.10
<i>Turritellinella tricarinata</i>	3.44	0.68	0.31	6.14	33.25
<i>Astropecten irregularis</i>	2.63	0.65	0.30	5.83	39.08
25 m, Avg sim: 39.04					
<i>Turritellinella tricarinata</i> +	13.97	5.52	6.39	14.15	14.15
<i>Dentalium</i> sp+	11.21	4.31	7.56	11.05	25.20
<i>Moerella pulchella</i> +	10.00	4.25	5.18	10.87	36.07
<i>Astropecten irregularis</i>	9.51	3.92	6.16	10.03	46.10
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	9.97	3.78	13.15	9.69	55.80
<i>Buglossidium luteum</i> +	9.81	3.77	10.96	9.66	65.46

Table 7 continued

35 m, Avg sim: 48.75	Avg Abn	Av.Sim	Sim/SD	Con.%	Cum.%
<i>Turritellinella tricarinata</i> +	12.89	7.57	4.76	15.52	15.52
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	10.23	5.95	4.43	12.21	27.73
<i>Buglossidium luteum</i> +	9.46	5.41	4.49	11.09	38.83
<i>Serranus hepatus</i> +	7.94	4.33	5.92	8.87	47.70
<i>Astropecten irregularis</i> +	8.44	4.29	5.51	8.81	56.51
<i>Diplodus annularis</i> +	7.60	3.68	5.61	7.55	64.06
45 m, Avg sim: 56.92					
<i>Turritellinella tricarinata</i> +	11.91	4.02	6.31	7.06	7.06
<i>Sternaspis scutata</i> +	10.70	3.72	9.27	6.53	13.59
<i>Processa edulis</i> +	10.39	3.51	5.62	6.17	19.76
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	9.05	3.24	7.59	5.70	25.45
<i>Alpheus glaber</i> +	9.32	3.11	6.06	5.46	30.92
<i>Dosinia</i> sp+	7.70	2.78	5.74	4.88	35.79
<i>Serranus hepatus</i> +	8.03	2.60	9.56	4.56	40.35
<i>Acanthocardia paucicostata</i> +	7.40	2.59	6.30	4.54	44.90
<i>Buglossidium luteum</i> +	7.54	2.58	7.76	4.54	49.44
<i>Goneplax rhomboides</i> +	7.61	2.54	8.32	4.46	53.89
<i>Astropecten irregularis</i> +	7.28	2.33	6.27	4.10	57.99
<i>Squilla mantis</i> +	6.65	2.31	6.31	4.06	62.05
<i>Nephtys</i> sp+	6.71	2.26	9.78	3.97	66.02
<i>Ophiozonella alba</i> +	6.71	2.22	9.29	3.90	69.92
<i>Amphiura chiajei</i> +	6.65	2.11	6.98	3.70	73.62
<i>Magallana gigas</i> +	6.57	2.03	9.08	3.57	77.19
<i>Solea solea</i>	6.11	1.96	9.57	3.44	80.63
Sipunculidae gen sp+	6.11	1.96	9.57	3.44	84.08
50 m, Avg sim: 43.08					
<i>Lesueurigobius friesii</i> +	9.62	7.29	5.73	16.92	16.92
<i>Goneplax rhomboides</i> +	8.39	6.46	4.05	15.00	31.93
<i>Astropecten irregularis</i> +	7.45	5.62	4.97	13.03	44.96
<i>Alpheus glaber</i> +	7.21	5.38	4.35	12.50	57.46

However, the megafaunal communities or assemblages oriented primarily with the seafloor depths on the CCA plot (Table 8 and Figure 7). On CCA1 axis, near-bottom salinity was then correlated with the megafaunal abundance and biomass. Temperature, sea surface salinity and pH were slightly correlated with faunal assemblages formed on the CCA1 axis (Table 8 and Figure 7). This discrimination was explained with a percent variance of 6.5% and 16.5% and 7.8% and 17.6% for species data and species-environment relation based on

abundance and biomass, respectively on CCA1 axis, but was not significantly approved by Monte Carlo test ($F = 1.258$, $P = 0.7060$ and $F=1.516$, $P=0.4880$, respectively) at $p<0.05$. On CCA2 axis, near-bottom water density shaped the megafaunal communities (Table 8 and Figure 7) which were not significantly explained (Table 8). Therefore, the CCA2 of all four CCA axes was not significantly proofed by Monte Carlo test ($F = 1.071$, $P = 0.3420$ and $F=1.297$, $P=0.0660$, respectively).

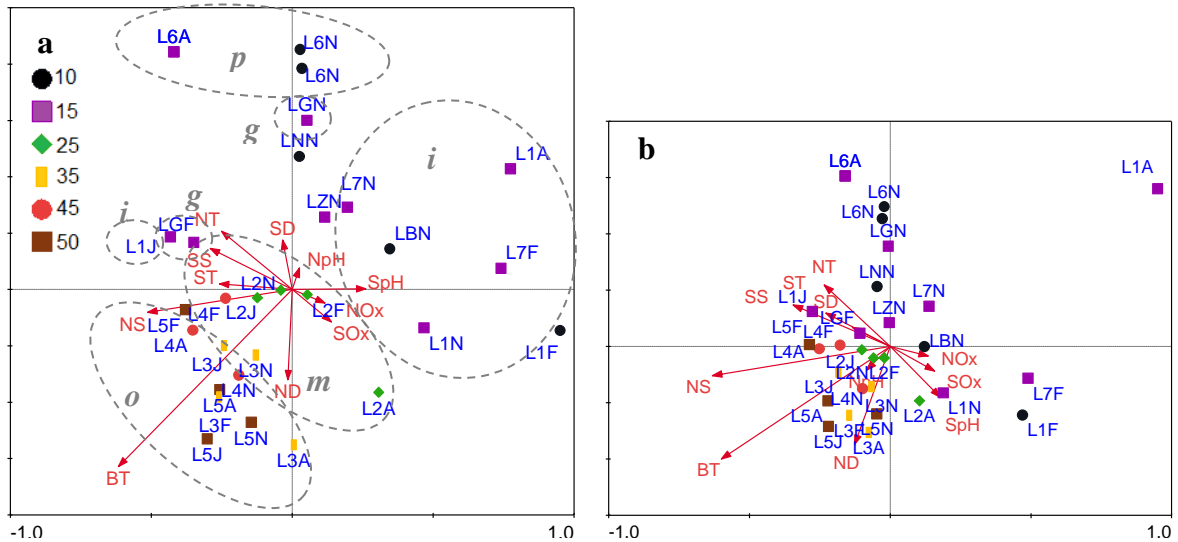


Figure 7. Biplot of CCA of the sampling stations (e.g. L1F, station 1 in February, see Figure 1 for station codes and location) classified by bottom depths, and environmental parameters (Prefixes for the abbreviations: S, sea surface, and N; Near-bottom water: T; Temperature, S; salinity, D; density and Ox; oxygen, pH; pH, and BT: Bottom depth) based on $\log_{10}(X+1)$ -transformed abundances (a) (sectors; *i*; inner gulf, *m*; middle gulf, *o*; outer gulf, *g*; shelly bottom, and *p*; vegetative bottom with *Posidonia oceanica*) and biomass (b) of the megafauna.

Table 8. Summary of statistical measures of the characteristics of megafaunal species abundance and biomass in relation to the environmental variables for CCA. Environmental parameters with the abbreviations used in statistical analyses (Prefixes for the abbreviations: S, sea surface, and N; Near-bottom water: T; Temperature, S; salinity, D; density and Ox; oxygen, pH; pH, and BT: Bottom depth).

Variables	Abundance		Biomass	
	CCA1	CCA2	CCA1	CCA2
ST	-0.2482	0.0159	-0.2226	0.0968
SS	-0.2797	0.1133	-0.3350	0.1202
SD	-0.0325	0.1368	-0.1309	0.0555
SpH	0.2508	0.0020	0.1722	-0.1470
SOx	0.1332	-0.0896	0.1530	-0.0715
NT	-0.2412	0.1609	-0.2281	0.1781
NS	-0.4929	-0.0634	-0.6134	-0.0847
ND	-0.0152	-0.2496	-0.1229	-0.2849
NpH	0.0244	0.0601	-0.0820	-0.0691
NOx	0.1118	-0.0372	0.1312	-0.0282
BT	-0.5919	-0.4893	-0.5829	-0.3266
Eigenvalues	0.451	0.390	0.557	0.495
Species-environment correlations	0.959	0.778	0.971	0.816
Cumulative percentage variance of species data	6.5	12.2	7.8	14.7
of species-environment relation	16.5	30.8	17.6	33.2

Çinar et al. (2012) correlated infauna of the inner gulf positively with total organic carbon contents of the sediment, water nutrients and chl-*a* in İzmir Gulf. The outer gulf was correlated with the sedimentary characters; positively with sand, negatively with silt and clay contents. Infaunal community of the middle gulf was located around the centre of the CCA in İzmir Gulf (Çinar et al., 2012) as occurred in the present study implying that there was no correlation with the environmental parameters but the seasonality compensated faunal community. Infaunal community was found to be significant among the seasons (Çinar et al., 2012). Colloca et al. (2003) found a similar fauna distribution pattern in the central Mediterranean Sea, where Peres and Picard (1964) observed that the demersal fauna assemblage exhibited a strong relationship with depth-related sedimentary texture from sandy detritic bottom to muddy detritic bottoms. Hyland et al. (2005) found that the species richness decreased as a factor of total organic carbon after a critical concentration of 5% for the benthic communities as occurred in the present study.

Acknowledgement

The present study was carried out to estimate qualification and quantification of the benthic macrophytes conducted by me as task manager within framework of a project (grant no: SINHA 107G067) funded by TUBITAK. I thank Barış Akçalı for his help onboard sampling, and Erdem Sayın for providing the study with water physical parameters obtained with the CTD.

Conflict of Interest

The author declares no conflict of interest.

References

- Abello, P., Valladares, F.J. & Castellon, A. (1988). Analysis of the structure of decapod crustacean assemblages off the Catalan coast (North-West Mediterranean). *Marine Biology* 98, 39-49.
- Arroyo, E, Urbano E.M., Garcia-Ruiz, C, Esteban, A. & Ramos-Esplá, A.A., (2019). Ascidians (Chordata: Tunicata) from circalittoral and upper-bathyal soft bottoms of the Iberian Mediterranean. Bottom trawling impact. Front. Mar. Sci. Conference Abstract: XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX). <https://doi.org/10.3389/conf.fmars.2019.08.00075>
- Aslan Cihangir, H. & Pancucci-Papadopoulou, M.A. (2012). Spatial and temporal variation of echinoderm assemblages from soft bottoms of the Çanakkale Strait (Turkish Strait System) with a taxonomic key of the genus *Amphiura* (Echinodermata: Ophiuroidea). *Turkish Journal of Zoology* 36, 147-161. <https://doi.org/10.3906/zoo-1008-20>
- Aslan-Cihangir, H. & Pancucci-Papadopoulou, M.A. (2011). Aspects of decapod crustacean assemblages from soft bottoms submitted to strong hydrodynamic conditions: an example from Canakkale Strait (Turkish Strait System). *Fresenius Environmental Bulletin* 20, 2400-2411.
- Ateş, A.S. & Katağan, T. (2008). Decapod crustaceans of soft-sediments on the Aegean Sea coast of Turkey (the eastern Aegean Sea). *Oceanol. Hydrobiol. St.* XXXVII(1), 17-30. <https://doi.org/10.2478/v10009-007-0040-32008>
- Bilyard, G.R. (1987). The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* 18(11), 581-585. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(87\)90277-3](https://doi.org/10.1016/0025-326X(87)90277-3)
- Cartes, I.E., Maynoua, F., Fanelli, E., Romano, Ch., Mamouridis, V. & Papiol, V. (2009). The distribution of megabenthic, invertebrate epifauna in the Balearic Basin (western Mediterranean) between 400 and 2300 m: Environmental gradients influencing assemblages composition and biomass trends. *Journal of Sea Research* 61, 244-257. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.01.005>
- Chicharo, L., Chicharo A, Gaspar M., Alves F. & Regala J. (2002). Ecological characterization of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 41-50.
- Ciércoles, C., García-Ruiz, C., González Aguilar, M., Ortiz De Urbina Gutierrez, J., Lópezgonzález, N., Urra Recuero, J. & Rueda Ruiz, J. (2018). Molluscs collected with otter trawl in the northern Alboran Sea: main assemblages, spatial distribution and environmental linkage. *Mediterranean Marine Science* 19(1), 209-222. <https://doi.org/10.12681/mms.2124>
- Çinar M.E., Katağan T., Koçak F., Öztürk B., Ergen Z., Kocatas A., Önen M., Kirkim F., Bakir K., Kurt G., Dağlı E., Açık S., Doğan A. & Özcan T. (2008). Faunal assemblages of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in and around Alsancak Harbour (İzmir Bay, eastern Mediterranean) with special emphasis on alien species. *Journal of Marine Systems* 71(1-2), 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.05.004>
- Çinar M. E., Katagan T., Öztürk B., Bakır K., Dağlı E., Açık Ş., Doğan A. & Bitlis B. (2012). Spatio-temporal distributions of zoobenthos in soft substratum of İzmir Bay (Aegean Sea, eastern Mediterranean), with special emphasis on alien species and ecological quality status. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(7), 1457-1477. <https://doi.org/10.1017/S0025315412000264>

- Çinar ME, Bilecenoğlu M, Yokeş MB, Ozturk B, Taşkin E, Bakir K, Doğan, A. & Açıık, Ş. (2021). Current status (as of end of 2020) of marine alien species in Turkey. *PLoS ONE* 16(5), e0251086. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251086>
- Cinar, M.E. & Z. Ergen. 2005. Lessepsian migrants expanding their distributional ranges; *Pseudonereis anomala* (Polychaeta: Nereididae) in Izmir Bay (Aegean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85, 313-321.
- Çinar, M.E., Katagan, T., Öztürk, B., Egemen, Ö., Ergen, Z., Kocatas, A., Önen, M., Kirkim, F., Bakir, K., Kurt, G., Dagli, E., Kaymakçı, A., Açıık, S., Dogan, A. & Özcan, T. (2006). Temporal changes of soft-bottom zoobenthic communities in and around Alsancak Harbor (Izmir Bay, Aegean Sea), with special attention to the autecology of exotic species. *Marine Ecology*, 27, 229-246. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00102.x>
- Çinar, M.E., M. Bilecenoglu, B. Ozturk, T. Katagan & V. Aysel. (2005). Alien species on the coasts of Turkey. *Mediterranean Marine Science* 6, 119-146.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Nike Bianchi, C., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogli, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., Lopez-Fe de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R. & Voultsiadou, E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS One* 5(8), e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A. & Ardizzone, G. (2003). Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 56, 469-480. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00196-8](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00196-8)
- Conides, A., Bogdanos, C. & Diapoulis, A. (1999). Seasonal ecological variations of phyto- and zoobenthic communities in the south of Nisyros Island, Greece. *The Environmentalist* 19, 109-127.
- Cosentino, A. & Giacobbe, S. (2006). A case study of mollusc and polychaete soft-bottom assemblages submitted to sedimentary instability in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology* 27, 170-183. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00088.x>
- De Juan, S., Thrush, S.F. & Demestre, M. (2007). Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* 334, 117-129. <https://doi.org/10.3354/meps334117>
- DeLaHoz M.V., Sardà, F., Coll, M., Sáez, R., Mechó, A., Oliva, F., Ballesteros, M. & Palomera, I. (2018). Biodiversity patterns of megabenthic non-crustacean invertebrates from an exploited ecosystem of the Northwestern Mediterranean Sea. *Regional Studies in Marine Science* 19, 47-68. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.03.002>
- Díaz, J.I., Nelson, C.H., Barber jr, J.H. & Giró, S. (1990). Late Pleistocene and Holocene sedimentary facies on the Ebro continental shelf. *Marine Geology* 95, 333-352. [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(90\)90123-2](https://doi.org/10.1016/0025-3227(90)90123-2)
- Doğan A., Çinar M.E., Önen M., Ergen Z. & Katağan T. (2005). Seasonal dynamics of soft bottom zoobenthic communities in polluted and unpolluted areas of Izmir Bay (Aegean Sea). *Senckenbergiana Maritima* 35, 133-145. <https://doi.org/10.1007/BF03043182>
- El Lakhraçh, H., Hattour, A., Jarbou, O., Elhasni, K. & Ramos-Espla, A. (2012). Spatial distribution and abundance of the megabenthic fauna community in Gabes gulf (Tunisia, eastern Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science* 13(1), 12-29. <https://doi.org/10.12681/mms.19>
- Evçen A. & Çinar M.E. (2020). Sponge species from ports of the inner and middle parts of İzmir Bay (Aegean Sea, Eastern Mediterranean) İzmir iç ve orta körfezi limanlarından sünger türleri (Ege Denizi, Doğu Akdeniz). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(2), 149-155. DOI: 10.12714/egejfas.37.2.05
- Fredj, G. & Laubier, L. (1985). The deep Mediterranean benthos. In: Moraitou-Apostolopoulou, M., Kiortis, V., (Eds.), *Mediterranean Marine Ecosystems*. Plenum Press, New York, pp. 109-145.
- Garuti A. & Mutlu E. (2021). Spatiotemporal and ecological distribution of megabenthic non-crustacean invertebrates in an ultra-oligotrophic gulf, the eastern Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 103644. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2021.103644>
- Gesteira, J.G. & Dauvin, J.C. (2000). Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 1017-1027.
- Gofas, S., Moreno, D. & Salas, C. (2011). *Moluscos marinos de Andalucía*. Volumen I y II. Servicio

- de Publicaciones e Intercambio Científico, Universidad de Málaga, Málaga.
- Grinyó, J., Gorib, A., Greenacre, M., Requena, S., Canepa, A., Iacono C.Lo, Ambroso, S., Purroy, A. & Gili, J.-M. (2018). Megabenthic assemblages in the continental shelf edge and upper slope of the Menorca Channel, Western Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 162, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.02.002>
- Hagy, J.D., Boynton, W.R., Wood, C.W. & Wood, K.V. (2004). Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950–2001: long-term changes in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries*, 27, 634–658.
- Hinz, H., Kroncke I. & Ehrich, S. (2004). Seasonal and annual variability in an epifaunal community in the German Bight. *Marine Biology* 144, 735–745.
- Holden, M.J. & Raitt, D.F.S. (1974). *Manual of fisheries science. Part 2-Methods of resource investigation and their application*. Documents Techniques FAO sur les Peches (FAO)-Documentos Tecnicos de la FAO sobre la Pesca (FAO).
- Hyland J., Balthis L.W., Karakassis I., Magni P., Petrov A., Shine J.R., Vestergaard O. & Warwick R. (2005) Organic carbon content of sediments as an indicator of benthic stress. *Marine Ecology Progress Series* 295, 91–103.
- Kallianiotis, A., Sophronidis, K., Vidoris, P. & Tselepidis, A. (2000). Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. *Progress in Oceanography* 46(2-4), 429-455.
- Karakassis, I. & Eleftheriou, A. (1998). The continental shelf of Crete: The benthic environment. *Marine Ecology-P S Z N I*. 19, 263-277. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1998.tb00467.x>
- Kefalas, E., Castritsi-Catharios J. & Miliou, H. (2003b). The impacts of scallop dredging on sponge assemblages in the Gulf of Kalloni (Aegean Sea, northeastern Mediterranean). *ICES Journal of Marine Sciences* 60, 402–410. 2003, [https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(03\)00012-2](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(03)00012-2)
- Kefalas, E., Tsirtsis, G. & Castritsi-Catharios, J. (2003a). Distribution and ecology of Demospongiae from the circalittoral of the islands of the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Hydrobiologia* 499, 125–134. <https://doi.org/10.1023/A:1026343113345>
- Koukouras, A., Kitsos, M.S., Tzomos, Th. & Tselepidis, A. (2010). Evolution of the entrance rate and of the spatio-temporal distribution of lessepsian crustacean Decapoda in the Mediterranean Sea. *Crustaceana*, 83, 1409-1430.
- Kourelea, E., Dimitrios, V., Chariton-Charles, C., Georgios T. & Louis, C. (2004). Temporal variations in fine sand assemblages in the North Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Int. Rev. Hydrobiologia* 89, 175-187. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310672>
- Kramer, M.J., Bellwood, O. & Bellwood, D.R. (2013). The trophic importance of algal turfs for coral reef fishes: the crustacean link. *Coral Reefs* 32(2), 575-583.
- Kroncke, I., Türkay, M. & Fiege, D. (2003). Macrofauna communities in the Eastern Mediterranean deep sea. *Marine Ecology* 24(3), 193-216. <https://doi.org/10.1046/j.0173-9565.2003.00825.x>
- Magni P. (2003). Biological Benthic Monitoring. 4th MAMA Meeting, Rome 3-6 June 2003
- Makra, A. & Nicolaidou A. (2000). Benthic communities of the inner Argolikos Bay. *Belgium Journal of Zoology* 130, 61-67.
- Maria, A. & Pires, S. (1992). Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 86, 63-76. <https://doi.org/10.3354/meps086063>
- Morello, E.B., Froglija C., James R., Atkinson A. & Moore P.G. (2006). Medium-term impacts of hydraulic clam dredgers on a macrobenthic community of the Adriatic Sea (Italy). *Marine Biology* 149, 401-413.
- Mutlu, E. & Ergev, M.B. (2008). Spatio-temporal distribution of soft-bottom epibenthic fauna on the Cilician shelf (Turkey), Mediterranean Sea. *Revista de Biología Tropical* 56(4), 1919-1946.
- Öztürk, B. & Poutiers, J.M. (2005). *Fulvia fragilis* (Bivalvia: Cardiidae): A lessepsian mollusc species from Izmir bay (Aegean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(2), 351-356.
- Patania, A. & Mutlu, E. (2021). Spatiotemporal and ecological distribution of megabenthic crustaceans on the shelf-shelf break of Antalya Gulf, the eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 22(3), 446-465. <https://doi.org/10.12681/mms.26142>
- Peres, J.M. & Picard, J. (1964). Nouveau manuel de biologie benthique de la mer Méditerranée. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume 31, 1–137.
- Peres, J.M. (1982). Zonation. General features of organismic assemblages in pelagial and benthic. Structure and dynamics of assemblages. Major

- benthic assemblages. Specific benthic assemblages. In Kinne, O., (Ed), Marine ecology. John Wiley, Chichester V-1, pp. 9-66, 119-186, 373-581.
- Quetglas, A., Carbonell, A. & Sanchez, P. (2000). Demersal continental shelf and upper slope cephalopod assemblages from the Balearic Sea (North-Western Mediterranean). Biological aspects of some deep-sea species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 50, 739–749. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0603>.
- Ramón, M., Abelló, P., Ordines, F. & Massutí, E. (2014). Deep epibenthic communities in two contrasting areas of the Balearic Islands (western Mediterranean). *Journal of Marine Systems*. 132, 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.01.002>
- Rex, M.A. (1981). Community structure in the deep-sea benthos. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 12, 331-53.
- Sánchez-Jerez, P., Cebrian, C.C. & Ramos-Esplá, A.A. (2000). Influence of the structure of *Posidonia oceanica* meadows modified by bottom trawling on crustacean assemblages: comparison of amphipods and decapods. *Scientia Marina* 64(3), 319-32
- Sanchez-Moyano, J.E. & Garcia-Gomez, J.C. (1998). The arthropod community, especially Crustacea, as a bioindicator in Algeciras Bay (southern Spain) based on a spatial distribution. *Journal of Coastal Research* 14, 1119-1133.
- Sarda, R., Pinedo, S., Gremare A. & Taboada S. (2000). Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Sciences* 57, 1446-1453.
- Serrano, A., Sanchez F. & Garcia-Castrillo G. (2006). Epibenthic communities of trawlable grounds of the Cantabrian Sea. *Scientia Marina* 70, 149-159.
- Šifner, S.K., Peharda, M., Vrgoč, N., Isajlović, I., Dadić, V. & Petrić, M. (2011). Biodiversity and distribution of cephalopods caught by trawling along the Northern and Central Adriatic Sea. *Cahiers de Biologia Marina* 52, 291-302.
- Smith, C.J., Papadopoulou, K.N. & Diliberto, S. (2000). Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES Journal of Marine Sciences* 57, 1340-1351. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0927>
- Soyer, J. (1970). Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française Volume III - Les peuplements de Copepodes harpacticoides (Crustacea). *Vie et Milieu* 21(2B), 337-551
- Tecchio, S., Coll, M. & Sardà, F. (2015). Structure, functioning, and cumulative stressors of Mediterranean deep-sea ecosystems. *Progress in Oceanography* 135, 156–167. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.05.018>
- Tselepidis, A., Papadopoulou K.N., Podaras D., Plaiti W. & Kousoubas D. (2000). Macrobenthic community structure over the continental margin of Crete (South Aegean Sea, NE Mediterranean). *Progress in Oceanography* 46, 401-428.
- Vaquer-Sunyer, R. & Duarte, C.M. (2008): Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 15452–15457
- Yelekci, O., Ibello, V., Fach, B., Kucuksezgin, F., Yumruktepe, C., Sayin, E., Salihoglu, B., & Tugrul, S. (2021). Assessing the impact of nutrient loads on eutrophication in the semi-enclosed Izmir Bay combining observations and coupled hydrodynamic-ecosystem modelling. *Mediterranean Marine Science*, 0. <https://doi.org/10.12681/mms.23294>

Appendix 1. Epifaunal species with their annual dominance (constant and common species), *D* (%), frequency of occurrence (most frequently occurred species), *FO* (%) and numerical occurrence (most abundantly occurred species), *NO* (%), and ranges of abundance, *A* (in a format of minimum-maximum abundance/minimum-maximum corresponding bottom depth, bottom depth where the maximum abundance occurred), and biomass, *B* (minimum-maximum biomass/bottom depth where the maximum biomass occurred) and *: Alien species. + one species in branch.

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
CHORDATA	43				
Gnathostomata	37				
Osteichthyes	35				
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	39.39	2.18	0.545	681-33216/10-50,26	2.90-141.74/26
<i>Blennius ocellaris</i> Linnaeus, 1758	3.03	0.17	0.003	722-722/26-26,26	2.23-2.23/26
<i>Buglossidium luteum</i> (Risso, 1810)	63.64	3.53	1.011	697-86651/10-50,26	0.49-267.96/26
<i>Callionymus filamentosus</i> Valenciennes, 1837*	3.03	0.17	0.003	880-880/36-36,36	0.83-0.83/36
<i>Callionymus maculatus</i> Rafinesque, 1810	3.03	0.17	0.001	415-415/35-35,35	0.71-0.71/35
<i>Callionymus reticulatus</i> Valenciennes, 1837	39.39	2.18	0.260	138-29149/9-48,9	0.09-10.48/12
<i>Cepola macrophthalma</i> (Linnaeus, 1758)	6.06	0.34	0.003	207-794/35-40,40	0.47-0.47/35
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.004	1272-1272/15-15,15	17.07-17.07/15
<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	6.06	0.34	0.008	815-1612/45-48,48	26.04-26.04/48
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.019	5512-5512/15-15,15	23.60-23.60/15
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	33.33	1.85	0.713	207-177297/9-48,40	6.58-472.51/48
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	9.09	0.50	0.018	740-3266/13-15,15	6.81-54.28/15
<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes, 1837	6.06	0.34	0.019	1959-3407/15-18,18	3.95-5.74/15
<i>Gobius niger jozo</i> Linnaeus, 1758	33.33	1.85	0.378	207-62900/9-45,9	2.55-144.30/36
<i>Gobius paganellus</i> Linnaeus, 1758	3.03	0.17	0.001	424-424/15-15,15	11.95-11.95/15
<i>Gobius</i> sp.	3.03	0.17	0.001	351-351/19-19,19	0.21-0.21/19
<i>Gobius vittatus</i> Vinciguerra, 1883	3.03	0.17	0.003	848-848/15-15,15	9.32-9.32/15

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Lesueurigobius friesii</i> (Malm, 1874)	66.67	3.70	2.592	1415-212437/9-50,40	4.66-399.65/9
<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.003	974-974/38-38,38	35.85-35.85/38
<i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758	3.03	0.17	0.001	407-407/45-45,45	3.83-3.83/45
<i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810)	3.03	0.17	0.002	707-707/24-24,24	9.41-9.4102/24
<i>Scorpaena maderensis</i> Valenciennes, 1833	6.06	0.34	0.004	424-653/15-15,15	ND
<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	12.12	0.67	0.023	708-3392 /11-15,15	17.96-359.58/15
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	6.06	0.34	0.004	424-653/15-15,15	78.90-505.45/15
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.006	1612-1612/48-48,48	167.55-167.55/48
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	42.42	2.35	0.209	415-22071/10-50,40	1.45-220.69/48
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	9.09	0.50	0.031	740-6784/13-15,15	8.36-173.01/15
<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	27.27	1.51	0.234	138-59316/9-48,40	1.45-106.29/38
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	3.03	0.17	0.003	722-722/26-26,26	45.34-45.34/26
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	3.03	0.17	0.003	740-740/13-13,13	2.44-2.44/13
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.006	1696-1696 /15-15,15	19.90-19.90/15
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.087	25018-25018/15-15,15	70.57-70.57/15
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	12.12	0.67	0.044	424-5924/13-15,13	2.53-17.80/15
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	3.03	0.17	0.004	1272-1272/15-15,15	15.01-15.01/15
<i>Symphodus</i> sp	3.03	0.17	0.002	708-708/11-11,11	2.69-2.69/11
Chondrichthyes	2				
<i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.002	710-710/15-15,15	157.32-157.32/15
<i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810	18.18	1.01	0.017	207-1121/13-50,25	25.22-224.39/25
Ascidiacea	6				
<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	9.09	0.50	0.010	710-1444/13-26,26	4.76-4.76/26

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Microcosmus polymorphus</i> Heller, 1877	6.06	0.34	0.035	2204-7853/15-25,25	46.22-160.37/15
<i>Microcosmus vulgaris</i> Heller, 1877	12.12	0.67	0.337	1506-87447/9-30,9	36.55-1193.42/9
<i>Phallusia mammillata</i> (Cuvier, 1815)	18.18	1.01	0.274	138-65969/9-45,9	2.92-120.73/9
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	3.03	0.17	0.011	3306-3306/15-15,15	45.63-45.63/15
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)*	3.03	0.17	0.001	407-407/45-45,45	12.6804-12.6804/45
MOLLUSCA	54				
Bivalvia	41				
<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	15.15	0.84	0.470	351-58280/15-45,15	0.17-29.40/30
<i>Abra prismatica</i> (Montagu, 1808)	18.18	1.01	0.098	707-17424/15-50,40	0.13-7.55/40
<i>Abra</i> sp	3.03	0.17	0.004	1144-1144/15-15,15	0.11-0.11/15
<i>Acanthocardia echinata</i> (Linnaeus, 1758)	6.06	0.34	0.039	806-10304/15-48,15	1.45-4.12/15
<i>Acanthocardia paucicostata</i> (G. B. Sowerby II, 1834)	42.42	2.35	0.985	703-117932/9-48,30	0.14-132.09/30
<i>Acanthocardia tuberculata</i> (Linnaeus, 1758)	24.24	1.34	0.158	710-25995/10-48,26	0.45-45.41/26
<i>Anadara</i> sp	9.09	0.50	0.142	2130-31258/12-15,13	23.01-405.39/13
<i>Arca noae</i> Linnaeus, 1758	6.06	0.34	0.406	5682-111380/12-15,12	33.16-1278.27/12
<i>Arca</i> sp	12.12	0.67	0.123	722-29149/9-26,9	0.57-179.34/9
<i>Barbatia barbata</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.011	3068-3068/9-9,9	5.06-5.06/9
Bivalvia	18.18	1.01	0.062	397-12636/14-40,26	0.39-6.18/15
<i>Cardium</i> sp	3.03	0.17	0.023	6497-6497/12-12,12	45.57-45.57/12
<i>Cerastoderma edule</i> (Linnaeus, 1758)	6.06	0.34	0.091	1223-24977/15-45,15	1.71-25.20/15
<i>Chlamys</i> sp	9.09	0.50	0.014	806-1856/12-48,12	5.48-17.07/12
<i>Crassostrea</i> sp	3.03	0.17	0.000	138-138/45-45,45	0.94-0.94/45
<i>Dosinia</i> sp	21.21	1.18	0.035	539-3669/12-48,45	0.0007-13.86/48

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Dosinia exoleta</i> (Linnaeus, 1758)	12.12	0.67	0.136	707-20328/24-48,40	1.46-6.09/40
<i>Ensis</i> sp	3.03	0.17	0.127	36758-36758/30-30,30	9.80-9.80/30
<i>Fulvia fragilis</i> (Forsskål in Niebuhr, 1775)*	30.30	1.68	0.115	502-10739/9-48,9	0.05-78.68/15
<i>Limecola balthica</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.019	5569-5569/12-12,12	24.03-24.03/12
<i>Limopsis multistriata</i> (Forsskål in Niebuhr, 1775)	6.06	0.34	0.097	351-27615/9-19,9	267.55-267.55/9
<i>Magallana gigas</i> (Thunberg, 1793)*	9.09	0.50	0.015	138-3261/45-48,45	4.93-35.10/45
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.002	595-595/15-15,15	0.23-0.23/15
<i>Moerella pulchella</i> (Lamarck, 1818)	39.39	2.18	0.436	539-38631/9-48,26	0.18-10.61/26
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	3.03	0.17	0.005	1534-1534/9-9,9	20.40-20.40/9
<i>Nucula nucleus</i> (Linnaeus, 1758)	12.12	0.67	0.241	1664-25273/26-45,26	0.49-17.13/40
<i>Ostrea edulis</i> Linnaeus, 1758	24.24	1.34	0.079	416-9205/9-50,9	2.18-50.01/9
<i>Palliolum striatum</i> (O. F. Müller, 1776)	6.06	0.34	0.004	416-815/45-45,45	1.9-2.77/45
<i>Peronaea planata</i> (Linnaeus, 1758)	12.12	0.67	0.078	710-19491/9-26,12	0.50-29.23/12
<i>Pinctada imbricata</i> Röding, 1798*	6.06	0.34	0.006	648-1192/40-50,40	4.60-8.22/40
<i>Polititapes aureus</i> (Gmelin, 1791)	9.09	0.50	0.032	710-6497/12-15,12	4.82-26.08/12
<i>Pteria hirundo</i> (Linnaeus, 1758)	15.15	0.84	0.071	722-9077/26-50,50	10.61-134.95/45
<i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.002	595-595/15-15,15	4.76-4.76/15
<i>Spisula</i> sp	3.03	0.17	0.034	9839-9839/15-15,15	4.54-4.54/15
<i>Talochlamys multistriata</i> (Poli, 1795)	3.03	0.17	0.005	1531-1531/30-30,30	8.73-8.73/30
<i>Tapes</i> sp	6.06	0.34	0.050	1534-12994/9-12,12	1.53-1.53/9
<i>Tellina purpurata</i> Gmelin, 1791	3.03	0.17	0.054	15707-15707/25-25,25	11.21-11.21/25
<i>Thyasira flexuosa</i> (Montagu, 1803)	3.03	0.17	0.004	1046-1046/49-49,49	1.36-1.36/49
<i>Thyasira</i> sp	6.06	0.34	0.047	880-12636/26-36,26	0.52-6.31/26

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Varicorbula gibba</i> (Olivi, 1792)	21.21	1.18	2.826	407-404843/13-45,15	0.08-48.72/15
<i>Venus</i> sp	3.03	0.17	0.005	1458-1458/50-50,50	0.43-0.43/50
Gastropoda	10				
<i>Anomia ephippium</i> Linnaeus, 1758	24.24	1.34	2.813	351-610598/9-45,9	0.07-576.53/9
<i>Aporrhais pespelecani</i> (Linnaeus, 1758)	18.18	1.01	0.128	138-16847/12-48,30	1.45-112.80/30
<i>Bolinus brandaris</i> (Linnaeus, 1758)	15.15	0.84	0.018	348-2243/19-49,25	3.30-38.93/25
<i>Calyptrea</i> sp.	12.12	0.67	0.075	1664-12636/15-45,26	0.72-1.30/15
<i>Hexaplex trunculus</i> (Linnaeus, 1758)	6.06	0.34	0.008	806-1506/10-48,10	25.96-36.80/10
<i>Ocenebra</i> sp	3.03	0.17	0.003	765-765/30-30,30	3.52-3.52/30
<i>Philine aperta</i> (Linnaeus, 1767)	9.09	0.50	0.012	397-2122/24-40,24	0.95-2.92/38
<i>Phorcus articulatus</i> (Lamarck, 1822)	3.03	0.17	0.148	42635-42635/25-25,25	20.86-20.86/25
<i>Tritia reticulata</i> (Linnaeus, 1758)	9.09	0.50	0.387	2130-103954/12-25,12	1.06-137.92/12
<i>Turritellinella tricarinata</i> (Brocchi, 1814)	54.55	3.03	72.575	7037-8187083/10-50,26	1.82-6676.48/30
Scaphopoda	1				
<i>Dentalium</i> sp	33.33	1.85	3.167	440-575868/10-50,26	0.03-100.01/26
Cephalopoda	2				
<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	15.15	0.84	0.017	681-1534/9-36,9	64.24-218.46/9
<i>Sepiolo robusta</i> Naef, 1912	3.03	0.17	0.003	765-765/30-30,30	1.37-1.37/30
ARTHROPODA	20				
Crustacea	20				
Cirripedia	1				
<i>Chthamalus</i> sp	3.03	0.17	0.239	68959-68959/26-26,26	32.45-32.45/26
Decapoda	17				

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Alpheus glaber</i> (Olivi, 1792)	27.27	1.51	0.390	397-82246/15-50,48	0.11-50.87/48
<i>Alpheus macrocheles</i> (Hailstone, 1835)	6.06	0.34	0.004	424-815/15-45,45	0.04-0.38/45
<i>Carcinus aestuarii</i> Nardo, 1847	3.03	0.17	0.086	24683-24683/25-25,25	246.05-246.05/25
<i>Eriphia verrucosa</i> (Forskål, 1775)	27.27	1.51	0.188	595-38147/10-48,25	0.29-280.27/25
<i>Galathea</i> sp	0.00	0.00	0.000	ND/19-45,19	0.01-0.03/19
<i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus, 1758)	39.39	2.18	0.162	693-9706/9-50,45	0.35-36.04/48
<i>Leucisca</i> sp	6.06	0.34	0.014	928-3225. /12-48,48	0.74-7.17/48
<i>Liocarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758)	6.06	0.34	0.019	710-4640/12-15,12	1.85-2.62/15
<i>Liocarcinus vernalis</i> (Risso, 1827)	3.03	0.17	0.047	13463-13463/25-25,25	26.81-26.81/25
<i>Metapenaeus affinis</i> (H. Milne Edwards, 1837)*	15.15	0.84	0.051	1077-6497/12-25,12	2.87-31.24/15
<i>Metapenaeus monoceros</i> (Fabricius, 1798)*	3.03	0.17	0.020	5896-5896/15-15,15	31.77-31.77/15
<i>Pagurus</i> sp	6.06	0.34	0.014	502-3434/10-15,15	0.75-34.34/15
<i>Penaeus kerathurus</i> (Forskål, 1775)	15.15	0.84	0.157	737-40657/12-50,40	1.45-26.97/50
<i>Pisa</i> sp	3.03	0.17	0.006	1612-1612/48-48,48	0.40-0.40/48
<i>Processa edulis</i> (Risso, 1816)	24.24	1.34	0.641	722-110467/26-50,48	0.14-21.20/48
<i>Processa</i> sp	27.27	1.51	0.673	440-70149/15-48,38	0.07-17.42/40
<i>Sphaerifer</i> sp	3.03	0.17	0.004	1223-1223/45-45,45	0.12-0.12/45
Stomatopoda	2				
<i>Erugosquilla massavensis</i> (Kossmann, 1880)*	3.03	0.17	0.007	1948-1948/38-38,38	34.48-34.48/38
<i>Squilla mantis</i> (Linnaeus, 1758)	15.15	0.84	0.018	407-1612/15-50,48	0.44-25.31/48
ECHINODERMATA	18				
Asteroidea	8				
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843	42.42	2.35	0.758	138-146945/10-50,26	0.01-18.70/26

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Asterias rubens</i> Linnaeus, 1758*	3.03	0.17	0.218	62831-62831/25-25,25	22.43-22.43/25
<i>Astropecten bispinosus</i> (Otto, 1823)	3.03	0.17	0.024	6897-6897/40-40,40	0.72-0.72/40
<i>Astropecten irregularis</i> (Pennant, 1777)	63.64	3.53	0.659	207-70933/10-50,40	0.80-151.93/30
<i>Astropecten jonstoni</i> (Delle Chiaje, 1827)	3.03	0.17	0.003	806-806/48-48,48	8.30-8.30/48
<i>Astropecten spinulosus</i> (Philippi, 1837)	3.03	0.17	0.001	207-207/35-35,35	7.06-7.06/35
<i>Echinaster (Echinaster) sepositus</i> (Retzius, 1783)	6.06	0.34	0.005	424-1102/15-15,15	0.81-6.39/15
<i>Marthasterias glacialis</i> (Linnaeus, 1758)	3.03	0.17	0.002	708-708/11-11,11	0.28-0.28/11
Ophiuroidea	2				
<i>Amphiodia (Amphispina) obtecta</i> Mortensen, 1940*	3.03	0.17	0.001	397-397/40-40,40	0.79-0.79/40
<i>Ophiozonella alba</i> (Lütken & Mortensen, 1899)	18.18	1.01	0.028	277-3828/30-49,30	0.37-1.69/48
Echinoidea	4				
<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)	12.12	0.67	0.121	3488-16608/25-49,26	20.75-76.19/49
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)	3.03	0.17	0.004	1121-1121/25-25,25	7.85-7.85/25
<i>Psammechinus microtuberculatus</i> (Blainville, 1825)	3.03	0.17	0.001	424-424/15-15,15	1.14-1.14/15
<i>Sphaerechinus granularis</i> (Lamarck, 1816)	3.03	0.17	0.011	3306-3306/15-15,15	118.38-118.38/15
Holothuroidea	4				
<i>Holothuria (Holothuria) tubulosa</i> Gmelin, 1791	6.06	0.34	0.079	722-22045/15-26,15	1.37-653.41/15
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i> Delle Chiaje, 1823	3.03	0.17	0.008	2204-2204/15-15,15	33.39-33.39/15
<i>Holothuria (Platyperona) sanctori</i> Delle Chiaje, 1823	3.03	0.17	0.011	3306-3306/15-15,15	102.61-102.61/15
<i>Holothuria (Roweothuria) poli</i> Delle Chiaje, 1824	3.03	0.17	0.002	708-708/11-11,11	30.25-30.25/11
ANNELIDA	9				
Polycheata	9				
<i>Eunice</i> sp	9.09	0.50	0.006	351-806/15-48,48	0.07-8.06/48

Species	DO%	FO%	NO%	Abundance (ind/km ²)	Biomass (kg/km ²)
<i>Glycerina</i> sp	18.18	1.01	0.030	416-3897/15-48,38	0.07-1.55/38
Lumbrineridae sp	3.03	0.17	0.003	806-806/48-48,48	0.64-0.64/48
<i>Magelona rosea</i> Moore, 1907	3.03	0.17	0.002	708-708/11-11,11	6.44-6.44/11
<i>Nephtys hombergii</i> Savigny in Lamarck, 1818	12.12	0.67	0.038	440 -7794/36-45,38	0.26-4.28/38
<i>Nephtys</i> sp	9.09	0.50	0.011	277-1612/45-48,48	0.16-0.97/45
Serpulidae sp	3.03	0.17	0.003	974-974/38-38,38	0.09-0.09/38
<i>Sternaspis scutata</i> (Ranzani, 1817)	36.36	2.02	1.239	722-94593/15-50,45	0.35-32.81/40
<i>Syllis incisa</i> (O. Fabricius, 1780)	3.03	0.17	0.002	539-539/45-45,45	0.10-0.10/45
PORIFERA	3				
<i>Axinella cannabina</i> (Esper, 1794)	9.09	0.50	0.028	653-6377/11-19,11	0.52-271.08/19
<i>Chondrosia reniformis</i> Nardo, 1847	6.06	0.34	0.020	2204-3543/11-15,11	45.98-103.50/15
<i>Sarcotragus foetidus</i> Schmidt, 1862	3.03	0.17	0.003	756 9-756/15-15,15	1491.22-1491.22/15
SIPUNCULA	1				
Sipunculidae gen sp	9.09	0.50	0.007	138-1612/45-48,48	0.02-1.45/48
CNIDARIA	4				
Anthozoa	4				
<i>Actinia</i> sp	6.06	0.34	0.090	1144-24683/15-25,25	2.86-36.35/25
<i>Anemonia sulcata</i> (Pennant, 1777)	6.06	0.34	0.029	806. -7695/40-48,40	1.45-6.61/48
Anthozoa sp	18.18	1.01	0.023	648-2204/13-50,15	1.61-62.60/15
<i>Pennatula phosphorea</i> Linnaeus, 1758	18.18	1.01	0.320	502-65969/9-50,9	8.83-587.43/9
BRYOZOA+	3.03	0.17	0.015	4251-4251/11-11,11	55.48-55.48/11

Evaluation of Sediment Dredging on Heavy Metal Concentrations in Mogan Lake's Sediment (Ankara, Turkey)

Arzu Binici^{1*}, Serap Pulatsü², Nurbanu Bursa³

¹T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Eğitim ve Yayın Dairesi Başkanlığı, 06170 Ankara, Türkiye
²Ankara Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Su Ürünleri Mühendisliği Bölümü, 06100, Ankara, Türkiye
³Hacettepe Üniversitesi, İstatistik Bölümü, 06800 Beytepe, Ankara, Türkiye

Correspondent: arzu.binici@tarimorman.gov.tr

Received: 26.08.2021 Accepted: 27.09.2021

Arzu Binici: Orcid 0000-0002-8212-3615

Serap Pulatsü: Orcid 0000-0001-5277-417X

Nurbanu Bursa: Orcid 0000-0003-3747-5870

How to cite this article: Binici, A., Pulatsü, S., Bursa, N. (2021). Evaluation of sediment dredging on heavy metal concentrations in Mogan Lake's sediment (Ankara, Turkey). COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 159-167. DOI: 10.46384/jmsf.987343

Abstract: Sediment dredging (removal), a lake management method, is performed on a regular basis to improve the recreational value of Mogan Lake. The aim of the study is to a) determine heavy metal concentrations (Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, and Zn) in the sediment after dredging and make evaluations based on the sediment quality criteria, b) define the potential sources of heavy metals by multivariate analyses, c) shed light on the effectiveness of the dredging in the context of current data. As indicated by the findings from two stations under the influence of mineral processing facilities (station I) and domestic wastewater discharges (station II) taken in May and November, 2020, the mean heavy metal concentrations in the sediment in decreasing order were Cr>Cu>Zn>Ni>Pb>As>Cd>Hg. Cr, Ni, and As levels were found to exceed the probable effect level (PEL) and therefore, the lake sediment was classified as heavily polluted in terms of Cr, Ni, Cu and As. Based on the Spearman's correlation analysis, Cu-Cd, Zn-Pb, and As-Cd were found to have similar anthropogenic sources. Three main components determined by the principal component analysis also support this result; the differences in heavy metals originating from different anthropogenic sources reflect the environmental pollution diversity and pressure related to the heavy metal accumulation in the lake sediment. Based on our findings, sediment removal in Mogan lake can not be considered as effective intervention. As anthropogenic pollutants persist in the lake basin, sediment should be routinely monitored for heavy metal levels to ensure the lake's sustainable use.

Key words: Sediment Dredging, Sediment Quality, Heavy Metal, Principal Component Analysis, Mogan Lake

Mogan Gölü'nde (Ankara, Türkiye) Sediment Tarama Uygulamalarının Sedimentteki Ağır Metal Konsantrasyonları Açısından Değerlendirilmesi

Özet: Bir göl yönetim uygulaması olan sediment taraması (uzaklaştırımı), Mogan Gölü'nün rekreatif değerinin artırılması amacıyla zaman zaman gerçekleştirilmektedir. Bu çalışmada, sediment tarama faaliyetinden sonra; a) sedimentteki bazı ağır metal (Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu ve Zn) konsantrasyonlarının belirlenmesi ve sediment kalite kriterlerine göre değerlendirilmesi b) göl sedimentindeki ağır metallerin potansiyel kaynaklarının bazı çok değişkenli istatistiksel analizler kullanarak tanımlanması c) güncel veriler bağlamında sediment taramasının etkinliğine ışık tutulması amaçlanmıştır. Gölde litoral bölgede; özellikle maden işleme tesisleri ile evsel kaynaklı atık suların (I. istasyon) ve evsel atık sular ile tarımsal faaliyet kaynaklı atık suların ulaştığı alanda (II. istasyon) seçilen iki istasyondan 2020 yılının Mayıs ve Kasım aylarında alınan yüzey sediment örneklerinde saptanan bulgulara göre, sedimentteki ortalama ağır metal konsantrasyonlarının dizilimi Cr>Cu>Zn>Ni>Pb>As>Cd>Hg şeklinde bulunmuştur. Cr, Ni ve As, ay-istasyonlara göre olası etki değerini (PEL) aşmış olup, göl sedimenti Cr, Ni, Cu ve As açısından çok kirli sınıfa girmektedir. Spearman korelasyon analizi sonuçlarına göre, Cu-Cd, Zn-Pb ve As-Cd, benzer antropojenik kaynaklar ile göle ulaşmaktadır. Temel bileşen analizi ile belirlenen 3 temel

bileşen de bu sonucu desteklemekte, farklı antropojenik kaynaklardan köken alan ağır metallerdeki farklılıklar, göldeki ağır metal birikimine ilişkin çevresel baskının çeşitliliğini ve baskısını yansıtmaktadır. Bulgular ışığında, gölde gerçekleştirilen sedimentin uzaklaştırılması faaliyetini, etkin bir girişim olarak değerlendirmek olası gözükmemektedir. Göl havzasındaki farklı antropojenik kirleticiler devam ettikçe, gölün sürdürülebilir kullanımı açısından göl sedimenti ağır metaller açısından rutin olarak izlenmelidir.

Anahtar kelimeler: Sediment Tarama, Sediment Kalitesi, Ağır Metal, Temel Bileşen Analizi, Mogan Gölü

Giriş

Sediment tarama uygulamaları, göl içi ötrofikasyon kontrolüne yönelik fiziksel yöntemlerden biri olup, akarsular, göller, kıyı suları ve denizlerden dip sedimentlerinin uzaklaştırılması olarak tanımlanabilmektedir. Tarama uygulamaları rekreatif amaca hizmet etmekte, göl içi yüklemenin önemli bir fosfor kaynağı olduğu göllerin iyileştirilmesi başta olmak üzere, makrofit kontrolü veya sedimentasyonla büyük oranda dolmuş göllerde sığlığın bertarafı süreçlerinde kullanılmaktadır. Söz konusu uygulamanın; maliyet, sedimentten besin elementi-toksik madde salınımı, koku sorunu, sedimentin boşaltıldığı alana çevresel etkisi gibi birtakım olumsuz etkileri de bulunmaktadır (Peterson, 2007; Manap ve Voulvoulis, 2015).

Limnolojik ve ekotoksikolojik kirlenme çalışmalarının ana unsurlarından biri olan sedimentler, kirleticilerden ağır metallerin deposu ve potansiyel bir kaynağıdır. Göl sedimentlerinde ağır metallerin, tarama uygulamaları ile başarılı bir şekilde kontrol altına alındığı çalışmalar bulunmakta (Wang ve Feng 2007; Fathollahzadeh vd., 2015; Chen vd., 2019), tarama yapılmayan bölge ile karşılaştırıldığında, taramanın sedimentteki ağır metal konsantrasyonlarını 2-5 kat azalttığı bildirilmektedir (Jiang vd., 2010; Smal vd., 2015).

Sucul ekosistemlerdeki kirletici konsantrasyonlarının, kabul edilebilir limitlerini belirlemek için kullanılan kalite kriterleri (SQG), ağır metal, PAH ve PCB gibi birçok toksik madde için geliştirilmiş, TEL (Eşik etki seviyesi) ve PEL (Olası etki seviyesi) değerleri belirlenmiştir. Örneğin USEPA (United States Environmental Protection Agency) SQG'e göre sediment; "kirli olmayan", "kısmen kirli" ve "aşırı kirli" olarak sınıflandırmakta; SQG için TEL değeri, bu konsantrasyonun altında kötü etkilerin görünmesinin nadir; PEL değeri ise bu konsantrasyonun üzerinde kötü etkilerin görünmesinin sıklıkla olacağını ifade etmektedir (MacDonald vd., 2000; Pulatsü ve Topçu, 2015).

Gölbaşı Özel Çevre Koruma Bölgesi'nde bulunan Mogan Gölü çevresinde giderek artan yerleşim yerlerinin yanısıra tarımsal faaliyetler gibi antropojenik etkiler gölün rekreatif değerini de olumsuz yönde etkilemektedir. Bu tip etkilerin yanısıra Gölbaşı'nda andezit taşı işleyen 24 fabrika, 4 atölye olmak üzere 29 tesis bulunduğu ve bu tesislerde 2006 yılında yapılan denetimlerde birçok tesisin özellikle kesim esnasında ortaya çıkardıkları sulu çamurları herhangi bir arıtma işlemi yapmadan gölü besleyen Sukesen deresine verdikleri ve söz

konusu tesislere idari para cezaları verildiği bildirilmiştir (Anonim, 2013). Ayrıca Çevre ve Şehircilik Bakanlığı yetkilileri, havzada bulunan andezit taşı işleme tesislerinin çamurlarından alınan numunelerde yüksek oranda ağır metal tespit edildiğini belirtmişlerdir. Gölbaşı Belediyesi'nden edinilen bilgilere göre; fiilen göl tabanından çamur çekilmesine 20 Temmuz 2017'de başlanılmış ve 2018 yılı Kasım ayında sonlandırılmıştır.

Mogan Gölü'nde, sedimentin ağır metal seviyesine ilişkin araştırmalar oldukça sınırlı sayıda kalmıştır (Yavuz ve Filazi, 2015; Olgun ve Kocaemre, 2011; Benzer vd., 2013; Topçu ve Kaya, 2017). Bu çalışmalar, Mogan Gölü sedimentinde ortalama metal konsantrasyonlarının; dizilimine, mevsimsel-yersel değişimlerine, sediment kalite kriterleri ve TEL/PEL değerleri ile karşılaştırılmasına yöneliktir.

Bu çalışma ise, Mogan Gölü'nün rekreatif değerinin artırılması amacıyla uygulanan sediment tarama (uzaklaştırımı) faaliyetinden sonra; a) göl sedimentindeki ağır metal konsantrasyonlarının (Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu ve Zn) belirlenen iki ay ve istasyona göre değişimlerinin tespit edilmesine b) ağır metal konsantrasyonlarının SQS, TEL ve PEL değerlerine göre değerlendirilmesine c) korelasyon ve temel bileşen analizi ile sedimentteki ağır metallerin potansiyel kaynaklarını tanımlamak d) güncel veriler bağlamında girişimin etkinliğine ışık tutulmasına odaklanmıştır.

Materyal ve Yöntem

Araştırma alanı

Mogan Gölü alüvyal set gölü olup, Ankara'nın 20 km güneyinde yağış ve irili ufaklı beşten fazla dereden gelen sular dışında beslenmesi oldukça düşük yeraltı suyuyla beslenmektedir. Gölbaşı Özel Çevre Koruma Bölgesi sınırında olan göl, Ramsar'a aday gösterilen önemli sulak alanlarından (Anonim, 2016).

Saha çalışması

Mogan Gölü litoral bölgede, tabanı sediment örneklerinin alınmasına uygun olan ve gölü kirleten kaynakları da temsil edecek şekilde iki istasyon seçilmiştir. Buna göre, I. istasyon; özellikle maden işleme tesisleri ve evsel kaynaklı atık suların ulaştığı alanda, II. istasyon; evsel atık ve tarımsal faaliyet kaynaklı atık suların ulaştığı alandadır. Yüzey sediment örnekleri litoral bölgede seçilen

istasyonlardan 2020 yılının Mayıs ve Kasım aylarında alınarak koyu renkli naylon torbalarda ve soğuk ortamda laboratuvara ulaştırılmıştır.

Laboratuvar çalışması

Sediment örnekleri, 105°C 2 saat kurutulduktan sonra çözeltiye alma işlemleri Anton Paar Multiwave 3000 Microwave Digestion System (Rotor type 8SXF100) kullanılarak yapılmıştır. Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu ve Zn düzeyleri Endüktif Eşleşmiş Plazma Kütle Spektrometresi (ICP-MS, Perkin Elmer NexION 350D) kullanılarak tespit edilmiştir. Analizler ODTÜ Merkezi Laboratuvarı'nda yapılmıştır.

İstatistiksel analizler

Gözlem sayısı az olduğu için ağır metallerin farklı istasyonlara göre karşılaştırılmasında Mann-Whitney testi, aynı istasyonlardaki aylara göre karşılaştırılmasında ise Wilcoxon işaretli sıra sayıları testi kullanılmıştır. Ayrıca ağır metaller arasındaki ilişkinin yönü ve miktarı Spearman korelasyon katsayısı ile saptanmıştır. Göle ulaşan ağır metaller üzerinde doğal ve antropojenik faktörlerin katkısını belirlemek amacıyla temel bileşen analizi kullanılmıştır. Temel bileşenler analizi sonucunda yorumlamayı zorlaştıran bileşenlerin koordinat sistemi üzerinde yer alması nedeniyle, toplam açıklanan varyans oranının değişmediği, ancak daha basit bir yapıya ulaşmanın mümkün olduğu Varimax döndürme yöntemi kullanılmıştır. Varimax döndürme yönteminde yükler matrisinin her sütunundaki bazı yük değerleri 1'e yaklaştırılırken, geriye kalan yük değerleri ise 0'a yaklaştırılmaktadır. Çalışmada tüm istatistiksel analizler için iki yönlü p <0.05 değeri istatistiksel olarak anlamlı kabul edilmiştir (Pardo ve Pardo, 2018; Kolassa, 2020). İstatistiksel analizler için SPSS 23 yazılımından yararlanılmıştır.

Bulgular ve Tartışma

Sedimentte ortalama ağır metal konsantrasyon değerlerinin aylara ve istasyonlara bağlı değişimi Tablo 1'de sunulmuştur. Mogan Gölü'nde sediment örnekleme yapılan aylara göre istasyonlar açısından farklılığın istatistiksel olarak önemli bulunmadığı ağır metaller; Mayıs ayında Hg iken, Kasım ayında Hg, Ni, Zn ve Pb olarak belirlenmiştir. Aylar açısından ise her iki istasyonda da tüm metaller istatistiksel açıdan önemli seviyede farklılık göstermemiştir (p>0,05) (Tablo 1).

Tablo 1'deki verilere göre, her iki istasyon göz önüne alındığında ağır metal konsantrasyonlarının dizilimi; I. istasyonda: Cu>Zn>Ni>Cr>Pb>As>Cd>Hg, II. istasyonda: Cr>Zn>Ni>Cu>Pb>As>Cd>Hg olarak belirlenmiştir. Her iki istasyon ve ay dikkate alındığında ise toplam ortalama bazında sedimentteki ağır metal konsantrasyonlarının dizilimi; Cr>Cu>Zn>Ni>Pb>As>Cd>Hg şeklindedir. Ağır metal konsantrasyonlarının diziliminde, istasyon ve

aylar açısından Cu ve Cr'un sıralama yeri dışında bir farklılık söz konusu değildir.

Gölde yürütülen önceki çalışmaların kantitatif sonuçlarının yanısıra, herbir metale ilişkin SQS ve MacDonald vd. (2000)'in bildirdiği TEL (eşik etki değeri)- PEL (olası etki değeri) ile ardalara değerler Tablo 2'de sunulmuştur. Bu kapsamda Mogan Gölü sedimentine ilişkin ağır metal konsantrasyon değerleri; sediment tarama öncesi dönemde gerçekleştirilen Yavuz ve Filazi (1995), Olgun ve Kocaemre (2011), Benzer vd. (2013) tarafından gerçekleştirilen çalışmalarda bildirilen aynı metallere ait sonuçlarından daha yüksek bulunurken, Hg konsantrasyon seviyeleri Olgun ve Kocaemre (2011)'ye ait bulgulardan daha düşük seviyede belirlenmiştir. Bu çalışmada tespit edilen sediment Cu-Zn konsantrasyon değerleri, Topçu ve Kaya (2017)'in çalışmasında bildirilen Cu (34,75-75,50 µg/gKA) ve Zn (20,50-36,50 µg/gKA) konsantrasyon değerlerinden ve gölde sediment tarama faaliyetlerinin devam ettiği süreçte, Küçükosmanoğlu ve Filazi (2020) tarafından yürütülmüş çalışmada elde edilen verilerden daha yüksek bulunmuştur (Tablo 2).

Çalışmamızda, genel ortalamalar dikkate alındığında, her iki istasyonda Hg, Cu, Cd ve Zn'nun eşik etki (TEL) seviyesini aşmadığı, diğer metallerin (Cr, Ni, As, Pb) ise aştığı belirlenmiştir. Hg, Cu, Zn, Cd, Pb olası etki seviyelerini (PEL) aşmazken, Cr, Ni, As genel ortalamalar bazında PEL değerlerini aşmıştır (Tablo 2). Mogan Gölü'nde Benzer vd. (2013) tarafından yürütülen çalışma kapsamında sedimentteki Cr, Cu, Pb, Zn seviyelerinin olası etki seviyesini (PEL) aşmadığı bildirilmesine karşın, bu çalışmada ele alınan ortak ağır metallerden yalnız Cr'un PEL değerini aştığı saptanmıştır. Ayrıca Topçu ve Kaya (2017), gölde ortalama metal konsantrasyonlarını azalan sırayla Ca>Zn>Al>Cu>TFe>K>Na>Mg>Mn şeklinde belirlemiş oldukları dizilim ile benzerlik göstermezken, Cu ve Zn konsantrasyon verilerini TEL/PEL ve SQGs değerleri ile karşılaştırdıkları sonuçlar ile uyum göstermektedir.

Küçükosmanoğlu ve Filazi (2020) tarafından Mogan Gölü'nde belirlenen 5 istasyondan elde edilen yüksek ağır metal seviyelerinin, istasyonlara göre farklılık gösterdiği ve en kirli istasyonunun, restoran ve çay bahçelerinden gelen atıkların boşaltıldığı alana, nispeten düşük kirlenme düzeylerinin ise, Çölova ve Sukesen Dere'lerinin göle döküldüğü lokasyonlarda tespit edildiği bildirilmiştir. Araştırmacıların yüzey sedimentlerinde belirledikleri ağır metal konsantrasyonlarının dizilimi Fe>Zn>Cu>Ni>Se>Pb>Cr>As>Al>Cd şeklinde olup, dikkate aldığımız ortak ağır metallerden Cr'un As ve Cd'dan daha yüksek olduğuna ilişkin sonucu desteklemektedir.

Ağır metal konsantrasyonlarının ardalan değerleri dikkate alındığında, Hg'nin I. istasyonda düşük olması dışında, tüm metallerin ardalan değerlere göre daha yüksek bulunduğu görülmektedir. SQS değerleri kapsamında ise, göl sedimenti Cr, Ni, Cu ve As açısından çok kirli sınıfa girerek, sedimentin özellikle sözü edilen ağır metallerce oldukça kirlendiği olgusunu gözler önüne sermektedir (Tablo 2).

Mogan Gölü'nde gerek son altı yılda (Topçu ve Kaya, 2017) sediment tarama öncesi gerekse tarama esnasında yapılan çalışma kapsamında (Küçükosmanoğlu ve Filazi, 2020) belirlenen ağır metaller değerleri ile güncel veriler dikkate alındığında, tarama girişiminin sedimentin ağır metallerle kirlenmesi açısından olumlu bir etkisi olduğunu söylemek olası gözükmemektedir.

Peng vd. (2009), sedimentlerin ağır metallerin en önemli rezervleri olarak metallerin transformasyonlarında oldukça önemli rol oynadığını, bu nedenle tarama girişiminin göl ve nehirlerde sedimentten metal salınımının azaltılması için sedimentin oksidasyonundan kaçınılması gerektiğini bildirmişlerdir. Van den Berg vd. (2001) ise, sediment tarama girişiminin hem partiküler hem de gözenek suyundaki kirleticilerin dağılımı ile sonuçlanabildiğini, söz konusu girişimin ağır

metallerin hareketliliğini artırarak özellikle taranan kısım ile askıda katı maddenin karışımı, organik madde ve Mn değerlerinde düşmeye, askıda katı maddedeki ağır metallerin miktarında artışa neden olduğunu belirtmişlerdir. Belirlenen güncel verilere bakarak Mogan Gölü'nde sediment tarama ertesini, sedimentte dikkate alınan ağır metal konsantrasyonlarındaki artışlar nedeniyle, tarama faaliyetinin ağır metallerin dağılımını ve düzeyini tetiklediği düşünülmektedir. Ancak araştırma bulguları, Wang ve Feng (2007) tarafından South Gölü'nde (Çin), sediment tarama ertesini, sedimentte Hg (%97,0), Zn (%93,1), As (%82,6), Pb (%63,9), Cd (%52,7), Cu (%50,1), Cr (%32,0) ve Ni (%23,6) için indirgenme belirledikleri çalışma sonuçları ile örtüşmemektedir.

Fan vd. (2019), sedimentin yapısındaki killerin geniş bir yüzey alanına ve gözenek hacmine sahip olduğundan ağır metalleri daha fazla adsorbe edebileceğinden söz etmiştir. Bu çalışmada, istasyonlar ve aylar baz alındığında sedimentin kil yüzdesi (%45,13-87,13), silt yüzdesinden (%12,86-54,86) daha yüksek bulunmuştur. Sedimentin kil ağırlıklı yapısının da ağır metallerin sedimentte tutulumunda önemli rol oynadığı düşünülmektedir.

Tablo 1. Sedimentte ortalama ağır metal değerlerinin aylara ve istasyonlara bağlı değişimi (N=4)

Örnekleme Zamanı	Parametre (mg/kg)	İstasyonlar	
		I	II
Mayıs	Hg	0,04±0,03 ^{a*A**}	0,015±0,01 ^{aB}
	Cr	72,08±4,03 ^{cA}	194,12±36,34 ^{dB}
	Ni	69,16±5,36 ^{cA}	91,75±3,39 ^{dB}
	Cu	171,47±10,98 ^{cA}	23,91±1,03 ^{dB}
	Zn	132,73±13,24 ^{cA}	64,85±2,99 ^{dB}
	As	23,59±3,65 ^{cA}	16,55±1,11 ^{dB}
	Cd	0,42±0,09 ^{cA}	0,22±0,10 ^{dB}
	Pb	45,69±3,01 ^{cA}	16,45±1,43 ^{dB}
Kasım	Hg	0,01±0,01 ^{bA}	0,11±0,12 ^{bB}
	Cr	54,43±2,84 ^{eA}	147,27±18,46 ^{fB}
	Ni	63,17±4,00 ^{bA}	58,96±1,69 ^{bB}
	Cu	190,84±8,34 ^{eA}	45,20±25,78 ^{fB}
	Zn	115,73±4,79 ^{bA}	106,97±62,03 ^{bB}
	As	18,99±1,14 ^{eA}	9,83±0,30 ^{fB}
	Cd	0,44±0,10 ^{eA}	0,17±0,05 ^{fB}
	Pb	45,38±2,61 ^{bA}	43,98±36,24 ^{bB}

* : Aynı satırdaki küçük harfler, aynı ayda her bir parametrenin istasyonlar arası farklılığını,

** : Aynı sütundaki büyük harfler ise aynı istasyonda her bir parametrenin aylar arasındaki farklılığını göstermektedir.

Tablo 2. Mogan Gölü'nde sediment tarama öncesi farklı çalışmalar ile bu çalışmaya ilişkin ağır metal konsantrasyonları

	Hg	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Kaynaklar	
Tarama öncesi	-	-	-	75	49	-	6	270	Yavuz ve Filazi (1995)(µg/kg) (1991-1992)*	
	200	-	-	-	-	-	1000	10000-25000	Olgun ve Kocaemre (2011) (µg/kg) (2009)*	
	-	22,19-41,31	-	9,91-30,19	11,27-18010	-	-	0,46-1,78	Benzer vd. (2013) (µg/g) (2007)*	
	-	-	-	31,25-36,50	63,75-75,50	-	-	-	Topçu ve Kaya (2017) (µg/g) (2015)*	
Tarama esnasında	0,9±2,86	406,7±65,1	4481±672	4514±537	14051±1068	66,6±8,4	24,8±6,9	651,3±129,1	Küçükosmanoğlu ve Filazi (2020) (µg/kg) (2017 Mayıs-2018 Haziran)*	
Tarama sonrası (I. istasyon)	0,01-0,04	54,43-72,08	63,17-69,16	171,47-190,84	115,73-132,73	18,99-23,59	0,42-0,44	45,38-45,69	Bu çalışma (mg/kg) (2020)*	
Tarama sonrası (II. istasyon)	0,015-0,11	147,27-194,12	58,96-91,75	23,91-45,20	64,85-106,97	9,83-16,55	0,17-0,22	16,45-43,98		
Ardalan değerler	0,05	92	47	28	67	4,8	0,09	17	Rudnick ve Gao (2014)	
SOS	a**	<1.0	<25	<20	<25	<90	<3	-	<40	
	b	-	25-75	20-50	25-50	90-200	3-8	-	40-60	Wang ve Feng (2007)
	c	>1.0	25-75	>50	>50	>200	>8	>6	>60	
TEL	0,174	37,3	18,0	35,7	123,0	5,9	0,596	35,0	MacDonald (2000)	
PEL	0,486	90,0	36,0	197,0	315,0	17,0	3,53	91,3		

*:Araştırmanın yürütüldüğü yıl; **:a: Kirlenmemiş, b: Orta düzeyde kirlenmiş, c:Yoğun kirlenmiş

Tablo 3. Sedimentte ağır metaller arasındaki Spearman korelasyon katsayıları

	Hg	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Hg	1	0,512* (0,043)	0,194 (0,471)	-0,053 (0,846)	0,485 (0,057)	-0,088 (0,745)	0,068 (0,803)	0,541* (0,030)
Cr		1	0,494 (0,052)	-0,744* (0,001)	-0,232 (387)	-0,518* (<0,040)	-0,591* (0,016)	-0,218 (0,418)
Ni			1	-0,059 (0,829)	0,094 (0,729)	0,344 (0,192)	0,229 (0,393)	0,009 (0,974)
Cu				1	0,656* (0,006)	-0,729* (0,001)	0,921* (<0,001)	0,671* (0,004)
Zn					1	0,626* (0,009)	0,697* (0,003)	0,932* (<0,001)
As						1	0,891* (<0,001)	0,459 (0,074)
Cd							1	0,626* (0,009)
Pb								1

*0,05 düzeyinde önemli korelasyon

İstasyonlara göre bir elementin diğer elementlerle bulunma ilişkileri, matrisler şeklinde Tablo 3'te verilmiştir. Ağır metaller arasındaki korelasyon, ağır metallerin kaynakları ve taşınım yolları konusunda bazı bilgiler vermekte; belirlenen pozitif değerler sözü edilen elementlerin ortak bir kaynağa sahip olma, taşınım esasında birlikte bulunma ve aynı davranış gösterme; belirlenen negatif değerler ise bu elementlerin farklı kaynaklardan köken aldığı şeklinde yorumlanmaktadır. (Hu vd., 2013; Mamat vd., 2016). Spearman korelasyon analizi sonuçlarına ($p < 0,05$) göre, Cr-Cu (negatif yönlü) ve Cu-As (negatif yönlü) arasında güçlü ilişkiler; Cu-Cd (pozitif yönlü), Zn-Pb (pozitif yönlü) ve As-Cd (pozitif yönlü) arasında çok güçlü ilişkiler olduğu görülmektedir. Cu, Cd, Hg, Pb ve As gibi ağır metallerin gerek madencilik faaliyetleri gerekse gübre, pestisit kullanımı başta olmak üzere, tarımsal faaliyet odaklı atık sularla alıcı ortamlara ulaştığı bildirilmekte olup (Dai vd., 2018), Mogan Gölü'nde aralarında güçlü korelasyon saptanan söz konusu metallerin de istasyonları karakterize eden benzer antropojenik kaynaklarla göle ulaştığı düşünülmektedir.

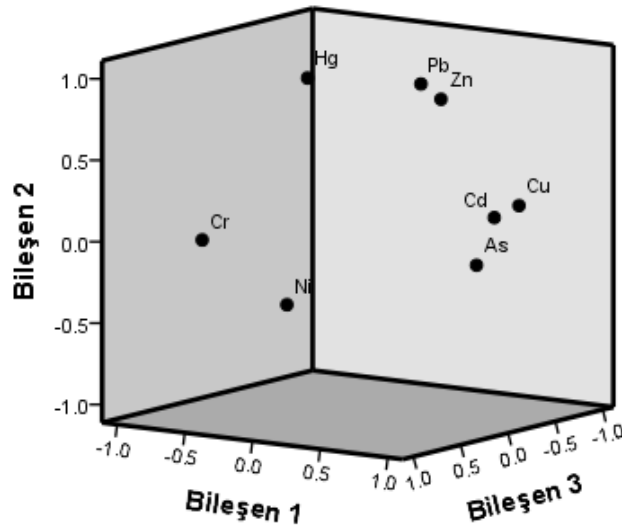
Çalışma kapsamında temel bileşen analizi ile göldeki kirletici kaynaklardaki ağır metallerin çeşitleri ve katkılarının nasıl olacağı tanımlanmıştır. Önemli bulunan bileşenlere ait grafik Şekil 1'de gösterilmiştir. Analiz sonucunda toplam varyansın %96,141'ini açıklayan özdeğeri 1'den büyük 3 temel bileşen tespit edilmiştir. Toplam varyansın %40,063'ünü açıklayan 1. temel bileşende bulunan

Cu (0,826), As (0,962) ve Cd (0,933) diğer ağır metallere göre daha güçlü pozitif yüke sahiptir (Tablo 4). Her üç ağır metalin de örnekleme yapıldığı iki periyotta, maden işleme tesisleri ile evsel kaynaklı atık suların deşarj edildiği I. istasyonda, II. istasyona göre oldukça yüksek değerlerde seyrettiği (Tablo 1) görülmektedir. Toplam varyansın %31,625'ini açıklayan 2. temel bileşende bulunan Hg (0,936), Zn (0,831) ve Pb (0,900) ağır metalleri ise diğer ağır metallere göre daha güçlü pozitif yüklere sahiptir. Farklı araştırmacılar tarafından uygulanan temel bileşen analizi sonuçlarına göre, yerleşim yerlerinden Ni, Cr, Cu, Fe, V, Ba, Zn, Pb'un ulaştığı belirtilmiş (Baralkiewicz vd., 2008), evsel yerleşimler ile gübre-pestisit kullanımının göl sedimentinde Cd, Pb ve Hg birikimine yol açtığı bildirilmiştir (Li vd., 2013; Mamat vd., 2016). Toplam varyansın %24,452'sini açıklayan 3. temel bileşende bulunan Cr (0,779) ve Ni (0,935) ağır metalleri ise diğer ağır metallere göre daha güçlü pozitif yüklere sahiptir (Tablo 4). Bu metallerden özellikle Cr, örnekleme yapılan her iki ayda da evsel atık sular ile tarımsal faaliyet kaynaklı atık suların ulaştığı II. istasyonda, I. istasyona göre daha yüksektir (Tablo 1).

Genel olarak Tablo 3'te ağır metaller arasında tespit edilen güçlü ilişkiler elde edilen temel bileşenlerin yüklerini destekler niteliktedir. Temel bileşen analizi sonucu, göle ulaşan farklı antropojenik kaynaklardan köken alan ağır metallerdeki farklılıklar, göldeki ağır metal birikimine yönelik çevresel baskının çeşitliliğini ve baskısını da yansıtmaktadır.

Tablo 4. Sedimentteki ağır metaller için temel bileşenler analizi (Varimax yöntemi ile döndürme yapılmış hali)

Parametre	Temel Bileşenler		
	1	2	3
Hg	-0,318	0,936	0,076
Cr	-0,604	0,014	0,779
Ni	0,131	-0,287	0,935
Cu	0,826	0,181	-0,523
Zn	0,427	0,831	-0,269
As	0,962	-0,078	0,120
Cd	0,933	0,178	-0,109
Pb	0,248	0,900	-0,313
Varyans Katkı Oranları (%)	40,063	31,625	24,452
Kümülatif Katkıları (%)	40,063	71,689	96,141

**Şekil 1.** Önemli bulunan temel bileşenlerin grafiği

Sonuç

Mogan Gölü'nde gerçekleştirilen sedimentin uzaklaştırılması girişimini; gerek sediment tarama öncesi ile tarama esnasında gerekse bu çalışma kapsamında elde edilen sedimentteki ağır metal konsantrasyonu düzeylerine bakarak, etkin bir girişim olarak değerlendirmek olası gözükmemektedir. Bu bağlamda;

Göl havzasındaki antropojenik kirlenmelerin kontrolüne yönelik girişimler ön plana çıkarılmalı, gölün sürdürülebilir kullanımı açısından, göl sedimenti bu çalışmada ele alınan sekiz ağır metal (Cr, Cu, Zn, Ni, Pb, As, Cd, Hg) düzeyleri açısından rutin olarak izlenmelidir.

Sedimentten ağır metallerin salınımını değerlendirebilmek ve uygun sediment tarama

stratejileri önerebilmek için analitik kimya ve ekotoksikolojik testler paralel olarak gerçekleştirilmelidir.

Mogan Gölü'nde tarama uygulamalarının çevresel etkileri, süreci vb. unsurlar yanında belirli bir maliyeti de söz konusudur. Bu açıdan sedimentteki ağır metal düzeylerine göre, tarama alanlarının bölgesel olarak önceliklendirilmesi, tarama derinliği ve tekniği gibi konular da göz önünde bulundurulmalıdır.

Teşekkür

Bu çalışma Arzu Binici'nin "Mogan Gölü'nde (Ankara) Dip Tarama Uygulamaları Sonrası Sedimentin Kirlilik Durumunun Değerlendirilmesi"

isimli doktora tezinden üretilmiş ve tez Ankara Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü (19L0447010) tarafından desteklenmiştir.

Çıkar Çatışması

Yazarlar çıkar çatışması olmadığını beyan etmektedir.

Yazar Katkıları

Tüm yazarlar eşit oranda katkı sağlamıştır.

Kaynaklar

- Anonim (2013). Mogan'ı kirletmenin bedeli ağır oldu. Erişim tarihi: 23.08.2019, <http://www.hurriyet.com.tr/mogan-i-kirletmenin-bedeli-agir-oldu-22951119>.
- Anonim (2016). *Göller ve sulak alanlar eylem planı, 2016-2018*. T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü, Ankara.
- Baralkiewicz, D., Gramowska, H., Kanecka, A., Krzyżaniak, I., & Goldyn, R. (2008). Spatial distribution of major and trace elements in the water of Swarzędzkie Lake (Poland). *Environ Monit Assess.*, 143, 327–336. doi:10.1007/s10661-007-9935-4
- Benzer, S., Arslan, H., Uzal, N., Gül, A., & Yılmaz, M. (2013). Concentrations of metals in water, sediment and tissues of *Cyprinus carpio* L., 1758 from Mogan Lake (Turkey). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 12, (1), 45-55.
- Chen, M., Ding, S., Gao, S., Fu, Z., Tang, W., Wu, Y., Gong, M., Wang, D., & Wang, Y. (2019). Efficacy of dredging engineering as a means to remove heavy metals from lake sediments. *Science of the Total Environment*, 665, 181–190. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.057
- Dai, L., Wang, L., Li, L., Liang, T., Zhang, Y., Ma, C., & Baoshan, X. (2018). Multivariate geostatistical analysis and source identification of heavy metals in the sediment of Poyang Lake in China. *Science of the Total Environment*. 621, 1433-1444. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.085
- Fan, Z. Wang, W., Tang, C., Li, Y., Wang, Z., Lin, S., & Zheng, F. (2019). Targeting remediation dredging by ecological risk assessment of heavy metals in lake sediment: a case study of Shitang Lake, China. *Sustainability*, 11, 1-10. doi:10.3390/su11247251
- Fathollahzadeh, H., Kaczala, F., Bhatnagar, A., & Hogland W. (2015). Significance of environmental dredging on metal mobility from contaminated sediments in the Oskarshamn Harbor, Sweden. *Chemosphere*. 119, 445-451. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.07.008
- Hu, Y., Liu, X., Bai, J., Shih, K., Zeng, EY., & Cheng, H. 2013. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(9): 6150-6159. doi: 10.1007/s11356-013-1668-z
- Jiang, X., Shi, Z. F. Li, F., Chen, C.X., Jin, X.C. (2010). Effects of dredging on speciation and bio-toxicity of heavy metals in the surface sediments in Zhushan Bay of Taihu Lake. *J. Environ. Sci.* 23 (9), 1151- 1157.
- Kolassa, J. E. (2020). *An introduction to nonparametric statics*. Chapman and Hall/CRC Press.
- Küçükosmanoğlu, A. G., & Filazi, A. (2020). Investigation of the metal pollution sources in Lake Mogan, Ankara, Turkey. *Biological Trace Element Research*, 198, 269–282. doi: 10.1007/s12011-020-02031-z
- Li, F. Huang, J., Zeng, G., Yuan, X., Li, X., Liang, J., Wang, X., Tang, X., & Bai, B. (2013). Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *Journal of Geochemical Exploration*, 132, 75-83. doi: 10.1016/j.gexplo.2013.05.007
- MacDonald, D.D., Ingersoll C.G., & Berger, T.A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 20–31. doi: 10.1007/s002440010075
- Mamat, Z., Haximu, S., Zhang, Z., & Aji, R. (2016). An ecological risk assessment of heavy metal contamination in the surface sediments of Bosten Lake, Northwest China. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23, 7255–7265. doi: 10.1007/s11356-016-6280-6
- Manap, N., & Voulvoulis, N. (2015). Environmental management for dredging sediments- The requirement of developing nations. *Journal of Environmental Management*, 147, 338-348. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.09.024
- Olgun, E., & Kocaemre, T.S. (2011). Mogan Gölü Su Kalitesinin İncelenmesi. *Tabiat ve İnsan* 3(3),10–22.
- Pardo, S. A., & Pardo, M. A. (2018). *Statistical methods for fieldand laboratory studies in behavioral ecology*. Chapman and Hall/CRC.
- Peng, J., Song, Y., Peng, Y., Cui, X., & Qiu, G. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 633–640. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.04.061

- Peterson, S., A. (2007). Lake restoration by sediment removal. *Journal of the American Water Resources Association*, 18(3), 423-436. doi: 10.1111/j.1752-1688.1982.tb00009.x
- Pulatsü, S., & Topçu, A. (2015). Review of 15 years of research on sediment heavy metal contents and sediment nutrient release in inland aquatic ecosystems, Turkey. *Journal of Water Resource and Protection*, 7, 85-100. doi: 10.4236/jwarp.2015.72007
- Rudnick, RL., & Gao, S. (2014). Composition of the continental crust. In H. D. Holland & K. K. Turekian (Eds.), *Treatise on Geochemistry* (pp.1-64). Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6
- Smal, H., Ligeza, S., Wojcikowska-Kapusta, A., Baran, S., Obrosiak, R., & Pawlowski, A., (2015). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in bottom sediments of two small dam reservoirs (South-east Poland). *Arch. Environ. Prot.* 41(4), 67-80. doi: 10.1515/aep-2015-0041
- Topçu, A., & Kaya, D. (2017). Ecological risk assessment and seasonal-spatial distribution of some trace elements from surface sediment: eutrophic-shallow Mogan Lake, Turkey. *International Congress on Chemistry and Materials Science*, 5-7. Ankara.
- Van Den Berg, G. A., Meijers, G.A., Van Der Heijdt, L., & Zwolsman, J. G. (2001). Dredging-related mobilisation of trace metals: A case study in the Netherlands. *Water Research*, 35 (8), 1979–1986. doi: 10.1016/s0043-1354(00)00452-8
- Wang, X. Y., & Feng, J. (2007). Assessment of the effectiveness of environmental dredging boin South Lake, China. *Environ. Manage.*, 40, 314–322. doi: 10.1007/s00267-006-0132-y
- Yavuz, H., & Filazi, A. (1995). Ankara Mogan Gölü'nden sağlanan su, çökelti ve balık örneklerinde ağır metal düzeyleri. *Vet Hekim Der Derg*, 66, 1–7.

Comparison of the Selectivity of Diamond and Square Mesh Codends for Red Mullet *Mullus barbatus* in the Antalya Bay

Mehmet Cengiz Deval

Akdeniz Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Avlama ve İşleme Teknolojisi Bölümü, 07058 Antalya, Türkiye

Correspondent: deval@akdeniz.edu.tr

Received: 22.09.2021 Accepted: 16.12.2021

Mehmet Cengiz Deval: Orcid 0000-0001-9854-0037

How to cite this article: Deval, M. C. (2021). Comparison of the selectivity of diamond and square mesh codends for Red Mullet *Mullus barbatus* in the Antalya Bay. Comu J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 168-174. DOI: 10.46384/jmsf.995432

Abstract: In this study, the selectivities of commercial 44 mm nominal polyethylene (PE) diamond mesh (PE44DM) and square mesh (PE44SM) codends for red mullet *Mullus barbatus* fisheries in Antalya Bay, Eastern Mediterranean, were compared and modelled. For this purpose, a conventional bottom trawl of 600 meshes was operated onboard R/V “Akdeniz Su” during night time at 25-50 m depths for a total of 21 hauls. Data were collected using the covered codend technique, and analysed using a logistic equation with maximum likelihood by SELNET software. The PE44DM codend had a higher catch rate (89.6%) and 32.5% of *M. barbatus* were below the minimum landing size whereas catch rates decreased to 42.1% and 9.9%, respectively, in the PE44SM codend. Changing from the diamond mesh to square mesh codend increased the mean L_{50} and SA values from 8.2 to 13.2 cm and from 2.11 to 2.87 cm, respectively. Both L_{50} and SA values obtained in the present study show a statistically significant increase (no overlap in 95% confidence limits) with a change in the same mesh size codends from diamond to square for *M. barbatus*. The use of the PE44SM codend resulted in a significant improvement in the selectivity of *M. barbatus* compared to the currently used PE44DM codend with a very low escape ratio (10%).

Key words: Red Mullet, Trawl Selectivity, Square Mesh, *Mullus barbatus*

Antalya Körfezi’nde Barbunya Balığı (*Mullus Barbatus*) için Rombik ve Kare Gözlü Torba Seçiciliğinin Karşılaştırılması

Özet: Bu çalışmada, Antalya Körfezi’nde ticari olarak kullanılan 44 mm rombik (PE44DM) ve kare gözlü (PE44SM) torbaların Barbunya balığı *Mullus barbatus* için boy seçiciliği kıyaslandı ve modellendi. Bu amaçla, R/V “Akdeniz Su” araştırma gemisi ve 600 gözlü dip trolü kullanılarak 25-50 m derinliklerde gece karanlığında 21 trol çekimi gerçekleştirilmiştir. Çemberli örtü torba tekniği kullanılarak elde edilen veriler ‘En Yüksek Olabilirlik Yöntemi’ ile lojistik fonksiyon kullanılarak SELNET programıyla analiz edildi. Yüksek yakalama oranına (%89,6) sahip olan PE44DM torbadaki *M. barbatus* bireylerinin %32,5’i yasal avlanma boyundan küçüklerden oluşurken, PE44SM torbada bu oranlar sırasıyla %42,1 ve %9,9’a düşmüştür. Rombik gözlü torbadan kare gözlü torbaya geçiş, ortalama L_{50} ve SA değerlerini sırasıyla 8,2’den 13,2 cm’ye ve 2,11’den 2,87 cm’ye yükseltmiştir. Bu çalışmada elde edilen L_{50} ve SA değerleri, aynı göz açıklığındaki rombik gözlü torbadan kare gözlü torbaya geçildiğinde istatistiksel olarak anlamlı bir artış olduğunu (%95 güven sınırlarında örtüşme yok) göstermektedir. Ticari olarak kullanılan ve çok düşük kaçırma oranına (%10) sahip PE44DM torbaya nazaran PE44SM torbanın kullanımı *M. barbatus*’un seçiciliğinde önemli iyileştirme sağlamıştır.

Anahtar kelimeler: Barbunya, Trol Seçiciliği, Kare Ağ, *Mullus barbatus*

Giriş

Barbunya balığı (*Mullus barbatus*) ülkemizde ticari değeri en yüksek balıklar arasında olup, üretim miktarı açısından demersal türler içerisinde Mezgit (*Merlangius merlangus*), Tekir (*Mullus surmuletus*) ve Kupez (*Boops boops*)’den sonra 4. sırada bulunmaktadır (Anonim, 2021). Hemen tüm diğer demersal türlerde olduğu gibi son 10 yıldaki (2010-2020) üretim miktarı %32 azalarak 2351 ton’dan 1604 tona (Anonim, 2021) düşmüştür. Miktardaki bu düşüşe rağmen trol torba ağlarında kare gözlü ağ kullanımı halen balıkçının tercihine bırakılmıştır. Bununla birlikte Karadeniz’de 40 mm olarak kullanılmaya devam edilen rombik gözlü ağlarda torba ağ göz açıklığı ancak 1 Eylül 2024 tarihinden sonra 44 mm olarak uygulanacaktır (Anonim, 2020).

Türkiye’de son çeyrek asırdır dip trol ağlarıyla *M. barbatus*’un avcılığında kullanılan 40 ve 44 mm rombik gözlü trol torbalarının seçiciliğinin belirlenmesi ve iyileştirilmesi amacıyla birçok çalışma (Gurbet, 1992; Tokaç, 1993; Metin, 1995; Lök vd., 1997; Zengin vd., 1997; Genç vd., 2002; Kaykaç, 2007; Tosunoğlu vd., 2008) yapılmasına rağmen, kare gözlü torba seçiciliği inceleyen çalışmalar nispeten daha kısıtlıdır. Akdeniz’de Demirci (2009), Ateş vd. (2010) ve Özbilgin vd. (2015), Ege denizinde Aydın ve Tosunoğlu (2010) ve Aydın vd. (2011), Karadeniz’de ise Kaykaç vd. (2018) ticari olarak kullanılan 40 mm/44 mm rombik gözlü torbaları kare gözlü torbaları ile kıyaslamışlardır. Bu çalışmalarda, kare gözlü torbaların fusiform vücutlu balıkların aynı boyuttaki rombik gözlü torbalara nazaran daha iyi sonuç verdiği ortaya konmuştur.

Sunulan bu makalede, Antalya Körfezi (Doğu Akdeniz) ticari dip trol balıkçılığında yasal olarak kullanılan 44 mm rombik gözlü torba ile alternatif olarak denenen 44 mm kare gözlü torbanın *M. barbatus* için seçiciliklerinin farklılığı test edilmiştir.

Materyal ve Yöntem

Bu çalışma, Tarım ve Orman Bakanlığı, Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü’nden yasal izin (Tarih: 16/11/2020, No: 41894) alınarak gerçekleştirilmiştir.

Antalya Körfezi’nde Decapod Crustacea türlerinin dinamiklerinin belirlenmesi amacıyla “*R/V Akdeniz Su*” araştırma gemisi kullanılarak, Eylül 2019 ve Kasım 2021 tarihleri arasında aylık olarak, 90-200 dakika sürelerle ve 2,6-3,0 knot’luk hızlarda dip trol ağı çekimleri yapılmıştır (Tablo 1). Örnekleme alanı 25-50 m derinliklerde ve kıyıda yaklaşık 2,1 deniz mili açıktaki yer almaktadır.

Çekimler 600 göz geleneksel kesimli dip trolü ve çemberli örtü-torba yöntemi (Wileman vd., 1996) kullanılarak gece yapılmıştır. Çapları 7 cm olan PVC materyal kullanılarak, çapları sırasıyla 135 cm ve 160

cm olan 2 çember, tünelin bittiği yerden 1,5 m ve 4,5 m mesafelerde örtüye donatılmıştır (Deval vd., 2009). Trol çekimlerinde polietilen (PE) malzemeden (380 Td /27 no) yapılmış, düğümlü 44 mm nominal göz açıklığına sahip rombik (PE44DM) gözlü torba Eylül 2019-Şubat 2021 arasındaki örneklemeelerde, Mart-Kasım 2021 arasındaki örneklemeelerde ise kare gözlü (PE44SM) torba kullanılmıştır (Tablo 1). Denenen torbalar 5 m uzunluğunda ve çevre göz sayısı 264 dır. Kullanılan örtü ağın uzunluğu ise 7,5 m olup, düğümlü multifilament poliamid (PA) malzemeden (210 Td/18) ve 22 mm göz açıklığındadır.

Deniz çalışmaları süresince PE44DM torba ile 12 (toplam 27,7 saat) ve PE44SM torba ile de 9 (toplam 25,75 saat) olmak üzere toplam 21 çekim gerçekleştirilmiştir. Çekimler esnasında torba ve örtünün biri ve/veya her ikisinde yeterli veya hiç birey örneklememesi veya torba ağın yırtılması gibi nedenlerle bazı çekimler analizlerde kullanılmamıştır (Tablo 1).

Her bir çekim sonunda güverteye alınan örtü ve torba ayrı ayrı boşaltılarak önce kırıkdaklı balık türleri hızlı bir şekilde avdan ayrılarak gerekli biyometrik değerleri alındıktan sonra canlı olarak denize bırakılmıştır. Daha sonra, türlere göre ayrılan avda türlerin birey sayıları alındı ve toplam ağırlıkları ölçülmüştür. *Mullus barbatus* bireylerinin total uzunlukları (TL: cm) ölçüm tablaları kullanılarak 1 cm hassasiyetle ölçülmüştür.

Torbadan kaçan *M. barbatus*’un uzunluğa bağlı yakalanma olasılıkları aşağıdaki şekilde modellenmiştir:

$r(l)$: torbaya giren l uzunluğundaki *M. barbatus*’un yakalanma olasılığı (Wileman vd., 1996)

$\hat{v} = (v_1, v_2)^T$: seçicilik parametrelerinin vektörüdür. Ayrıca;

$$L_{25}: (-\log(3) - v_1) / v_2$$

$$L_{50}: -v_1 / v_2$$

$$L_{75}: (\log(3) - v_1) / v_2$$

$$SA: \text{Seçicilik aralığı: } (l_{75} - l_{25}): 2 \log_e(3) / v_2$$

$$SF: \text{Seçicilik faktörü} : l_{50} / \text{ağ göz uzunluğu}$$

L_{25}, L_{50}, L_{75} : Yakalanma oranının %25, %50 ve %75’ olduğu uzunluk değerleri (cm)

Torbaldaki boy seçiciliği ve yakalanma olasılığını modellemek için standart *logit* fonksiyonu kullanılmıştır (Hermann vd., 2013; Larsen vd., 2016). Hem çekim içi hem de çekimler arasındaki değişimlerin boy seçiciliğinin tahminindeki etkilerini doğru bir şekilde hesaba katabilmek için, çift tekrarlama metodu (double bootstrap) kullanılarak hem tahmin edilen parametreler (L_{50} ve SA) hem de seçicilik eğrisi için Efron %95 güven aralıkları tahmin edilmiştir (Larsen vd., 2016).

Tablo 1. PE44DM ve PE44SM torbalar için, torbada yakalanan ve örtüye kaçan *M. barbatus* bireylerinin ölçüm ve sayıları (YAB: Yasal avlanma boyu 13 cm TL, ÇN: Çekim Numarası, ÇS: Çekim süresi, *: geçersiz çekim)

Tarih	ÇN	ÇS (dk)	Boy (cm)	PE44DM torba		Örtü torba		Tarih	ÇS (dk)	Boy (cm)	PE44DM torba		Örtü torba			
				n	n <YAB	n	n <YAB				n	n <YAB	n	n <YAB		
13.09.2019	1	120	7-16	1334	770	284	268	20.03.2021	1	145	11-23	183	0	100	95	
08.10.2019	2	120	7-17	65	42	57	47	19.04.2021	2	180	14-28	267	0	240	192	
28.11.2019*	3	120	9-19	68	20	4	2	18.05.2021*	3	175	13-14	1	0	13	8	
20.12.2019*	4	90	11-19	23	2	9	1	16.06.2021	4	200	8-22	294	21	59	45	
26.01.2020*	5	120	10-18	6	1	7	4	08.07.2021	5	175	6-19	222	18	214	70	
24.02.2020*	6	120	-	0	0	0	0	19.08.2021	6	170	5-21	324	136	1858	1858	
14.06.2020*	7	150	-	0	0	0	0	25.09.2021	7	150	7-22	243	51	788	640	
16.07.2020	8	145	4-19	380	57	19	18	21.10.2021	8	160	7-23	220	16	173	91	
24.11.2020	9	140	8-18	442	51	13	12	12.11.2021*	9	190	7-22	730	5	266	178	
24.12.2020	10	170	9-23	659	169	14	11									
21.01.2021*	11	185	9-22	574	42	7	3									
20.02.2021*	12	180		Torba ağ zarar gördü												
	Σ=	1660		3551	1154	414	366		1545	5-26		2484	247	3421	3177	

Analizlerde SELNET yazılımı (Herrmann vd., 2012) kullanılmış ve belirtilen güven aralıkların tahmini için 1000 tekrar yinelemesi (bootstrap iterations) uygulanmıştır.

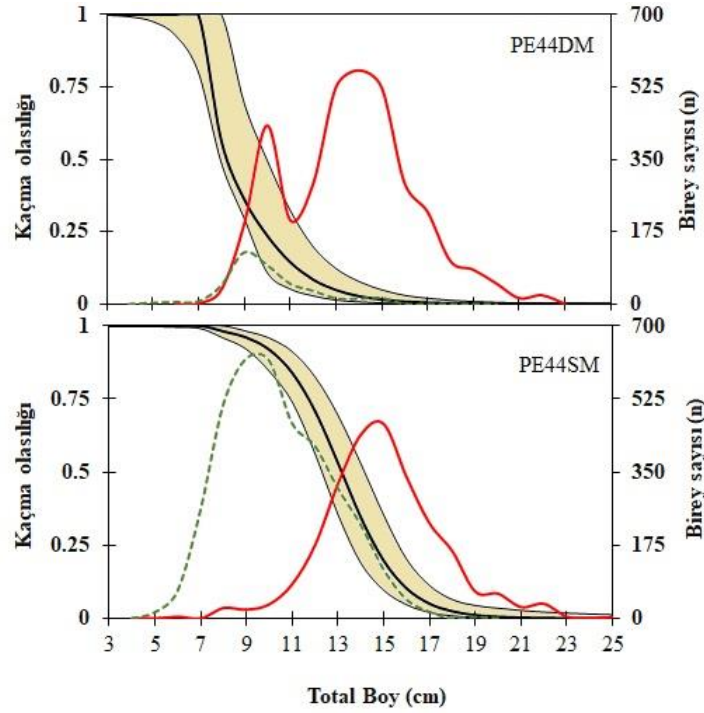
Seçicilik parametrelerinin (L_{50} ve SA) %95 güven sınırlarında örtüşme olup olmadığının incelenmesiyle iki torba arasında istatistiksel olarak bir fark olup olmadığı belirlenmiştir (Madsen vd., 2012; Deval vd., 2016).

M. barbatus için yasal yakalanma boyutuna (13 cm) göre yapılan değerlendirmeler 5/1 Numaralı

Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığını Düzenleyen Tebliğde belirtilen boy yasağı sınırlamasına göre yapılmıştır (Anonim, 2020).

Bulgular ve Tartışma

Araştırma süresince örneklenen *M. barbatus* bireylerinin total uzunlukları 4-23 cm arasında değişmektedir. Total boy dağılım histogramları torba ve örtülerde yakalanan *M. barbatus* bireylerinin 9-10 cm ve 15 cm de olmak üzere iki modlu dağılımlarını ortaya koymaktadır (Şekil 1).



Şekil 1. *M. barbatus*'un PE44DM ve PE44SM torbalardan elde edilen ortalama seçicilik eğrileri (%95 güven aralık sınırları ile birlikte), kaçma olasılıkları ve boy dağılımları (kırmızı çizgi: torbada yakalanan, yeşil kesik çizgi: örtü torbaya kaçan)

PE44DM torba ile yapılan denemelerde trol ağına giren 3965 barbus bireyinin %89,6'si torbada yakalanırken sadece %10,4'ü örtü torbaya kaçabilmiştir (Şekil 1a). PE44SM torba ile yapılan denemelerde ise, trol ağına giren bireylerin ($n=6195$) %42,1'i torbada yakalanırken, geri kalan büyük oran kaçma başarısı gösterdi (Şekil 1b). Çok yüksek yakalama kesrine (0.896) sahip olan PE44DM torbadaki *M. barbatus* bireylerinin yaklaşık üçte biri (%32,5) yasal avlanma boyundan küçüklerden oluşmaktadır. Rombik ağdan kare gözlü ağa geçildiğinde ise bu değer %9,9'a düşmektedir (Tablo 1).

Seçicilik analizlerinde kullanılan bireysel çekim sayıları PE44DM ve PE44SM torbalar için sırasıyla 5 ve 8 dir. Ortalama L_{50} ve SA değerleri ile onların güven aralıkları Tablo 2'de ve ortalama seçicilik eğrileri de Şekil 1'de verilmiştir. PE44DM torbanın

PE44SM torba ile değiştirilmesinde ortalama L_{50} değeri %61 artarak 8,2 cm'den 13,2 cm'e yükselmiştir. Seçicilik aralığı değerleri PE44DM ve PE44SM torbalar için sırasıyla 2,11 ve 2,87 cm olarak tahmin edilmiştir. PE44DM ve PE44SM torbaların seçicilik parametrelerinin (L_{50} ve SA) %95 güven aralıklarının örtüşmemesi nedeniyle, denenen iki torbanın hem L_{50} ve hem SA değerlerinin istatistiksel olarak birbirinden farklı bulundu (Tablo 2).

Türkiye'de birçok araştırmacı farklı ağ boyutları, göz şekilleri ve ip kalınlıkları için *M. barbatus*'un seçiciliği üzerinde çalışmıştır (Tablo 3). Daha çok rombik (DM) ağ gözlerinin denendiği çalışmalara nazaran, kare gözlü (SM) torbanın türün seçiciliği üzerindeki etkisini inceleyen çalışmalar nispeten daha kısıtlıdır.

Tablo 2. *Mullus barbatus* için PE44DM ve PE44SM torbalarda ortalama boy seçiciliği ve uyum istatistikleri. %50 yakalanma uzunluğu (L_{50}) ve seçicilik aralığı (SA) değerleri total uzunluk (cm) ve %95 güven aralıkları (parantez içinde), v_1 ve v_2 : regresyon parametreleri ve standart hataları (parantez içinde), R_{11} , R_{12} ve R_{22} : varyans matris değerleri, nP^{Total} : Torbada yakalanan bireylerin ortalama yüzdesi, nP^- : Torbada yakalanan bireyler arasında yasal avlanma boyundan küçük olanların ortalama yüzdesi, nP^+ : Örtüye kaçan bireyler arasında yasal avlanma boyundan küçük olanların ortalama yüzdesi, SF: Seçicilik faktörü

	PE44DM	PE44SM
L_{50}	8,2 (7,9-10,0)	13,2 (12,3-14,1)
SA	2,11 (0,27-3,57)	2,87 (2,30-3,64)
SF	0,54	0,33
v_1	-5,398 (0,607)	-9,926 (0,464)
v_2	0,657 (0,058)	0,754 (0,019)
R_{11}	0,3688	0,2165
R_{12}	-0,0349	-0,0164
R_{22}	0,0034	0,0013
Torbada yakalanan	3551	2484
nP^{Total}	89,6	42,1
nP^-	32,5	9,9
Örtüye kaçan	414	3421
nP^+	88,4	92,9
Sapma	40,95	41,88
Serbestlik derecesi	15	18
p	0,0003	0,0004

Tablo 3. Türkiye denizlerinde *M. barbatus* için yapılmış rombik (DM) ve kare gözlü (SM) ağ çalışmaları (PE; Polietilen, PA; Poliamid, DM; rombik göz, SM; Kare göz, ÇB; çatal boy, SA; Seçicilik aralığı (Demirci (2009))

Alan	Ağ materyali	Göz Şekli	Göz açıklığı (mm)	L_{50}	SA	Kaynak
Karadeniz	PE	DM	40	10,9	-	Genç vd., 2002
		DM	40	9,8	2,2	Kaykaç vd., 2018
		SM	40	11,9	1,3	
Ege denizi	PA	DM	44	14,5	-	Gurbet,1992
		DM	44	11,5	-	Tokaç, 1993
		DM	44	13,5 ^{ÇB}	-	Metin, 1995
		SM	44	14,7 ^{ÇB}	-	
		SM	44	13,7	2,9	Lök vd., 1997
		DM	40	13,6	3,6	Gurbet vd., 1997
		SM	40	14,3	2,3	
		DM	44	14,7	5,0	
		SM	44	15,5	4,1	
		Akdeniz	PE	SM	40	14,3
SM	50			15,3	4,4	
DM	44			13,8	2,3	Demirci, 2009
SM	40			14,0	3,2	
DM	44			10,7	2,9	Ateş vd., 2010
SM	40			14,2	3,1	
Akdeniz	PE	DM	44	8,4	5,2	Özbilgin vd., 2015
		SM	40	14,1	2,6	
		DM	44	8,2	2,1	Bu çalışma
SM	44	13,2	2,9			

Ege ve Akdeniz’de dip trol balıkçılığında kullanılan 44 mm DM torbaların *M. barbatus* için boy seçiciliğinin denendiği çalışmalarda L_{50} değerleri 8,4 - 15,0 cm arasında değişmektedir (Tablo 3). Çekim süresi, ip materyali, farklı denizler ve çevre göz sayısı gibi faktörler bu salınımların muhtemel nedenleridir.

44 mm DM torbadan 40 mm SM torbaya geçildiğinde L_{50} değeri Antalya Körfezi’nde 10,7 cm’den 14,2 cm’e %32 (Ateş vd., 2010) ve Mersin Körfezi’nde 8,4 cm’den 14,1 cm’e %68 (Özbilgin vd., 2015) yükseldiği tespit edildi. 40 mm DM torba kullanılarak yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçların tümü L_{50} değerini yasal avlanma boyunun üzerine çıkartmaktadır (Tablo 3). Karadeniz’de 40 mm DM ve SM torbaların kıyaslandığı yeni tarihli bir çalışmada (Kaykaç vd., 2018), L_{50} değeri 9,8 cm’den 11,9 cm’e yükselmiş olmasına rağmen 13 cm’lik yasal avlanma boyundan halen çok düşük kalmaktadır. Ülkemizdeki seçicilik çalışmalarının başlangıcına tarihlenen ve Ege Denizi’nde yapılmış olan çalışmada (Metin, 1995) 44DM torbadan 44SM torbaya geçildiğinde 13,5 cm (ÇB) olan L_{50} değeri 14,7 cm (Çatal boy)’e yükseldi (Tablo 3). Rombik gözlü torbadan kare gözlü torbaya geçildiğinde L_{50} değerlerindeki iyileşmelere ters olarak, bazı çalışmalarda SA değerlerinde anlamlı küçülmeler gözlenmiştir. SA değerinde Karadeniz’de 2,2 cm’den 1,3 cm’e (%40) (Kaykaç vd., 2018), Ege denizinde 3,6 cm’dan 2,3 cm’e (%36) (Gurbet vd.,1997) ve Mersin Körfezinde 5,2 cm’den 2,6 cm’e (%50) (Özbilgin vd., 2015) yüksek düşüşler tespit edilmiştir (Tablo 3). Oysa kare gözlü torbaya nazaran rombik ağların daha düşük kaçış oran ve L_{50} değerine sahip olmaları nedeniyle, kare gözlü torba kullanımında fusiform yapılı barbun balığının kaçış oranı ve kaçanların uzunluk sınıf aralıklarının artması nedeniyle SR değerinin de artması beklenen bir sonuçtur. Sunulan çalışmada, yakalanma oranları $\geq 0,25$ ile $\leq 0,75$ olan uzunluk sınıflarının sayısı PE44DM torbada sadece 2 iken (8 ve 9 cm), PE44SM torbada bu 4’e (11-14 cm) yükselmiştir. Demirci (2009) ve Ateş vd.(2010)’da benzer şekilde, DM torbadan SM torbaya geçişte seçicilik aralığında (SA) anlamlı artışlar belirlenmiştir.

M. barbatus’un maksimum boylarında farklılıklar olmamasına rağmen, 44DM torba kullanılarak Ege denizinde yapılmış çalışmalarda elde edilen 14,5 cm (Gurbet 1992), 13,5 cm (Metin 1995) ve 14,7 cm (Gurbet vd., 1997)’lik L_{50} değerleri Akdeniz’de elde edilen 10,7 cm (Ateş vd, 2010) ve 8,4 cm (Özbilgin vd., 2015)’den oldukça yüksek olduğu görülmektedir. Sunulan bu çalışmada da 44 mm kare torba için L_{50} değeri 8,2 cm olarak tahmin edildi. Ağ materyali (PE/PA), ip kalınlığı ve örnekleme metodundaki (örtü torba, çemberli-örtü torba ve pantolon trol) farklılıklara neden olduğu düşünülmektedir.

Sonuç olarak 44 mm ağ göz açıklığına sahip torbalarla yapılan bu çalışmada, kare gözlü (PE44SM) torbanın ticari olarak kullanımda olan

rombik gözlü (PE44DM) torbaya göre *M. barbatus* için boy seçiciliğini geliştirerek, L_{50} değerini (13,2 cm) yasal yakalanma boyunun (13 cm) üzerinde çıkartmıştır. Gerek çalışmanın ortaya koyduğu sonuç ve gerekse önceki literatür bilgileri, Akdeniz de halen uygulanmakta olan “kare gözlü ağ kullanımının balıkçıların tercihine bırakılması”nın doğru bir uygulama olmadığı ve bir an önce kare gözlü ağlardan imal torba kullanımının zorunlu hale getirilmesini gerektirmektedir.

Teşekkür

Antalya Tarım İl Müdürlüğünde görevli olan Erkan Biçer ve aynı zamanda Yüksek Lisans öğrencisi olan H. Rahmi Emral’a, R/V “Akdeniz Su” kaptanı ve mürettebatına denizdeki profesyonel ve özverili çalışmalarından dolayı teşekkür ederim.

Çıkar çatışması

Yazar çıkar çatışması olmadığını beyan etmektedir.

Kaynaklar

- Anonim (2021). Su ürünleri İstatistikleri, Tarım ve Orman Bakanlığı Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü, 21 s.
- Anonim (2020). 5/1 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Düzenleyen Tebliğ, 22.08.2020 tarih ve 31221 sayılı resmi gazete (<https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=34823&MevzuatTur=9&MevzuatTertip=5>)
- Ateş, C., Deval, M.C., Bök, T., & Tosunoğlu, Z. (2010). Selectivity of diamond (PA) and square (PE) mesh codends for commercially important fish species in the Antalya Bay, Eastern Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 465–471. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01462.x>
- Aydın, C. & Tosunoğlu, Z. (2010). Selectivity of diamond, square and hexagonal mesh codends for Atlantic horse mackerel *Trachurus trachurus*, European hake *Merluccius merluccius*, and greater forkbeard *Phycis blennoides* in the eastern Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(1): 71-77.
- Aydın, C., Tokaç, A., Ulaş, A., Maktay, B., & Şensurat, T. (2011). Selectivity of 40 mm square and 50 mm diamond mesh codends for five species in the Eastern Mediterranean demersal trawl fishery. *African Journal of Biotechnology*, 10, 5037–5047. doi.org/10.5897/AJB11.082
- Demirci, S. (2009). Kuzeydoğu Akdeniz’deki bazı balık türleri için kare ve rombik gözlü trol torbalarının boy seçiciliği (Doktora tezi). Mustafa Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 91 s.

- Deval M.C., Bok T., Ates C., Uluturk T., & Tosunoglu Z.(2009). Comparison of the size selectivity of diamond (PA) and square (PE) mesh codends for deepwater crustacean species in the Antalya Bay, eastern Mediterranean, *Journal of Applied Ichthyology*, vol.25, pp.372-380. doi.org/10.1111/j.1439-0426.2009.01239.x
- Deval, M.C., Özgen, G., & Özbilgin, H. (2016). Selectivity of 50 mm T0 and T90 codends for commercial shrimp species in the Turkish deepwater trawl fishery, eastern Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 32 (6): 1041-1057.
- Genç, Y., Mutlu, C., Zengin, M., Aynın, İ., Zengin, B., & Tabak, İ. (2002). Doğu Karadeniz'deki av gücünün demersal balık stokları üzerine etkisinin tespiti. Trabzon Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü, Sonuç Raporu Proje No: TAGEM/IY/97/17/03/006, 114 pp
- Gurbet, R. (1992). Barbunya Balığı (*Mullus barbatus*) Avcılığında Dip Trol Ağlarının Seçiciliği. Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, 149 s. İzmir.
- Gurbet, R., Hoşsucu, H., İlkyaz, A., Özekinci, U. (1997). Dip Trollerinde 40 ve 44 mm Ağ Gözü Uzunluğuna Sahip Pantolon Tipi Torbalarda Seçiciliğin Karşılaştırılması Üzerine Araştırma, Akdeniz Balıkçılık Kongresi 7-9 Nisan 1997, İzmir, Özet kitapçığı:77-90 s.
- Herrmann, B., Sistiaga, M., Nielsen, K. N. & Larsen, R. B. (2012). Understanding the size selectivity of redfish (*Sebastes* spp.) in North Atlantic trawl codends. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 44: 1-13.
- Herrmann, B., Sistiaga, M., Larsen, R.B., Nielsen, K.N., 2013. Size selectivity of redfish (*Sebastes* spp.) in the Northeast Atlantic using grid-based selection systems for trawls. *Aquatic Living Resource* 26, 109–120.
- Kaykaç M.H. (2007). Barbunya (*Mullus barbatus* L., 1758) ve Ispazoz (*Diplodus annularis* L., 1758) İçin Standart ve Dar Trol Torbaların Seçiciliği. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, Cilt 4, Sayı (3-4): 261–266
- Kaykac, M. H. , Zengiz, M., & Tosunoglu, Z., (2018). Can Shifting Codend Mesh Shape and Mesh Size Increase the Size Selectivity of Red mullet (*Mullus barbatus*) in the Black Sea?. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol.18, no.7, 859-870.
- Larsen, R.B., Herrmann, B., Sistiaga, M., Grimaldo, E., Tatone, I., Onandia, I., 2016. Size selection of redfish (*Sebastes* spp.) in a double grid system: quantifying escapement through individual grids and comparison to former grid trials. *Fisheries Research* 183,385–395.
- Lök, A., Tokaç, A., Tosunoğlu, Z., Metin, C., & Ferro, R. S. T. (1997). The effects of different cod-end design on bottom trawl selectivity in Turkish fisheries of the Aegean Sea. *Fisheries Research*, 32(2), 149–156. doi:10.1016/s0165-7836(97)00048.
- Madsen, N., Herrmann, B., Frandsen, R. P., & Krag, L. A. (2012). Comparing selectivity of a standard and turned mesh T90 codend during towing and haul-back. *Aquatic Living Resources*, 25, 231–240.
- Metin, C. (1995). Modern Dip Trollerinin Torbalarında Kare Gözlü Ağ Kullanımının Seçiciliğe Etkileri Üzerine Araştırmalar. Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, İzmir, 77s
- Tokaç, A. (1993). Dip Trol Ağlarında Torba Ağ Gözlerinin Seçicilik Parametreleri Üzerine Araştırmalar. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, Sayı,10: 223-246.
- Tosunoğlu, Z., Aydın, C. & Özyayın, O. (2008). Selectivity of a 50-mm diamond mesh knotless polyethylene codend for commercially important fish species in the Aegean Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 24 (3): 311-315.
- Özbilgin, H., Eryaşar, A.R., Gökçe, G., Özbilgin, Y.D., Bozaoğlu, A.S., Kalecik, E., & Herrmann, B. (2015). Size selectivity and hand and machine woven codends and short term commercial loss in the Northeastern Mediterranean. *Fisheries Research*, 164, 73–85. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.10.022
- Wileman, D., Ferro, R.S.T., Fonteyne, R., & Millar, R.B. (1996). Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gear (ICES Coop. Res. Rep., No. 215). Copenhagen K., Denmark, 126 s.
- Zengin, M., Genç, Y. & Tabak, I. (1997). Dip Trol Ağlarında Seçiciliğin Belirlenmesi. Tarım ve Köy işleri Bakanlığı, TAGEM/IY/96/12/1/004 Nolu Proje Sonuç Raporu 51 s. Trabzon.

The Effects of Some Physico-Chemical Parameters and Seasons on Fish Species Diversity, Caught by Beach-Seine Net in Akköy Lagoon, Aegean Sea

Cemil Sağlam^{1*}, Okan Akyol²

¹Ordu Üniversitesi Fatsa Deniz Bilimleri Fakültesi, Ordu, Türkiye
²Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, 35440 Urla, İzmir, Türkiye
Correspondent: saglam_cemil@hotmail.com

Received: 22.09.2021 Accepted: 16.12.2021

Cemil Sağlam: Orcid 0000-0003-1430-1579

Okan Akyol: Orcid 0000-0001-7738-2156

How to cite this article: Sağlam, C., Akyol, O. (2021). The effects of some physico-chemical parameters and seasons on fish species diversity, caught by beach-seine net in Akköy Lagoon, Aegean Sea. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 175-186. DOI: 10.46384/jmsf.999419

Abstract: The study was carried out monthly between 2014 and 2016 in Akköy Lagoon, Southern Aegean Sea. Experimental beach seine net was used to determine the species diversity in the lagoon. Fishing operations were carried out in triplicate at two different stations. Sea surface temperature (°C), salinity (‰), dissolved oxygen (mg.l⁻¹) and pH were measured. Abundance, species richness (S) and Shannon (H) index values were computed to determine species diversity. A total of 1878 fish specimens from 17 species belonging to 9 families were captured by the beach seine net. The Mugilidae family with five species was represented by the highest catch rates among all the families. According to Canonical Correspondence Analysis (CCA), the diversities of fish species were strongly influenced by environmental parameters. Results indicated that *Chelon ramada*, *Mugil cephalus* and *Chelon saliens* were dominant in the winter and autumn and showed positive correlation with DO. *Chelon auratus* and *Sparus aurata* were dominant in the spring and *Solea solea*, *Chelon labrosus*, *Lithognathus mormyrus*, *Sardina pilchardus*, *Boops boops*, *Zosterisessor ophiocephalus*, *Mullus* spp. and *Syngnathus* spp. were dominant in the summer and showed positive correlation with SST, pH and salinity. *Atherina boyeri*, *Aphanius fasciatus*, *Blennius* spp. and *Pomatoschistus* spp. were present in all seasons.

Key words: Ichthyofauna, Beach-Seine, CCA, Coastal Lagoon, Aegean Sea

Akköy Lagünü'nde (Ege Denizi) Tül İğrıpla Yakalanan Balık Tür Çeşitliliğine Mevsim ve Bazı Fiziko-Kimyasal Parametrelerin Etkileri

Özet: Bu çalışma, 2014-2016 yılları arasında Güney Ege Denizi'ndeki Akköy Lagünü'nde aylık olarak gerçekleştirilmiştir. Lagündeki tür çeşitliliğini belirlemek için deneysel tül ığrıp ağı kullanılmıştır. Avcılık iki istasyonda üç tekrarlı olarak yapılmıştır. Lagündeki deniz yüzey suyu sıcaklığı (°C), tuzluluk (‰), çözülmüş oksijen (DO, mg.l⁻¹) ve pH ölçülmüştür. Tür çeşitliliğinin analizi için bolluk, tür zenginliği (S) ve Shannon (H) indeksi değerleri hesaplanmıştır. İğrıp ağıyla 9 aileye ait 17 türden toplam 1878 balık örneği elde edilmiştir. Beş türe sahip Mugilidae familyası, aileler arasında en çok yakalanan balıklar olmuştur. Kanonik Uyum Analizine (CCA) göre, balık türlerinin çeşitliliği çevresel parametrelerden büyük ölçüde etkilenmiştir. DO ile pozitif korelasyon gösteren kış ve sonbahar mevsimlerinde *Chelon ramada*, *Mugil cephalus* ve *Chelon saliens*'in baskın olduğu görülmektedir. *Chelon auratus* ve *Sparus aurata* baharda baskın tür olmuştur ve *Solea solea*, *Chelon labrosus*, *Lithognathus mormyrus*, *Sardina pilchardus*, *Boops boops*, *Zosterisessor ophiocephalus*, *Mullus* spp. ve *Syngnathus* spp. sıcaklık, pH ve tuzluluk ile pozitif korelasyon gösteren yaz sezonunda baskın olmuştur. *Atherina boyeri*, *Aphanius fasciatus*, *Blennius* spp. ve *Pomatoschistus* spp. her mevsim bulunan türlerdir.

Anahtar kelimeler: İhtiyofauna, İğrıp, CCA, Kıyısız Lagün, Ege Denizi

Giriş

Geleneksel olarak, balıkçılık ve su ürünleri yetiştiriciliği, antik çağlardan beri Akdeniz kıyı lagünlerinde yürütülmektedir ve bölgenin kültürel mirasının bir parçasıdır (Cataudella vd., 2015). Pek çok balık türü ve juvenil formları, bol yiyecek bulunabilirliğinin yanı sıra gelişimlerini tamamlamak ve predatörlerinden korunmak amacıyla ilkbahar aylarında lagünlere girerler. Bu nedenle kıyı lagünleri, *Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri*, *Dicentrarchus labrax*, *Sparus aurata* ve kefaller gibi birçok diadrom balık türünün barınma, gelişim ve beslenme alanıdır (Cataudella vd., 2015). Akdeniz kıyı lagünleri, özellikle tuzluluk ile ilgili bazı önemli salınımlara sahiptir ve birçok takson için aşırı koşullar yaratabilir ve düşük sayıdaki oldukça özelleşmiş tür, ortaya çıkan biyoçeşitliliği karakterize eder (Cataudella vd., 2015).

Lagünler, balıkçılar tarafından kullanılmazsa yok olma eğiliminde olan biyo-jeo-morfolojik yapılardır. Özellikle hem çevresel hem de sosyo-ekonomik açıdan lagünlerin ekolojik özelliklerini korumak ve hassas habitatlarının bozulmasını önlemek için geleneksel kültür balıkçılığı ve avcılık faaliyetlerinin yönetimi ana araç olarak belirlenmiştir (Cataudella vd., 2015).

Türkiye'de toplam 25.000 hektar yüzölçüme sahip 37 lagün bulunmaktadır ve bunlardan 26'sı Ege ve Akdeniz kıyılarında yer almaktadır. Karaya çıkarılan başlıca türler kefal, yılan balığı, çipura ve levrek olup, lagünde başka türler de vardır; ancak bunlar tamamen ortaya konmuş değildir (FAO, 1985). Günümüzde Ege Denizi'nde sadece altı aktif balıkçılık lagünü (Enez, Homa, Akköy, Karina, Güllük ve Köyceğiz) bulunmaktadır. Bunlar içerisinde mugilidler, anguillidler, sparidler gibi avlanan balıklar dışında, balık tür çeşitliliği ve zenginliği tam olarak bilinmemektedir. Akköy dalyanında kuzuluk, pinter, uzatma ağları ve paragatlarla kefal, çipura, levrek, dil ve yılan balıklarından toplam 12 ila 26 ton arasında (1999-2007) üretim gerçekleşmiştir (Tosunoğlu vd., 2017). Bu ekonomik önemli türlerin bilinirliği dışında, lagünde yapılmış kapsamlı bir tür listesi ve bunun fiziko-kimyasal oşinografik verilerle ilişkileri üzerine bir çalışma bulunmamaktadır.

Bu çalışmada ilk kez Güney Ege Denizi'ndeki Akköy Lagünü'nde bazı fiziko-kimyasal parametrelere ve mevsimlere bağlı olarak hâlihazırda avlanan ekonomik türler dışında, balık çeşitliliği ve tür zenginliğinin belirlenmesi ve bunun bazı abiyotik çevresel parametrelerle ilişkilendirilmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Yöntem

Bu çalışma, Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projesi (2014/SÜF/014) desteği ve Akköy Lagünü işletmesinin özel izni ile gerçekleştirilmiştir.

Çalışma, Temmuz-Eylül 2014, Ocak-Mart-Mayıs-Temmuz-Eylül-Kasım 2015, Aralık-Şubat-Nisan-Haziran-Ağustos-Ekim 2016 tarihlerinde Akköy Lagünü'nde (Aydın) balık ve birincil deniz parametreleri (sıcaklık, tuzluluk, pH ve doymuş oksijen) örneklemeleriyle yürütülmüştür. Balık örnekleri 10 m uzunluğunda ve 1 m yüksekliğinde torbasız tül ırgır ile örneklenmiştir. Fiziko-kimyasal parametrelerden doymuş oksijen (DO, mg.l⁻¹), tuzluluk (‰), pH ve sıcaklık (°C) değerleri örnekleme istasyonlarından YSI Professional plus multiparametre cihazı ile kayıt edilmiştir.

Akköy Lagünü (Dalyanı) (37°30' N - 27°11' E), Aydın ilinin Didim ilçesine ait Akköy köyünde bulunmaktadır. Dalyan, Büyük Menderes nehrinin denize döküldüğü iki kolunun arasında yer almaktadır ve kuzeyden güneye doğru Arapça, Karaca, Bölme ve Kabahayıt olmak üzere dört bölüme ayrılmıştır. Akköy dalyanı yaklaşık olarak 1200 ha'lık alana sahiptir. Dalyan derinliği ortalama 1,5 m'dir. Dalyanda ırgır ile örnekleme yapmak üzere 2 adet istasyon (A1, A2) belirlenmiştir (Şekil 1).

Belirlenen iki istasyonda ırgır örneklemeleri üç tekrarlı olacak şekilde yapılmıştır. Örnekleme sonucunda elde edilen türler %4'lük formaldehit çözeltisinde sabitlenerek laboratuvara getirilmiş ve türler sayılarak kayıt edilmiştir. Tür tayinleri için "Türkiye İç Su Balıkları Tanımlama Kılavuzu" (Balık ve Ustaoglu, 2001), "Türkiye Deniz Balıkları Atlası" (Mater vd., 2011), "Biology and Ecology of Fry and Juveniles of Mugilidae" (Koutrakis, 2016) kaynaklarından yararlanılmıştır.

Bolluk (toplam örneklenen balık sayısı) ve tür zenginliği (S) (toplam örneklenen balık tür sayısı) her istasyon ve her ay için hesaplanmıştır. Türlerin yaşam evreleri ekolojik olarak Elliott ve Dewailly (1995) ve Pérez-Ruzafa vd. (2011)'in tanımlamalarına göre sınıflandırılmıştır. Buna göre, ekolojik sınıf kodu Y; lagün sistemlerinde yaşayan türler, Ds; denizde yaşayıp belirli sezonlarda lagünlere gelen türler, Ts; tatlı suda yaşayıp bazen lagünlere gelen türler, Dt; denizde yaşayıp tesadüfen lagüne giren türler, Tt; tatlı suda yaşayıp tesadüfen lagünlere giren türlerdir.

Tür çeşitliliği analizi için bolluk, tür zenginliği (S), Shannon (H) indeksi ve Dominance (D) indeksi değerleri hesaplanmıştır. Sezonlar ve istasyonlar arasındaki istatistiksel farklılık PERMANOVA analizi ile hesaplanmıştır.

Shannon indeksi (Shannon, 1948);

$$H = - \sum_{i=1}^N p_i \ln p_i$$

Burada, H: Shannon indeksi, N: tüm türlerin toplam sayısı, n: toplam tür sayısı, pi: n/N

Dominans indeksi (Simpson, 1949);

$$D = \sum_{i=1}^N p_i^2$$

Burada, D: Dominans indeksi, N: tüm türlerin toplam sayısı, n: toplam tür sayısı, pi: n/N

Dalyanda aylara göre yakalanan türlerin her tür için toplam sayıları kullanılarak (Bolluk), kümeleme analizi (Cluster) ve metrik olmayan çok boyutlu

ölçeklendirme analizi (nMDS), Bray-Curtis benzerliğine göre gruplandırılmıştır. nMDS analizine göre oluşturulan grupların istatistiksel olarak önemlilik ($p < 0.001$) durumu benzerlikler analizi (ANOSIM) ile hesaplanmıştır. Ayrılan gruplar içerisinde hangi türlerin baskınlık yarattığı, yüzde benzerlik analizi (SIMPER) ile hesaplanmıştır. Hesaplama kümülatif olarak yüzde oranı %75 içerisinde olan türler gruplarının ayırımında rol oynayan türler olarak değerlendirilmiştir (Legendre ve Legendre, 1998).



Şekil 1. Akköy Dalyanı ve örnekleme istasyonları (Google Earth 2017)

Türlerin dağılımı ve çevresel parametrelerin ilişkisinin incelenmesi kanonik uyum analizi (CCA) ile yapılmıştır (Legendre ve Legendre, 1998). Dalyadaki çevresel veriler ve tür dağılımı hem sezon hem de istasyonlara göre incelenmiştir. One-way ANOVA ile değerlerin istatistiksel önemi test edilmiştir. Anova analizlerinde fark çıkan değerlerin gözlemlenmesi için Tukey's post-hoc analizi kullanılmıştır (Copenhaver ve Holland, 1988). Temel Bileşenler Analizi (PCA) ile her dalyanda sezonlara göre çevresel parametrelerin durumu incelenmiştir (Legendre ve Legendre, 1998). Çevresel parametrelerin ölçüm değerlerini karşılaştırabilmek adına değerler Z değerine göre değiştirilmiştir.

$$Z = \frac{x - \bar{x}}{S}$$

Burada, x: her bir ölçüm değeri, \bar{x} : toplam ölçüm değerinin ortalaması, S: standart sapmadır.

İstatistiksel analizler, metrik olmayan çok boyutlu ölçeklendirme analizi (nMDS), Küme analizi

(Cluster), tür çeşitliliği hesaplamaları, benzerlikler analizi (ANOSIM), yüzde benzerlik analizi (SIMPER), Kanonik uyum analizi (CCA), Temel Bileşenler Analizi (PCA) PAST 4.01 (Hammer vd., 2001) programı ile yapılmıştır.

Bulgular

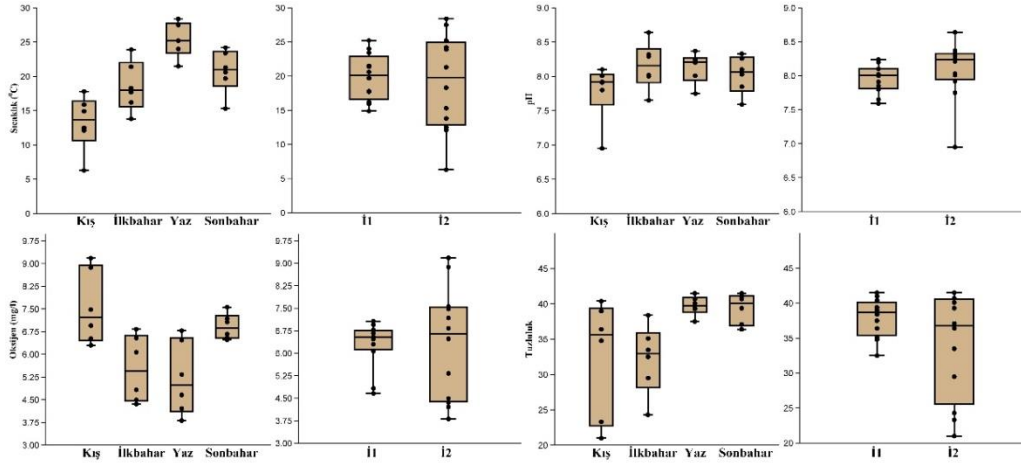
Akköy dalyanında mevsimlere ve istasyonlara göre ortalama (\pm SS) sıcaklık, tuzluluk, oksijen ve pH değerleri Şekil 2'de gösterilmiştir.

Dalyan su sıcaklığı 6,3°C (Ocak ayı, istasyon 2) ile 28,4°C (Ağustos ayı, istasyon 2) arasında değişim göstermektedir. Ortalama su sıcaklığı 19,5°C ölçülmüştür. Mevsimsel olarak su sıcaklıkları istatistiksel olarak farklılık gösterirken ($p < 0,05$), istasyonlara göre sıcaklık ortalamaları arasında istatistiksel olarak farklılık görülmemiştir ($p > 0,05$).

DO miktarı en düşük 3,81 mg/l (Ağustos ayı, istasyon 2) ile en yüksek 9,18 mg/l (Aralık ayı, istasyon 2) arasında değişim göstermektedir.

Ortalama DO değeri 6,30 mg/l'dir. İstasyonlara göre DO istatistiksel olarak farklılık göstermezken ($p>0,05$), mevsimlere bağlı olarak farklılık göstermektedir ($p<0,05$). Birbirleri arasında istatistiksel olarak fark bulunmayan sezonlar Kış-Sonbahar ve Yaz-İlkbahar sezonlarıdır ($p>0,05$).

pH oranı en düşük 6,95 (Ocak ayı, istasyon 2) ile en yüksek pH 8,64 (Mayıs ayı, istasyon 2) arasında değişim göstermektedir. Ortalama pH değeri 8,02 ölçülmüştür. Mevsimsel olarak ve istasyonlara göre pH değeri istatistiksel olarak farklılık göstermemektedir ($p>0,05$).



Şekil 2. Akköy dalyanında mevsimlere ve istasyonlara göre ortalama (\pm SS) sıcaklık, tuzluluk, oksijen ve pH değerleri

Tuzluluk oranı %21,0 (Şubat ayı, istasyon 2) ile %41,5 (Temmuz ve Eylül ayları, istasyon 1 ve 2) arasında değişim göstermektedir. Ortalama tuzluluk değeri %35,95 olarak ölçülmüştür. İstasyonlara göre tuzluluk oranı istatistiksel olarak farklılık göstermemektedir ($p>0,05$) Mevsimsel olarak tuzluluk oranı istatistiksel olarak farklılık göstermektedir ($p<0,05$). Yaz ve Sonbahar arasında, Kış ve İlkbahar arasında istatistiksel olarak fark bulunmamaktadır ($p>0,05$).

Temel bileşenler analizine (PCA) göre çalışmada elde edilen sıcaklık, tuzluluk, pH ve DO verileri mevsimsel olarak farklılık göstermektedir. Yaz ve Sonbahar mevsimleri ile tuzluluk ve sıcaklık değeri pozitif etkileşim gösterirken, pH değeri İlkbahar mevsimi ile pozitif etkileşim göstermektedir. DO ise Kış ve Sonbahar mevsimleri ile pozitif bir etkileşim içerisinde (Şekil 3).



Şekil 3. Akköy dalyanı sezonlara göre çevresel parametrelerin Temel Bileşenler Analizi (PCA)

Akköy dalyanında çalışma boyunca ıgırıp ile 9 familyaya ait 17 türden toplam 1878 adet balık yakalanmıştır (Tablo 1). Familyalar içerisinde en çok yakalanan tür sayısı Mugilidae familyasının 5 türü

olmuştur. Yakalanan türler yaşam alanlarına göre, lagün sistemlerinde yaşayan yerleşik türlerden (Y) 6 adet, denizlerde yaşayıp belli sezonlarda lagünlere giriş yapan türlerden (Ds) 8 adet ve denizlerde

yaşayıp tesadüfi olarak lagünlere giriş yapan türlerden (Dt) 3 adet olarak kaydedilmiştir. Genel dağılıma bakıldığında yerleşik türlerin (Y) 959 adet ve toplam tür sayısının %51,1 ile baskın olduğu görülmektedir. Ds türleri 714 adet ve toplam tür sayısının %38,0'ini ve Dt türleri 205 adet ve toplam tür sayısının %10,9'unu oluşturmaktadır.

En baskın türler 346 adet ve toplam tür sayısının %18,4'ünü oluşturan *A. boyeri* ve devamında 282 adet ve toplam tür sayısının %15,0'ini oluşturan *A. fasciatus*, 176 adet ve toplam tür sayısının %9,4'ünü oluşturan *Pomatoschistus* spp., 160 adet ve toplam tür sayısının %8,5'ini oluşturan *C. saliens* türüdür.

Bu dört tür yakalanan miktarın yaklaşık %50'sini oluşturmaktadır (Şekil 4).

Dalyanda tür zenginliği (S) ortalama 13,00 ile en yüksek yazın, en düşük 6,33 ile kışın, Y için en yüksek ortalama (5,67) yazın, en düşük ortalama (3,83) kışın, Ds için en yüksek ortalama (4,33) yazın, en düşük ortalama (2,33) sonbahar; Dt için en yüksek ortalama (3,00) yazın, en düşük ortalama (0,00) kışın

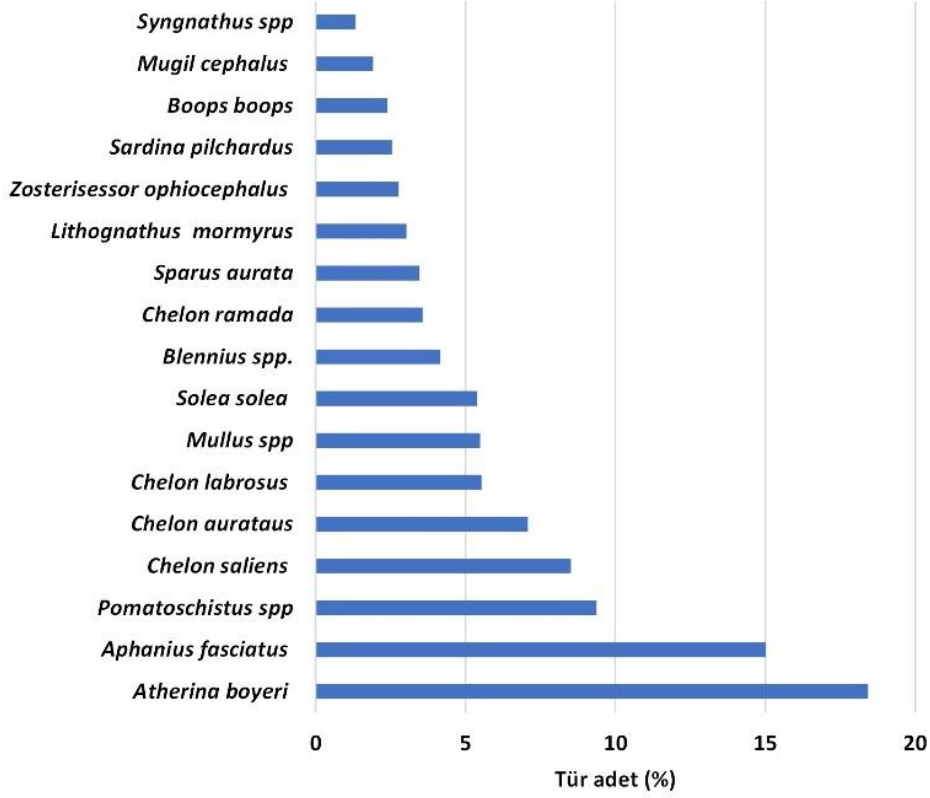
olarak hesaplanmıştır. Genel için bolluk en yüksek ortalama (118,8) yazın, en düşük ortalama (49,67) kışın; Y için en yüksek ortalama (52,17) yazın, en düşük ortalama (20,67) kışın; Ds için en yüksek ortalama (39,00) yazın, en düşük ortalama (18,83) Sonbaharda; Dt için en yüksek ortalama (27,67) yazın, en düşük ortalama (0,00) kışın olarak hesaplanmıştır. Genel için Dominance (D) en düşük ortalama (0,10) yazın, en yüksek ortalama (0,20) kışın; Y için en yüksek ortalama (0,35) kışın, en düşük ortalama (0,26) yazın; Ds için en yüksek ortalama (0,55) sonbahar, en düşük ortalama (0,26) yazın; Dt için en yüksek ortalama (1,00) kışın, en düşük ortalama (0,40) yazın olarak hesaplanmıştır. Genel için Shannon (H) indeksi en yüksek ortalama (2,40) yazın, en düşük ortalama (1,71) kışın; Y için en yüksek ortalama (1,50) yazın, en düşük ortalama (1,18) ilkbaharda; Ds için en yüksek ortalama (1,38) yazın, en düşük ortalama (0,69) sonbahar; Dt için en yüksek ortalama (0,99) yazın, en düşük ortalama (0,00) kışın hesaplanmıştır (Şekil 5).

Tablo 1. Akköy dalyanı yakalanan toplam tür sayısı, tür kodları ve yaşam alanı kodları

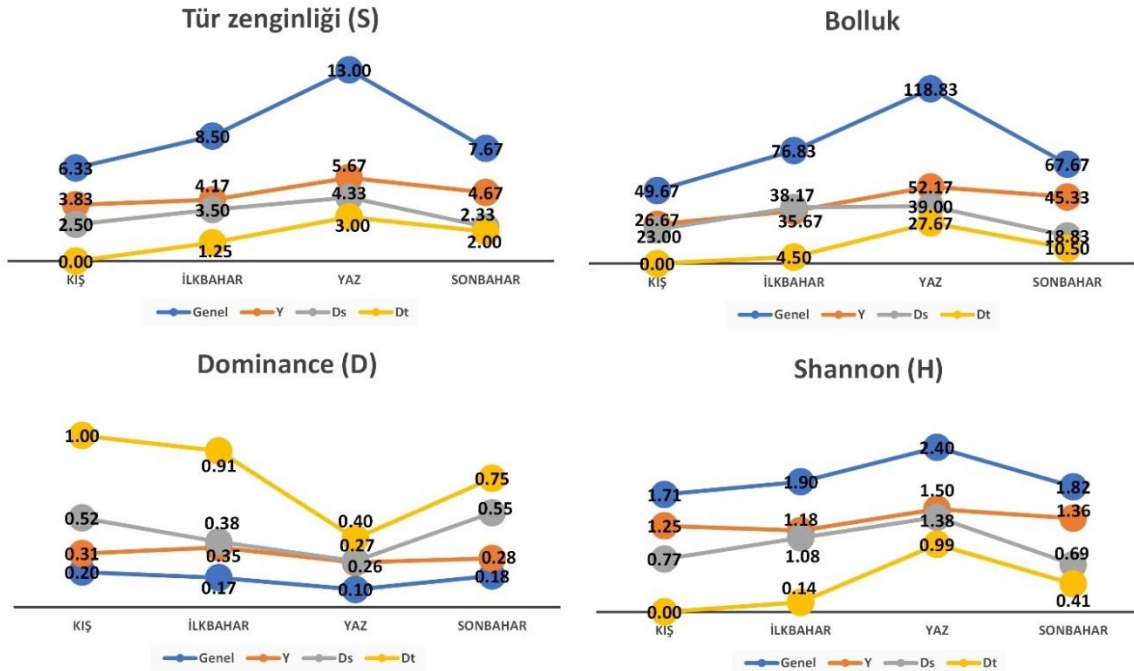
Familya	Tür	Tür kodu	Yaşam alanı	N
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Ath	Y	346
Blenniidae	<i>Blennius</i> spp.	Ble	Y	78
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	Sar	Ds	48
	<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	Aph	Y	282
Cyprinodontidae	<i>Pomatoschistus</i> spp.	Pom	Y	176
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i> (Pallas, 1814)	Zos	Y	52
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Cla	Ds	104
	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	Cau	Ds	133
Mugilidae	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1826)	Cra	Ds	67
	<i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	Csa	Ds	160
	<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Mug	Ds	36
Mullidae	<i>Mullus</i> spp.	Mul	Dt	103
Soleidae	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	Sol	Ds	101
	<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	Lit	Dt	57
Sparidae	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Boo	Dt	45
	<i>Sparus aurata</i> (Linnaeus, 1758)	Spa	Ds	65
Syngnathidae	<i>Syngnathus</i> spp.	Syn	Y	25
Toplam				1878

Tür zenginliği ve çeşitlilik indeksleri incelendiğinde PERMANOVA analizi ile istatistiksel olarak, genel türler için tür zenginliği indeksi (S) sezonlar için önemli bulunmuştur ($p < 0,001$). Kış ve Sonbahar arasında ve İlkbahar ve Sonbahar arasında fark görülmemiştir. Dominance (D) indeksi Genel türler için sezonlar için önemli bulunmuştur ($p < 0,001$) Yaz sezonu diğer sezonlarla farklılık

göstermektedir ($p < 0,05$). Shannon (H) indeksine göre sadece sezonlar arasında istatistiksel fark bulunmuştur ($p < 0,001$). Yaz sezonu diğer sezonlarla farklılık göstermektedir ($p < 0,05$). Bolluğa göre sadece sezonlar arasında istatistiksel fark bulunmuştur ($p < 0,001$). Kış ve Sonbahar arasında ve İlkbahar ve Sonbahar arasında fark görülmemiştir ($p > 0,05$). Y türleri için tür zenginliği indeksi (S) sezonlar için önemli bulunmuştur ($p < 0,001$).



Şekil 4. Akköy dalyanında yakalanan türlerin bolluk oranı



Şekil 5. Akköy dalyanı sezonlara göre Genel, Y ve Ds türleri için tür çeşitliliği analizleri [Tür zenginliği (S), Bolluk, Dominance (D), Shannon (H) indeksi]

Yaz sezonu diğer sezonlarla farklılık gösterirken ($p < 0,05$), İlkbahar ve Kış sezonları, İlkbahar ve Sonbahar sezonları arasında fark görülmemiştir

($p > 0,05$). Bolluğa göre sadece sezonlar arasında istatistiksel fark bulunmuştur ($p < 0,01$). Sonbahar ve Yaz sezonları arasında, Sonbahar ve İlkbahar

sezonları arasında istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Ds türleri için tür zenginliği indeksi (S) sezonlar için önemli bulunmuştur ($p<0,001$). Yaz sezonu İlkbahar hariç diğer sezonlarla tür zenginliği (S) olarak farklılık göstermektedir ($p<0,01$). Bolluğa göre sezonlar ve istasyonlar arasında istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Dt türleri için tür zenginliği indeksi (S) sezonlar için önemli bulunmuştur

($p<0,001$). Yaz ve İlkbahar arasında tür zenginliği (S) olarak farklılık görülmektedir ($p<0,01$). Bolluğa göre sadece sezonlar arasında istatistiksel fark bulunmuştur ($p<0,01$). Yaz sezonu diğer tüm sezonlardan istatistiksel olarak farklı bulunmuştur ($p<0,01$). Yapılan analiz sonucunda sezonlar ve istasyonlar kesişiminde istatistiksel bir fark görülmemiştir ($p>0,05$) (Tablo 2).

Tablo 2. Akköy dalyanı Genel, Y türleri ve Ds türleri için Tür zenginliği (S), Dominance (D), Shannon (H) ve Bolluk İndekslerinin, sezonlar, istasyonlar ve kesişimleri için PERMANOVA analizi

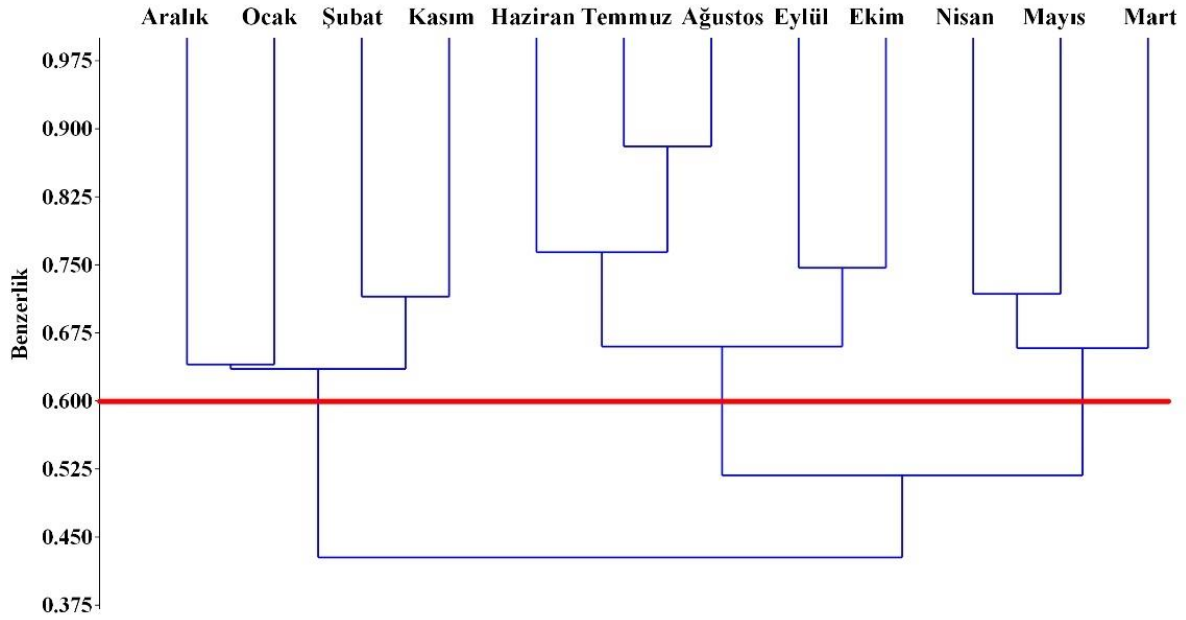
		Kaynak	Sezon	İstasyon	Sezon x İstasyon
		df	3	1	3
Genel	Tür zenginliği (S)	Ortalama kare	0,131	0,0004	0,002
		F	15,143	0,044	0,201
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
	Dominance (D)	Ortalama kare	0,122	0,000	0,001
		F	17,764	0,002	0,158
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
	Shannon (H)	Ortalama kare	0,033	0,000	0,000
		F	15,323	0,018	0,057
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
	Bolluk	Ortalama kare	0,178	0,006	0,003
		F	9,785	0,338	0,183
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
Y türleri	Tür zenginliği (S)	Ortalama kare	0,042	0,000	0,002
		F	13,521	0,041	0,577
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
	Bolluk	Ortalama kare	0,108	0,018	0,009
		F	7,039	1,162	0,614
		p	$p<0,01$	$p>0,05$	$p>0,05$
Ds türleri	Tür zenginliği (S)	Ortalama kare	0,118	0,000	0,004
		F	8,979	0,000	0,337
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
	Bolluk	Ortalama kare	0,155	0,010	0,013
		F	2,805	0,182	0,229
		p	$p>0,05$	$p>0,05$	$p>0,05$
Dt türleri	Tür zenginliği (S)	Ortalama kare	0,218	0,009	0,009
		F	23,490	1,000	1,000
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$
	Bolluk	Ortalama kare	0,587	0,025	0,023
		F	8,548	0,358	0,332
		p	$p<0,001$	$p>0,05$	$p>0,05$

Aylara göre hesaplanan nMDS ve Cluster analizi ile balık bolluğu Bray-curtis benzerlik indeksi ile değerlendirilmiştir. Balık bolluğunun Cluster analizinde 0,60 değerinden ayrılarak birbirine en yakın aylar belirlenmiştir (Şekil 6). nMDS analizi incelendiğinde grafik üzerinde birbirine yakın olan Kış ayları ve Kasım ayı A grubu, yaz ayları ve Eylül, Ekim ayları B grubu, İlkbahar ayları C grubu olarak belirlenmiştir (Şekil 7). ANOSIM benzerlik analizine göre oluşturulan gruplar birbirinden istatistiksel olarak farklılık göstermektedir ($R=0,88$, $p<0,001$). SIMPER analizine göre gruplar içerisinde

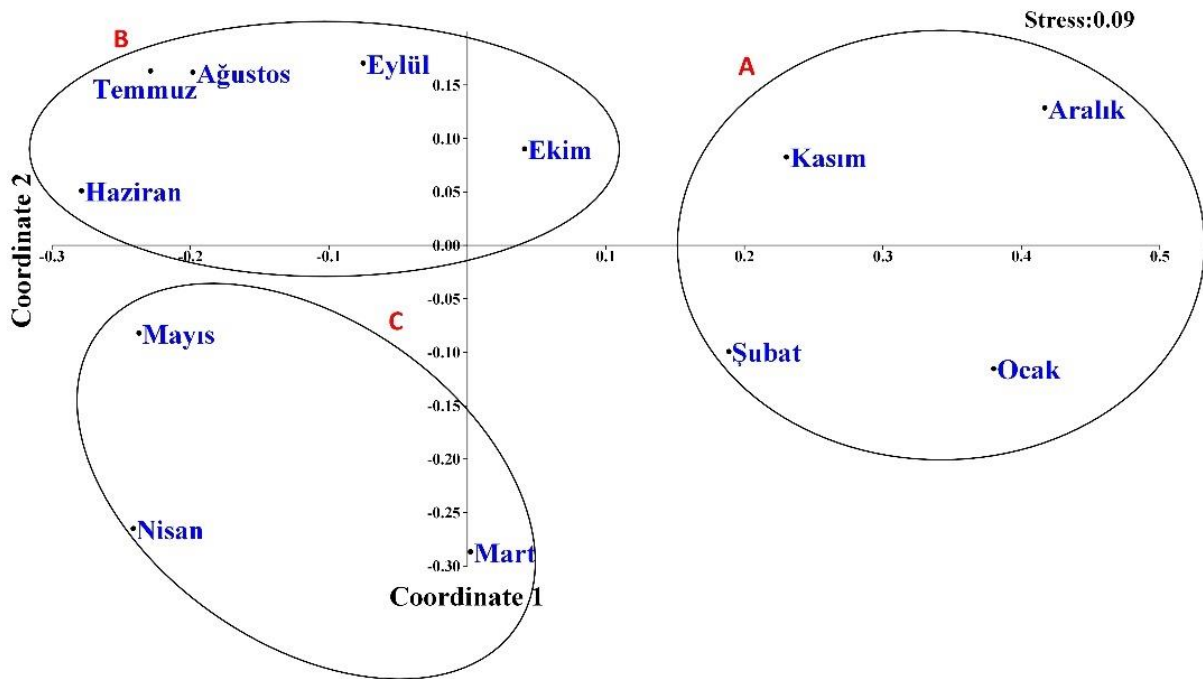
benzeşmezlik oranı kümülatif %75'e kadar olan ve grup ayırımına sebep olan türler, *C. auratus*, *A. boyeri*, *C. saliens*, *Mullus* spp., *C. ramada*, *C. labrosus*, *S. aurata*, *S. solea*, *Z. ophiocephalus*, türleridir (Tablo 3). Kanonik Uyum Analizi incelendiğinde balık tür çeşitliliğinin çevresel parametrelerden güçlü bir şekilde etkilendiği görülmektedir. *C. ramada*, *M. cephalus* ve *C. saliens* türlerinin oksijen ile pozitif korelasyon gösteren Kış ve Sonbahar sezonlarında daha baskın olduğu görülmektedir. *C. auratus* ve *S. aurata* türleri İlkbahar sezonunda baskın, sıcaklık, tuzluluk ve pH

ile pozitif korelasyon gösteren yaz sezonunda *S. solea*, *C. labrosus*, *L. mormyrus*, *S. pilchardus*, *B. boops*, *Z. ophiocephalus*, *Mullus* spp. ve *Syngnathus* spp. türleri daha baskındır. *A. boyeri*, *A. fasciatus*, *B.*

spp. ve *Pomatoschistus* spp. türlerinin merkeze yakın olması bu türlerin tüm sezonlarla uyum içerisinde olduğunu göstermektedir (Şekil 8).



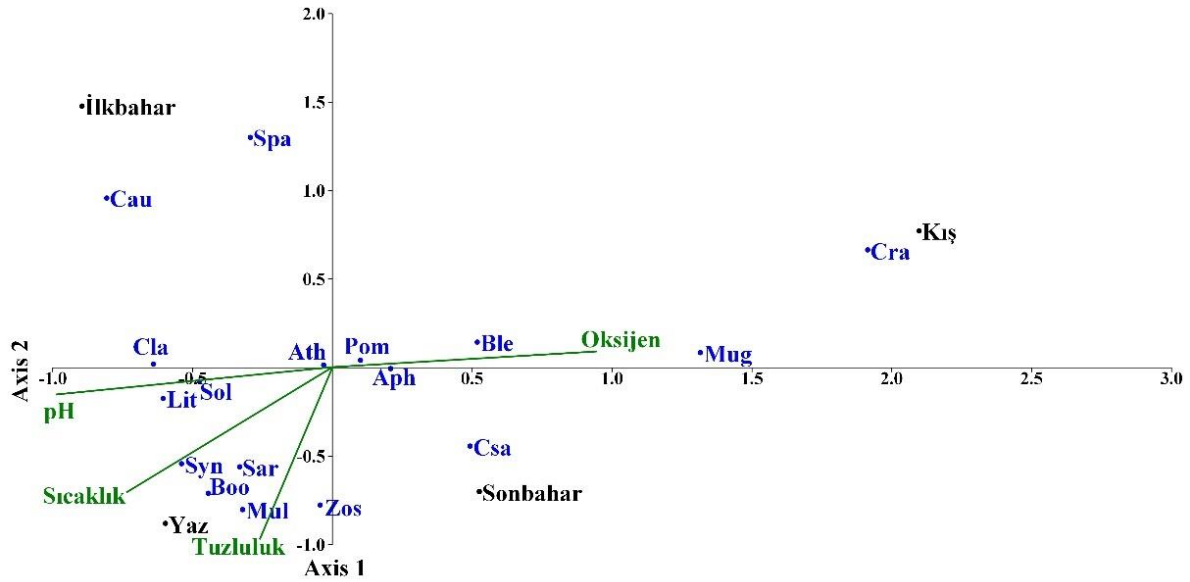
Şekil 6. Balık bolluğunun aylara göre Cluster analizi



Şekil 7. Akköy dalyanı balık bolluğunun aylara göre nMDS analizi

Tablo 3. Akköy Dalyanı balık bolluğuna göre aylar içerisinde oluşturulan grupların SIMPER analizi

Türler	Ortalama farklılık	% Katkı	% Kümülatif Katkı	A	B	C
<i>Chelon auratus</i>	6,86	12,62	12,62	0	6	34,3
<i>Atherina boyeri</i>	5,737	10,56	23,18	15,3	38,2	31,3
<i>Chelon saliens</i>	4,647	8,55	31,73	15,3	19,8	0
<i>Mullus spp.</i>	4,517	8,311	40,04	0	20,6	0
<i>Chelon ramada</i>	3,987	7,337	47,38	16,8	0	0
<i>Chelon labrosus</i>	3,909	7,193	54,57	0	13,2	12,7
<i>Sparus aurata</i>	3,724	6,852	61,42	3,5	0	17
<i>Solea solea</i>	3,617	6,656	68,08	0	13,8	10,7
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	2,516	4,629	72,71	0	10,4	0

**Şekil 8.** Akköy Dalyanı sezonlara göre çevresel veriler ve türlerin Kanonik Uyum Analizi (CCA)

Tartışma ve Sonuç

Bu çalışma, Akköy Lagünü'nde (Güney Ege Denizi) aylık ve sezonluk olarak bazı fiziko-kimyasal parametrelerle (Sıcaklık, DO, pH ve tuzluluk) ilişkili balık türlerinin zenginliğini ve çeşitliliğini ortaya koymaktadır. Dalyanlar özel işletmeler veya su ürünleri kooperatifleri tarafından belli süreler için devletten kiralanırlar. Dalyanlarda avcılık, bölgelere göre değişen dönemlerde, deniz bağlantısının çitler ile kapatılıp kuzuluklar aracılığıyla veya diğer dönemlerde belirli av araçları vasıtasıyla yapılmaktadır. Lagünlerin ve dalyan kuzuluklarının çit aralıkları dik konumda 3 cm'den az olamaz (Anonim, 2021). Çit aralıklarının 3 cm'den az olmamasından kaynaklı çalışmada kullanılan tül ırgıp ile örneklenen balıklar ticari juvenil türlerini ve küçük balık türlerini kapsamaktadır. Dalyan

ağzlarının çitlerle kapalı olduğu dönemlerde, hedef türlerin dalyan içerisine giriş-çıkış yapmalarına engel bir durum bulunmamaktadır. Bu sayede çalışma sonuçları mevsimsel olarak değerlendirilmiştir. Bu balıklar, küçük bir tül ırgıp ağıyla yakalanmışlardır. Bu nedenle lagündeki balık çeşitliliği 9 familyaya ait 17 türle sınırlı görünmektedir. Bunlardan 6 tür (*A. boyeri*, *Blennius* sp., *A. fasciatus*, *Pomatoschistus* sp., *Z. ophiocephalus*, *Syngnathus* sp.) yerleşik (Y), 8 tür (*S. pilchardus*, *C. ramada*, *C. labrosus*, *C. saliens*, *C. auratus*, *M. cephalus*, *S. Solea*, *S. aurata*) deniz balığı olup sezonluk olarak lagüne girenler (Ds) ve 3 tür (*Mullus* sp., *L. mormyrus*, *B. boops*) lagüne tesadüfen giren (Dt) deniz balığı türleridir. Bunların arasında, diğer Akdeniz lagünlerinde olduğu gibi, Akköy lagününde en bol olan tür *A. boyeri*'dir (Manzo vd.,

2016; Bouchereau vd., 2000; Pihl vd., 2002; Poizat vd., 2004; Koutrakis vd., 2005; Franco vd., 2006; Maci ve Basset, 2009). Onu *A. fasciatus* ve *Pomatoschistus* sp. lagün yerel türleri izlemektedir.

Dalyanda en yüksek tür zenginliği genel türler açısından yazın, en düşük ise kışın tespit edilmiştir. Bu suları çabuk soğuyan ve ısınan sığ lagün sahaları için doğal bir durumdur.

En yüksek balık çeşitliliği Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde kaydedilmiştir. nMDS analizine göre yaz grubuna Eylül, Ekim ayları da gruplaşarak büyük bir B grubu yaratmıştır ve Yaz sezonu tür zenginliğinde diğer sezonlarla istatistiki farklılık göstermiştir ($p < 0,05$).

Bilindiği üzere, lagünün su sıcaklığının artmaya başladığı İlkbahar (analizde Mayıs ayı itibarıyla, bkz. Şekil 7) ve Yaz mevsimlerinde, lagüne beslenme ve barınma amacıyla gelen türlerin sayısı, tür çeşitliliğini artırmaktadır. Ancak bu çalışmada Sonbahar mevsimindeki yüksek balık çeşitliliği küresel ısınmanın etkisi ile açıklanabilir. Yani günümüzde lagün suları artık neredeyse sonbaharın sonlarına doğru soğumaktadır.

Ortalama tür zenginliği (S) değeri Akköy lagününde en az 6,33 ile kışın, 13,00 ile yazın hesaplanmıştır. Oysa Pérez-Ruzafa vd. (2007) Akdeniz lagünlerinde tür zenginliği (S) aralığını 6-48 ve ortalama 23,4 olarak belirtmiştir. Bu nedenle, Akköy lagünündeki ortalama S değeri, Akdeniz lagünlerinin bildirilen en düşük değerler arasında görünmektedir. Bir lagünde gözlenen balık türlerinin değişimi; yüzey alanı, derinlik, deniz bağlantısı gibi lagün morfolojisinin özelliklerine ve sıcaklık, tuzluluk, DO gibi birincil deniz hidrolojik koşullarına ve örnekleme araçlarına bağlıdır (Akın vd., 2005; Franco vd., 2008; Maci ve Basset, 2009). Örneğin Kara vd. (2017), Gediz deltasındaki 48 türü kıyı sürütme, pinter, uzatma ağı ve olta kullanarak örneklemişlerdir. Tek bir av aracının kullanıldığı bu çalışmada tür çeşitliliğinin sınırlanması kaçınılmazdır.

Bu çalışmada Akköy Lagünü'nde ortalama ve (min-maks) sıcaklık, tuzluluk, pH ve DO sırasıyla 19,5°C (6,3-28,4), ‰35,95 (21-41,5), 8,02 (6,95-8,64) ve 6,3 mg.l⁻¹ (3,81-9,18) olarak belirlenmiştir. Altınsoçlu vd. (2018), Enez lagünündeki farklı istasyonlardan fiziko-kimyasal parametreleri yüzey sıcaklığı için 17,8°C (8,9-27), tuzluluk için ‰16,70 (0,2-41,2), pH için 7,76 (6,44-9,21) ve DO için 7,65 mg.l⁻¹ (5,73-11,8) olarak bildirmiştir. Bu iki çalışmada fiziko-kimyasal parametrelerde farklılıklar vardır. Zira Enez Lagünü Akköy'e göre oldukça kuzeyde olup, daha yağışlı bir bölgede olması nedeniyle sıcaklığı, pH'ı ve tuzluluğu daha düşük, ancak DO ortalaması daha yüksek bulunmuştur. Yağış ve buharlaşmadaki mevsimsel değişikliklerden ve belirgin mevsimsel sıcaklık dalgalanmalarından

kaynaklanan tuzluluk dalgalanmaları, tatlı su taşkınları ve yaz kuraklığı gibi morfo-dinamiklere ve iklim faktörlerine bağlı doğal değişikliklerden kaynaklanmaktadır (Cataduella vd., 2015). Nitekim bu çalışmada sıcaklık (19,5°C) ve tuzluluk (‰35,95) ortalama değerleri Altınsoçlu vd. (2018)'nin çalışmasındaki sıcaklık ortalamasından 1,7°C ve tuzluluk ortalamasından ‰19,25 yüksek bulunmuştur.

Bu çalışmada, ortalama pH 8,02 (min. 6,95 - maks. 8,64) ile lagün alkali su ortamındadır ve ötrofik rezervuarlarda yüksek alkali pH oluşabilmektedir (Svobodová vd., 1993). Ayrıca, lagün balıklar açısından optimum pH aralığından minimum ve maksimum olarak biraz fazlasına sahiptir (optimum 7-8,5; bkz. Bhatnagar ve Devi, 2013). Ancak bu fazlalık solungaç iritasyonuna yol açabilecek ve ölümcül olabilecek değer olan 8,8'e (bkz. Dastagir vd., 2014) ulaşmamaktadır.

Akköy Lagünü'nde mevsimlere göre fiziko-kimyasal verilerden DO'nun kışın, sıcaklık, pH ve tuzluluğun ise doğal olarak yazın arttığını göstermiştir. Kanonik Uyum Analizi (CCA) incelendiğinde, balık tür çeşitliliğinin çevresel parametrelerden güçlü bir şekilde etkilendiği görülmektedir. *C. ramada*, *M. cephalus* ve *C. saliens* türlerinin oksijen ile pozitif korelasyon gösteren Kış ve Sonbahar sezonlarında daha baskın olduğu görülmektedir. *C. auratus* ve *S. aurata* türleri İlkbahar sezonunda baskınken, sıcaklık, tuzluluk ve pH ile pozitif korelasyon gösteren yaz sezonunda ise *S. solea*, *C. labrosus*, *L. mormyrus*, *S. pilchardus*, *B. boops*, *Z. ophiocephalus*, *Mullus* spp. ve *Syngnathus* spp. türleri daha baskındır. *A. boyeri*, *A. fasciatus*, *Blennius* spp. ve *Pomatoschistus* spp. türlerinin merkeze yakın olması bu türlerin tüm sezonlarla uyum içerisinde olduğunu göstermektedir.

Sonuç olarak, Akköy Lagünü'nde tül ırgırla yakalanan balıklar, Ege Denizi'nin tipik kıyısız balıklarıdır. Esasen bu çalışma, küçük boyutlu balıklar olarak lagünlerde hesaba katılmayan tür çeşitliliğini ve bunların bazı hidrolojik ve mevsimsel koşullarla uyumunu ortaya koymaktadır. Ekosistemde her bir türün ekolojik bir nişi olduğu gerçeğinden hareketle, lagün balıkçılık yönetimi planlarında bu bilgi, -varsa- yetiştiriciliğin ve lagün balıkçılığının sürdürülebilirliğini sağlamada balıkçılık idarecilerine katkı sağlayabilir.

Teşekkür

Bu çalışma, C. Sağlam'ın doktora çalışmasının bir bölümüdür. Yazarlar, maddi destekleri için Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimine (Proje Numarası: 2014/SÜF/014) ve olumlu yaklaşımları için Akköy lagünü yönetici ve balıkçılarına teşekkür ederler.

Çıkar Çatışması

Yazarlar çıkar çatışması olmadığını beyan ederler.

Yazar Katkıları

C. Sağlam ve O. Akyol, araştırmayı planladı ve tasarladı. C. Sağlam veri toplama ve analizi gerçekleştirdi. Tüm yazarlar sonuçları tartıştılar ve makalenin son şekline katkıda bulundular.

Kaynaklar

Akın, S., Buhan, E., Winemiller, K.O., & Yılmaz, H. (2005). Fish assemblage structure of Köyceğiz Lagoon Estuary, Turkey: spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 671-684. doi: 10.1016/j.ecss.2005.03.019

Altınsoçlu, S., Perçin, P.F., & Altınsoçlu, S. (2018). Assessments of environmental variables affecting the spatiotemporal distribution and habitat preferences of living Ostracoda (Crustacea) species in the Enez Lagoon Complex (Enez-Evros Delta, Turkey). *Ecologica Montenegrina*, 19, 130-151. doi: 10.37828/em.2018.19.14

Anonim (2021). 5/1 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığını Düzenleyen Tebliğ, Tarım ve Orman Bakanlığı. (<https://www.tarimorman.gov.tr/Konular/Su-Urunleri/Su-Urunleri-Avciligi>, Erişim Tarihi: 01.01.2020).

Balık, S., & Ustaoglu, M.R. (2001). Türkiye İçsu Balıkları Tanımlama Kılavuzu. E.Ü. Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, 63, 54P, Bornova, İzmir.

Bhatnagar, A., & Devi, P. (2013). Water quality guidelines for the management of pond fish culture. *International Journal of Environmental Sciences*, 3, 1980-2009. doi: 10.6088/ijes.2013030600019

Bouchereau, J.L., Guelorget, O., Vergne, Y., & Perthuisot, J.P. (2000). L'ichtyofaune dans l'organisation biologique d'un système paralique de type lagunaire: le complexe des étangs du Prévost et de l'Arnel (Languedoc, France). *Vie Milieu* 50, 19-27.

Cataudella, S., Crosetti, D., Ciccotti, E., & Massa, F. (2015). Sustainable management in Mediterranean coastal lagoons: interactions among capture fisheries, aquaculture and environment. In *Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and environment*, Ed. by S. Cataudella, D. Crosetti, and F. Massa. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Studies and Reviews N. 95. Rome, FAO. 288 pp.

Copenhaver, M.D., & Holland, B. (1988). *Computation of the distribution of the maximum*

studentized range statistic with application to multiple significance testing of simple effects. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 30, 1-15. doi: 10.1080/00949658808811082

Dastagir, G., Narejo, N.T., & Jalbani, S. (2014). Physico-chemical parameters and their variations in relation to fish production in Zhob River, Balochistan. *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry*, 15, 77-81.

Elliott, M., & Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *The Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29, 397-417. doi: 10.1007/BF02084239

FAO (1985). *Coastal lagoon management in Turkey: Social, economic, and legal aspects*. Mediterranean Aquaculture Project, MEDRAP/TR/85/12, Rome. Available at www.fao.org/3/af002e/AF002Eoo.htm

Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., & Torricelli, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 219-228. doi: 10.3354/meps07203

Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., & Mainardi, D. (2006). Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 67-83. doi: 10.1016/j.ecss.2005.07.020

Google Earth (2017). Retrieved January 1 2017 from <https://earth.google.com/>.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica*, 4(1), 9 pp.

Kara, A., Sağlam, C., Acarli, D., & Cengiz, Ö. (2017). Length-weight relationships for 48 fish species of the Gediz estuary, in İzmir Bay (Central Aegean Sea, Turkey). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), 879-884. doi: 10.1017/S0025315416001879

Koutrakis, E.T. (2016). Biology and Ecology of Fry and Juveniles of Mugilidae, ed. Donatella Crosetti and Stephen Blaber, *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)*. CRC Press, 264-292. doi: 10.1201/b19927-13

Koutrakis, E.T., Tsikliras, A.C., & Sinis, A.I. (2005). Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. *Hydrobiologia*, 543, 245-257. doi: 10.1007/s10750-004-7891-3

Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*, 3rd English ed. Elsevier, 1003 pp.

- Maci, S., & Basset, A. (2009). Composition, structural characteristics and temporal patterns of fish assemblages in non-tidal Mediterranean lagoons: A case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83, 602-612. doi: 10.1016/j.ecss.2009.05.007
- Manzo, C., Fabbrocini, A., Roselli, L., & D'Adamo, R. (2016). Characterization of the fish assemblage in a Mediterranean coastal lagoon: Lesina Lagoon (Central Adriatic Sea). *Regional Studies in Marine Science*, 8(1), 192-200. doi: 10.1016/j.rsma.2016.04.003
- Mater, S., Kaya, M., & Bilecenoğlu, M. (2011). *Türkiye Deniz Balıkları Atlası*. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No: 68, Bornova, İzmir, 169 s.
- Pérez-Ruzafa, Á., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, I. M. (2011). Recent advances in coastal lagoons ecology: evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin*, 5(1), 50-74. doi: 10.1285/i1825229Xv5n1p50
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C., & Marcos, C. (2007). Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 577, 107-125. doi: 10.1007/978-1-4020-6008-3_10
- Pihl, L., Cattrijsse, A., Codling, I., Mathieson, S., McLusky, D.S., & Roberts, C. (2002). *Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas*, In: Elliott, M., Hemingway, K.L. (Eds.), *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford, pp. 10-53. doi: 10.1002/9780470995228.ch2
- Poizat, G., Rosecchi, E., Chauvelon, P., Contournet, P., & Crivelli, A.J. (2004). Long-term fish and macro-crustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 615-624. doi: 10.1016/j.ecss.2003.11.007
- Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423, 623-656. doi: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Svobodová, Z., Lloyd, R., Máchová, J., & Vykusová, B. (1993). *Water Quality and Fish Health*. EIFAC Technical Paper. Rome: FAO.
- Tosunoğlu, Z., Ünal, V., & Kaykaç, M.H. (2017). *Ege Dalyanları*. SÜR-KOOP Su Ürünleri Kooperatifleri Merkez Birliği Yayınları No. 03, Ankara, 322 s.

Determination of Mortality Rates in *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) Population in the Çanakkale Strait

Ata Aksu^{1,2*}, Uğur Altınağaç³, Tekin Demirkıran¹

^{1*}Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı
²Istanbul Gedik Üniversitesi Gedik Meslek Yüksekokulu Motorlu Araçlar ve Ulaştırma Teknolojileri Bölümü Su Altı Teknolojisi Programı
³Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi

Correspondent: ata.aksu@gedik.edu.tr
Received: 07.10.2021 Accepted: 10.12.2021
Ata Aksu: Orcid 0000-0003-4057-8088
Uğur Altınağaç: Orcid 0000-0002-3638-9834
Tekin Demirkıran: Orcid 0000-0002-3676-7321

How to cite this article: Aksu, A., Altınağaç, U., Demirkıran, T. (2021). Determination of mortality rates in *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) population in the Çanakkale strait . COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 187-196. DOI: 10.46384/jmsf.1005856

Abstract: The population of ecologically important *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758), the largest bivalve species of the Mediterranean, has been under serious threat since 2016 as a result of both anthropogenic effects and the epidemic caused by *Haplosporidium pinnae*. In addition, in recent years *P. nobilis* mortalities caused by *Vibrio* sp. infections in the North Aegean Sea have been reported. In this study, the effects of the mass mortalities of *P. nobilis* observed in the Mediterranean were investigated in the populations in the Dardanelles. For this purpose, *P. nobilis* populations in 30 different stations were observed and counted along transects between June 2020 and September 2021. Underwater observations were carried out either by scuba diving or free diving depending on the underwater characteristics of the region. Observations based on a total of 2183 minutes of bottom time indicated that mortality rate of pen shells increased to 94.67% in 2021 as compared to 81.15% in 2020. In addition, in a period 1 year, the number of stations with 100% mortality increased from 11 to 14 and the number of stations with no presence of pen shells increased from 3 to 5. The decrease in the total number of live pen shells from 1108 to 207 and the consequent reduction of pen shell density (individual/100 m²) from 13.15 to 9.2 in a period of one year indicate the imminent threat of extinction for *P. nobilis* in this region. In addition to monitoring studies, aquaculture of pen shells and their transplantation to affected areas should be carried out to mitigate the effects of mass mortalities observed in this region.

Key words: *Pinna nobilis*, Çanakkale Strait, Mass Mortality, Line Transect

Çanakkale Boğazı'nda *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) Popülasyonunda Ölüm Oranlarının Tespiti

Özet: Ekolojik anlamda önemli olan Akdeniz'in en büyük çift kabuklu türü *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758)'in nesli, antropojenik etkilerin yanında 2016 yılından bu yana *Haplosporidium pinnae* isimli parazitin salgın etkisiyle ciddi tehdit altındadır. Ayrıca, son yıllarda Kuzey Ege Denizi'nde *Pinna nobilis* popülasyonlarının ölümlerine *Haplosporidium pinnae*'nin yanında çoklu enfekte olarak *Vibrio* sp. gibi türlerin de neden olduğu bildirilmektedir. Bu çalışmada, *Pinna nobilis*'in 2016 yılından bu yana Batı Akdeniz'den Doğu Akdeniz kıyılarına hızla yayılmış olan kitlesel ölümlerinin Çanakkale Boğazı'ndaki *Pinna nobilis* yataklarındaki etkisini belirlemek amaçlanmıştır. Haziran 2020 ve Eylül 2021 ayları arasında belirlenen 30 örnekleme istasyonunda su altı görsel sayım metodu (hat-çizgi sayımı) ile ikişer kez dalarak, pinaların sayımı yapılmıştır. Su altı gözlemleri için bölgenin su altı karakteristiğine göre tüplü dalış veya serbest dalış yöntemleri gerçekleştirilmiştir. Toplam 2183 dakikalık su altı dip gözlem verilerine göre pinaların ölüm oranı 2020-2021 arasında % 81,15' den % 94,67' ye yükselmiştir. Yaklaşık bir yıl sonra pinaların ölüm oranının %100 olduğu istasyonların sayısı 11' den 14' e yükselirken, hiç pına görülmeyen istasyonların sayısı 3' ten 5' e yükselmiştir. Örnekleme istasyonlarındaki

canlı pina sayısının bir sene içerisinde 1108' den 207' ye ve toplam yoğunluğun (birey/100m²) 13,15' ten 9,2' ye gerilemesi, *Pinna nobilis* neslinin tükenme tehlikesinin devam ettiğini göstermiştir. *Pinna nobilis* neslinin tükenme tehlikesinden kurtulabilmesi için biyolojik çalışmaların yanında yetiştiricilik ve transplantasyon çalışmaları yaygınlaştırılabilir.

Anahtar kelimeler: *Pinna nobilis*, Çanakkale Boğazı, Kitlesel Ölüm, Hat-Çizgi Sayımı

Giriş

Pinna nobilis, Akdeniz'e özgü bir çift kabuklu canlıdır (Kurtay, 2014). Kronolojik düzende incelendiğinde ilk olarak 25 yüzyıl önce Aristoteles'in taksonomi çalışmasında yer almıştır (Voultsiadou ve Vafidis, 2007). *P. nobilis*, çift kabuklular (Kurtay, 2014) yelpaze midyesi, kalem kabuklu olarak da adlandırılmaktadır. Boyu 120 cm'ye kadar erişebilen bentik ortamda bisus iplikleri yardımıyla sesil olarak yaşayan bir canlıdır (Zotou vd., 2020). Akdeniz'in en büyük çift kabuklu türü *P. nobilis*'in 45 seneye kadar uzayabilen ömürlerinin olduğu belirtilmiştir (Rouanet vd., 2015; Katsanevakis, 2006; Theodorou vd., 2017; Öndeş vd., 2020a). Popülasyonlarının yaşadığı derinlik aralığı 0.5-80 m (Öndeş vd., 2020b) olarak bildirilmiş olsa da sığ sularda (0-10m) yoğun kümelenmiş olarak görüldüğü belirtilmiştir (Vázquez-Luis vd., 2017).

P. nobilis, suyu filtreler, partikül maddeyi giderir ve su şeffaflığını artırır (Trigos vd., 2015). Tunus'un Elbibane lagünü kıyılarında boş kabuklu *P. nobilis* bireyleri üzerinde yapılmış bir çalışmada, pinaların boş kabuklarının yumuşak habitatlarda yerel biyoçeşitliliği arttırdığı ortaya konulmuştur (Rabaoui vd., 2015). Türkiye kıyılarında yapılan bir çalışmada, *P. nobilis* kabuklarına tutunarak yaşamını sürdüren 25 makrobentik tür gözlemlenmiştir (Acarlı vd., 2010). Deniz ekosistemlerinin güvenliği için, savunmasız türlerin biyoaktif potansiyelinin önemi vurgulanmış ve deniz rezervlerinde korunmaları önerilmiştir (Carreno vd., 2021).

Katsanevakis (2006), Yunanistan' da yapmış olduğu bir çalışmada *P. nobilis* için 29 °C'de büyümenin durduğunu bildirirken, García-March vd. (2011)'de İspanya adalarında yapmış oldukları çalışmalarda 15 ve 16 °C altında büyümenin durduğunu bildirmişlerdir.

Barcelona Anlaşması EK II (James vd., 2010) ve Avrupa Konseyi 92/43/EEC direktifleri (Faulks, 2007) ile yasal olarak koruma altına alınmış olan bu çift kabuklu türün, antropojenik faaliyetler sonucunda da (Katsanevakis, 2007 Vázquez-Luis vd., 2017) uzun yıllardır sömürüye açık ve neslinin tehdit altında olduğu bildirilmiştir. *P. nobilis* ülkemizde de 1998 yılından bu yana kanunlarla koruma altına alınmıştır (Acarlı vd., 2018).

Özellikle 2016 yılından beri ciddi kitlesel ölümler görülen *P. nobilis* popülasyonunun, *Haplosporidium pinnae* paraziti gibi pandemik bir hastalığın bulaşmasından kaynaklı olarak %100 ölümlere maruz

kaldığı bölgeler olduğu bildirilmiştir. Vázquez-Luis vd. (2017), İspanya'nın Balear adalarıyla İber Yarımadası'nın belirli noktalarında yüzlerce kilometrelik alanda yapmış oldukları su altı görsel sayımlarına göre *Pinna nobilis* popülasyonlarında %100'e yakın ölüm oranları saptamışlardır. Acarlı vd. (2020), Ege Denizi'nde 3 istasyonda yapmış olduğu çalışmada tüm istasyonlarda canlılığın olmadığını ve Ege Denizi'nde *P. nobilis*'in kitlesel ölümleri hakkında yorum yapabilmek için sıcaklık, tuzluluk, akıntı, çözünmüş oksijen, pH vb. çevresel parametrelere dikkat edilmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Acarlı vd. (2021), yapmış oldukları çalışmada Çanakkale Boğazı'nda 9 örnekleme istasyonunda su altı görsel sayım yöntemiyle 494 birey gözlemlenmişler ve %100 ölümün bulunduğu istasyonları bildirmişlerdir. Dünya Doğa ve Doğal Kaynakları Koruma Birliği'nde (IUCN) *P. nobilis*'in kırmızı listede neslinin devamının kritik tehlikede olduğu belirlenmiştir (Kersting vd., 2020).

Haplosporidium nelsoni ve *Bonamia spp.* gibi diğer haplosporidan türleri, küresel anlamda çift kabuklu toplu ölümlerine neden olmuştur (Arzul ve Carnegie, 2015). Salgın durumu göz önüne alınırsa, parazitlerin ortadan kaldırılması pek olası görünmemektedir. Çünkü daha önceki bu tarz tarihsel girişimler başarısız olmuştur (Grizel vd., 1986; van Banning, 1991). Bununla beraber, parazit salgınının ne kadar yayıldığını anlayabilmek için komşu enfekte olmamış popülasyonların periyodik olarak izlenmesi gereklidir. Enfekte olan pinaların, uyarılara karşı kapakçıklarını kapatmada reaksiyon eksikliği gösterdiği ve bu sayede belirgin bir şekilde ayırt edilebildikleri belirtilmiştir (Vázquez-Luis vd., 2017). Aynı zamanda Çanakkale Boğazı'ndaki örnekler üzerinde yapılan analiz sonuçlarına göre enfekte fakat canlı *P. nobilis* bireylerinin saha çalışmalarında addüktör kaslarını yavaş kapatma davranışıyla paralellik gösterdiği belirtilmiştir (Künili vd., 2021).

P. nobilis, Karadeniz hariç, Türkiye denizlerinde yaygın olarak görülür (Çınar vd., 2021a). 2019 yılında Marmara Denizi'nde *P. nobilis* popülasyonları üzerinde yapılmış bir çalışmada % 10 gibi düşük bir ölüm oranı tespit edilmişken, Ege Denizi'nde % 97 gibi yüksek bir ölüm oranı gözlemlenmiştir (Öndeş vd., 2020a). Marmara Denizi'nde 2021 yılında yapılan başka bir çalışmada ise; *P. nobilis* bireylerinde ölüm oranının %88 olduğu ve son kale olarak düşünülen Marmara Denizi'nde

müsilaj olayının pına popülasyonlarını olumsuz etkilemiş olabileceği bildirilmiştir (Çınar vd., 2021b). Aynı çalışmada bir istasyondan alınan verilere göre *P. nobilis* ölü kabuklarının 34 taksonomik grup için habitat görevi gördüğü gözlemlenmiştir.

Çanakkale Boğazı'nda, Özalp ve Kersting (2020), iki örnekleme istasyonunda yapmış oldukları çalışmada 2014 yılında yüksek yoğunlukta canlı *P. nobilis* bireylerini kayıt altına almışken, 2020 yılında aynı istasyonlarda *P. nobilis* bireylerinin yıkıcı bir şekilde kitlesel ölümlere maruz kaldıklarını bildirmişlerdir.

Künili vd. (2021) yapmış oldukları çalışmada *P. nobilis* popülasyonlarının ölüm nedenlerinin *H. pinnae*'nin yanında çoklu enfekte olarak *Vibrio sp.* gibi türlerden de kaynaklı olduğunu ortaya koymuşlardır. Bu çalışma, Türkiye'de *P. nobilis*'in toplu ölümlerinin nedeni üzerine yapılan ilk histopatolojik çalışmadır.

Türkiye'nin Güney Marmara kıyılarında 2019 ve 2020 yıllarında yapılmış olan çalışmalarda az sayıda ölü *P. nobilis* bireyine rastlanmıştır ve kitlesel ölümlerin Marmara Denizi'ne ulaşmadığı yorumu yapılmıştır (Öndeş vd., 2020b; Çınar vd., 2021a). Ancak, 2021 yılında yapılan gözlemler ile Marmara Denizi'nde de toplu ölümler rapor edilmiştir (Çınar vd., 2021b).

Bu çalışmada, ekolojik anlamda önemli bir filtrasyon görevini üstlenen Akdeniz'in (bivalvia) sınıfına ait *P. nobilis*'in 2016'dan bu yana Batı Akdeniz'den Doğu Akdeniz kıyılarına hızla yayılmış olan kitlesel ölümlerinin Çanakkale Boğazı'ndaki *P. nobilis* yataklarındaki etkisini belirlemek amaçlanmıştır. Çalışma alanı olarak bu bölgenin tercih edilme nedenleri arasında; Akdeniz'de başlayan %100'e yakın kitlesel ölümlerin Ege'ye zamanla sıçraması, buradan da Çanakkale Boğazı'nın güney kısmına ulaştığının bilinmesi, balık geçişlerinde dar noktaların bulunması, şiddetli akıntuların ve dalgaların bulunması, balık ve su ürünleri göçlerinin yoğunlukla yaşanması, akıntularla birlikte suda askıda sürüklenen çift kabuklular tarafından filtre edilmeye uygun planktonların bolluğu ve Çanakkale Köprüsü ayaklarından güvenli bölgelere transplantasyonu gerçekleştirilen *P. nobilis* bireylerinin varlığıdır.

Materyal ve Yöntem

Bu çalışma, Tarım ve Orman Bakanlığı, Balıkçılık ve Su Ürünleri Genel Müdürlüğü'nden yasal izin (Tarih: 30.04.2020, Sayı: E.1257197) alınarak gerçekleştirilmiştir.

Çalışma 2 etapta yürütülmüştür. İlk etapta Çanakkale Boğazı sınırları kapsamında 30 örnekleme istasyonu (0-15 m derinlik aralığında) belirlenmiştir. Bu istasyonlara 2020 yılı Haziran-Ekim ayları arasında dalışlar gerçekleştirilmiştir. İkinci etapta,

2021 yılı Temmuz-Eylül ayları arasında, belirlenen 30 istasyona yeniden dalış yapılarak aynı metotla pinaların sayımı ve izleme çalışması gerçekleştirilmiştir. Böylece belirlenen 30 örnekleme istasyonuna 2020 yılı Haziran ve 2021 yılı Eylül ayları arasında ikişer defa dalış gerçekleştirilerek su altı görsel sayım metodu olan hat-çizgi sayımı (line transect) uygulanmış ve pinaların gözlemi yapılmıştır. Su altı gözlemleri için bölgenin su altı karakteristiğine göre tüplü dalış veya serbest dalış yöntemleri tercih edilerek, uygulamalar gerçekleştirilmiştir.

İstasyonlar Çanakkale Boğazı'nın her iki yakasında ve aralarında kuş uçuşu 5 ± 1 km olacak şekilde konumlandırılmıştır. İstasyonların belirlenmesinde kıyı şeridinin yapısı ve denize ulaşım imkânları göz önünde tutulmuştur. İstasyonların belirlenmesinde ve ara mesafelerinin hesaplanmasında Navionics mobil uygulaması olan Boating HD deniz haritasından faydalanılmıştır. Çanakkale Boğazı'nın Anadolu yakasında ve Avrupa yakası boyunca belirlenen istasyonlar Şekil 2'deki harita üzerinde görülmektedir.

Pinaların sayım yönteminde bazı sahalar dar olup (liman alanı ya da derinliğin eğime bağlı olarak karaya yakın olması gibi özelliklerden dolayı) bu alanlarda 750 m^2 civarında, diğer alanlarda ise 1500 m^2 civarında alan taraması yapılmıştır. Pinaların sayımında su altı gözlem yöntemlerinden hat-çizgi sayımı (line transect) uygulanmıştır. Bu yöntem çerçevesinde, 2 gözlemci dalgıç aralarında ortalama 10m olacak şekilde, önceden belirlenmiş bir hat üzerinde yüzerek örnekleme yapmıştır (Şekil 1a ve b). Dalgıçların her biri sağ ve sol taraflarında 5m mesafede gördükleri her pinayı kayıt etmiştir. Görüş mesafesi hattın genişliğinin belirlenmesinde önemli rol oynamıştır. Kıyıya dik olacak şekilde 150 m uzunlukta alan taraması yapılmıştır. Canlı ve ölü pına bireyleri koruma kılıflı (housing) su altı kamerasıyla (Olympus TG-5) fotoğraf ve video yöntemi ile görüntülenmiştir (Şekil 1c).

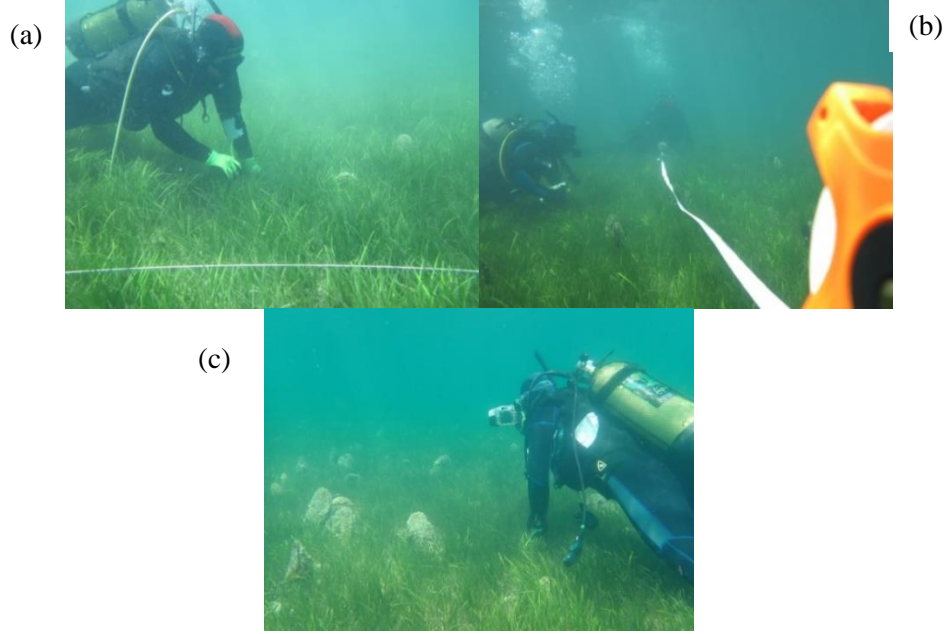
Umurbey ve Marina istasyonları hariç diğer tüm istasyonlarda $2*5*150=1500 \text{ m}^2$ lik alan taraması yapılmıştır. Bu iki istasyonda ise (Umurbey, Marina istasyonları) taranacak bölge sınırlı olduğu için 750 m^2 lik alan taranmıştır.

Tüplü dalışlar için BAD (bağımsız aletli dalış donanımı) kullanılmıştır. Serbest dalışlar için dalışın ABC'si (maske, palet, şnorkel) kullanılmıştır. Çalışmanın ilk etabı 2020 yılında, örnekleme istasyonlarında dalış günlerinde sıcaklık, tuzluluk, derinlik, pH, oksijen düzeyi bilgileri CTD (Conductivity -Temperature - Depth) cihazı ile ölçülmüştür. Her istasyonun GPS koordinat verileri Navionics Boating HD mobil uygulamasından alınan verilerle kaydedilmiştir. Dalış saatiyle maksimum derinlik, dalış süresi bilgileri kaydedilmiştir. Bir hat üzerinde ilerleyerek, tarama yapan dalgıçlar

tarafından canlı pina sayısı ile ölü pina sayısı bilgileri su altı yazı tahtasıyla kayıt altına alınmıştır.

Saha çalışmasından elde edilen ham veriler excel dosyasında işlenerek csv dosyasına dönüştürülmüştür. Daha sonra açık kaynak veri

tabanlı coğrafik bilgi sistemi olan QGIS 3.16.1 sürümüne yüklenmiştir. Haritada gösterilmesi istenen veriler QGIS uygulamasında vektör katman olarak uygulamaya eklenerek ve bölgesel bazda örnekleme istasyonlarının koordinatları noktasal olarak gösterilmiştir.



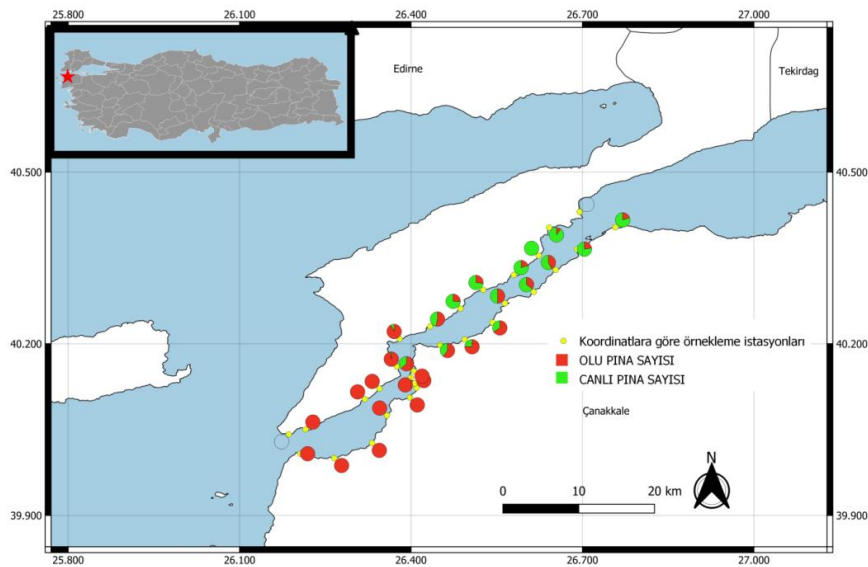
Şekil 1. Su altında hat çizgi sayım için kullanılacak hattın önceden işaretlenmesi (a, b). Yarı ölü durumda olan *Pinna nobilis* yataklarının su altı görüntüsü (c)

Bulgular ve Tartışma

Pinna nobilis'in yaşam oranlarını gösteren, Çanakkale Boğazı haritası Şekil 2'de verilmiştir. Haritadan anlaşılacağı üzere, Çanakkale Boğazı'nın Ege Denizi'ne yakın kısımlarında canlılık tamamen bitmiş iken, Marmara Denizi'ne yaklaştıkça canlı oranının artmakta olduğu görülmektedir. 2020 yılında

30 örnekleme istasyonunda dalış yapılarak 1543 dakika dip zamanı harcanmıştır.

Tablo 1'de 2020 yılına ait istasyon koordinatları yanında ölü ve canlı pina sayıları, ölüm oranları ve 100 m²'deki toplam yoğunluk verileri verilmiştir.



Şekil 2. Koordinatlara göre örnekleme istasyonları ve 2020 yılı *P. nobilis* ölü birey ile canlı birey sayılarının oranını gösteren pay grafikler

Tablo 1. 2020 yılı örnekleme istasyon numaraları, koordinatları, ölü, canlı birey sayıları, ölüm oranları ve yoğunlukları (100m²)

İstasyon No	İstasyon Adı	Koordinat	Pina Sayısı		Ölüm Oranı%	Yoğunluk (Birey/100m ²)
			Ölü	Canlı		
1	Kumkale Askeriye	40°0.482'N 26°12.367'E	204	0	100	13,60
2	Kumkale Liman	40°0.001'N 26°15.939'E	1	0	100	0,06
3	Güzelyalı-İntepe	40°1.592'N 26°19.905'E	2	0	100	0,13
4	Dardanos	40°4.494'N 26°21.474'E	19	0	100	1,26
5	Kepez	40°6.357'N 26°23.899'E	54	0	100	3,60
6	Kıyı Avm	40°7.360'N 26°24.560'E	2	0	100	0,13
7	Yenikordon	40°7.846'N 26°24.397'E	181	0	100	12,06
8	Megabeach	40°8.458'N 26°23.975'E	5	0	100	0,33
9	Çanakkale Marina	40°9.140'N 26°24.298'E	32	18	64	6,66
10	Karacaören Altı	40°11.877'N 26°27.060'E	65	43	60,19	7,20
11	Çoraklık Burnu	40°12.461'N 26°29.647'E	185	58	76,13	16,20
12	Yapıldak	40°14.249'N 26°32.557'E	154	79	66,09	15,53
13	Umurbey	40°16.237'N 26°33.851'E	193	194	49,87	51,66
14	Suluca	40°17.437'N 26°36.898'E	6	11	35,29	1,13
15	Köprü Lapseki	40°19.751'N 26°39.199'E	36	48	42,86	5,60
16	Lapseki Dalyan Burnu	40°21.929'N 26°41.439'E	48	164	22,64	14,13
17	Çardak Vts Kulesi	40°24.220'N 26°45.465'E	2	8	20	0,66
18	Gelibolu Askeriye	40°25.847'N 26°41.704'E	0	0	0	0
19	Gelibolu Çamlık	40°24.197'N 26°38.510'E	8	72	10	5,33
20	Avrupa Köprü	40°21.235'N 26°37.422'E	0	3	0	0,20
21	Gelibolu Tersane	40°19.228'N 26°34.793'E	66	256	20,5	21,46
22	Cennetkoy	40°17.656'N 26°31.592'E	3	8	27,27	0,73
23	Aktepe	40°15.693'N 26°29.193'E	13	37	26	3,33
24	Akbaş Koyu	40°13.818'N 26°26.001'E	87	76	53,37	10,86
25	Bigalı Kalesi	40°12.526'N 26°22.813'E	336	27	92,56	24,20
26	Çamburnu	40°9.621'N 26°22.508'E	230	6	97,46	15,73
27	Havuzlar	40°7.286'N 26°20.697'E	820	0	100	54,66
28	Soğanlıdere	40°6.185'N 26°19.163'E	1958	0	100	130,53
29	Abide Altı	40°3.033'N 26°12.927'E	62	0	100	4,13
30	Seddülbahir	40°2.505'N 26°11.171'E	0	0	0	0

Çalışma boyunca Çanakkale Boğazı'nın güneyinde bulunan istasyonlarda ölüm oranları %100 iken kuzey bölgelere doğru gidildikçe bu oranın düştüğü ve canlı bireylerin de var olduğu belirlenmiştir.

Tüm saha çalışmaları sonunda Çanakkale Boğazı'nda gözlemlenen ölü pına sayısı 4772, canlı pına sayısı 1108, toplam pına sayısı 5880 olarak kayıt edilmiştir. Bu verilere göre toplamda ölüm oranı % 81,15 iken canlılık oranı ise; %18,84 olarak bulunmuştur. Su altında 43.500 m²'lik alan taranarak yoğunluk olarak 100 m²'ye ortalama 13,51 adet pına düştüğü hesaplanmıştır.

Çanakkale Boğazı'nı 3 bölgeye ayırmak gerekirse; Güney bölgesi 1. bölge canlılığın olmadığı bölge, Merkez bölgesi 2. bölge canlılığın başladığı, ölü ve canlı pına bireylerinin bir arada bulunduğu bölge, Kuzey bölgesi 3. bölge ise kuzeye doğru giderek artan canlılığın gözlemlendiği bölgelerdir.

Elde edilen verilere göre en yüksek su sıcaklığı, 25,7 °C ile 10. istasyon olan Karacaören Altı'ndan (40°11.877'N - 26°27.060'E) 02.07.2021 tarihinde ölçülmüştür. 28.09.2020 tarihinde Güzelyalı-İntepe istasyonunda ise (40°1.592'N - 26°19.905'E) 27,58 ppt tuzluluk ile boğazın en yüksek tuzluluk verisi alınmıştır. Bu istasyonda 2 ölü pına bireyi ile ölüm oranı %100 olarak belirlenmiştir. Araştırmalarda örnekleme istasyonları karşılaştırıldığında, Çanakkale Boğazı'nın Avrupa yakasında adet bazında en çok canlı *Pinna nobilis* bulunan istasyon 256 canlı pına ile Gelibolu tersane (40°19.228'N - 26°34.793'E) iken, Anadolu yakasında 194 birey ile Umurbey istasyonu olmuştur. Su altı görsel sayım metoduyla yapılan sayımlara göre; toplamda en çok pına bulunan istasyonlar sırası ile %100 ölüm oranı ve 1958 pına sayısı ile Soğanlıdere istasyonu olurken, %100 ölüm oranı ve toplamda 820 Pına ile Havuzlar istasyonu olarak kaydedilmiştir. En yoğun pına bulunan bu iki istasyonun ikisinde de *Pinna nobilis* popülasyonları açısından canlılık olmayışı yoğunlukla-ölüm oranı arasında bir ilişki olup olmayacağını düşündürmektedir. Fakat yapılan analizlerde yoğunluk ile toplu ölümler arasında anlamlı bir ilişki bulunamamıştır.

Diğer pinnidae ailesi üyelerinin daha önceki kitlesel toplu ölümleri (Maeno vd., 2006, 2012) ile karşılaştırıldığında *Pinna nobilis*'in toplu ölüm olayının resmi en büyük kitlesel toplu ölüm olduğu düşünülebilir (Vázquez-Luis vd., 2017). Bu araştırmada yapılan su altı gözlemlerine göre; 30 istasyonun 11'inde %100 ölüm oranıyla karşılaştırılması *Pinna nobilis* popülasyonlarının bu durumunu kanıtlar niteliktedir.

Çanakkale Boğazı'nın Anadolu yakasında canlı *Pinna nobilis* bireylerinin güneyden kuzeye doğru ilk görüldüğü istasyon Anadolu kıyılarında 9. istasyon olan Çanakkale Marina (40°9.140'N - 26°24.298'E) istasyonu, Avrupa yakasında ise; Çamburnu

(40°9.621'N - 26°22.508'E) istasyonudur. İki ayrı yakadaki bu istasyonların koordinat verileri incelendiğinde enlemlerinin birbirine çok yakın olması; *Pinna nobilis* toplu ölümlerinin Çanakkale Boğazı'nda gelmiş olduğu noktayı belirtmektedir. Kitlesel ölümlerin geldiği noktayı daha detaylı belirlemek amacıyla; 27 ana istasyona ek olarak 3 ara istasyon örnekleme (Kepez, Kıyı AVM ve Megabeach) eşit mesafe aralıkları ile eklenmiş olmasına rağmen, bu istasyonlarda canlı pinaya rastlanılmaması Anadolu Yakası'nda Çanakkale Marina istasyonunun ölümlerin ulaştığı sınır olduğunu düşünülmüştür. 2021 yılında yapılan çalışmanın 2. etabında elde edilen örnekleme sonuçları Tablo 2'de gösterilmektedir.

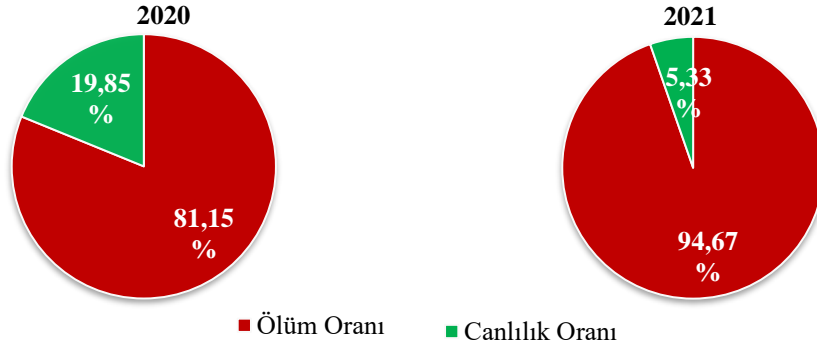
2020 yılında aynı istasyonlarda aynı yöntemle su altı sayımlarında 5880 adet pına bireyi gözlenirken, 2021 izleme çalışmasında ise; 4002 adet pına sayılmıştır. Pına bireylerindeki ölüm oranı ise 2020'de %81,15 'ten 2021'de %94,67'ye yükselmiştir. Bu oranlar, Şekil 3'de gösterilmiştir. Yaklaşık 1 sene sonra pınaların ölüm oranının %100 olduğu istasyonlar 11'den 14'e yükselirken, hiç pına görülmeyen istasyonların sayısı 3'ten 5'e yükselmiştir. Örnekleme istasyonlarındaki canlı pına sayısının bir sene içerisinde 1108'den 207'ye gerilemesi, *Pinna nobilis* neslinin tükenme tehlikesinin devam ettiğini açıklar nitelikte bir veridir. Bütün istasyonlardaki toplam yoğunluk (100 m²) ise 13,15'ten 9,2'ye gerilemiştir. İstasyonların 2020 yılında pına yoğunluğu verileri istatistiksel olarak analiz edildiğinde 100 m² alanda ortalama 14,03±25,88 adet pına bulunduğu tespit edilmiştir. Bir sonraki yıl ise aynı istasyonlarda yoğunluk olarak ortalama 10,02±19,92 adet pına olduğu hesaplanmıştır.

Çalışmanın 2020-2021 saha verileri karşılaştırıldığında pınaların %100 ölümlerinin ulaştığı sınır istasyonlarının, Anadolu ve Avrupa yakasında değişiklik göstermediği görülmüştür. Hem 2020 hem de 2021 yılında Anadolu yakasında güneyden kuzeye doğru çıkıldığında *P. nobilis* için ilk canlılığın görüldüğü örnekleme istasyonu Çanakkale Marina, Avrupa yakasında da Çamburnu istasyonudur. Çanakkale Marina istasyonunda canlılık oranı 2020 yılında %36 iken 2021 yılında %6'ya düşerken, Çamburnu istasyonunda ise canlılık oranı 2020 ve 2021 yılında yaklaşık %3 civarında seyretmiştir.

Akdeniz'deki *P. nobilis* popülasyonlarını harap eden salgının Marmara Denizi'ne ulaşmadığını ve bölgeyi türler için sığınma alanı haline getirdiğini belirten Çınar vd. (2021b), Çanakkale Boğazı'nın kuzeyi olan bölgelerdeki canlılığı açıklar niteliktedir. İtalya'da Portofino Deniz Koruma Alanı'nda yapılan bir izleme çalışmasına göre kitlesel ölümlerin yanında 2018 yılında canlı *P. nobilis* popülasyonları kaydedilmişken, 2020 yılında aynı alanlarda hiç canlı pına gözlenmediği rapor edilmiştir (Betti vd., 2021).

Tablo 2. 2021 yılı örnekleme istasyon numaraları, koordinatları, ölü, canlı birey sayıları, ölüm oranları ve yoğunlukları (100 m²)

İstasyon No	İstasyon Adı	Ölü Pina Sayısı	Canlı Pina Sayısı	Ölüm Oranı%	Yoğunluk (Birey/100m ²)
1	Kumkale Askeriye	121	0	100	8,06
2	Kumkale Liman	0	0	-	0
3	Güzelyalı-İntepe	3	0	100	0,20
4	Dardanos	39	0	100	2,60
5	Kepez	13	0	100	0,86
6	Kıyı Avm	3	0	100	0,20
7	Yenikordon	25	0	100	1,66
8	Megabeach	1	0	100	0,06
9	Çanakkale Marina	91	5	94	12,80
10	Karacaören Altı	7	0	100	0,46
11	Çoraklık Burnu	232	18	92	16,66
12	Yapıldak	224	26	89	16,66
13	Umurbey	387	29	93	27,73
14	Suluca	13	0	100	1,73
15	Köprü Lapseki	98	4	92	6,80
16	Lapseki Dalyan Burnu	131	4	97	9
17	Çardak Vts Kulesi	2	0	100	0,13
18	Gelibolu Askeriye	0	0	-	0
19	Gelibolu Çamlık	19	11	63	2
20	Avrupa Köprü	0	0	-	0
21	Gelibolu Tersane	154	82	65	15,73
22	Cennetkoy	3	0	100	0,20
23	Aktepe	0	0	-	0
24	Akbaş Koyu	21	20	51	2,73
25	Bigalı Kalesi	25	1	96	1,73
26	Çamburnu	144	3	97	9,8
27	Havuzlar	692	0	100	46,13
28	Soğanlıdere	1345	0	100	89,66
29	Abide Altı	5	0	100	0,33
30	Seddülbahir	0	0	-	0



Şekil 3. Çanakkale Boğazı'nda 2020 ve 2021 yılı *Pinna nobilis* bireylerinin toplam ölü ve canlı oranı

Öte yandan 2021 yılında baskın bir şekilde Marmara' da ortaya çıkan müsilağ sorunu sudaki oksijen seviyesini azaltarak ve bentik organizmaların üzerini kaplayarak olumsuz sonuçlar doğurmuştur. Bu durum aynı zamanda özellikle *H. pinnae* ve çoklu *Vibrio sp.* türleri gibi parazitik hastalıklarla mücadele eden *P. nobilis* popülasyonları için de kitlesel ölümleri hızlandırıcı bir etken olarak düşünülebilir.

Bu çalışmadaki gözlemlere dayanarak ise, Çanakkale Boğazı'nın kuzey enlemlerindeki *P. nobilis* popülasyonlarının, kitlesel ölümlerden daha az etkilendiği düşünülebilir. Ancak bu tip izleme çalışmalarının periyodik aralıklarla sürdürülmesi ve kitlesel ölümlerin dağılımında değişiklik olup olmadığı zaman serisi verileri ile takip edilmesi gerekmektedir. *Pinna nobilis* neslinin tükenme tehlikesinden kurtulabilmesi için biyolojik çalışmaların yanında yetiştiricilik ve transplantasyon çalışmalarının da yaygınlaştırılması alternatif bir ekolojik plan olarak düşünülebilir.

Teşekkür

Bu araştırma Ata AKSU' nun Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Anabilim dalında doktora tezinin bir bölümünü içermektedir. Bu araştırma, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Su Altı Uygulama ve Araştırma Merkezi ve İstanbul Gedik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından GDK202006-06 numaralı proje ile desteklenmiştir. Coğrafik bilgi sistemlerinde haritalama konusundaki destekleri için Dr. Öğr. Üyesi Benal GÜL' e, Ctd prob ölçümlerindeki yardımları için Prof. Dr. Yeşim BÜYÜKATES' e, saha çalışmalarındaki yardımları için Bilgecan ÖZER' e ve istatistiksel analizlerdeki destekleri için Öğr. Gör. İrem ALTAN AKSU' ya teşekkür ederim.

Çıkar Çatışması

Yazar Ata Aksu, Uğur Altınağaç ve Tekin Demirkıran çıkar çatışması olmadığını beyan etmektedir.

Yazar Katkıları

Ata Aksu çalışmayı tasarladı. Saha çalışmalarında ve çalışmanın yazımında Prof. Dr. Uğur ALTINAĞAÇ yardımcı oldu. Saha çalışmalarında ve dalışlarda yüksek lisans öğrencisi Tekin DEMİRKIRAN yardımcı oldu.

Kaynaklar

- Acarlı, S., Acarlı, D., & Kale, S. (2021). Current status of critically endangered fan mussel *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) population in Çanakkale Strait, Turkey. *Marine Science and Technology Bulletin*, 10(1), 62-70. doi: 10.33714/masteb.793885
- Acarlı, D., Acarlı, S., & Öktener, A. (2020). Mass Mortality Report of Critically Endangered Fan Mussel (*Pinna nobilis*, Linnaeus 1758) from Cunda Island, Ayvalık (Aegean Sea, Turkey). *Acta Natura et Scientia*, 1(1), 109-117. doi: 10.29329/actanatsci.2020.313.12
- Acarlı, S., Lok, A., Acarlı, D., & Kırtık, A. (2018). Reproductive cycle and biochemical composition in the adductor muscle of the endangered species fan mussel *Pinna Nobilis*, Linnaeus 1758 from the Aegean Sea, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(10), 6506–6518.
- Acarlı, S., Lök, A., Acarlı, D., Serdar, S., Köse, A., Yiğitkurt, S., Kırtık, A., & Güler, M. (2010). Türkiye Ulusal Kongresi. *Türkiye Kıyıları'10 Türkiye'nin Kıyı ve Deniz Alanları VIII. Ulusal Kongresi*, 742–745.
- Arzul, I., & Carnegie, R.B. (2015). New perspective on the haplosporidian parasites of molluscs. *Journal of Invertebrate Pathology*, 131, 32–42. doi: 10.1016/j.jip.2015.07.014.
- Carreno, A., Izquierdo, A., & Lloret, J. (2021). Saving the Pharmacy of the Sea. *Métode Science Studies Journal*, 11, 209–217. doi: 10.7203/metode.11.17002
- Çınar, M. E., Bilecenoğlu, M., Yokeş, M. B., & Güçlüsoy, H. (2021a). *Pinna nobilis* in the south

- Marmara Islands (Sea of Marmara); it still remains uninfected by the epidemic and acts as egg laying substratum for an alien invader. *Mediterranean Marine Science*, 22(1), 161–168. doi: 10.12681/mms.25289
- Çınar, M., Bilecenoğlu, M., Yokeş, M., & Güçlüsoy, H. (2021b). The last fortress fell: mass mortality of *Pinna nobilis* in the Sea of Marmara. *Mediterranean Marine Science*, 22(3), 669–676. doi: 10.12681/mms.27137
- Faulks, J. (2007). The EU habitats directive. *European Environment*, 4(1):12-13. doi: 10.1002/eet.3320040105
- Betti, F., Venturini, S., Merotto, L., Cappanera, V., Ferrando, S., Aicardi, S., Mandich, A., Castellano, M., & Povero, P. (2021) Population trends of the fan mussel *Pinna nobilis* from Portofino MPA (Ligurian Sea, Western Mediterranean Sea) before and after a mass mortality event and a catastrophic storm. *The European Zoological Journal*, 88(1), 18-25, doi:10.1080/24750263.2020.1850891
- García-March, J.R., Surge, D., Lees, J.M., & Kersting, D.K. (2011). Ecological information and water mass properties in the Mediterranean recorded by stable isotope ratios in *Pinna nobilis* shells. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116, 1–14. doi: 10.1029/2010JG001461
- Grizel, H., Bachère, E., Mialhe, E., & Tigé, G. (1986). “Solving parasite-related problems in cultured molluscs,” in Parasitology, Quo vadit? Proceedings of the 6th International Congress of Parasitology, ed M. J. Howell (Canberra: Australian Academy of Science), 301–308.
- James, R., Theodorou, J. A., & Hellio, C. (2010). Population study of the endangered bivalve *Pinna nobilis* (Fan mussel) in the Population study of the endangered bivalve *Pinna nobilis* (Fan mussel) in the Maliakos Gulf , Greece. *5th International Congress on Aquaculture, Fisheries Technology and Environmental Management*, (August 2016).
- Katsanevakis, S. (2006). Population ecology of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in a marine lake. *Endangered Species Research*, 1(November), 51–59. doi: 10.3354/esr001051
- Kersting, D.K., Vázquez-Luis, M., Mourre, B., Belkhamssa, F.Z., Álvarez, E., Bakran-Petricioli, T., Barberá, C., Barrajón, A., Cortés, E., Deudero, S., García-March, J.R., Giacobbe, S., Giménez-Casalduero, F., González, L., Jiménez-Gutiérrez, S., Kipson, S., Llorente, J., Moreno, D., Prado, P., Pujol, J.A., Sánchez, J., Spinelli, A., Valencia, J.M., Vicente, N., & Hendriks, I.E. (2020). Recruitment Disruption and the Role of Unaffected Populations for Potential Recovery After the *Pinna nobilis* Mass Mortality Event. *Frontiers in Marine Science*, 7:594378. doi: 10.3389/fmars.2020.594378
- Kurtay, E. (2014). Urla Karantina Adasında *Pinna nobilis* (Linnaeus 1758)'in Spat Verimliliği, (Yüksek Lisans Tezi), Ege Üniversitesi, Türkiye.
- Künili, İ. E., Gürkan, S. E., Aksu, A., Turgay, E., Çakır, F., Gürkan, M., & Altınağaç, U. (2021). Mass mortality in endangered fan mussels *Pinna nobilis* (Linnaeus 1758) caused by co-infection of Haplosporidium pinnae and multiple Vibrio infection in Çanakkale Strait, Turkey by co-infection of *Haplosporidium pinnae* and multiple Vibrio infection in. *Biomarkers*, 26(4), 1–13. doi: 10.1080/1354750X.2021.1910344
- Maeno, Y., Suzuki, K., Yurimoto, T., Kiyomoto, S., Fuseya, R., Fujisaki, H., Yoshida, M., & Nasu, H. (2012). Laboratory and field studies on gill and kidney associated virus in the pen shell *Atrina lischkeana* (Mollusca: Bivalvia). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 32, 78.
- Öndeş, F., Alan, V., Akçalı, B., & Güçlüsoy, H. (2020a). Mass mortality of the fan mussel, *Pinna nobilis* in Turkey (eastern Mediterranean). *Marine Ecology*, 41(5), 1–5. doi:10.1111/maec.12607
- Öndeş, F., Kaiser, M. J., & Güçlüsoy, H. (2020b). Human impacts on the endangered fan mussel, *Pinna nobilis*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(1), 31–41. doi: 10.1002/aqc.3237
- Özalp, H.B., & Kersting, D.K. (2020). A pan-Mediterranean extinction? *Pinna nobilis* mass mortality has reached the Turkish straits system. *Marine Biodiversity*, 50, 81. doi: 10.1007/s12526-020-01110-7
- Rabaoui, L., Belgacem, W., Ben Ismail, D., Mansour, L., & Tlig-Zouari, S. (2015). Engineering effect of *Pinna nobilis* shells on benthic communities. *Oceanologia*, 57(3), 271–279. doi: 10.1016/j.oceano.2015.03.002
- Rouanet, E., Trigos, S., & Vicente, N. (2015). From youth to death of old age: the 50-year story of a *Pinna nobilis* fan mussel population at Port-Cros Island (Port-Cros National Park, Provence, Mediterranean Sea). *209-Scientific Reports of the Port-Cros national Park*, 29(August), 209–222.
- Theodorou, J. A., James, R., Tagalis, D., Tzovenis, I., Hellio, C., & Katselis, G. (2017). Density and size structure of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* (Linnaeus 1758), in the shallow water zone of Maliakos Gulf, Greece. *Acta Adriatica*, 58(1), 63–76. doi: 10.32582/aa.58.1.5

- Trigos, S., García-March, J. R., Vicente, N., Tena, J., & Torres, J. (2015). Respiration rates of the fan mussel *Pinna nobilis* at different temperatures. *Journal of Molluscan Studies*, 81(2), 217–222. doi: 10.1093/mollus/eyu075
- Van Banning, P. (1991). Observations on bonamiosis in the stock of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, in the Netherlands, with special reference to the recent developments in Lake Grevelingen. *Aquaculture*, 93, 205–211. doi: 10.1016/0044-8486(91)90232-V
- Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Barraón, A., García-March, J.R., Grau, A., Hendriks, I.E., Jiménez, S., Kersting, D., Moreno, D., Pérez, M., Ruiz, J.M., Sánchez, J., Villalba, A., & Deudero, S. (2017). S.O.S. *Pinna nobilis*: A Mass Mortality Event in Western Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4:220. doi: 10.3389/fmars.2017.00220
- Voultsiadou, E., & Vafidis, D. (2007). Marine invertebrate diversity in Aristotle's zoology. *Contributions to Zoology*, 76(2), 103–120. doi: 10.1163/18759866-07602004
- Zotou, M., Gkrantounis, P., Karadimou, E., Tsirintanis, K., Sini, M., Poursanidis, D., Azzolin, M., Dailianis, T., Kytinou, E., Issaris, Y., Gerakaris, V., Salomidi, M., Lardi, P., Ramfos, A., Akrivos, V., Spinos, E., Dimitriadis, C., Papageorgiou, D., & La, S. (2020). *Mediterranean Marine Science*, 21(3), 575–591. doi: 10.12681/mms.23777

The Effect of Different Solvents on Antioxidant Properties of *Gongolaria barbata* (Phaeophyceae)

Melis Yılmaz¹, Gülen Türker², İlknur Ak^{3*}

¹Çanakkale Onsekiz Mart University, School of Graduate Studies, Department of Fisheries Basic Sciences, Terzioğlu Campus, 17100, Çanakkale/Turkey

²Department of Food Technology, Faculty of Çanakkale Applied Sciences, Çanakkale Onsekiz Mart University, Terzioğlu Campus, 17100 Çanakkale, Turkey

^{3*}Çanakkale Onsekiz Mart University, Faculty of Marine Sciences and Technology, Department of Aquaculture, Terzioğlu Campus, 17100, Çanakkale/Turkey

Correspondent: ilknurak@comu.edu.tr

Received: 10.11.2021 Accepted: 24.11.2021

Melis Yılmaz: Orcid 0000-0002-8776-2117

Gülen Türker: Orcid 0000-0002-7554-1544

İlknur Ak: Orcid 0000-0002-0233-0025

How to cite this article: Yılmaz, M., Türker, G., Ak, İ. (2021). The effect of different solvents on antioxidant properties of *Gongolaria barbata* (Phaeophyceae). COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 197-201. DOI: 10.46384/jmsf.1021387

Abstract: In this study, the antioxidant activities, total polyphenolic contents of algal extracts from *Gongolaria barbata* were examined by using ethyl acetate (AcOEt), water(W), and phosphate buffer (PH) as solvents. According to the results, EtOH, W, and PB showed medium antioxidant potential with low IC₅₀ values. The highest total flavonoid content was detected in W (6.91±0.09 mg/g Ext.), and PB showed the maximum phenolic content (2.29±0.01 mg GAE/g ext.). The chlorophyll *a* and total carotenoid contents were detected as 40.5±1.20 and 29.13±1.12 (mg/g DW), respectively. Phycoerythrin was 0.002±0.001 (mg/g DW), while phycocyanin content was found as 0.04 ±0.01 (mg/g DW). Our results show that PB could be used as an extraction solvent for determining the antioxidant properties of *G. barbata* instead of ethanol.

Key words: Antioxidant Properties, Brown Seaweed, Flavonoids, *Gongolaria barbata*, Phenolics

Farklı Çözücülerin *Gongolaria barbata*'nın (Phaeophyceae) Antioksidan Özellikleri Üzerine Etkisi

Özet: Bu çalışmada, *Gongolaria barbata*'dan elde edilen alg ekstraktlarının antioksidan aktiviteleri, toplam fenolik ve flavonoid içerikleri sırasıyla farklı çözücüler kullanılarak incelenmiştir: etil asetat (AcOEt), su(W) ve fosfat tamponu (PH). Sonuçlara göre EtOH, W ve PB çözücülerini, sırasıyla test edilen iki ticari antioksidan olan BHT ve Vitamin C'den önemli ölçüde daha yüksek olduğu ve düşük IC₅₀ değerleri ile orta düzeyde antioksidan potansiyeli gösterdiği kaydedildi. En yüksek toplam flavonoid içeriği W (6.91±0,09 mg/g Ext.) olarak tespit edildi ve PB en yüksek fenolik içeriği (2.29±0.01 mg GAE/g ext.) gösterdi. Klorofil *a* ve toplam karotenoid değerleri sırasıyla 40,5±1,20 ve 29,13±1,12 (mg/g DW) olarak ölçüldü. Fikoeritrin 0.002±0.001 (mg/g DW) olarak ölçülürken, fikosiyenin içeriği 0.04 ±0.01 (mg/g DW) olarak bulundu. Çalışmamızın sonucuna göre, *Gongolaria barbata*'nın antioksidan içerikleri, toplam fenolik ve flavonoid içerikleri incelendiğinde, fosfat tamponunun etanolün yerine kullanılabilir bir çözücü olduğu belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Antioksidan Özellikleri, Fenolik, Flavonoid, *Gongolaria barbata*, Kahverengi Alg

Introduction

Marine macroalgae, also known as seaweed, are used in many industries, including cosmetics and pharmaceuticals, and they are also good candidates as

raw materials for biofuel production due to high productivity (Ktari *et al.*, 2021). Seaweeds are photosynthetic organisms with rich pigments and

offer an excellent opportunity to the increasing global market demand for food coloring (Bizzaro *et al.*, 2022). Besides their commercial use by the food industry, seaweeds are also rich in other biochemicals such as pigments, fatty acids, and polyphenols, which possess antioxidant, antibacterial, antitumor properties (Ślusarczyk *et al.*, 2021). Especially, seaweeds from the Phaeophyceae family gained importance due to their high bioactive compounds in recent years. *Gongolaria* species are distributed in tropical and temperate waters (Guiry and Guiry, 2021). Perennial macroalgae attract the attention of researchers due to their phenol and polysaccharide contents. This seaweed contains alginic acid salts, polyunsaturated fatty acids, and minerals (Öztaşkent and Ak, 2021). The biochemical composition of *G. barbata* is affected by environmental factors such as temperature, salinity, and nutrient salts (Cirik *et al.*, 2010).

Free radicals have a crucial role in affecting both human and animal health and cause many illnesses. In recent years, antioxidants have proven their applicability in preventing various diseases in which free radicals play a role (Devi *et al.*, 2021). Many scientists have observed numerous antioxidants from unique elements of various plant species consisting of oilseeds, cereal plants, greens and spices (Banwo *et al.*, 2021). Both terrestrial plants and seaweeds are rich resources of phytochemicals possessing essential properties, including antioxidants. Because seaweeds expose various abiotic and biotic stresses, they possess robust defence systems and produce critical secondary metabolites with pharmaceutical importance (Jégou *et al.*, 2021). These metabolites are used in cancer, allergy, hypertension, oxidative stress and inflammation treatments, showing antimicrobial, antibacterial, and other pharmacological properties (Ślusarczyk *et al.*, 2021).

The phenolic compounds increase the antioxidant capacity of photosynthetic organisms (Mildenberger *et al.*, 2022). Seaweeds and plants contain phenolic compounds such as tannic acids, phenolic acids etc., which have many benefits for human health (Jégou *et al.*, 2021; Bizzaro *et al.*, 2022). Flavonoids are polyphenolic compounds and are known as safe and non-toxic antioxidants. Seaweeds' phenolic and flavonoid compounds change according to species, environmental conditions, and extraction solvents (Ak and Türker, 2019; Koru *et al.*, 2021).

Besides the pharmaceutical and biomedical potentials of seaweed pigments in the last few years, they can be used as replacements for dyes/colorants (Wang *et al.*, 2017). There has been a growing interest in natural pigments, especially in seaweeds. The primary pigments of seaweeds are chlorophylls, carotenoids and phycobiliproteins. In addition to chlorophyll *a* pigment, brown algae also have chlorophyll *c* pigment (Büchel, 2020). The carotenoids are found in the thylakoids of seaweeds,

and they have a protective role against high irradiances. The light-harvesting complexes in these seaweeds are phycobiliproteins, which are mainly two components, phycoerythrin (red) and phycocyanin (blue) (Osório *et al.*, 2020).

This study aimed to determine the antioxidant properties of algal extracts from *G. barbata* by using different solvents: water, ethyl acetate (AcOEt) and ethanol (EtOH) phosphate buffer extracts.

Material and Methods

Seaweed collection

The thallus of *Gongolaria barbata* were collected, on March 2021, at low tide along the coast of Kilitbahir, Çanakkale, Turkey (40° 9'15"N; 26°22'38"E) (Figure 1). The samples were transferred to the laboratory in ÇOMU. The samples were cleaned from epiphytes and other contaminants. Samples were dried at 30–35°C and stored for analysis.

Extraction of the seaweed

1 gr dried thallus of seaweed extracted with 10 ml of 4 different solvents (water (W), ethyl acetate (AcOEt) and ethanol (EtOH) and phosphate buffer (PB) extracts) samples were kept in solvents for 24 hours. The samples were then filtered on filter paper.

Determination of pigment contents

The chlorophyll *a* (chl *a*), chlorophyll *c* (chl *c*) and total carotenoid (TCar), phycoerythrin (PE) and phycocyanin (PC) contents of samples were determined spectrophotometrically according to Jeffrey and Humphrey (1975) and Beer and Eshel (1985).

DPPH radical scavenging activity

The DPPH radical scavenging activity was determined according to Brand-Williams *et al.* (1995). Vitamin C and Butylated hydroxytoluene (BHT) were used as the control. The methanol and DPPH solutions were added to the extracts. The mixtures were left 30 min for the reaction, and then the absorbance value was determined spectrophotometrically. Nonlinear regression was used to calculate IC₅₀ inhibition values.

Total phenolic (TPC) and flavonoid contents (TFC)

Total phenolic and total flavonoid contents of *G. barbata* were found spectrophotometrically according to Djeridane *et al.* (2006) and Quettier-Deleu *et al.* (2000).

Statistical analyses

One-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine the significance of differences between groups. Moreover, the correlations between the means were found with Pearson's correlation.

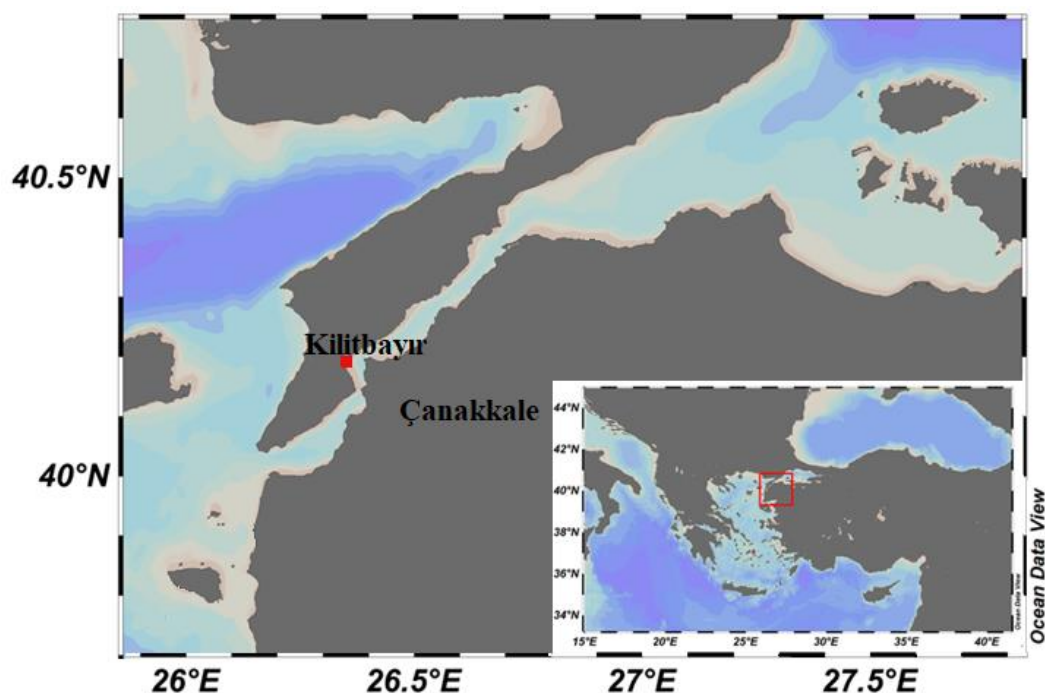


Figure 1. Sampling area

Results and Discussion

In this study, the antioxidant properties of four different seaweed extracts were evaluated (Table 1). AcOEt solvents showed the lowest antioxidant potential with a high IC_{50} (9.56 ± 0.09 mg/g Ext.). No significant differences were found between W, PB and EtOH ($p > 0.05$), and these values are significantly higher than BHT and Vitamin C, respectively. Ak and Türker (2019) reported that IC_{50} inhibition values of *Euclima* sp. and *Laminaria* sp. were found at 2.26 ± 0.03 to 2.63 ± 0.03 , respectively. According to our results, EtOH, W and PB solvents were determined as the most suitable scavengers.

TPC and TFC contents of *G. barbata* extracts are shown in Table 2. It was found that all the groups were significantly different ($p < 0.05$), and PB showed the highest phenolic potential (2.29 ± 0.01 mg GAE/g ext.). The lowest value (0.41 ± 0.01 mg GAE/g ext.) was found in the extract of AcOEt. Phenolics are one of the effective antioxidant sources, and they are dominant in seaweeds (Mildenberger et al., 2022). Mildenberger et al. (2022) and Zhu et al. (2022) reported that brown seaweed extracts changed phenolic content according to species.

The highest TFC was determined in W (6.91 ± 0.09 mg/g Ext.) (Table 2). The flavonoid contents of brown seaweeds varied according to species and environmental conditions (Mildenberger et al., 2022). Flavonoids play an essential role in seaweeds' defence systems, and they are associated with preventing vascular diseases and diabetes (Jégou et al., 2021). Also, they show antioxidant activity by chelation of metals (Shubina et al., 2021).

Table 1. IC_{50} inhibition values (mg/g ext) and Inhibition rates (%) of *G. barbata*

Solvents	IC_{50} inhibition values	Inhibition
EtOH	6.94 ± 0.03^b	19.43 ± 0.07^b
W	6.91 ± 0.09^b	19.52 ± 0.26^b
PB	6.96 ± 0.10^b	19.40 ± 0.28^b
AcOEt	9.56 ± 0.09^a	14.20 ± 0.13^c
BHT	1.40 ± 0.01^c	99.00 ± 0.01^a
Vitamin c	1.36 ± 0.01^c	99.00 ± 0.01^a

Different superscripts in a column indicates statistical differences ($p < 0.05$).

The chl *a*, chl *c*, Tcar, PE and PC of *G. barbata* are shown in Table 3. The Chl *a* and Tcar values were 40.5 ± 1.20 and 29.13 ± 1.12 (mg/g DW), respectively. *G. barbata* is particularly rich in pigments and could be used as a powerful antioxidant source. Recent studies have shown that foods rich in carotenoids can reduce the risk of diseases such as cancer and heart disease (Jégou et al., 2021). and PC content are shown in Table 2. It was determined that PC content was higher than PE content.

Table 2. The total phenolics (mg GAE/g ext.) and total flavonoids (mg rutin/g ext.) of *G. barbata*.

Solvents	TFC	TFE
EtOH	1.67±0.01 ^a	1.14±0.02 ^b
W	1.69±0.01 ^a	1.01±0.01 ^c
PB	1.65±0.01 ^a	2.29±0.01 ^a
AcOEt	1.39±0.02 ^b	0.41±0.01 ^d

Different superscript letters in a column indicates statistical differences (p<0.05).

Table 3. Chl *a*, Chl *c*, TCar, phycoerythrin and phycocyanin values of *G. barbata* (mg/g DW)

Chl <i>a</i>	Chl <i>c</i>	TCar	PE	PC
40.5±1.20	8.66±0.45	29.13±1.12	0.002±0.001	0.04 ±0.01

Correlation coefficient analysis results are shown in Table 3. Our results showed a negative correlation between DPPH scavenging activities and both flavonoids and phenolic values. In previous studies, the total phenolic and flavonoid were significantly correlated to IC₅₀ inhibition values, and results show significant negative relationships (Ismail, 2017; Ak and Türker, 2019).

Table 4. Correlation coefficients (n=9) between variables.

	IC ₅₀ inhibition values	Total flavonoids
Total phenolics	-0.671*	0.609*
Total flavonoids	-0.987*	

* Significant correlation at the 0.05 level.

Conclusion

Seaweeds are rich sources of chemical compounds having antibacterial, antioxidant, antitumor and other properties. As a result, increasing attention has been paid regarding the application of algae in the pharmaceutical, cosmetic, and food industries. Most of the studies that aim to determine antioxidant activities of polyphenolic compounds of seaweeds were carried out with methanol and ethanol as extracting solvents. According to the results of this study, phosphate buffer (PB) can be used as effective as methanol and ethanol solvents for determining antioxidant capacity, total phenolic and flavonoid contents of *G. barbata*. Also, in this study, phycoerythrin and phycocyanin contents of *G. barbata* were determined for the first time. At the end of the study, we found that the antioxidant activities and total polyphenolic contents of *G. barbata* show differences based on the solvent type. Extraction solvents of seaweeds used in primarily cosmetic and pharmaceutical industries should not be harmful to human and animal health and should be cheap and

PE Besides chlorophyll *a* which is mainly responsible for photosynthesis, seaweeds also contain other pigments such as carotenoids and phycobiliproteins (such as phycoerythrin and phycocyanin) (Osório et al., 2020). The phycobiliproteins, one of the groups of water-soluble compounds, are accessory pigments for photosynthetic light collection (Ak and Yücesan, 2012). In this study, for the first time, phycocyanin and phycoerythrin determinations were carried out in dry weights of brown algae. It has been determined that *G. barbata* contains these two pigments, albeit in small amounts.

sustainable materials. From this point of view we suggest phosphate buffer for extraction solvent as well as ethanol.

Acknowledgements

Melis Yılmaz is a PhD scholarship student in the council of higher education 100/2000 programme.

Conflict of Interest

There is no conflict of interest between the authors.

Author Contributions

M.Y., G.T. and I.A. contributed to concepts and design of experiments. M.Y. and G.T. have performed the experiments M.Y. and I.A. were carried out data analysis I.A. has responsibility for the integrity of the work and the correspondence.

References

- Ak, İ., & Türker, G. (2019). Antioxidant Activities of *Eucheuma* sp. (Rhodophyceae) and *Laminaria* sp. (Phaeophyceae). *Turkish Journal of Agriculture - Food Science and Technology*, 7, 154-159. doi: 10.24925/turjaf.v7isp1.154-159.2791
- Ak, İ., & Yücesan, M. (2012). Effect of light intensity on the pigment composition of *Gracilaria verrucosa* (Rhodophyta). *Fresenius Environmental Bulletin* 21 (2), 337-342.
- Banwo, K., Olojede, A. O., Adesulu-Dahunsi, A. T., Verma, D. K., Thakur, M., Tripathy, S., Singh, S., Patel, A. R., Gupta, A. K., Aguilar, C. N., & Utama, G. L. (2021). Functional importance of bioactive compounds of foods with Potential Health Benefits: A review on recent trends. *Food Bioscience*, 43, 101320. doi: 10.1016/j.fbio.2021.101320

- Beer, S., & Eshel, A. (1985). Determining phycoerythrin and phycocyanin concentrations in aqueous crude extracts of red algae. *Marine and Freshwater Research*, 36 (6), 785-792.
- Bizzaro, G., Vatland, A.K., & Pampanin, D.M. (2022). The one-health approach in seaweed food production. *Environment International*, 158:106948. doi: 10.1016/j.envint.2021.106948
- Brand-Williams, W., Cuvelier, M. E., & Berset, C. (1995). Use of a free radical method to evaluate antioxidant activity. *LWT - Food Science and Technology*, 28(1), 25-30. doi: 10.1016/S0023-6438(95)80008-5
- Büchel, C. (2020). Light harvesting complexes in chlorophyll *c*-containing algae. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1861(4), 148027. doi: 10.1016/j.bbabi.2019.05.003
- Cirik, Ş., Şen, E., & Ak, İ. (2010). Brown algae *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh culture and changes in its chemical composition. *Journal of fisheries sciences.com*, 4(4), 354-361. doi:10.3153/jfsc.2010038
- Devi, A., Dwibedi, V., & Khan, Z. A. (2021). Natural antioxidants in new age-related diseases. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 31(4), 387-407. doi:10.1007/s43450-021-00175-0
- Djeridane, A., Yousfi, M., Nadjemi, B., Boutassouna, D., Stocker, P., & Vidal, N. (2006). Antioxidant activity of some Algerian medicinal plants extracts containing phenolic compounds. *Food Chemistry*, 97(4), 654-660. doi:https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.04.028
- Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2021). AlgaeBase. Access date: 07 October 2021, https://www.algaebase.org
- Ismail, G. A. (2017). Biochemical composition of some Egyptian seaweeds with potent nutritive and antioxidant properties. *Food Science and Technology*, 37(2), 294-302. doi: 10.1590/1678-457x.20316
- Jeffrey, S. W., & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen*, 167(2), 191-194. doi: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3
- Jégou, C., Connan, S., Bihannic, I., Cérantola, S., Guérard, F., & Stiger-Pouvreau, V. (2021). Phlorotannin and pigment content of native canopy-forming sargassaceae species living in intertidal rockpools in Brittany (France): Any relationship with their vertical distribution and phenology? *Marine Drugs*, 19(9), 504-524. doi: 10.3390/md19090504
- Koru, E., Yilmaz, M., Turker, G., & Ak, I. (2021). Antioxidant properties and element levels of two commercial *Arthrospira* strains. *Phycologia*. 60(sup1), 132-132. doi: 10.1080/00318884.2021.1922050
- Ktari, L., Chebil Ajjabi, L., De Clerck, O., Gómez Pinchetti, J. L., & Rebours, C. (2021). Seaweeds as a promising resource for blue economy development in Tunisia: current state, opportunities, and challenges. *Journal of Applied Phycology*. doi:10.1007/s10811-021-02579-w
- Mildenberger, J., Stangeland, J.K., Rebours, C. (2022). Antioxidative activities, phenolic compounds and marine food allergens in the macroalgae *Saccharina latissima* produced in integrated multi-trophic aquaculture systems. *Aquaculture*, 546(15): 737386. doi: 10.1016/j.aquaculture.2021.737386
- Osório, C., Machado, S., Peixoto, J., Bessada, S., Pimentel, F. B., C. Alves, R., & Oliveira, M. B. P. (2020). Pigments content (chlorophylls, fucoxanthin and phycobiliproteins) of different commercial dried algae. *Separations*, 7(2), 33. doi: 10.3390/separations7020033
- Öztaşkent, C. & Ak, İ. (2021). Effect of LED light sources on the growth and chemical composition of brown seaweed *Treptacantha barbata*. *Aquacult Int* 29: 193–205 doi: 10.1007/s10499-020-00619-9
- Quettier-Deleu, C., Gressier, B., Vasseur, J., Dine, T., Brunet, C., Luyckx, M., Cazin, M., Cazin, J.-C., Bailleul, F., & Trotin, F. (2000). Phenolic compounds and antioxidant activities of buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) hulls and flour. *Journal of Ethnopharmacology*, 72(1), 35-42. doi:https://doi.org/10.1016/S0378-8741(00)00196-
- Ślusarczyk, J., Adamska, E., & Czerwik-Marcinkowska, J. (2021). Fungi and algae as sources of medicinal and other biologically active compounds: a review. *Nutrients*, 13(9), 3178. doi: 10.3390/nu13093178
- Shubina, V.S., Kozina, V.I., & Shatalin, Y.V. (2021). Comparison of antioxidant properties of a conjugate of taxifolin with glyoxylic acid and selected flavonoids. *antioxidants*, 10:1262. doi: 10.3390/antiox10081262
- Wang, H.-M. D., Li, X.-C., Lee, D.-J., & Chang, J.-S. (2017). Potential biomedical applications of marine algae. *Bioresour Technol*, 244, 1407-1415. doi: 10.1016/j.biortech.2017.05.198
- Zhu, X., Healy, L.E.i Sevindik, O., Sun, D., Selli, S. Kelebek, H., Tiwari, B.K. (2022). Impacts of novel blanching treatments combined with commercial drying methods on the physicochemical properties of Irish brown seaweed *Alaria esculenta*. *Food Chemistry*, 369(1): 130949. doi: 10.1016/j.foodchem.2021.130949

The Growth and Survival of The European lobster (*Hommarus gammarus*) Larvae in Pseudo-Green Water and Clear Water under Low Density Conditions

Umur Önal^{1*}, Hakan Baki²

^{1*}Çanakkale Onsekiz Mart University, Faculty of Marine Sciences and Technology, Department of Aquaculture, Terzioğlu Campus, 17100, Çanakkale, Turkey

²Çanakkale Onsekiz Mart University, Faculty of Marine Sciences and Technology, Terzioğlu Campus, 17100, Çanakkale, Turkey

Correspondent: umuronal@yahoo.com

Received: 25.11.2021 Accepted: 23.12.2021

Umur Önal: Orcid 0000-0003-3588-8284

Hakan Baki: Orcid 0000-0002-9917-470X

How to cite this article: Önal, U., Baki, H. (2021). The growth and survival of the European Lobster (*Hommarus gammarus*) larvae in pseudo-green water and clear water under low density conditions. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 202-207. DOI: 10.46384/jmsf.1028180

Abstract: The European lobster, *Hommarus gammarus*, is a commercially important species in Europe. Despite successful stock enhancement programs during the last two decades, culture methods of *H. gammarus* are still in progress. In this study, the effects of pseudo-green water technique and clear water technique with lower stocking densities on the growth and survival of *H. gammarus* larvae during stages I-IV were investigated. All larvae were reared in 800 L cylindro-conical tanks with a stocking density of 1.25 larvae/L at a temperature of 17.1±1 °C and a salinity of 32±1 ppt. Lobster larvae were fed with enriched Artemia at a density of 3-5 naupli/ml for a period of 10 (09:30 am- 19:30 pm) hours. Daily additions of concentrated algae increased turbidity and reduced visibility in tanks compared to clear water conditions. Results showed that growth of lobster larvae were not significantly different among treatments during planktonic stages I-IV (p>0.05). Overall mean survival rate was only 3% with no significant differences between treatments. Increased turbidity and lower stocking density did not improve survival rates. Further studies are required to develop methods that will promote higher survival rates during the pelagic stages of lobster larvae.

Key words: Homarid Lobster, Decapoda, Cannibalism, Larval Culture

Avrupa İstakozu (*Hommarus gammarus*) Larvalarının Düşük Yoğunluk Koşulları Altında Pseudo-Yeşil Su ve Temiz Suda Büyümesi ve Hayatta Kalması

Özet: Avrupa istakozu, *Homarus gammarus*, Avrupa'da önemli bir ticari türdür. Son yirmi yıldır devam eden başarılı stok geliştirme çalışmalarına karşın, *H. gammarus*'un yetiştiricilik yöntemleri hala gelişmektedir. Bu çalışmada, düşük yoğunluklu stoklama şartlarında, konsantre alg içeren pseudo-yeşil su ve temiz su tekniklerinin *H. gammarus* larvalarının I-IV evreler arasındaki büyüme ve hayatta kalma oranları araştırılmıştır. Tüm larvalar 800 L hacmindeki silindir-konik tanklarda 1.25 larva/L stoklama yoğunluğunda 17.1±1 °C sıcaklık ve 32±1 ppt tuzlulukta yetiştirilmiştir. İstakoz larvaları zenginleştirilmiş *Artemia* ile 3-5 naupli/ml oranında 10 saat süre (09:30 - 19:30) ile beslenmiştir. Tanklara günlük eklenen konsantre alg, eklenmeyen temiz su şartlarına göre türbiditeyi artırmış ve görüş mesafesini azaltmıştır. Sonuçlar, farklı gruplardaki istakoz larvalarının I-IV evrelerde büyüme ve hayatta kalma oranlarının istatistiksel olarak farklı olmadığını göstermiştir (p>0.05). Ortalama hayatta kalma oranı %3'tü ve gruplar arasında bir farklılık ortaya çıkmamıştır. Artan türbidite şartları ve düşük stoklama yoğunluğu hayatta kalma oranlarını arttırmamıştır. İstakoz larvalarının pelajik evrelerde daha yüksek hayatta kalma oranlarını sağlayacak çalışmaların yapılması gereklidir.

Anahtar kelimeler: Homarid İstakoz, Decapod, Kanibalizm, Larva Yetiştiriciliği

Introduction

The European lobster (*Hommarus gammarus*) is an economically important species throughout Europe ranging from the Mediterranean up to the north-eastern Atlantic Ocean. European lobster production has reached 4700 tonnes as a result of efforts towards increasing natural populations to support fisheries in the last two decades (Casbon, et al., 2021). The hatchery production of the European lobster, particularly in the UK, has become a successful model to support natural populations for this economically important species. In Turkey, since no commercial lobster fleet exists, majority of lobster catches by scuba diving remain unreported and are of a significant concern due to declining populations. Natural harvests dropped from 25 tonnes in 2003 to 1.7 tonnes in 2019 (Anonymus:www.tuik.gov.tr). There is no hatchery production of *H. gammarus* in Turkey and efforts are very limited.

In the hatchery culture, lobster larvae are obtained from egg-bearing female lobsters which are caught from the wild and transferred to hatcheries. Typically, larvae during the first month are cultured communally in cylindro-conical tanks and undergo three planktonic zoea stages (stages I-III) and a post larvae stage IV (Ellis et al., 2015). Larvae are reported to feed with a variety of diets including enriched *Artemia* naupli, frozen mysid shrimps, mussels and formulated dry diets until they reach stage IV (Nicosia and Lavalli, 1999; Fiore and Tlusty, 2005; Powell et al., 2017). Post larval stage is usually achieved in 16 days at 20 °C, but it may take 9-26 days depending on the temperature (Beard et al., 1985). Typically, survival rates by the beginning of stage IV is 14-20%, but survival rates up to 50% have been reported (Burton, 2003). Due to cannibalism, lobsters are cultured individually after stage IV and are fed with a variety of diets including raw ingredients and formulated diets.

Despite efforts in the European lobster larviculture during the last 20 years, well-established husbandry protocols with high survival rates during the pelagic phase are not available in detail. Therefore, there is a need to increase survival rates of lobster larvae during the first month of life and develop alternative protocols for mass culture both in terms of simplicity and reproducibility for cost effective rearing of lobsters in captivity. This study investigates the effects of pseudo-green water method and clear water method with lower stocking density on the growth and survival of *H. gammarus* larvae during stages I-IV. Growth of lobsters was also monitored until stage VII and the surviving lobster juveniles were then released to an artificial reef area located off of Dardanos, Çanakkale.

Material and Methods

In this study, the regulation on the working procedures and principles of the Animal Experiments

Ethics Committee of Turkey was followed. Accordingly, only studies involving experiments on vertebrates and cephalopods require approval by the authorized local Animal Experiments Ethics Committee, Çanakkale Onsekiz Mart University. Studies involving experiments on crustaceans (lobsters) do not require approval. After the experiments, surviving juveniles and the female broodstock were released back into the sea as an experimental stock enhancement initiative.

The experiment was carried out in the Marine Resources Research Laboratory, Faculty of Marine Sciences and Technology, Çanakkale Onsekiz Mart University, located by the Çanakkale Strait (Dardanelles) in Dardanos Campus. Larvae were obtained from a single egg-bearing *H. gammarus* female caught in the Çanakkale Strait. The female lobster was fed *ad libitum* with the Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) until commencement of larval release. The release of larvae covered a period of 10 days with a peak release period between days 5-9. In the experiment, larvae released between days 5-7 were used to minimize potential differences among cohorts.

Larvae were reared in two identical recirculating systems each containing 2 cylindro-conical tanks (total water volume 800 L/tank), a biofilter (total volume 1 ton) and a UV filter (18 watts). Fresh seawater exchange rate was 10% daily. Overhead illumination with fluorescent lighting provided 100 lux of light at the surface. Aeration was supplied with air stones to prevent larval settlement on the bottom of tanks and water stratification. Water temperature was maintained at 18±1 °C.

A total of 1000 larvae were added to each tank corresponding to a stocking rate of 1.25 larvae/L. Lobster larvae were reared either in pseudo-green water with concentrated (paste) algae (Nanno 3600, Reed Mariculture, USA) added in culture water (PGW) or in clear water without addition of algae (CW). Duplicate tanks were used for each treatment. Larvae were fed with *Artemia* nauplii enriched with RotiGrow OneStep (Reed Mariculture, USA) for a period of 24 h after hatching. *Artemia* nauplii were maintained at a density of 3-5 individuals/ml during the day and no *Artemia* was added to the tanks after the lights were turned off.

Once larvae reached stage IV, they were transferred from larval tanks to 4x6 cm compartments made of plastic mesh. Only larvae that reached stage IV within 5 days were pooled and used for the grow-out trial. Larvae were randomly allocated to compartments and allowed to acclimate for another 2 days. Larvae were kept separately to prevent cannibalism and fed a diet of fresh mussel and fish meat. Growth was monitored periodically by measuring TL and CL for a period of 40 days. The

culture system for the larvae culture was also used for the juvenile grow-out trial.

Data were analyzed using the statistical software package IBM SPSS Statistics for Windows (Version 19, IBM, Corp., USA). The suitability of data for ANOVA was checked by Bartlett's test for homogeneity. The growth and survival rates of lobsters were analyzed by ANOVA. Differences in growth and survival among treatments were compared using Tukey's HSD multiple range test ($p < 0.05$).

Results

Water quality parameters during the experimental period were as follows: Temperature ranged between 17 ± 1 °C; salinity was stable and fluctuated between

32 ± 1 ppt, pH was 8.0-8.2; $\text{NH}_3\text{-N}$ levels were always below 0.1 mg $\text{NH}_3\text{/L}$.

Larval total length (TL) and carapace length (CL) of stage I-III and Stage IV-VII larvae are given in Figures 1 and 2, respectively. Initial mean (\pm SE) TL and CL of larvae were 7.679 ± 0.08 and 2.712 ± 0.074 mm, respectively. A steady growth was observed in all tanks with no significant differences between treatments. On day 8, the mean TL and CL of stage II larvae were 10.109 ± 0.117 and 3.738 ± 0.099 mm, respectively. On day 15, stage III larvae had a mean TL of 11.166 ± 0.254 and a mean CL of 4.080 ± 0.82 mm. On day 22, the mean TL and CL of stage IV larvae were 13.169 ± 0.096 and 5.166 ± 0.046 mm.

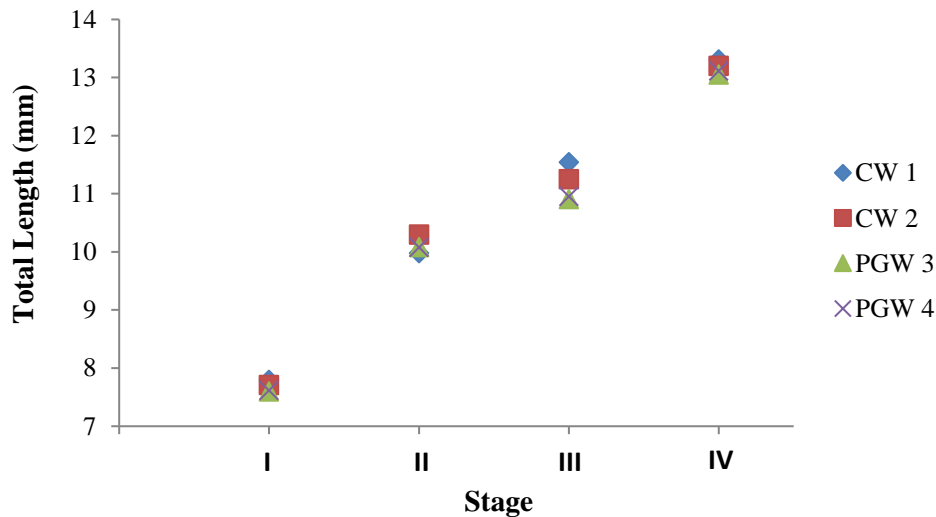


Figure 1. Growth (total length) of lobster larvae reared in clearwater (CW) and pseudo-green water (PGW). Differences were not statistically significant ($p > 0.05$)

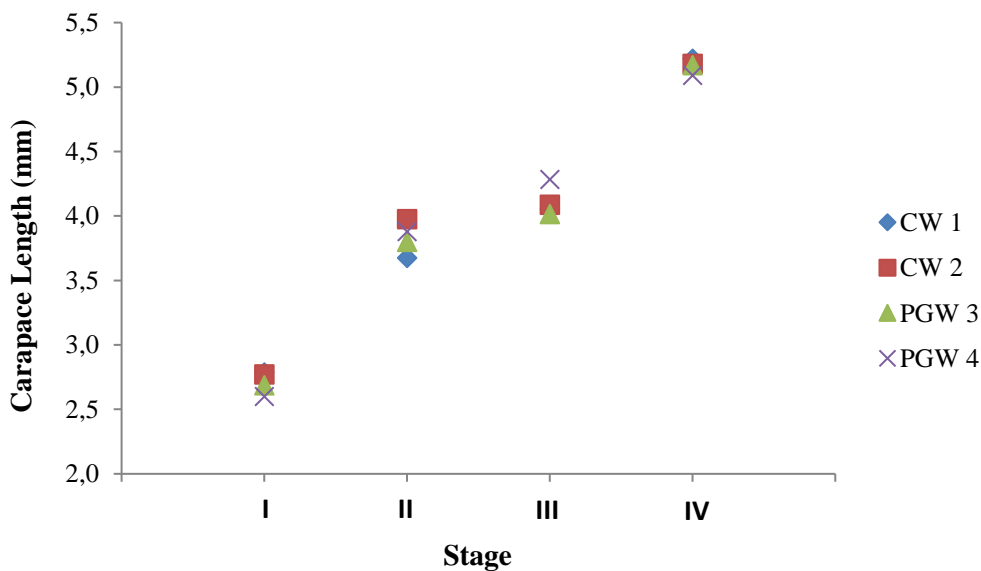


Figure 2. Growth (carapace length) of lobster larvae reared in clearwater (CW) and pseudo-green water (PGW). Differences were not statistically significant ($p > 0.05$)

Number of surviving larvae that reached stage IV was 26 in CW1, 34 in CW2, 32 in PGW3 and 29 in PGW 4, with no significant differences between the two treatments ($p > 0.05$). The overall survival rate was 3.1%.

Water quality parameters were identical to those reported for the larval culture experiment. Growth of benthic larvae between stage IV-VII in individual cells was steady. Correlation between TL and CL of

juvenile lobsters between stage IV – VII is given in Figure 3. The mean (\pm SD) TL and CL of stage V larvae were 17.45 ± 0.43 and 7.34 ± 0.32 mm, respectively. Stage VI larvae had a mean TL of 23.07 ± 1.99 and a mean CL of 9.37 ± 0.99 mm. The mean TL and CL of stage VII larvae were 29.11 ± 1.89 and 11.51 ± 0.61 mm, respectively. By the end of stage VII, juvenile survival was 80%.

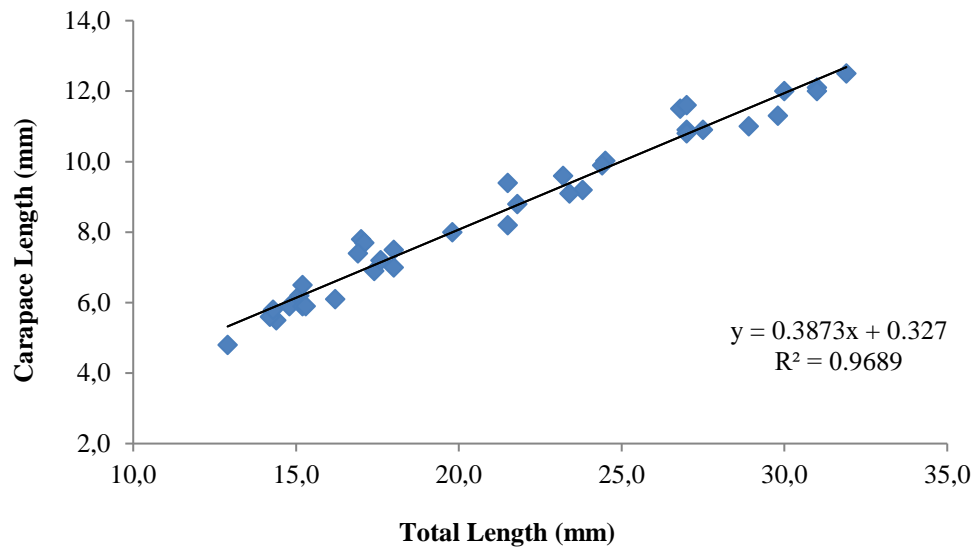


Figure 3. Correlation between total length and carapace length of stage IV-VII larvae

Discussion

This study showed that growth and survival of *H. gammarus* larvae were similar in clear water and pseudo-green water containing concentrated algae under low density conditions of 1.25 larvae/L. This finding is similar to that reported for *H. americanus* larvae reared in green water consisting live algae (Haché et al., 2017). In contrast, green water technique using either live or concentrated algae is extensively used in the larval culture of many marine organisms like fish and shrimp (Reitan, 1997; Papandroulakis et al., 2001; Skiftesvik et al., 2003). The use of green water has several benefits including increased visibility of prey organisms, increased nutritional content of prey organisms and improved microbial quality of the culture tank and the digestive tract of the target organism. However, green water technique using concentrated algae had limited benefits as the algae cells in concentrated algae were not alive. In addition, turbidity caused by algae cells interfered with routine tank maintenance and observation as the visibility in the tanks was limited to 20-25 cm.

In the present study, a diet of enriched *Artemia* naupli proved successful for the growth of lobster larvae until stage IV. The growth of larvae during the pelagic stages was similar to those reported in

other studies (Agnalt et al., 2013; Middlemiss et al., 2015; Powell et al., 2017). In this study, feeding time was limited to 10 hours (09:30 - 19:30) and no feed was given after lights were turned off. The density of live prey was kept at 3-5 naupli/ml during day time when the lights were on. Larvae were observed to chase the prey and feed on them. In addition, ingested preys were observed in the guts of the larvae under the microscope and indicated active feeding. As expected, prey density in tanks were reduced in the morning and dropped to <1 naupli/ml until feeding resumed the next morning. Although no quantitative comparisons were made in terms of gut fullness between day and night time, gut fullness was reduced in early mornings. This may not have been due to reduced feeding activity of lobster larvae during darkness but rather, due to lower amount of *Artemia* naupli left in the tanks as no feed was provided after the lights were turned off. Lobster larvae are known to be more active during darkness (Powell et al., 2017) and night feeding may improve growth and survival in lobster larvae.

In this study, larval survival rates were lower than those reported in other studies. Typical survival rates of planktonic stages until the beginning of benthic stage (stage IV) are 10-15% (Jørstad et al., 2009; Ellis et al., 2015). The mean survival rate in this

study was 3% with no significant differences among treatments. Survival rates were also similar within treatments. Lower survival rates may be due to a variety of factors such as cannibalism, nutrition and environmental conditions. However, although environmental factors were favorable due to lower stocking density, reduced visibility in PGW tanks or lower stocking rates in both treatments did not improve survival rates. Daily siphoning of tank bottoms were performed as part of routine husbandry, but mortality rates could not be calculated due to cannibalism on conspecifics. On the other hand, lobster larvae in CW tanks were easily observed due to increased visibility and therefore, allowed better observation opportunity and maintenance of the culture tanks.

Early juvenile growth of lobster larvae showed that growth was steady at a temperature of 17 ± 1 °C. Mortality was considerably lower compared to pelagic stages when juveniles were kept individually as reported in other studies (Jørstad et al., 2001). These results further confirmed that pelagic stages of lobster larvae remain to be the problematic period in lobster culture.

In the present study, the larvae obtained from a single female lobster, *H. gammarus*, were reared on a diet of enriched Artemia with a mean survival rate of 3%. No significant differences were found in the growth and survival of larvae grown either in clear water or pseudo-green water with concentrated algae. Increased turbidity using concentrated algae and lower stocking density did not promote higher survival rates of lobster larvae. However, the growth of larvae was comparable to those reported earlier in the culture of *H. gammarus* larvae. After the experiments, the surviving lobster juveniles were released to an artificial reef area when they reached stage VIII as an attempt to monitor their growth and survival in the sea. Considering the dramatic decrease in wild lobster populations due to overfishing in Turkey and the recent mucilage phenomenon that will potentially negatively affect benthic life in the Sea of Marmara, there is a need to develop better husbandry protocols for stage I-III larvae in order to start a successful stock enhancement program for lobsters in this region.

Conflict of Interest

There is no conflict of interest between the authors.

Author Contributions

Umur Önal planned and designed the study, obtained data on lobster larvae, performed statistical analyses and wrote the manuscript. Hakan Baki was in charge of husbandry and maintenance of lobster broodstock and larval culture.

References

- Agnalt, A.L., Grefsrud E.S., Farestveit E., Larsen M., Keulder F. 2013. Deformities in larvae and juvenile European lobster (*Homarus gammarus*) exposed to lower pH at two different temperatures. *Biogeosciences*, 10: 7883–7895,
- Anonymus, Turkish Statistical Institute TÜİK (<https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=97&locale=tr>) accessed 11.16.2021)
- Beard, T. W., P. R. Richards, and J. F. Wickins. 1985. The techniques and practicability of year-round production of lobsters, *Homarus gammarus*, in laboratory recirculation systems. *Minist. Agric., Fish., Food, Directorate Fish. Res., Lowestoft, Engl., Fish. Res. Tech. Rep.* 79:1–22.
- Burton, C.A. (2003) Lobster hatcheries and stocking programmes: an introductory manual. Sea Fish Industry Authority Aquaculture Development Service. *Seafish Report*, SR552.
- Daniel Casbon, D., Wan, A. H.L., Davies, S.J., Hartnett, F. 2021. The European lobster: Using farmed produce to improve wild stocks. *International Aquafeed*, August 2021: 52-55.
- Ellis, C. D., Hodgson, D. J., Daniels, C. L., Boothroyd, D. P., Bannister, R. C. A., & Griffiths, A. G. F. (2015). European lobster stocking requires comprehensive impact assessment to determine fishery benefits. *ICES Journal of Marine Science*, 72, 35–48.
- Haché, R., Dumas, A., Thumbi, D., Forward., B.S., Mallet, M. 2017. Effect of live algae used as green water on survival, growth, behaviour, ontogeny and bacterial profile of lobster larvae (*Homarus americanus* Milne Edwards). *Aquaculture Research*, 48: 581-593.
- Jørstad, K. E., Agnalt, A-L., Kristiansen, T. S., Nøstvold, E. 2001. High survival and growth of European lobster juveniles (*Homarus gammarus*) reared communally on a natural-bottom substrate. *Marine and Freshwater Research*, 52: 1431–8
- Jørstad, K. E., Kristiansen, T. S., Farestveit, E., Agnalt, A-L., Prodöhl, P. A., Hughes, M., & Ferguson, A. 2009. Survival of laboratory-reared juvenile European lobster (*Homarus gammarus*) from three brood sources in southwestern Norway. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(1): 59-68.
- Middlemiss, K.L., Daniels, C.L., Urbina, M.A., Wilson, R. W. Combined effects of UV irradiation, ozonation, and the probiotic *Bacillus* spp. on growth, survival, and general fitness in European lobster (*Homarus gammarus*). *Aquaculture* 444: 99-107.
- Nicosia, F., and Lavalli, K. 1999. Homarid Lobster Hatcheries: Their History and Role in Research

- and Aquaculture. Marine Fisheries Reviews, 61 (2): 1-57.
- Papandroulakis, N., Divanach, P., Anastasiadis, P., Kentouri, M. 2001. The pseudo-green water technique for intensive rearing of sea bream (*Sparus aurata*) larvae. Aquaculture International 9: 205–216,
- Powell, A., Hinchcliffe, J., Sundell, K., Carlsson, N., Eriksson, S.P., 2017. Comparative survival and growth performance of European lobster larvae, *Homarus gammarus*, reared on dry feed and conspecifics. Aquaculture Research, 1-11.
- Reitan, K.I., Jose R. Rainuzzo, J.R., Gunvor Øie, G., Olsen, Y. 1997. A review of the nutritional effects of algae in marine fish larvae. Aquaculture 155 (1997) 207-221.
- Skiftesvik, A.B., Browman, H.I., St-Pierre, J-F. 2003. Life in green water: the effect of microalgae on the behaviour of Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae. In: The Big Fish Bang. Proceedings of the 26th Annual Larval Fish Conference. Edited by Howard I. Browman and Anne Berit Skiftesvik, Institute of Marine Research, Bergen, Norway.

A Review of the Research on Reproductive Biology of Turkish Marine Fishes

İsmail Burak Daban

Çanakkale Onsekiz Mart University, Faculty of Marine Science and Technology, Department of Fishing and Fish Processing

Correspondent: burakdaban@comu.edu.tr

Received: 17.08.2021

Accepted: 13.10.2021

İsmail Burak Daban: Orcid 0000-0002-2973-5698

How to cite this article: Daban İ. B. (2021). A review of the research on reproductive biology of Turkish marine fish. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 208-234. DOI: 10.46384/jmsf.983779

Abstract: The teleost fish stocks distributed in Turkish seas are threatened due to overfishing, pollution, global warming and increasing food competition. There is a need to provide scientific knowledge on reproductive traits of commercial species in order to ensure the sustainability of fish stocks. Parameters related to reproductive biology of fishes such as sex ratio, first sexual maturity length, gonadosomatic index, fecundity and reproductive period are rather effective constituents that should be taken into consideration in the decision making process by fisheries managers. In this study, studies on reproductive biologies of teleost fishes from Turkish waters have been reviewed. A total of 177 studies were compiled that focused on 91 species belonging to 41 families. Reviewed data indicated that existing studies focused on certain fishing areas in the Turkish seas and no information were provided on reproductive biologies of some species. In some species, important parameters such as first sexual maturity length, reproductive period, gonadosomatic index and fecundity were not available.

Key words: Population, Stock, Reproduction, Sexual Maturity, Area, Marine Fish

Türkiye Deniz Balıklarının Üreme Biyolojisi Araştırmaları Üzerine Bir Değerlendirme

Özet: Ülkemiz sularında dağılım gösteren kemikli balık stokları aşırı avcılık, kirlilik, küresel ısınma ve artan besin rekabeti nedeniyle tehlike altındadır. Balık stoklarının sürdürülebilirliğinin sağlanması hedefi için öncelikle bilimsel bilgi eksikliğinin giderilmesi gerekmektedir. Balıklarda üreme biyolojisine ait cinsiyet oranı, ilk eşeyssel olgunluk boyu, gonadosomatik indeks, fekondite ve üreme dönemi gibi parametreler, balıkçılık yöneticilerinin karar almasında oldukça etkilidir. Bu çalışmada geçmişten günümüze ülkemiz sularında dağılım gösteren kemikli balık stoklarına ait türler üzerine gerçekleştirilmiş üreme biyolojisi çalışmalarının sonuçları özetlenmeye çalışılmıştır. Literatür taraması sonucunda 41 familyaya ait 91 tür üzerine 177 adet çalışma tespit edilmiştir. Çalışmanın sonucunda, bazı türlerde üreme biyolojisiyle alakalı çalışma bulunmadığı, var olan çalışmaların ise denizlerimizdeki belirli alanlarda yoğunlaştığı tespit edilmiştir. Bazı türlerde ise ilk eşeyssel olgunluk boyu, üreme dönemi, gonadosomatik indeks ve fekondite gibi önemli parametrelerin eksik olduğu görülmüştür.

Anahtar kelimeler: Populasyon, Stok, Üreme, Eşeyssel Olgunluk, Bölge, Deniz Balıkları

Giriş

Balıkçılık yönetimi, balıkçılıktan kaynaklı ölüm oranını maksimum sürdürülebilir ürünün sağlanabileceği sınırdaki tutmayı amaçlamaktadır. Ancak seçici olmayan av araçlarının kullanımı, kirlilik, küresel iklim değişikliği gibi dış faktörler, günümüzde balıkçılık yöneticilerinin karar almasını

zorlaştırmakta, birçok balık stoğu çökme sınırında olduğundan, sürdürülebilir stok yönetiminden ziyade, stokların çökmemesi için çabalamaktadırlar. Akdeniz'de balık stoklarının %78'inin tamamen sömürülmüş, Karadeniz'de ise %85'inin aşırı sömürüldüğü bildirilmiştir (Daskalov, 2002; Sherman

ve Adams, 2010). Demirel vd. (2020) Doğu Akdeniz ve Karadeniz’de dağılım gösteren 54 ticari balık stoğuna ait analizlerinde, 54 türün %85’inin aşırı avlandığı, bu türlere ait biyomas tahmini sonucunda %94’ünün maksimum sürdürülebilir üründen daha az stok yoğunluğuna sahip olduğu, Marmara Denizi’nde sadece sardalya (*Sardina pilchardus*) ve istavrit (*Trachurus mediterraneus*) türlerinin, Karadeniz’de ise sadece çaça (*Sprattus sprattus*) türünün maksimum sürdürülebilir ürün sınırında stoğa sahip olduğu tespit edilmiş olup, mevcut stoklarımızdaki tehlike açıkça belirtilmiştir. Ülkemizdeki gibi çok türlü balıkçılıkta, balıkçılık yönetimi kapsamında karar almak ve uygulamak tek ya da az türlü balıkçılık olan alanlardan daha zordur. Ülkemiz denizlerinin neredeyse her biri birbirinden farklı fiziko-kimyasal özellikler göstermekte, farklı kirlilik seviyeleri içermekte, farklı kültürlere sahip insan nüfusu barındırmaktadır. Bu da yönetimin biyolojik, ekolojik ve sosyo-ekonomik yönlerinin de ele alınması zorunluluğunu ortaya koymaktadır. Balıkçılık yönetiminde zaman yasakları üreyen stoklar üzerindeki av baskısını azaltmaya yarayan bir kontrol önlemi olarak bilinmektedir (Yıldız vd., 2020). Ülkemizde ticari balıkçılığı düzenleyen tebliğ sürekli güncellenmektedir, ancak özellikle zaman yasaklarının tüm denizlerde aynı dönemlerde uygulanması, belirlenen av yasağı döneminin hamsi (*Engraulis encrasicolus*) türünün üreme dönemine göre ayarlanmış olduğunu düşündürmektedir. Hamsi avcılığı ülkemiz balıkçılığı açısından göz ardı edilemez, büyük bir paya sahiptir. Ancak her denizimiz açısından avcılıktaki öncelik hamsi değildir. Örneğin Karadeniz için uygulanan yönetim biçimi doğru olabilir fakat Kuzey Ege Denizi’nde ve Batı Marmara’da yoğun olarak avlanan ve tercih edilen sardalya (*S. pilchardus*) açısından doğru olmayabilir. Çünkü gırgır balıkçılığının en yoğun gerçekleştiği kış mevsiminde, sardalya balığının üremesi en yoğun olarak gerçekleşmektedir. Bu yüzden, balıkçılık yöneticilerinin daha doğru karar alabilmesi için, biyolojik temelli yönetimdeki eksiklikleri gidermek amacıyla özellikle üreme biyolojisi çalışmaları çok önemli hale gelmektedir.

Balık stoklarının sürdürülebilirliğinin sağlanmasında balık biyolojisi açısından en önemli etkenlerden bir tanesi balıklara hayat evresi boyunca en az bir kez üreme şansının tanınmasıdır. Bu bakımdan balıklarda ilk üreme boyunun ve yaşının bilinmesi, bu boy ve yaştan küçük bireylerin avlanmaması gerekmektedir. Bu bağlamda, türlerin ilk üreme boylarının bilinmesinin ardından yönetsel anlamda uygulanan en etkili yöntemlerden biri türlerin ilk avlanma boylarının belirlenmesi ve kontrolüdür. Ülkemizde uygulanan koruma önlemlerinden ilk avlanma boyu üzerine en kapsamlı araştırma Yıldız ve Ulman (2020) tarafından gerçekleştirilmiş, bu çalışmada tarihten bu güne ilk avlanma boylarının nasıl belirlendiği ve

hangi parametreler doğrultusunda değiştiği detaylıca irdelenmiştir.

Ayrıca, juvenil balıkların büyüme ve beslenme alanlarının koruma alanı olarak belirlenmesi, ergin balıkların üreme dönemlerinin doğru tespit edilmesi sonucu zaman yasaklarının doğru belirlenmesi, değişen iklimsel şartlar altında izleme çalışmalarıyla üreme zamanlarındaki değişimlerin zaman yasakları açısından sürekli göz önünde bulundurulması, üremenin yoğun olarak gerçekleştiği tespit edilen üreme alanlarının ise avcılığa kapatılması gerekmektedir.

Üreme başarısı balık stoklarının sürdürülebilirliğinin sağlanması açısından son derece önemlidir. Balıkların üreme başarısını sağlayabilmesi ise hem balıklar üzerindeki balıkçılık ölümünün kontrolü hem de balıkların yaşam döngüsünün ve üreme şekillerinin iyi bilinmesi ile mümkün olabilir. Kemikli balıklarda yaşam döngüsü yumurtlama ile başlar ve iç dölleme oldukça nadir görülür. Kemikli balık yumurtalarının büyük çoğunluğu dölleme öncesi deniz ortamına bırakılır, bunlara ovipar (yumurta dökenler) denir. Bu tip döllemede, erkek ve dişi bireyler birbirlerine yakın yüzerler ve dişi yumurtalarını erkek tarafından bırakılan sperm bulutunun içerisine bırakır. Sperm içerisinde bulunan az konsantrasyondaki Ca ve Mg iyonları, sperm tuzlu suda bir saate kadar aktif kalmasını sağlamaktadır. Döllenen yumurtalar dışıdan bağımsız deniz ortamında gelişmeye devam eder. Yumurta membranı bulunur ve embryonik gelişim besin kesesi sayesinde gerçekleşir. Bazı özel türlerde (deniz atı, deniz iğnesi vb.), yumurtalar serbest bırakıldıktan sonra genellikle erkeklerin kesesinde saklanır. Denizel ovipar türlerde fekonditenin oldukça yüksek olduğu bilinmektedir (Miller ve Kendall, 2009). Ülkemiz kemikli balıklarının büyük çoğunluğu pelajik yumurta üretirler. Pelajik yumurtaların özgül ağırlığı deniz suyunun özgül ağırlığından düşük, genellikle 1 mm çaptan küçük, şeffaf, küçük besin kesesine sahip, suda serbest (korunma özelliği yok), yüksek fekonditede (>1 milyon) ve geniş alana yayılan özellikler taşır. Demersal yumurtalarda ise daha büyük özgül ağırlık, daha opak ve renkli yumurtalar, daha büyük besin kesesi, düşük fekondite, yüksek ebeveyn koruması ve daha düşük alanda yayılma özelliği görülür. Ülkemiz denizel kemikli balıklarından demersal yumurtaya sahip *Belone belone*, *Chromis chromis*, *Spondylisoma cantharus* türleri ile Gobiidae, Blennidae, Atherinidae, Gobiesoxiformes, Sygnathidae ve Labridae familyalarına ait türler örnek olarak verilebilir.

Balıkçılık yönetimi açısından bir diğer önemli husus, türlerin üreme stratejisinin bilinmesidir. Balıklarda yumurtlama biçimleri üç farklı tipte olmaktadır: Yaşam döngüleri boyunca bir defa, iki-üç yılda bir ya da yılda birkaç defa olabilir. Gonadlar bu döngüler sırasında farklı şekillerde bulunurlar.

Kemikli balıkların büyük bir bölümü üremede yıllık bir ritim gösterirler. Örneğin, *Trachurus mediterraneus* türü yaşamı boyunca ve üreme döneminde çok defa ve farklı zamanlı yumurtlayan (kısmi yumurtlayıcı, belirsiz, asenkronize) bir tür olarak sınıflandırılmaktadır (Demirel ve Yüksek, 2013a). Bir dişi balığın bir defada bıraktığı yumurta miktarı batın fekonditesi değeridir. Bir üreme sezonunda birden çok defa yumurta bırakan asenkronize balık türleri için ise üreme sıklığının yani ortalama bir bireyin bir üreme sezonunda kaç defa yumurta bıraktığını tespit etmek, potansiyel göreceli yıllık fekonditenin tespit edilmesini ve böylece o türün stoka katılım oranı hakkında fikir edinilmesini sağlar (Demirel ve Yüksek, 2013a).

Yumurtlama ile başlayan ve juvenillerin stoğa katılımına kadar devam eden bu sürece ise balıklarda erken yaşam evreleri denir (Fuiman ve Werner, 2002). Erken yaşam evreleri gelişim aşamasına göre farklı yazarlar tarafından farklı gruplandırmalara sahiptir (Tablo 1).

Kemikli balıklarda erken yaşam evreleri stok oluşumu açısından en fazla kayıpların yaşandığı evredir. Bu yüzden erken yaşam evrelerinin iyi bilinmesi, büyüme ve beslenme alanlarının iyi korunması gerekir. Ergin balıklar üreme amacıyla genellikle kıyısız suları, nehir ağızlarını ve lagün ve haliçleri tercih ederler. Bu alanlar larva ve juvenillerin zorlu fiziksel ortamlardan uzak kalabileceği, besin miktarının yüksek olduğu ve korunaklı alanların bulunduğu alanlar olarak bilinmektedir. Bu yüzden juvenil balıklar genellikle kendi ergin stoklarından farklı alanlarda dağılım gösterir (Wake ve Hall, 1999). Balık türlerinin büyük çoğunluğu besinin bol olduğu ilkbahar sonu yaz mevsiminin başında ürer. Bu mevsimde üreyen ve ilk juvenil evresini yazın geçiren türler hızlıca gelişip daha az kayıp verirler. İlk üremeye kadar aldıkları besinlerin tamamını kütsel büyüme aktarırlar. Juveniller ilk yaz elde edecekleri hızlı büyüme sayesinde besin açısından zorlu geçecek ilk kış sezonuna hazırlıklı hale gelirler. Üreme gerçekleştiği anda artık juveniller ergin birey olarak adlandırılırlar (Copp vd., 1999). Cinsel olgunluğa eriştiklerinde aldıkları enerjiyi üreme ve büyüme faaliyetleri için paylaşırlar ve büyüme oranı yavaşlamaya başlar.

Üreme süreci ve başarısı balıkların kendi sürdürülebilirliğini sağlaması açısından önemlidir. Bu bağlamda her balığa avcılık karşısında en az bir kez üreme şansının tanınması, ilk üreme boyundan daha küçük balıkların avlanılmaması stok sürdürülebilirliği açısından hayati önem taşımaktadır. Cinsel olgunluğa erişmiş dişi ve erkek bireylerde gonad oluşumu gözlemlenir. Dişilerde yumurta üreten bir çift gonad ve erkek bireylerde sperm ya da seminal sıvı üreten bir çift gonad bulunur. Bireylerin cinsel olgunluğunu ölçmek için gonad gelişim seviyeleri izlenir. Yıl boyu gonad gelişimi izlendiğinde, yılın büyük bölümünde olgun olmayan gonadlar görülmektedir.

Genelleştirilmiş ve çalışmalarda daha çok tercih edilen gonad gelişim evreleri makroskobik ve mikroskobik gözlem sonucu genellikle 5 safhada değerlendirilmektedir (Avşar, 2005) ve Tablo 2’de gösterilmiştir.

Doğal popülasyonlarda eşey oranı 1:1 ile 1:3 arası değişim gösterir. Bazı balık türlerinde cinsiyet değişimi olmaksızın yaşam boyu bireyde ya dişi ya da erkek gonad görülür ve cinsiyet değişimi yaşanmaz. Bazı türlerde ise yaşam süresince cinsiyet değişimi görülebilir. Hermafroditizm, genetik olarak programlanmış ya da sosyal çevrenin bir göstergesi olabilir ve yaygın olarak tropikal resif balıklarında görülür. Ülkemiz sularında ise bazı Sparid türlerinde görülebilmektedir. Bazı türlerde sürekli cinsiyet değişimi görülebilir, bu türler senkronik hermafroditler olarak isimlendirilir. Genellikle düşük popülasyon yoğunluğuna sahip, dişi ve erkek bireylerin birbirlerinden mesafe olarak uzak olduğu batipelajik ve mezopelajik türlerde görülür. Bu türlerde gonadlardan biri dişi, diğeri ise erkek gonadı olup, öz üreme görülmektedir. Cinsiyetin dişiden erkeğe dönmesine protojenik hermofroditizm denir. Bu tip üremenin başarısı ortamdaki erkek predasyonuna ve erkeklerin büyüklüğüne bağlı olmaktadır. Bireylerin erkekten dişiye dönmesine ise protandrik hermofroditizm denir. Dişilerin boyca ve yaşça büyümesi nedeniyle daha fazla sayıda yumurta üretmesi ve erkeklerin daha fazla büyümesinin stok oluşumu açısından bir değişiklik meydana getirmeyeceği durumda görülür.

Üreme şekilleri, tipleri, davranışları gibi bilgiler elde edildikten sonra, mevcut stokların üreme başarısının devamlı izlenmesi gerekmektedir. Üreme alanları, üreme zamanları, üreyen stok biyomasları gibi konularda çalışmalar bölgesel bazda yürütülmeli, sürekli kayıt altına alınan datalar, meta analiz süzgecinden geçirilerek yönetim otoritelerinin faydasına sunulmalıdır.

Bu bağlamda bu çalışmanın amacı, ülkemizde dağılım gösteren denizel kemikli balıkların üreme dönemlerinin tek bir kaynaktan toplanması, bilgi eksikliği mevcut olan türlerin ortaya çıkarılması, elde edilen sonuçlara göre balıkçılık yönetim otoritelerine etkin ve faydalı olabilecek tavsiyelerde bulunulmasıdır.

Materyal ve Yöntem

Bu çalışmada Türkiye denizlerinde dağılım gösteren kemikli balıklara ait önceki çalışmalarda belirlenmiş, üreme sezonları derlenerek bir araya getirilmiştir. Üreme sezonları ergin balık üreme biyolojisi çalışmalarının sonuçlarından derlenmiştir. Yazarların gonad gelişim safhaları ve GSI (Gonadosomatik İndeks) değerlerini kullanarak tespit ettikleri üreme sezonları her bir tür için ayrı ayrı bölgelere göre incelenerek bu listeye kaydedilmiştir.

Tablo 1. Kemikli balıkların erken yaşam evrelerindeki sınıflandırılması (Kendall vd., 1984)

Yazar	Döllenme	Blastoporum kapanması	Kuyruk Gelişimi Başlamış	Yumurtadan Çıkış	Besin Kesesi Tüketilmiş	Sırt İpliği (Notokord) Esnemeye Başlamış	Sırt İpliği (Notokord) Esnekliği Sona Ermiş	Metamorfoz Başlamış	Tüm yüzgeç formasyonu, pul oluşumu başlamış, larval karakteristikler kaybolmuş	Juvenil vücut oranları, pigmentleri ve davranışları kazanılmış	Ergin vücut oranları, pigmentleri ve davranışları kazanılmış
Hubbs, 1943		Embriyo			Prelarva	Postlarva			Prejuvenil		
Ahlstrom ve Ball, 1954		Erken	Orta	Geç		Prefleksion	Fleksion	Postfleksion		Juvenil	
Settle, 1943						Larva			Postlarva		

Tablo 2. Genelleştirilmiş gonad gelişim evreleri (Avşar, 2005).

Gonad Gelişim Evresi		Gonadın Gelişim Evresindeki Morfolojik Özellikleri
1. Evre	Olgun Olmayan	Bu dönemde her iki eşeyin sadece genç bireylerinde rastlanabilir ve çıplak gözle eşey ayrımı yapmak olası değildir. Gonad, vücut boşluğunun sadece 1/3' lük kısmını kapsar. Dişilerin ovaryumları ince ve tüp şeklinde olup saydamdır. Erkeklerin testisleri ise beyazdır.
2. Evre	Olgunlaşmaya Başlamış	Gonadlar vücut boşluğunun 1/2' sinden daha azını doldurur. Dişilerin ovaryumları pembemsi olup saydamdır. Erkeklerde ise aşağı yukarı simetrik olup beyazımsıdır.
3. Evre	Olgunlaşan	Ovaryumlar vücut boşluğunun 2/3' ünü kapsar. Çıplak gözle eşeyleri birbirinden ayırmak olasıdır. Ovaryumlar pembemsi sarı renkte ve taneli görünümlüdür. Testisler ise beyazımsı krem renkli ve yumuşak dokuludur.
4. Evre	Olgun	Ovaryum vücut boşluğunun 2/3' sinden daha fazla yer kaplar. Ovaryumlar turuncu ya da pembe renkli olup gelişmiş kan damarlarıyla çevrilmiştir. Büyük, saydam ve olgun yumurtalar bulunur. Testisler beyazımsı krem renkli ve yumuşak dokuludur.
5. Evre	Boşaltmış	Yumurtalar bırakıldıktan sonra ovaryumlar IV'üncü dönemle II'inci dönem arasında değişen durum arz ederler. Ovaryum ve vücut boşluğunun 1/3' ünden daha azını kapsayacak şekilde küçülmüştür. Ovaryumda birbirine yapışmış koyu renkli olgun yumurtalara rastlamak olasıdır. Koyu renkli ya da saydam ve sarkık görünümlüdür. Testisler ise kanlı ve sarkık görünümlüdür.

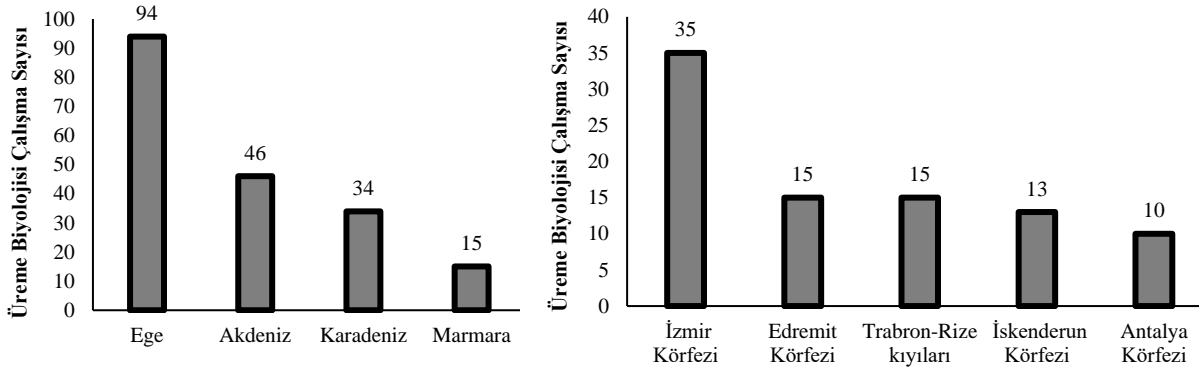
Eğer bilgi mevcut ise, çalışmada kullanılan türlere ait boy aralığı, cinsiyet oranı, her bir çalışma için aylık GSI değerinin en yüksek olduğu değer, ilk üreme boyu ve fekondite verisi listeye kaydedilmiştir. Çalışma bölgesi ve örneklerin temin edildiği örnekleme metodu da listeye eklenmiştir.

İlgili alanda gerçekleştirilmiş önceki çalışmalara Google Scholar, ISI Web of Science, YÖK Tez Merkezi ve Researchgate aramaları sonucunda ulaşılmıştır. Bu amaçla ilgili türlere ait ergin balık gonadlarının kullanılarak üreme döneminin belirlendiği çalışmaların sonuçları ele alınmıştır. Üreme sezonu listesi oluşturulurken bilimsel isimlendirmede, taksonomi sıralaması Bilecenoğlu vd. (2014)'e göre belirlenmiştir. Taksonomik listede yer alan tür isimleri Worms (World Register of

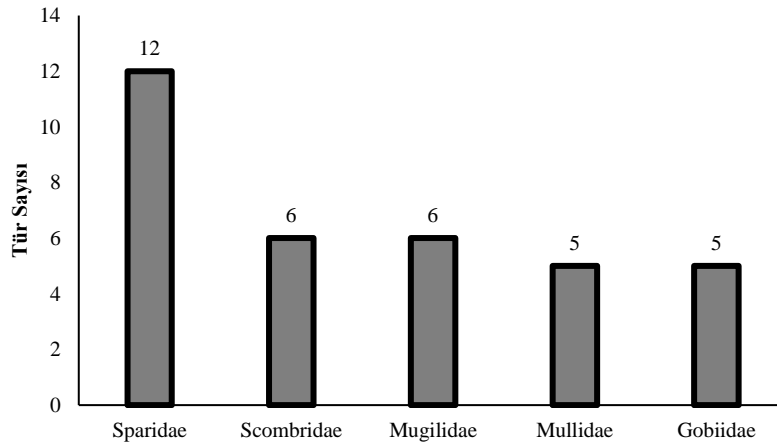
Marine Species; <https://www.marinespecies.org/>)'da belirtilen güncel şekilleriyle kullanılmıştır.

Bulgular

Bu çalışmada gerçekleştirilen literatür taraması sonucunda, ülkemiz sularında dağılım gösteren kemikli balıklara ait üreme biyolojisi üzerine gerçekleştirilmiş 177 adet çalışmaya rastlanmıştır. Çalışma sayısı açısından Ege Denizi, Akdeniz, Karadeniz ve Marmara Denizi'nde sırasıyla 94, 46, 34 ve 15 çalışmanın gerçekleştirildiği görülmüştür. Çalışma sahalarına göre ise en fazla çalışma sırasıyla 35, 15, 15, 13 ve 10'ar çalışma ile İzmir Körfezi, Edremit Körfezi, Trabzon-Rize kıyıları, İskenderun Körfezi ve Antalya Körfezi'nde gerçekleştirilmiştir (Şekil 1).



Şekil 1. Bölgelere ve alanlara göre ülkemizdeki üreme biyolojisi çalışmalarının sayısal dağılımları



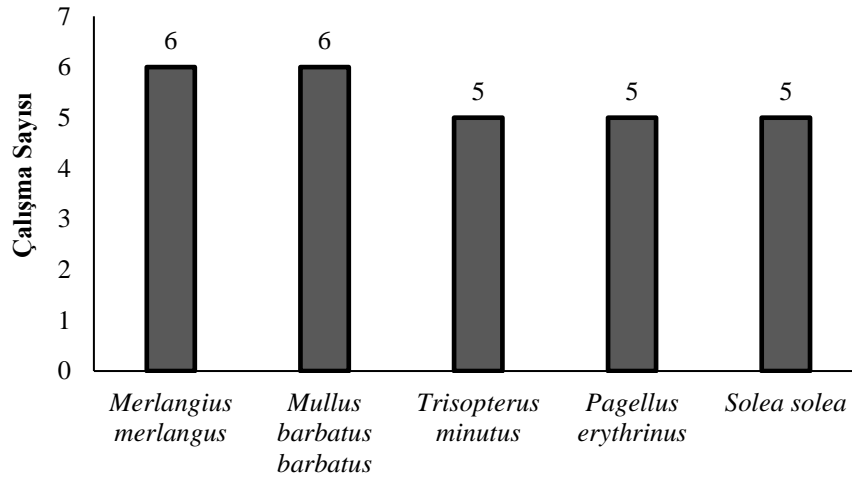
Şekil 2. Familya bazında üreme biyolojisi çalışması gerçekleştirilmiş türlerin sayısal dağılımı

Bu çalışmalarda, 41 familyaya ait 91 adet denizel kemikli balık türünün üreme biyolojisi bildirilmiştir. İlgili çalışmalarda en fazla türle temsil edilen familya 12 tür ile Sparidae'dir. Buna ilaveten Scombridae, Mugilidae, Mullidae ve Gobiidae familyaları ise 6, 6,

5 ve 5'er türle diğer en fazla türle temsil edilen familyalar olmuştur (Şekil 2). Tür bazında en fazla çalışılan türler ise 6'şar çalışma ile *Merlangius merlangus* ve *Mullus barbatus barbatus* olduğu görülmüştür. Bu türleri 5'er çalışma ile *Solea solea*,

Trisopterus minutus ve *Pagellus erythrinus* izlemiştir (Şekil 3). *Lithognathus mormyrus*, *Scorpaena porcus*, *Chelidonichthys lucernus*, *Serranus cabrilla*, *Serranus hepatus*, *Trachurus mediterraneus*, *Mullus barbatus ponticus*, *Mullus surmuletus*, *Upeneus moluccensis*, *Chelon saliens*, *Mugil cephalus*, *Gobius niger* ve *Citharus linguatula* türleri ise üreme biyolojisi en fazla çalışılan diğer türler olduğu tespit edilmiştir. Türlerin bölgelere göre dağılım alanlarının ve bolluğunun gerçekleştirilmiş çalışma sayısına etki ettiği tespit edilmiştir. Örneğin *Merlangius merlangus* türünde gerçekleştirilen 6 çalışmadan 5 tanesi Karadeniz'de gerçekleştirilirken, *Trisopterus*

minutus türünün tüm çalışmaları Ege Denizi'nde gerçekleştirilmiştir. Üreme biyolojisi çalışılan türler arasında 11 türün İndo-Pasifik orjinli lesepsiyen türler olduğu belirlenmiştir (*Saurida undosquamis*, *Atherinomorus forskalii*, *Equulites klunzingeri*, *Pomadasyus stridens*, *Nemipterus randalli*, *Upeneus moluccensis*, *Upeneus pori*, *Siganus rivulatus*, *Sphyraena chrysotaenia*, *Cynoglossus sinusarabici* ve *Lagocephalus sceleratus*). Lesepsiyen türlere ait 19 çalışmanın gerçekleştirildiği, bu çalışmaların 3 adedinin Güney Ege, diğer 15 adedinin ise Akdeniz kıyılarında gerçekleştirildiği belirlenmiştir (Tablo 3).



Şekil 3. Üreme biyolojisi çalışmalarının en fazla gerçekleştirildiği türler ve sayısal dağılımı

Çalışılan türlerin büyük bir kısmının trol kompozisyonuna ait türler olduğu ve trol örneklemeinden elde edildiği görülmüştür. Özellikle balık hallerinde çok yaygın bulunan pelajik (hamsi, sardalya türleri, uskumru, kolyoz, palamut vb.) türlere ait oldukça az sayıda çalışma olduğu tespit edilmiştir. Balıkların üreme sezonlarının belirlenebilmesi için yıl boyu aylık örnekleme gerekmektedir. Bu türler gırgır avcılığı ile temin edilebildiği ve 15 Nisan ile 31 Ağustos arasında Gırgır ile balık istihali yasak olduğundan bu türlere ait üreme biyolojisi çalışmalarının sınırlı olduğu düşünülmektedir.

Bu derleme çalışmasında aynı zamanda henüz günümüze kadar üreme biyolojisi ve üreme sezonu belirlenmemiş birçok ekonomik balık türü olduğu tespit edilmiştir. Örneğin *Sprattus sprattus*, *Argentina sphyraena*, *Micromesistius poutassou*, *Gaidropsarus mediterraneus*, *Phycis phycis*, *Phycis blennoides*, *Lophius piscatorius*, *Scorpaena scrofa*, *Scorpaena notata*, *Pagellus acarne*, *Pagellus bogaraveo*, *Pagrus pagrus*, *Spondylisoma cantharus*, *Umbrina cirrosa* ve *Sphyraena sphyraena* gibi yaygın bulunan ekonomik türlere ait üreme biyolojisi çalışmalarına rastlanılamamıştır (Tablo 3).

Ülkemizde ticari balıkçılığa uygulanan zaman yasakları ile türlerin üreme zamanlarının karşılaştırılması, ilgili türlerin sürdürülebilirliğine doğrudan etki etmektedir. Çizelge 1'de görülebileceği üzere, bazı türler yaz mevsiminde, bazı türler kış mevsiminde bazı türler ise tüm yıl boyunca üreme aktivitesi gerçekleştirmektedir. Bunlar arasında sürdürülebilirlik açısından en tehlike altında olan türler üremesi sadece kışın gerçekleşen türlerdir. Ülkemiz sularında dağılım gösteren kemikli deniz balıklarından kışın üreyen türlerin *Sardina pilchardus*, *Gadiculus argenteus*, *Trisopterus minutus*, *Lophius budegassa*, *Chelidonichthys lucernus*, *Trigla lyra*, *Boops boops*, *Diplodus sargus*, *Sparus aurata*, *Chelon ramada*, *Chelon labrosus*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Citharus linguatula*, *Pleuronectes flesus* ve *Solea solea* olduğu görülmektedir. Buna ilaveten üremesi yıl boyu süren ve yoğun üremesi kışın gerçekleşen türlerin ise *Saurida undosquamis*, *Merlangius merlangus*, *Merluccius merluccius*, *Lepidotrigla cavillone* ve *Blennius ocellaris* olduğu belirlenmiştir. Üreme biyolojisi çalışılmış listede yer alan diğer 70 türün ise yaz sezonunda ürettiği görülmektedir (Tablo 3).

Tür bazında farklı bölgelerde gerçekleştirilmiş çalışmalar incelendiğinde, bölgelere göre üreme sezonunun farklılık göstermediği, ancak bölgelere göre ortalama su sıcaklıklarının değişmesinden dolayı üremenin 1-2 ay önce başlayabildiği görülmektedir. Örneğin *Trisopterus minutus*, *Zeus faber*, *Trachurus trachurus*, *Boops boops*, *Mullus surmuletus* ve *Spicara smaris* türlerinde Ege Denizi-Marmara Denizi ve Marmara Denizi-Karadeniz stokları arasında üremenin gerçekleştiği aylara arasında bahsedilen durum görülmektedir (Tablo 3).

Önceki çalışmalar incelendiğinde 151 çalışmada cinsiyet oranlarının verildiği görülmüştür. Tür bazında cinsiyet oranı 3 ve daha fazla çalışmada verilen türler üzerinde gerçekleştirilen ki kare testi sonrasında cinsiyet oranları arasında fark olup olmadığı incelenmiştir. Türler arasında sadece *Lagocephalus sceleratus* türü için tüm çalışmalarda erkeklerin oranı dişilerden yüksek çıkmış (ort. d/e: 1/0,88), ancak bu farklılık istatistiksel açıdan önemli çıkmamıştır. Diğer türlerde ise cinsiyet oranının aynı türün farklı bölge ve yıllarda gerçekleştirilmiş çalışmalarında oldukça farklı olduğu tespit edilmiştir (Tablo 3).

Gonadosomatik indeks değerleri 0,5 ile 31,8 arasında değişim göstermiştir. Tür bazında en yüksek GSI değerleri *Mugil cephalus* için 31,8 (Akyol, 1999), *Belone belone* için 27,5 (Samsun vd., 2006), *Pleuronectes flesus* için 20,9 (Güneş vd., 2011) ve *Spicara flexuosa* için 20 (Dalgıç vd., 2021) değerleri ile belirlenmiştir. Diğer yandan popülasyon düzeyinin kontrol altında tutulması gereken *Lagocephalus sceleratus* türünün ortalama GSI değeri 5 çalışmanın sonuçlarına göre $3,96 \pm 1,62$ olarak tespit edilmiştir. Ekonomik değeri yüksek olan türlerin ortalama GSI değerleri sırasıyla *Solea solea* için $5,08 \pm 0,78$, *Mullus surmuletus* için $1,62 \pm 0,18$, *Mullus barbatus* için $7,17 \pm 0,76$, *Merluccius merluccius* için $4,33 \pm 0,72$, *Merlangius merlangus* için $6,36 \pm 0,62$, *Zeus faber* için $2,53 \pm 0,66$ ve *Pomatomus saltatrix* için $5,66 \pm 1,64$ değerleri ile hesaplanmıştır. GSI değerine ait bu çalışmada yer alan türler arasında önceki çalışmalarda hiç veri bulunmayan türler ise *Epinephelus aeneus*, *Epinephelus marginatus*, *Parablennius tentacularis*, *Thunnus thynnus* ve *Thunnus alalunga* türleridir. 161 çalışmadan sadece 19 çalışmada GSI değeri 10'dan, 4 çalışmada ise 20'den yüksektir (Tablo 3).

Bu çalışmada yer alan 91 türden 66 türe ait ilk eşeyssel olgunluk boyu (L_{50}) tespit edilmiştir. L_{50} değeri belirtilmemiş ekonomik türler ise *Sardinella aurita*, *Engraulis encrasicolus*, *Saurida undosquamis*, *Atherina boyeri*, *Trigla lyra*, *Epinephelus aeneus*, *Epinephelus marginatus*, *Boops boops*, *Sarpa salpa*, *Diplodus puntazzo*, *Spicara smaris*, *Mullus barbatus ponticus*, *Chelon ramada*, *Planiliza haematocheilus*, *Chelon labrosus*, *Thunnus thynnus*, *Thunnus alalunga*, *Xiphias gladius* ve *Pleuronectes flesus* türleridir. Tür bazında L_{50}

değerleri incelendiğinde *M. merluccius*'un dişiler için minimum 21,5 cm TL ve erkek bireyler için minimum 22,5 cm TL hesaplanan L_{50} değerleri sirkülerde belirtilen minimum avlanma boyu olan 20 cm TL boydan daha büyük olduğu görülmüştür. *M. barbatus barbatus* türünde ise 4 çalışmanın 3'ünde hesaplanan L_{50} değerlerinin tüm cinsiyetlerde sirkülerdeki ilk avlanma boyu olan 13 cm TL'den küçük olduğu görülmüştür. Benzer şekilde *S. solea* için 3 çalışmanın ikisinde, *T. mediterraneus* ve *D. vulgaris* türlerinde 2 çalışmanın 1'inde, *Pagellus erythrinus* türünde 3 çalışmanın 3'ünde hesaplanan L_{50} değerleri sirkülerdeki ilk avlanma boyundan küçüktür (Tablo 3).

Bu çalışmada yer alan 91 türden 40 türe ait fekondite bilgisine ulaşılmıştır. Üreme biyolojisiyle alakalı konulardan en az bilginin fekondite üzerine olduğu anlaşılmıştır. Fekondite bilgisi önceki çalışmalarda gram başına, toplam ve boy-fekondite ilişkisi şeklinde verildiğinden karşılaştırma yapmak zordur. Ancak familya bazında en yüksek fekondite rakamlarının Mugilidae familyası üyelerine ait olduğu görülmektedir (Tablo 3). Üreme stratejisi, ülkemiz sularında dağılım gösteren stoklara ait en az bilimsel bilginin mevcut olduğu alanların başında gelmektedir. Fekondite ile bağlantılı olan, üreme sıklığı yani yıllık yumurta verimliliğinin belirlenmesi üzerine ise yalnızca iki çalışmaya ulaşılmıştır. Demirel ve Yüksek (2013b) sarıkuyruk istavrit, *Trachurus mediterraneus* türünün Marmara Denizi'ndeki üreme sezonunda üreme stratejisini araştırdıkları çalışmalarında her 6.6 günde bir üremenin gerçekleştiğini ve Mayıs-Ağustos ayları arasında toplamda 20 sefer ürediğini bildirmişlerdir. Cihangir (1996), ülkemiz sularında dağılım gösteren bir diğer ekonomik küçük pelajik balık türü olan sardalya, *Sardina pilchardus* türünün Ege Denizi'nde yer alan Edremit Körfezi, İzmir Körfezi ve Büyükmenderes Deltası'nda Aralık, Ocak ve Şubat ayları arasında sırasıyla 9.8, 8.0 ve 8.6 günde bir ürediğini tespit etmiştir.

Sonuç ve Öneriler

Ülkemizde ticari av araçları arasında en fazla istihsal gerçekleştiren av araçları trol ve gırgır balıkçılığıdır. Yönetimsel anlamda Tarım ve Orman Bakanlığı 5/1 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ'de (TEBLİĞ NO: 2020/20) belirtildiği gibi ülkemizde zaman yasakları gırgır ve trol avcılığı için Akdeniz'de 15 Nisan-15 Eylül, diğer denizlerde ise 15 Nisan-31 Ağustos tarihlerinde uygulanmaktadır. Tebliğde belirtilen yasak dönemi Çizelge 1'de belirtilen 91 türden 70 adet türün yaklaşık üreme dönemine denk gelmektedir. Bu bağlamda uygulanan yasak dönemi ülkemizde dağılım gösteren kemikli deniz balıklarının büyük çoğunluğunun sürdürülebilirliğini koruma anlamında uygun olduğu düşünülmektedir.

Buna ilaveten, yukarıda belirtilen ve üremesi kış mevsiminde gerçekleşen türlerin sürdürülebilirliğinin sağlanması için ilave zaman yasakları uygulanabilir. Örneğin sardalya (*Sardina pilchardus*) türünün ihtiyoplankton yöntemiyle Kuzey Ege Denizi'nde üreme zamanı haftalık olarak belirlenmiş ve üremenin Kasım 15 ile Mart 15 arası gerçekleştiği, en yoğun üremenin ise 25 Aralık- 1 Şubat arasında gerçekleştiği belirlenmiştir (Daban ve İşmen, 2020). Kuzey Ege ve Çanakkale balıkçılığı açısından son derece önemli olan bu türün en yoğun üremesi, gırgır balıkçılığının en yoğun olarak gerçekleştirildiği döneme denk gelmektedir. Ülkemizde faaliyet gösteren birçok gırgır balıkçı teknesi bu dönemlerde Enez-Büyükkemikli arasında yoğun bir şekilde avlanmakta olduğu bilinmektedir. Buna ilaveten ortak stokları paylaştığımız Yunanistan'da Kuzey Ege Denizi'nde Gırgır Balıkçılığı bu sebeplerden dolayı Aralık 15 ile Şubat 30 tarihleri arasında yasaktır.

Kışın üremesi gerçekleşen diğer önemli ekonomik türler ise karagöz, çipura, dil balığı, peygamber balığı, mezgitler ve kırlangıçlar'dır. Bu türler ise yoğun olarak trol balıkçılığı ile Ege Denizi'nden yakalanmaktadır. Bu bağlamda kış döneminde sadece Ege Denizi'nde uygulanmak üzere kısmi bir trol zaman yasağı da uygulanabilir. Trol balıkçılığı için serbest dönem 1 Mayıs tarihine kadar uzatılabilir.

Yıldız vd. (2020) Marmara Denizi'nde zaman yasağının uygulandığı dönemde toplam avda %95 oranında azalma sağlandığı, genellikle ilkbahar-yaz döneminde üreyen küçük pelajik balıklar için zaman yasağı döneminin verimli olduğu, buna karşılık mezgit, *Merlangius merlangus*, peygamber balığı, *Zeus faber*, eşkina, *Sciaena umbra*, gümüş, *Atherina boyeri*, ve kupez *Boops boops* gibi türlerin üreme dönemleriyle zaman yasağının örtüşmediği bildirilmiştir. Bu bilgiler doğrultusunda Marmara Denizi'nde demersal balıkları avlayan Algarna balıkçılığı ve pelajik balıkları avlayan Gırgır balıkçılığı üzerine sadece Marmara Denizi'nde uygulanmak üzere kısmi bir zaman yasağı uygulanabilir.

Aşırı av baskısı, mevsimsel farklılıklar gibi sebeplerden dolayı türlerin üreme dönemlerinde yıllar arasında farklılıklar görülebilir. Bu yüzden üreme dönemleri bilinen türlerin belirli aralıklar ile üreme dönemlerindeki olası değişimler balıkçılık yöneticileri tarafından dikkatlice takip edilmelidir. Buna ilaveten henüz üreme dönemleri hakkında bilgi sahibi olmadığımız türlerin üreme biyolojisi çalışmaları gerçekleştirilmelidir. Ayrıca, stokların sürdürülebilirliğinin sağlanması adına, balıklara en az 1 kere üreme şansı tanınmalıdır. Bu bağlamda, türlerin ilk üreme boyunun bilinmesi ve bu boydan daha küçük balıkların kesinlikle avlanmaması gerekmektedir. Ülkemizde, 2016 yılından itibaren avlandığı rapor edilen ticari türlerin %77'sinin sirkülerde ilk avlanma boyu bilgisinin bulunduğu, ilk avlanma boyu verilerinin genellikle türlerin karaya

çıkarılan av miktarlarında yaşanan ani düşüşlerden sonra güncellendiği, lüfer, *Pomatomus saltatrix*, bakalyaro, *Merluccius merluccius*, kılıç balığı, *Xiphias gladius* ve palamut, *Sarda sarda* gibi türlerde acilen ilk avlanma boylarında artış güncellemesi yapılması gerektiği bildirilmiştir (Yıldız ve Ulman, 2020). Aynı çalışmada türlerin ilk üreme boyu bilgisinin devamlı takip edilmesiyle birlikte yasal limit altındaki av kontrolünün doğru gerçekleştirilmesi ve ilgili av araçlarının seçiciliğinin doğru sağlanması sonucunda ilk avlanma boyunun çok verimli bir girdi kontrol yöntemi olduğu ifade edilmiştir (Yıldız ve Ulman, 2020).

Araştırmacılar, özellikle üreme biyolojisiyle alakalı bilgi sahibi olunmayan türler üzerine yoğunlaşp, balıkçılık yöneticilerine gerekli bilgileri sunmalıdır. Balıkçılık yöneticileri ise, sirkülerde yer alan mevcut ilk avlanma boyu verilerini gerçekleştirilmiş çalışmaları dikkate alarak güncellemeli ve sirkülerde ilk avlanma boyu ile ilgili bilgisi olmayan ama ilk üreme boyu bilinen türleri listeye eklemelidir. Av araçlarının seçicilik özellikleri sınırlıdır. Örneğin Gırgır balıkçılığında ağ göz genişliğini arttırmak daha büyük boylu balığın yakalanmasını garanti etmemektedir. Çünkü ağın altı büzülüp power-block makaralar ile vertikal olarak toplanırken ağ gözleri kapanmaktadır. Bunun yerine Gırgır balıkçılığının çalışabileceği minimum derinlik sınırı daha yukarı çekilebilir. Kıyısız ortamlar stoğa yeni katılan bireyler ve juveniller için büyüme, korunma ve beslenme alanlarıdır. Buna ilaveten birçok denizel kemikli ergin balık yumurtlamak amacıyla kıyısız alanları tercih etmektedir. Eğer Gırgır balıkçılığı daha derinde gerçekleşir ise ağlar dibe temas etmez ve balıkların erken yaşam evreleri daha iyi korunabilir. Trol balıkçılığında ise kare gözlü ağ kullanımı, daha büyük gözlü ağ kullanımı, kaçış pencereleri ve daha sıkı ve etkili denetim faaliyetleri ile nispeten daha iyi seçicilik sağlanabilir.

Sonuç olarak, çok türlü-çok av araçlı balıkçılık yönetimi açısından önemli parametreler sunan üreme biyolojisine ait eksik bilgiler vakit kaybetmeksizin tamamlanmalı, bu çalışmalar ilgili bakanlık tarafından araştırmacılara verilecek destekler ile sürekli izlenebilir hale getirilmelidir. Küresel iklim değişikliği ve insan kaynaklı yapıların açtığı koridorlar nedeniyle yerleşik türler istilacı türler tarafından baskı altına girmekte ve yerleşik türlerin habitatları değişmektedir.

Aşırı av baskısı sonucu stokların boy-yaş dağılımlarında meydana gelen değişimler, küresel iklim değişimi nedeniyle deniz sularının fiziko-kimyasal yapısında oluşan farklılıklar, denizel ekosistemde besin zincirinin en altında yer alan birincil üreticilerden zincirin en üst halkasında yer alan predatörlere kadar tüm canlı yaşamını etkilemektedir. Bunun bir sonucu olarak türlerin dağılım alanları, bollukları, üreme alan ve zamanları, büyüme oranları değişebilmektedir. Bu değişimleri

daha yakından takip etmek adına bilimadamları sürekli izleme çalışmaları gerçekleştirmeli, devlet bu izleme çalışmalarını zorunlu hale getirip desteklemelidir. Denizel canlı kaynaklar ülkenin milli serveti olduğundan, kaynakları sürdürülebilir kılma adına balıkçılardan balıkçılık yönetim otoritesine kadar tüm paydaşlar üzerlerine düşen sorumluluğu almalıdır.

Teşekkürler

Bu çalışmanın oluşmasını sağlayan, üreme biyolojisi üzerine çalışan tüm araştırmacılara teşekkürlerimizi sunarım.

Çıkar Çatışması

Yazar çıkar çatışması olmadığını beyan etmektedir.

Kaynaklar

- Ahlstrom, E.H., & Ball, O.P. (1954). Description of eggs and larvae of jack mackerel (*Trachurus symmetricus*) and distribution and abundance of larvae in 1950 and 1951. *Fish. Bull. U.S.* 56, 209-245.
- Ak, O., & Genç, Y. (2013). Growth and reproduction of the greaterweever (*Trachinus draco* L., 1758) along the eastern coast of the Black Sea. *Journal of the Black sea/Mediterranean Environment*, 19, 95-110.
- Ak, O., Kutlu, S., & Karayücel, I. (2011). Some reproductive characteristics of *Uranoscopus scaber* Linnaeus, 1758 (Pisces: Uranoscopidae) in the Black Sea (Turkey). *Cah. Biol. Mar.*, 52, 253-260.
- Akyol, O. (1999). Homa Dalyanı (İzmir Körfezi) Kefal (*Mugilidae*) Türlerinin Demekolojisi. Doktora Tezi. Ege Üniversitesi, Bornova, İzmir. 124 s.
- Akyol, O. (2001). Some biological properties and stock estimates of *Zeus faber* L., 1758 (Pisces, Zeidae) in the Aegean coasts of Turkey. *E.U. J. Fish. Aquat. Sci.* 18, 39-46.
- Akyol, O. (2003). Age, growth and reproduction period of grass goby (*Zosterisessor ophiocephalus* Pallas, 1811) in the Bay of Izmir (Aegean Sea). *Archive of Fishery and Marine Research*, 50(2), 220-224.
- Alıçlı, T.Z., Oray, I.K., Karakulak, F.S., & Kahraman, A.E. (2012). Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius* L., 1758) in the eastern Mediterranean Sea. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 52(2): 698-707.
- Arslan, M., & İşmen, A. (2013). Age, growth and reproduction of *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758) in Saros Bay (Northern Aegean Sea). *J. Black Sea/Medit. Environ.*, 19, 217-233.
- Arslan, M., & İşmen, A. (2014). Age, growth, reproduction and feeding of *Mullus barbatus* in Saros Bay (North Aegean Sea). *J. Black Sea/Medit. Environ.*, 20, 184-199.
- Avşar, D. (2005). Balıkçılık Biyolojisi ve Populasyon Dinamiği. Nobel Yayınevi, Adana, 332.
- Aydın, M. (2011). Growth, reproduction and diet of pufferfish (*Lagocephalus sceleratus* Gmelin, 1789) from Turkey's Mediterranean sea coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11, 589-596.
- Aydın, İ., & Şahin, T. (2011). Reproductive performance of turbot (*Psetta maxima*) in the southeastern Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 35(1), 109-113. DOI: 10.3906/zoo-0905-26
- Aydın, M., & Karadurmuş, U. (2012). Age, growth, length-weight relationship and reproduction of the Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachurus* Linnaeus, 1758) in Ordu (Black Sea). *Ordu University Journal of Science and Technology*, 2, 68-77.
- Aydın, M., & Karadurmuş, U. (2013). An investigation on age, growth and biological characteristics of red mullet (*Mullus barbatus ponticus*, Essipov, 1927) in the eastern Black Sea. *Iranian Journal of Fisheries Science*, 12, 277-288.
- Azgider, B. (2016). Marmara Denizi, Yalova açıklarında avlanan hamsi [*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)] populasyonunun bazı biyolojik özelliklerinin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bal, H., Yanık, T., & Türker, D. (2018). Growth and reproductive characteristics of the bluefish *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766) in the Marmara Sea. *Ege J. Fish. Aquat. Sci.*, 35(1): 95-101, 10.12714/egejfas.2018.35.1.15
- Balcı, B.A. (2011). Kıрма mercan (*Pagellus erythrinus* L., 1758)'da hipofiz-gonad histolojisi ve üreme ile ilgili hormonal durumun belirlenmesi. Doktora tezi, Akdeniz Üniversitesi, 141 s.
- Balcı, B.A., & Aktop, Y. (2019). Histological assessment of seasonal gonad maturation of red mullet (*Mullus barbatus* L., 1758) in Antalya Bay of Mediterranean in Turkey. *Journal of Applied Animal Research*, 47(1), 63-71, DOI: 10.1080/09712119.2018.1564669
- Balık, İ., Emre, Y., Sümer, Ç., Tamer, F.Y., Oskay, D.A., & Tekşam, İ. (2011). Population structure, growth and reproduction of leaping grey mullet

- (*Liza saliens* Risso, 1810) in Beymelek Lagoon, Turkey. *IJFS.*, 10(2), 218-229.
- Bektaş, A. (2017). Gökçeada (Kuzey Ege Denizi) çevresinde yaşayan sarpa [*Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758)] balığı populasyonunun biyolojik özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bilecenoğlu, M., Kaya, M., Cihangir, B., & Çiçek, E. (2014). An updated checklist of the marine fishes of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 38, 901-929.
- Bilgin, S., Bircan, R. Sümer, Ç., Özdemir, S., Çelik, E.Ş., Ak, O., Satılmış, H.H., & Bayraklı, B. (2006). Orta Karadeniz’de (Sinop-Samsun Yöresi) Yaşayan Altınbaş Kefal’in, *Liza aurata* (Risso, 1810) (Pisces: Mugilidae), Üreme Biyolojisi ve Populasyon Özellikleri. *Fırat Üniv. Fen ve Müh. Bil. Der.*, 18(1), 49-62.
- Bilgin, S., & Çelik, E.S. (2009). Age, growth and reproduction of the black scorpionfish, *Scorpaena porcus* (Pisces, Scorpaenidae), on the Black Sea coast of Turkey. *J Appl Ichthyol.*, 25, 55-60.
- Bilgin, S., Bal, H., & Taşçı, B. (2012). Length based growth estimates and reproduction biology of whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordman, 1840) in the southeast Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 871-881.
- Bilgin, S., & Onay, H. (2020a). Reproduction and Seasonal Growth Estimates of the Black Goby, *Gobius niger* (Osteichthyes: Perciformes: Gobiidae) in the Southeastern Black Sea Region of Turkey. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 5(4), 466-474.
- Bilgin, S., & Onay, H. (2020b). Spawning period and size at maturity of scaldback, *Arnoglossus kessleri* Schmidt, 1915 (Pleuronectiformes: Bothidae), caught by beam trawl in the Black Sea, Turkey. *Aquatic Sciences and Engineering*, 35(1), 13-18.
- Birim, D. (2009). İzmir Körfezi’nde *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758) ve *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758)’un (hani balıkları) üreme özellikleri. Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bök, T., & Oray, I.K. (2001). Age and Growth of Bullet Tuna *Auxis rochei* (Risso, 1810) in Turkish Waters. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 52(2), 702-718.
- Buhan, E. (1998). Development of lagoon management by the reserach on the gray mullet in Koyceğiz lagoon system, (in Turkish). *Bodrum Su Ür. Araş. Ens.*, Seri B Yayın No:3.
- Burkay, H. (2016). Edremit Körfezi (Kuzey Ege Denizi) tavukbalığı, *Trisopterus minutus capelanus* (Lacepede, 1800) populasyonunun biyolojik özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Cengiz, Ö. (2012). Age, Growth, Mortality and Reproduction of the Chub mackerel (*Scomber japonicus* Houttuyn, 1782) from Saros Bay (Northern Aegean Sea, Turkey). *Turk. J. Fisheries and Aqua. Sci.*, 12(1-2), 1-11.
- Cengiz, Ö., İşmen, A., & Özekinci, U. (2014). Reproductive biology of the spotted flounder, *Citharus linguatula* (Actinopterygii: Pleuronectiformes: Citharidae), from Saros Bay (northern Aegean Sea, Turkey). *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 44(2), 123-129.
- Cengiz, Ö., Özekinci, U., İşmen, A., & Öztekin, A. (2015). Age and growth of the four-spotted megrim (*Lepidorhombus boschii* Risso, 1810) from Saros Bay (Northern Aegean Sea, Turkey). *Mediterranean Marine Science*, 14(1), 36-44. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.328>.
- Cengiz, Ö. (2019). Some reproductive characteristics of the blotched picarel *Spicara maena* (Perciformes: Centranchidae) from Saros Bay, Northern Aegean Sea, Turkey. *Revista de Biologia Marina y Oceanografia*, 54(2), 174-179. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.2.1905>.
- Cerim, H., & Ateş, C. (2019). Reproductive Biology of Female Common Sole, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) in the Southern Aegean Sea. *Acta Biologica Turcica*, 32(3), 143-148.
- Ceyhan, T, Akyol, O, Ayaz, A, & Juanes, F. (2007). Age, growth, and reproductive season of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) in the Marmara region, Turkey. *ICES J Mar Sci.*, 64: 531-536.
- Cihangir, B. (1996). Reproduction of European pilchard, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) in the Aegean Sea. *Turk. J. Zool.*, 20: 33-50.
- Coop, G.H., Kova’c’ V., & Hensel, K. (1999). When Do Fishes Become Juveniles?. Kluwer, London.
- Çelik, O., & Torcu, H. (2000). Investigations on the biology of red mullet (*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758) in Edremit Bay, Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 24(3), 287-295.
- Çelik, E.Ş., & Bircan, R. (2004). An investigation on the reproduction characteristics of the Black scorpionfish (*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758) in Dardanelles. *Science and Eng. J. Fırat Univ.*, 16, 327-335.
- Çiçek, E., Avşar, D., Özyurt, C.E., Yeldan, H., & Manaşırılı, M. (2008). Age, growth, reproduction and mortality of Tub Gurnard (*Chelidichthys lucernus* (Linnaeus, 1758)) inhabiting in Babadillimani Bight (northeastern Mediterranean coast of Turkey). *J Biol Sci.*, 8, 155-160.

- Çiloğlu, E., Şahin, C., Zengin, M., & Genç, Y. (2001). Determination of some population parameters and reproduction period of whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordmann, 1840) on the Trabzon-Yomra coast in the eastern Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 25, 831-837.
- Çiloğlu, E., & Akgümüş, Ş. (2019). Age, Growth and Gonado-somatic Index of the Red Mullet (*Mullus barbatus ponticus* Essipov, 1927) in the Eastern Black Sea coast of Turkey. *Turkish Journal of Agriculture – Food Science and Technology*, 7 (2), 186-191.
- Çoker, T., Akyol, O., Özaydın, O., Leblebici, S., & Tosunoğlu, Z. (2008). Determination of batch fecundity in *Uranoscopus scaber* (Linnaeus, 1758) from Aegean Sea, Turkey. *J. Appl. Ichthyol.*, 24, 85-87.
- Daban, İ.B., İşmen, A., İhsanoğlu, M.A., & Cabbar, K. (2020). Age, growth and reproductive biology of the saddled seabream (*Oblada melanura*) in the North Aegean Sea, Eastern Mediterranean. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, 49, 13-22.
- Daban İ.B., & İşmen, A. (2020). Fish larvae assemblages of Gökçeada Island, North Aegean Sea: effect of weekly sampling interval on their incidences. *Turk. J. Zool.* 44, 165-172. <https://doi.org/10.3906/zoo-1907-46>
- Daban, İ.B., Arslan İhsanoğlu, M., İşmen, A., Şirin, M., & Yiğın, C.Ç. (2021). Growth parameters and reproductive biology of *Citharus linguatula* (Linnaeus, 1758) from the sea of Marmara (Turkey). *Acta Aquatica Turcica*, 17(2), 164-174. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.772524>
- Dalgıç, G., Ergün, İ.O., Onay, H., & Ceylan, Y. (2021). Determination of some biological characteristics and population parameters of the blotched picarel (*Spicara flexuosa* Rafinesque, 1810) distributed in the Eastern Black Sea (Rize – Hopa). *Marine Science and Technology Bulletin*, 10(2): 142-153, doi: <https://doi.org/10.33714/masteb.814299>
- Daskalov, G.M. (2002). Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 225, 53–63.
- Demirel, N., & Yüksek, A. (2013a). Reproductive biology of *Trachurus mediterraneus* (Carangidae): A detailed study for the Marmara-Black Sea stock. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 93: 357-364. doi: 10.1017/S0025315412001014
- Demirel, N., & Yüksek, A. (2013b). Spawning frequency of *Trachurus mediterraneus* (Carangidae) in the Sea of Marmara. *Turk. J. Fish. Aquat. Sc.* 13, 441-446.
- Demirel, N., Ulman, A., & Zengin, M. (2020). First large-scale Eastern Mediterranean and Black Sea stock assessment reveals dramatic decline of Turkish marine fisheries. *Front. Mar. Sci.* 7, 1-13. doi: 10.3389/fmars.2020.00103
- Emre, Y., Balık, İ., Sümer, C., Oskay, D.A., & Yeşilçimen, H.Ö. (2009). Growth and reproduction studies on gilthead seabream (*Sparus aurata*) in Beymelek Lagoon, Turkey. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 8(2), 103-114.
- Emre, Y., Balık, İ., Sümer, C., Oskay, D.A., & Yeşilçimen, H.Ö. (2010). Age, growth, length-weight relationship and reproduction of the striped seabream (*Lithognathus mormyrus* L., 1758) (Sparidae) in the Beymelek Lagoon (Antalya, Turkey). *Turk J Zool.*, 34, 93-100.
- Engin, S., & Seyhan, K. (2009a). Age, growth, sexual maturity and food composition of *Sciaena umbra* in the south-eastern Black Sea, Turkey. *J Appl Ichthyol.*, 25, 96-99.
- Engin, S., & Seyhan, K. (2009b). Biological characteristics of rock goby, *Gobius paganellus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), in the south-eastern Black sea. *Acta Ichthyol. Piscat.* 39, 111-118.
- Engin, S., & Seyhan, K. (2010). Age, growth, reproduction and diet of the Flatsnout Goby *Neogobius platyrostris* in the south-eastern Black Sea Coast. *Zoology in the Middle East*, 50, 59-66.
- Engin, S., Soykan, O., Cerim, H., & Gülşahin, A. (2020). Preliminary results on the ovarian histology of rabbit fish *Siganus rivulatus* (Forsskal, 1775) in the southern Aegean Sea, Turkey. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 49(3), 207-214.
- Ercan, H., Yiğın, Ç., & İşmen, A. (2006). Kuzey Ege Denizi'nde İzmarit Balığının (*Spicara smaris* L., 1758) Yumurta Verimliliği. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 1/3 (23), 413-415.
- Erdoğan, Z., Torcu-Koç, H., Gicili, S., & Ulunehir, G. (2010). Age, growth and mortality of European pilchard, *Sardina pilchardus* in Edremit bay (Northern Aegean sea, Turkey). *Cybiurn*, 34, 185-193
- Erdoğan, Z., Torcu-Koç, H., & Köksal, S. (2020). Growth and reproduction of spotted flounder *Citharus linguatula* (L.) in Edremit Bay (Northern Aegean Sea). *Acta Biologica Turcica*, 33(3), 140-146.
- Ergene, S., & Kuru, M. (1999). Silifke, Akgöl Paradeniz Dalyanında Yaşayan Topan Kefalin (*Mugil cephalus* L., 1758) Büyüme özellikleri. *Tr. J. of Zoology*, 23(2), 665-674.

- Ergenler, A. (2016). İskenderun Körfezi'nde Beyaz Sokar (*Siganus rivulatus* (Forsskal, 1775))'in Bazı Biyolojik Özellikleri. Yüksek Lisans Tezi, İskenderun Teknik Üniversitesi Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, 53 s.
- Ersönmez, H., & Özyurt, C.E. (2018). İskenderun Körfezi'nde Dağılım Gösteren *S. Solea* ve *S. lascaris*' in Üreme Döneminin Belirlenmesi. *Ç.Ü Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 35(7), 39-48.
- Eryılmaz, L., & Meriç, N. (2005). Some biological characteristics of the Tub gurnard, *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) in the Sea of Marmara. *Türk J. Vet. Anim. Sci.* 29, 367-374.
- Eryılmaz, L., & Dalyan, C. (2015). Age, growth, and reproductive biology of turbot, *Scophthalmus maximus* (Actinopterygii: Pleuronectiformes: Scophthalmidae), from the south-western coasts of Black Sea, Turkey. *Acta Ichthyol. Piscat.*, 45, 181-188. doi: 10.3750/AIP2015.45.2.08
- Filiz, H., & Toğulga, M. (2009). Age and growth, reproduction and diet of the black goby, (*Gobius niger*) from Aegean sea, Turkey. *Journal of Fisheries Sciences*, 3(3), 243-265.
- Fuiman, L.A., & Werner, R.G. (2002). Fishery Science: The unique contributions of early life stages. Blackwell science. Oxford, UK.
- Gıçılı, S. (2007). Ege denizi Edremit Körfezi'nde Sardalya Balığı (*Sardina pilchardus* walbaum, 1792)'nın Biyolojisi Üzerine Araştırmalar. Yüksek lisans tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 53 s.
- Gökçe, M.A., Cengizler, İ., & Özak, A.A. (2003). Gonad histology and spawning pattern of the white grouper (*Epinephelus aeneus*) from Iskenderun Bay (Turkey). *Turk.J. Vet. Anim. Sci.*, 27, 957-964.
- Göksungur, E., & Erdem, Ü. (2005). Biology of the whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordmann, 1840) in the Marmara Sea (Turkey). The 7th Balkan Conference on Operational Research. "BACOR 05" Constanta, May 2005, pp.1-13, Romania.
- Gül, G., İşmen, A., & Arslan, M. (2014). Age, growth, and reproduction of *Dentex maroccanus* (Actinopterygii: Perciformes: Sparidae) in the Saros Bay (north Aegean Sea). *Acta Ichthyol. Piscat.*, 44(44), 295-300.
- Güneş, E., Şahin, T., & Düzgüneş, E. (2011). Age, Growth and Reproduction of Flounder (*Platichthys flesus luscus* Pallas, 1811) in the South-eastern Black Sea. *Turkish Journal of Science & Technology*, 6(2), 53-59.
- Gürkan, S., Taşkavak, E., & Hoşsucu, B. (2009). The reproductive biology of the Great Pipefish *Syngnathus acus* (Family: Syngnathidae) in the Aegean Sea. *North West J Zool*, 5, 179-190.
- Hoşsucu, B. (2001). Güllük Lagünü (Ege Denizi) Kefal Türlerinin Üreme Zamanlarının Tesbiti, *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 18(3-4), 349-355.
- Hoşsucu, B., & Türker Çakır, D. (2003). Some parameters about population biology of the common pandora (*Pagellus erythrinus* L., 1758) (Sparidae) in the Edremit Bay (Turkey). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 20(3-4), 329-336.
- Hubbs, C.L. (1943). Terminology of early stages of fishes. *Copeia*, 260 pp.
- Irmak, E., & Özden, U. (2020). Bio-ecology of the oldest lessepsian fish *Atherinomorus forskalii* (Pisces: Atherinidae). *Thalassas*, 36(2), 497-505. <https://doi.org/10.1007/s41208-020-00205-z>
- İçemer, A., Özaydın, O., Kaya, M., & Benli, H.A. (2003). Ege Denizi'nde Dağılım Gösteren *Trigla lyra* (Linnaeus, 1758) Türünün Biyolojisi. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 20(3-4), 517-522.
- İhsanoğlu, M.A., Daban, İ.B., İşmen, A., & Yığın, C.Ç. (2021). Age, Growth, and Reproduction of Common Sole, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) in the Sea of Marmara, Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 17(3), 395-408.
- İlhan, U.D., & Toğulga, M. (2007). Age, growth and reproduction of tub gurnard *Chelidonichthys lucernus* Linnaeus, 1758 (Osteichthyes: Triglidae) from Izmir Bay, Aegean Sea, Eastern Mediterranean. *Acta Adriat.*, 48, 173-184.
- İlhan, D.U., Akalın, S., Özaydın, O., Tosunoğlu, Z., & Gurbet, R. (2009). İzmir Körfezi'nde Tekir Balığı'nın (*Mullus surmuletus* L., 1758) Büyüme ve Üremesi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 26,1-5.
- İlhan, D., Akalın, S., Tosunoğlu, Z., & Özaydın, O. (2010). Growth characteristics and reproduction of comber, *Serranus cabrilla* (Actinopterygii, Perciformes, Serranidae), in the Aegean Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 40, 55-60.
- İlkyaz, A.T., Metin, G., Soykan, O., & Kınacıgil, H.T. (2010a). Growth and Reproduction of Large-Scaled Gurnard (*Lepidotrigla cavillone* Lacepède, 1801) (Triglidae) in the Central Aegean Sea, Eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Zoology*, 34(4), 471-478.
- İlkyaz, A.T., Metin, G., Soykan, O., & Kınacıgil, H.T. (2010b). Age, growth and sexual development of solenette, *Buglossidium luteum* (Risso, 1810), in the central Aegean Sea. *J. Appl.*

- Ichthyol.*, 26, 436-440. doi: 10.1111/j.1439-0426.2009.01382.x
- İlkyaz, A.T., Metin, G., Soykan, O., & Kınacıgil, H.T. (2017). Age, growth, and reproduction of Mediterranean scaldfish, *Arnoglossus laterna* (Actinopterygii: Pleuronectiformes: Bothidae), in the east-central Aegean Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 47, 53-61.
- İlkyaz, A.T., Metin, G., Soykan, O., & Kınacıgil H.T. (2018). Spawning Season, First Maturity Length and Age of 21 Fish Species from the Central Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18(1), 211-216.
- İşmen, A. (1995). The biology and population parameters of the whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordman) in the Turkish coast of the Black Sea. Ph.D. thesis, IMS-METU, İçel, Turkey, 215 pp.
- İşmen, A., İşmen, P., & Başusta, N. (2004). Age, growth and reproduction of Tub Gurnard (*Chelidonichthys lucerna* L.1758) in the Bay of Iskenderun in the eastern Mediterranean. *Turk J Vet Anim Sci.*, 28, 289-295.
- İşmen, A., Türkoğlu, M., & Yiğın, C.C. (2004). The age, growth, and reproductive of gray triggerfish (*Balistes capriscus*, Gmelin, 1789) in İskenderun Bay. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 7, 2135-2138.
- İşmen, A. (2005). Age, Growth and Reproduction of the Goldband Goatfish, *Upeneus moluccensis* (Bleeker, 1855), in Iskenderun Bay, the Eastern Mediterranean. *Turk J Zool.*, 29, 301-309.
- İşmen, A. (2006). Growth and reproduction of Por's goatfish (*Upeneus pori* Ben-Tuvia & Golani, 1989) in İskenderun Bay, the Eastern Mediterranean. *Turk J Zool.*, 30, 91-98.
- İşmen, A., Arslan, M., Yiğın, C.C., & Bozbay, N.A. (2013). Age, growth, reproduction and feeding of John Dory, *Zeus faber* (Pisces: Zeidae), in the Saros Bay (North Aegean Sea). *Journal of Applied Ichthyology*, 29, 125-131.
- İşmen, A., Yiğın, C.C., İhsanoğlu, M.A., & Öz, M.İ. (2019). Age, Growth and Reproduction of Silvery Pout (*Gadiculus argenteus* Guichenot, 1850) in the Saros Bay (Northeastern Aegean Sea). *Thalassas*, 35, 599-605. <https://doi.org/10.1007/s41208-019-00127-5>
- İşmen, A., Daban, İ., İhsanoğlu, M., Yiğın, C., Cabbar, K., & Atak, S. (2019). Age, growth and reproductive biology of the common two-banded seabream (*Diplodus vulgaris* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) from the Northern aegean sea, Turkey. *Thalassas*, 35, 679-688. doi: 10.1007/s41208-019-00165-z
- Kahraman, A.E., Alici, T.Z., Akaylı T., & Oray, I.K. (2008). Reproductive biology of the little tunny, *Euthynnus alletteratus* (Rafinesque), from the north-eastern Mediterranean Sea. *J Appl Ichthyol.*, 24, 551-554. DOI:10.1111/j.1439-0426.20
- Kahraman, A.E., Göktürk, D., Bozkurt, E.R., Akay, T., & Karakulak, F.S. (2010). Some reproductive aspects of female bullet tuna, *Auxis rochei* (Risso), from the Turkish Mediterranean coasts. *Afr J Biotechnol.*, 9(40), 6813-6818.
- Kahraman, A.E., Göktürk, D., Yıldız, T., & Uzer, U. (2014). Age, growth and reproductive biology of the Atlantic bonito (*Sarda sarda* Bloch, 1793) from the Turkish coast of the Black Sea and the Sea of Marmara. *Turkish Journal of Zoology*, 38, 614-621. doi:10.3906/zoo-1311-25
- Kahraman, A.E., Yıldız, T., Uzer, U., & Karakulak, F.S. (2017). Age composition, growth and mortality of European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Merlucciidae) from the Sea of Marmara, Turkey. *Acta Zoologica Bulgarica*, 69(3), 377-384.
- Kahraman, A.E., Yıldız, T., Uzer, U., & Çanak, Ö. (2021). Growth pattern, mortality and reproductive biology of common sole, *Solea solea* (Linnaeus, 1758), in the Sea of Marmara, Turkey. *Oceanological and Hydrobiological Studies (in press)*.
- Kalaycı, F., Yeşilçiçek, T., & Şahin, C. (2019). Lüfer Balığı (*Pomatomus saltatrix* L., 1766)'nın Av Kompozisyonu, Gonadosomatik İndeks ve Kondisyon Faktörü. *Anadolu Çev. ve Hay. Dergisi*, 4(2), 97-103.
- Karakulak, S., Oray, I., Corriero, A., Deflorio, M., Santamaria, N., Desantis, S., & De Metrio, G. (2004). Evidence of a spawning area for the bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) in the Eastern Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.*, 20, 318-320.
- Karakulak, F.S., Özgür, E., Gökoğlu, M., Emrean, I.T., & Başkaya, A. (2011). Age and growth of albacore (*Thunnus alalunga* Bonnaterre, 1788) from the eastern Mediterranean. *Turk J Zool* 35, 801-810.
- Kasımoğlu, C., & Yılmaz, F. (2011). Gökova Körfezi (Muğla)'nde yaşayan topan (has) kefalini (*Mugil cephalus* L., 1758) büyüme ve üreme özellikleri. *Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 23(1), 47-55.
- Kasımoğlu, C., Yılmaz, F., & Torcu Koç, H. (2011). Growth and Reproductive Characteristics of the Hinpipped Grey Mullet, *Liza ramada* (Risso, 1826) Inhabiting in Gökova Bay (Muğla), the Southern Aegean Sea, Turkey. *BAU Fen Bil Enst Dergisi*, 13, 35-49.

- Kaya, M., Benli, H.A., Katağan, T., & Özyaydin, O. (1999). Age, growth, sex-ratio, spawning season and food of golden banded goatfish, *Upeneus moluccensis* Bleeker (1855) from the Mediterranean and south Aegean Sea coasts of Turkey. *Fish. Res.* 41, 317-328.
- Kendall, A.W., Ahlstrom E.H., & Moser, H.G. (1984). Early life history stages of fishes and their characters. pp. 11-24. In: H.G. Moser, W.J. Richards, D.M. Cohen, M.P. Fahay, A.W. Kendall & S.L. Richardson (ed.). *Ontogeny and Systematics of Fishes*, Amer. Soc. Ichthyol. Herpetol. Spec. Publ. 1, Lawrence.
- Kırdar, F., & İşmen, A. (2018). Some population parameters of black goby (*Gobius niger* Linnaeus, 1758) in the Sea of Marmara. *COMU Journal of Marine Science and Fisheries*, 1, 7-12.
- Manaşırılı, M. (2008). Population Dynamical Parameters of the Atlantic Lizardfish (*Synodus saurus*) from the Babadillimani Bight (Slifke-Mersin) in Turkey. *Journal of Fisheries Sciences*, 2(4), 645-652.
- Mazlum, R.E., & Bilgin, S. (2014). Age, growth, reproduction and diet of the whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann, 1840), in the southeastern Black Sea. *Cah.Biol. Mar.* 55, 463-474.
- Metin, G. (2005). İzmir Körfezi'nde Barbunya (*Mullus barbatus* L., 1758) Balığının Üreme Özellikleri. *EU J Fish Aquat Sci.* 22(1-2), 225-228.
- Metin, G., İlkyaz, A.T., & Kınacıgil, H.T. (2008). Growth, mortality, and reproduction of poor Cod (*Trisopterus minutus* Linn., 1758) in the Central Aegean Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 32, 43-51.
- Metin, G., İlkyaz, A.T., Soykan, O., & Kınacıgil, T.H. (2011). Biological characteristics of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758), in the central Aegean Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 35(3), 307-315.
- Metin, G., İlkyaz, A.T., Soykan, O., & Kınacıgil, H.T. (2011). Age, growth and reproduction of four-spotted goby, *Deltentosteus quadrimaculatus* (Valenciennes, 1837), in İzmir Bay (central Aegean Sea). *Turk J Zool.*, 35, 711-716.
- Miller, B.S., Kendall, A.W. (2009). *Early Life History of Marine Fishes*. University of California Press, 376 p.
- Okumuş, I., & Başçınar, M. (1997). Population structure, growth and reproduction of introduced Pacific mullet, *Mugil so-ıuy*, in the Black Sea. *Fish Res.*, 33, 131-137.
- Özbek, B.F. (2017). İskenderun Körfezi'ndeki *Pomadasys stridens* (Forsskål, 1775)'in bazı biyolojik özellikleri. Yüksek Lisans Tezi, İskenderun Teknik Üniversitesi/Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, 48 s.
- Özbay, T. (2015). Mersin Körfezi'nde dağılım gösteren balon balığı, *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789)'nın biyolojik özelliklerinin araştırılması. Yüksek lisans tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 84 s.
- Özdemir, O. (2016). İskenderun Körfezi'nde bulunan *Sphyræna chrysotaenia* Klunzinger, 1884'nın bazı biyolojik özelliklerinin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. İskenderun Teknik Üniversitesi / Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, 59 s.
- Özdemir, Ç. (2019). Karadeniz bölgesi'ndeki sivriburun karagöz balığının (*Diplodus puntazzo* walbaum, 1792) bazı biyolojik parametreleri. Ordu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, 46 s.
- Özen, M.R., & Balcı, B. (2012). Histological study on reproductive pattern and sex reversal of dusky grouper *Epinephelus guaza* in natural environment of Antalya Bay of Mediterranean in Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 157-164.
- Özütok, M., & Avşar, D. (2003). Yumurtalık Koyu'ndaki (Adana) Eksi Balıklarında (*Leiognathus kluzingeri* Steindachner, 1898) Üreme. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*. 27, 1383-1389.
- Özütok, M., & Avşar, D. (2004). Yumurtalık Koyu'ndaki (Adana) küçük pisi balıklarında (*Arnoglossus laterna* Walbaum, 1792) üreme. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 21(1), 1-4.
- Özvarol, Z.A.B., Balcı, B.A., Gökoğlu, M., Taşlı, A., Kaya, Y., & Pehlivan, M. (2010). Age growth and reproduction of goldband goatfish (*Upeneus moluccensis*, Bleeker 1855) from the Gulf of Antalya (Turkey). *J Anim Vet Adv.*, 9, 939-945.
- Özyurt, C.E., Çiçek, E., Avşar, D., Yeldan, H., & Manaşırılı, M. (2014). The relationship among spawning period, length at first maturity and depth distribution of *Mullus barbatus* and *Upeneus moluccensis* inhabiting the Northeastern Mediterranean coast of Turkey. *International Journal of Aquatic Biology*, 2(4), 215-222.
- Reis, İ., & Ateş, C. (2020). Age, Growth, Length-Weight Relation, and Reproduction of Sand Steenbras, *Lithognathus mormyrus* (ACTINOPTERYGII: PERCIFORMES: SPARIDAE), in the Köyceğiz Lagoon, Mediterranean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 50(4), 445-451.
- Sağlam, N.E., & Sağlam, C. (2012). Population parameters of whiting (*Merlangius merlangus euxinus* L., 1758) in the South-Eastern Black Sea.

- Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 831-839.
- Samsun, O., Samsun, N., Bilgin, S., & Kalayci, F. (2006). Population biology and status of exploitation of introduced garfish *Belone belone euxini* (Gunther, 1866) in the Black Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 353-356.
- Samsun, S., & Sağlam, N.E. (2018). Karadeniz'deki (Samsun, Ordu, Giresun) İskorpit (*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758) Balığının Biyolojisi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 14(4), 291-302. DOI: 10.22392/egirdir.406304
- Sezen, B. (2005). İzmir Homa Lagünü gümüş balığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810) populasyonunun biyolojik özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Sherman, K., & Adams, S. (2010). Sustainable Development of the World's Large Marine Ecosystems during Climate Change: A commemorative volume to advance sustainable development on the occasion of the presentation of the 2010 Goteborg Award. Switzerland: IUCN.
- Soykan, O., İlkyaz, A.T., Metin, G., & Kınacıgil H.T. (2010). Growth and reproduction of blotched picarel (*Spicara maena* Linnaeus, 1758) in the central Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 34, 453-459.
- Soykan, O., İlkyaz, A.T., Metin, G., & Kınacıgil, H.T. (2013). Growth and reproduction of brown comber (*Serranus hepatus* Linnaeus, 1758) in the central Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 37, 211-217
- Soykan, O., İlkyaz, A.T., Metin, G., & Kınacıgil, H.T. (2015a). Age, Growth and Reproduction of European Hake (*Merluccius merluccius* (Linn., 1758)) in the Central Aegean Sea, Turkey. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(4), 829-837. <http://dx.doi.org/10.1017/S002531541400201X>
- Soykan, O., İlkyaz, A.T., Metin, G., & Kınacıgil, H.T. (2015b). Growth and reproduction of *Boops boops*, *Dentex macrophthalmus*, *Diplodus vulgaris*, and *Pagellus acarne* (Actinopterygii: Perciformes: Sparidae) from east-central Aegean Sea, Turkey. *Acta Ichthyol Piscat.*, 45, 39-55.
- Soykan, O., Gülşahin, A., & Cerim, H. (2020). Contribution to some biological aspects of invasive marbled spinefoot (*Siganus rivulatus*, Forsskål 1775) from the Turkish coast of southern Aegean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(3), 453-460. doi:10.1017/S0025315420000351
- Sümer, C., Özdemir, G., & Ertekin, H. (2014). Age, growth and reproduction of the striped seabream, *Lithognathus mormyrus* (Pisces: Sparidae), in the Beymelek Lagoon (southwestern coast of Turkey). *Cah. Biol. Mar.* 55, 37-42.
- Şahin, T., & Akbulut, B. (1997). Some biological characteristics of *Mullus barbatus ponticus* Essipov, 1927 in the eastern Black Sea coast of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 21, 179-185.
- Şahin, T., & Genç, Y. (1999). Some biological characteristics of picarel (*Spicara smaris*, Linnaeus 1758) in the Eastern Black Sea Coast of Turkey. (in turkish). *Turkish Journal of Zoology*, 23, 149-155.
- Şahin, C., Kasapoğlu, N., Gözler, A.M., Kalaycı, F., Hacimurtazaoğlu, N., & Mutlu, C. (2009). Age, Growth, and Gonadosomatic Index (GSI) of Mediterranean Horse Mackerel (*Trachurus mediterraneus* Steindachner, 1868) in the Eastern Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 33, 157-167.
- Şahin, T., & Güneş, E.A. (2011). Preliminary study on population characteristics of turbot, *Psetta maxima*, in the Eastern Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Science and Technology*, 6(1), 1-9.
- Şahin, C., Erbay, M., Kalaycı, F., Ceylan, Y., & Yeşilçiçek, T. (2019). Life-history traits of the black scorpionfish (*Scorpaena porcus*) in southeastern Black Sea. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.*, 19(7), 571-584. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_7_04
- Taylan, B., & Bayhan, B. (2015). On the fecundity of the bogue *Boops boops* (Linnaeus, 1758) in the Turkish Aegean Sea. *J Coast Life Med.*, 3, 589-591.
- Taylan, B. (2016). On The Fecundity of The Round Sardinella *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) In The Aegean Sea. *Aquaculture Studies*, 16(2), 129-135. DOI: 10.17693/yunusae.v16i21960.368777
- Taylan, B., Tatarhan, G.E., Aksoy, O., & Çulha, M. (2018). Reproductive biology of the black-striped pipefish *Syngnathus abaster* Risso, 1827 (Pisces: Syngnathidae) in the Aegean Sea of Turkey. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 47(1), 67-74. DOI: 10.1515/ohs2018-0008.
- Taylan, B., Bayhan, B., & Heral, O. (2018). Fecundity of Morocco Dentex *Dentex maroccanus* Valenciennes, 1830 Distributed in Izmir Bay (Central Aegean Sea of Turkey). *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 6(5), 624-627.
- Taylan, B., Gürkan, Ş., & Taşkavak, E. (2020). Reproductive biology of the Short-snouted

- Seahorse, *Hippocampus hippocampus* (Linnaeus, 1758) in the Eastern Black Sea of Turkey (Osteichthyes: Syngnathidae). *Zoology in the Middle East*, 66(3), 222-231. DOI:10.1080/09397140.2020.1757921
- Torcu, H. (1995). Akdeniz ve Güney Ege sahillerinde yayılış gösteren Indo-Pasifik kökenli balık türleri ile *Upeneus moleccensis* (Bleeker-1855) Paşa Barbunyası ve *Saurida undosquamis* (Richardson,1848) Iskarmoz balığının biyolojisi ve ekolojisi üzerine çalışmalar. Doktora Tezi. Selcuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji ABD., Konya 168 p.
- Torcu-Koç, H., Türker-Çakır, D., & Dulcic, J. (2004). Age, growth and mortality of the comber, *Serranus cabrilla* (Serranidae) in the Edremit Bay (NW Aegean Sea, Turkey). *Cybiurn*, 28, 19- 25.
- Torcu-Koç, H., Erdoğan, Z., Üstün, F., & Joksimovic, A. (2015). Some biological parameters of the striped red mullet (*Mullus surmuletus* L.) from the Bay of Edremit (Northern Aegean Sea, Turkey). *Acta Adriatica*, 56(2), 223-232.
- Torcu-Koç, H., & Erdoğan, Z. (2019). Marmara Denizi, Bandırma Körfezi sarıkuyruk istavrit [*Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868)]'in bazı populasyon parametreleri. *BAUN Fen Bil. Enst. Dergisi*, 21(1), 265-277.
- Torcu-Koç, H., & Erdoğan, Z. (2020). Some biological parameters of silverstripe blaasop. *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) from the Mersin Bay, the Eastern Mediterranean of Turkey. *Acta Biologica Turcica*, 33(4),180-192.
- Torcu-Koç, H., Erdoğan, Z., & Burkay, H. (2021). Growth and reproduction properties of the poor cod, *Trisopterus capelanus* (Lacepède, 1800) (Gadidae) in the Edremit Bay, Northern Aegean Sea, Turkey. *Acta Biologica Turcica*, 34(3), 114-121.
- Türkmen, M., & Akyurt, I. (2003). Growth characteristics, sex inversion and mortality rates of striped sea bream, *Lithognathus mormyrus* L., in Iskenderun Bay. *Turk J Zool.*, 27, 323-329.
- Türkmen, M. (2003). Investigation of some population parameters of common sole, *Solea solea* (L., 1758) from Iskenderun Bay. *Turk J Vet Anim Sci.*, 27, 317-323.
- Ulunehir, G. (2007). Edremit Körfezi Hamsi (*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus,1758)) populasyonunun biyolojik özelliklerinin incelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen. Bil. Enst., Balıkesir, 64 s.
- Ulunehir-Aydın, G. (2017). Kuzey Ege Denizi, Edremit Körfezi'nde yaşayan *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) ve *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) populasyonların biyolojik özelliklerinin araştırılması. Doktora tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir, 175 s.
- Ulunehir-Aydın, G., & Erdoğan, Z. (2018). Edremit Körfezi (Kuzey Ege Denizi, Türkiye)'nden avlanan *Trachurus trachurus* (L., 1758)'un bazı üreme özellikleri. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 20(2), 164-176.
- Ünlüoğlu, A. (2015). Some aspects of reproductive biology of poor cod (*Trisopterus minutus capelanus* Lacepède, 1800) in Edremit Bay (the Northern Aegean Sea). *Turkish Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 15, 805-812.
- Üstün, F. (2010). Kuzey Ege denizi, Edremit Körfezi tekir balığı (*Mullus surmuletus* L.1758) populasyonunun biyolojik özelliklerinin araştırılması. Yüksek lisans tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir, 49 s.
- Wake, M.H., & Hall, B.K. (1999). Epilogue: Prospects for research on the origin and evolution of larval forms. In: Hall, B.K., Wake, M.H. (eds), The origin and evolution of larval forms. Academic Press, 411-416.
- Van, A., Gümüş, A., Özpiçak, M., & Süer, S. (2021). Güneydoğu Karadeniz'de dağılım gösteren kahlüllü horozbina balığı *Parablennius tentacularis* (Brünnich, 1768)'de yaş tahmini ve en uygun büyüme modelinin seçimi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(2), 229-236.
- Yapıcı, S., Filiz, H., & Özkan, Ö. (2012). Age, growth, reproduction and feeding habits of brown comber, *Serranus hepatus* (L., 1758) in eastern Aegean Sea. *Biharean Biologist*, 6(2), 99-107.
- Yapıcı, S., & Filiz, H. (2014). Estimation of age, growth and reproduction of boarfish, *Capros aper*, in the South Aegean Sea. *Pakistan Journal of Zoology*, 46(4), 1061-1068.
- Yapıcı, S., & Filiz, H. (2019). Biological aspects of two coexisting native and non-native fish species in the Aegean Sea: *Pagellus erythrinus* vs. *Nemipterus randalli*. *Mediterranean Marine Science*, 20(3), 594-602.
- Yeldan, H., Avşar, D., Özütok, M., & Çiçek, E. (2003). Babadillimanı (Silifke-İçel) İzmir Balıklarının (*Spicara smaris*, L. 1758) Büyüme ve Üreme Özellikleri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 20(1-2), 35-42.
- Yeldan, H., Avşar, D., Özütok, M., Çiçek, E., & Özyurt, C.E. (2006). Kuzeydogu Akdeniz'deki (Mersin) sivrikuyruk dil balığı'nin (*Cynoglossus sinusarabici* Chabanaud, 1931) üreme donemi ve ilk üreme boyunun belirlenmesi üzerine bir ön

- calisma. *E.U. Su Urünleri Dergisi*, 23(1/3): 519-522.
- Yığın, Ç., İşmen, A., & Arslan, M. (2015). Reproductive biology of *Lophius budegassa* (Lophiidae) in the North Aegean Sea. *Cybium*, 39(1), 31-36. <https://doi.org/10.26028/cybium/2015-391-004>.
- Yıldırım, Ü.G. (2011). Determination of some biological features of silverstripe blaasop. *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin,1789) in the Mediterranean Sea. M.Sc. thesis, Institute of Science and Technology, University of Süleyman Demirel. 45 p.
- Yıldız, T., & Ulman, A. (2020). Analyzing gaps in policy: evaluation of the effectiveness of minimum landing sizes (MLS) regulations in Turkey. *Mar. Policy* 115, 103829. doi: 10.1016/j.marpol.2020.103829
- Yıldız, T., Ulman, A., & Demirel, N. (2020). A comparison of market landings during fish spawning seasons to better understand the effectiveness of the temporal fishery closure in Turkey. *Ocean & Coastal Management*, 198, 105353. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105353>
- Yılmaz, R., & Hoşsucu, B. (2007). Spawning Season of the Lizardfish *Saurida undosquamis* (Richardson, 1848) and *Synodus saurus* (Linnaeus, 1758) in Antalya Bay on the Eastern Mediterranean Coast of Turkey. 38th CIESM Congress Proceedings, 38, 635.
- Yılmaz, B., Samsun, O., Akyol, O., Erdem, Y., & Ceyhan, T. (2019). Age, growth, reproduction and mortality of red mullet (*Mullus barbatus ponticus* Essipov, 1927) from the Turkish coasts of the Black Sea. *Ege J. Fish Aquat. Sci.* 36, 41-47. doi: 10.12714/egejfas.2019.36.1.05
- Yoksel, H. (2008). İskenderun Körfezi Iskarmoz Balığı [*Saurida undosquamis* (Richardson, 1848)] 'nın biyolojisi üzerine çalışmalar. Yüksek lisans tezi. Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkesir, 43 s.
- Zengin, K. (2014). Antalya Körfezi'nde dağılım gösteren *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789)'un balon balığının bazı biyolojik özellikleri. Yüksek lisans tezi, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 43 s.

Range Extension of *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988 Southeastern Mediterranean Coast of Turkey

Mevlüt Gürlek, Deniz Ergüden*, Cemal Turan

*İskenderun Technical University, Faculty of Marine Sciences and Technology, 31220, İskenderun, Hatay, Turkey

Correspondent: deniz.erguden@iste.edu.tr

Received: 02.11.2021

Accepted: 16.11.2021

Mevlüt Gürlek: Orcid 0000-0003-1949-7670

Deniz Ergüden: Orcid 0000-0002-2597-2151

Cemal Turan: Orcid 0000-0001-9584-0261

How to cite this article: Gürlek, M., Ergüden, D., Turan, C. (2021). Range extension of *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988 southeastern Mediterranean coast of Turkey. COMU J. Mar. Sci. Fish, 4(2): 235-239. DOI: 10.46384/jmsf.1018275

Abstract: A single specimen of *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988 has been captured in the İskenderun Bay (Konacık, Turkey), at a depth of 80 m in February 2021. This species represents the second record from Turkish waters and the first record from southeastern Mediterranean coast of Turkey. Besides, this species is the fifth successive record from the. The presence of *P. sagittarius* in the Mediterranean coast of Turkey is evidently due to migration from the Red Sea through the Suez Canal. On the other hand, available records show that this species is gradually expanding its distribution in the Mediterranean.

Key words: Red Sea Species, Expansion, Suez Canal, Pricanthidae, Eastern Mediterranean

Priacanthus sagittarius Starnes 1988'un Türkiye'nin Güneydoğu Akdeniz Kıyısına Menzil Genişlemesi

Özet: *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988'in bir örneği Şubat 2021'de İskenderun Körfezi'nde (Konacık, Türkiye), 80 m derinlikten yakalanmıştır. Araştırmamız, Türkiye sularından balığın ikinci ve Türkiye'nin Güneydoğu Akdeniz kıyılarından da ilk kaydı ortaya koymaktadır. Aynı zamanda yaptığımız kayıt türün Akdeniz deniz sularından beşinci kaydı oluşturmaktadır. *P. sagittarius* Türkiye'nin Akdeniz kıyısındaki varlığı, bu balığın da Süveyş Kanalı yoluyla Kızıldeniz'den Akdeniz'e geçtiğinin işaretleridir. Diğer yandan mevcut kayıtlar, bu türün Akdeniz'de dağılımını giderek genişlettiğini göstermektedir.

Anahtar kelimeler: Kızıldeniz Türü, Yayılma, Süveyş Kanalı, Pricanthidae, Akdeniz Suları

Introduction

The opening of Suez Canal in 1869, has provided an important corridor for the bio-invasion of many fish species from the Red Sea penetrating into the Mediterranean Sea. In this way, many new alien species began to invade the Mediterranean (Golani, 1998).

To date, four Priacanthid species were reported from the Mediterranean; Atlantic bigeye, *Priacanthus arenatus* Cuvier, 1829. Moontail bullseye, *P. hamrur* (Forsskal, 1775), Elongate bulleye, *P. proluxus* Starnes, 1988 and Arrow bulleye, *P. sagittarius*

Starnes, 1988. Although *P. blotchi* Bleeker 1853, a fifth species, is known to live in the Red Sea (Golani, Sonin, & Edelist, 2011), it has not been reported from the Mediterranean waters until now.

Priacanthus sagittarius is distributed from the Red Sea to Japan, including Australia and Samoa (Starnes 1988). This species is a solitary fish which is found in sheltered reefs, usually in caves or under coral plates (Kuitar & Tonzuka, 2001) may also be found in rocky habitats (Froese & Pauly, 2021).

The first Mediterranean record of the arrow bulleye *P. sagittarius* was reported by Goren et al. (2010) from Israel coast (Ashdod) followed by a second record from Haifa, Israel by Golani et al. (2011). Later, *P. sagittarius* was recorded from the Egyptian Mediterranean waters by Farrag et al. (2016). The first report of *P. sagittarius* from the Turkish seas was from Taşucu (Mersin Bay), in 2017 by Gökoğlu & Teker (2018)..

In the present paper, we report the second occurrence of *P. sagittarius* from the Mediterranean waters of Turkey. The current specimen represents the fifth record from the Mediterranean Sea and the first record from Iskenderun Bay (southeastern Mediterranean Sea, Turkey).

Material and Methods

One specimen of *P. sagittarius* Starnes, 1988 was caught by a commercial trawler at a depth of 80 m on February 24th, 2021 from Konacık (Iskenderun coast; Figure 1). Identification of the collected specimen was in accordance with the original species description by Starnes (1988). The specimen was deposited in the Department of the Marine Sciences, Faculty of Marine Sciences and Technology, University of Iskenderun Technical (Figure 2) (MSM-PIS/2021-1).

Ethical Approval: The formal consent is not required for this study.

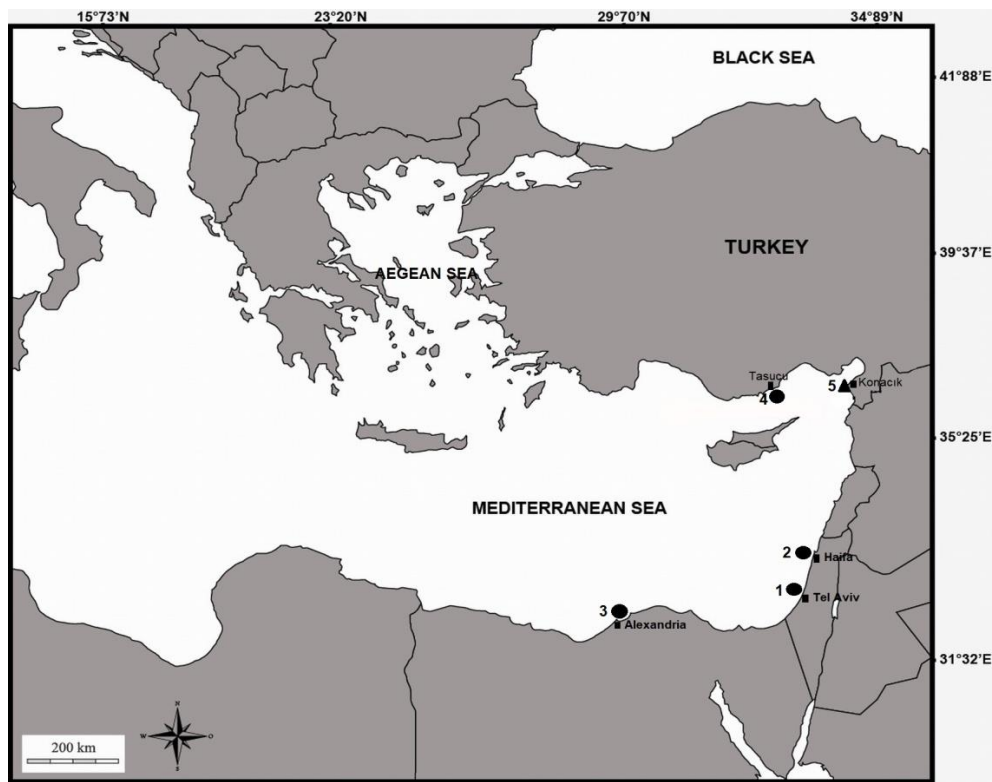


Figure 1. Map showing the capture sites of *Priacanthus sagittarius* in Mediterranean Sea, ●, Previous record; ▲, Konacık (Present study); 1, Tel Aviv, Israel; 2, Haifa Bay, Israel; 3, Alexandria, Egypt; 4, Taşucu (Mersin Bay), Turkey; 5, Konacık (Iskenderun Bay), Turkey

Results

The collected specimen of *P. sagittarius* was 13.3 cm in total length (TL), 10.6 in standard length (SL) and weighed 46.14 g. The specimen had the following features: Dorsal fin rays; X +13 anal fin rays; III +14, pectoral fin rays; 16, gill rakers; 16 on lower limb and and 3 upper limb of first arch, below lateral line 33, above lateral line 17. Head length is 34.23% of standard length; body depth is 39.64% of standard length; eye diameter is 34.21% of head length; interorbital width is 21.05% of head length; Distance from upper lip to orbit was 15.78% of head

length; distance from upper lip to origin of dorsal fin was 29.73% of standard length; distance between upper lip to origin of anal fin was 53.15% of standard length; longest pectoral ray was 16.21% of standard length; longest pelvic ray was 29.73% of standard length; first dorsal spine was 8.11% of standard length; second dorsal spine was 10.81% of standard length and 63.15% of tenth spine; tenth spine was 17.12% of standard length; first anal spine 11.6% of standard length; second anal spine was 13.1% of standard length; body depth at sixth dorsal-fin spine was 39.7% of the standart length.

The color of the specimen was mostly light pink-reddish; the body was rectangular and had large eyes. The soft part of the dorsal fin was higher than the spiny part. The upper edge of the dorsal fin was spotted with black. There were black spots on the

anterior pelvic fin base. Lower margin of the anal fin and the posterior part of caudal fin were blackish. The previous reports of *P. sagittarus* from the Mediterranean Sea are given in Table 1 together with the findings of the present study.



Figure 2. The presently reported specimen of arrow bulleye *Priacanthus sagittarus*, captured (10.6 cm, SL) from the Iskenderun Bay, Turkey

Table 1. Records of *P. sagittarus* from the Mediterranean Sea during the period 2009-2021

References	Record Date	Number of Samples	Location	Sampling Gear	Depth (m)	SL (cm)
Goren et al. (2010)	28 November 2009	1	Ashdod, Israel	Trawl-net	40	11.4
Golani et al. (2011)	22 October 2010	1	Haifa Bay, Israel	Trawl-net	50	18.1
Farrag et al. (2016)	19 May 2015	1	Egyptian coast, Alexandria, Egypt	Trawl-net	35	10.8
Gökoğlu and Teker (2018)	27 November 2017	1	Mersin Bay (Taşucu), Turkey	Bottom Trawl	100	20.0
Present study	24 February 2021	1	Konacık Iskenderun Bay, Turkey	Trawl-net	80	10.6

Discussion

Priacanthus sagittarius is a nocturnal species occurring in its natural distribution range between 0 to 400 m (Golani, Sonin, & Edelist, 2011). Similarly, Starnes (1988) reported that the species lives at depths ranging from the surface down to 440 m. It feeds commonly on zooplankton, cephalopods, crustaceans and small fishes (Allen & Erdmann, 2012).

Although *Priacanthus* species are similar to each other, *P. sagittarius* is different from *P. arenatus*, *P. blochii*, *P. hamrur* and *P. prolixus* by having the first two spinous dorsal-fin membranes covered with black blotches and the length of the second dorsal spine was half of that of the tenth spine (Starnes, 1988). Besides, there fewer gill rakers in *P. sagittarius* (19–22) than those of other *Priacanthid* species, (*P. arenatus* 28–31; *P. hamrur* 24–26; and *P. prolixus* 29–31; Starnes, 1988).

Previously, a specimen of *P. sagittarius* reported from the Iskenderun Bay by Yapıcı & Hasbek (2018) was misidentified. Later, Ergüden et al. (2018) reported that the misidentified species was *P. hamrur*. Thus, there has been no record of this species from the southeastern coast of the Mediterranean waters of Turkey.

P. sagittarius can reach a maximum SL up to 35 cm (Kuiter & Tonzuka, 2001). Goren et al. (2010) and Golani et al. (2011) reported the SL of *P. sagittarius* from the Israel coast for Mediterranean waters as 11.4 cm and 18.1 cm, respectively. Later, Farrag et al (2016) recorded that the standard length was 10.8 cm in the Egyptian coast of the Mediterranean Sea. Recently Gökoğlu & Teker (2018) stated that TL and SL of *P. sagittarius* from the Mediterranean coast of Turkey were 25.5 cm and 20.0 cm, respectively. .

In the present study, our specimen was 10.6 cm in SL which was close to the previous record from the Egyptian Mediterranean waters but was smaller than the other three specimens recorded by (Goren, Stern, Galil, & Diamant, 2010) (11.4 cm, SL), (Golani, Sonin, & Edelist, 2011) (18.1 cm, SL) and Gökoğlu and Teker (2018) (20.0 cm, SL), from Ashdod and Haifa (Israel) and Tasucu coast (Turkey).

The occurrence of *P. sagittarius* in the Mediterranean Sea is most evidently due to migration from the Red Sea via the Suez Canal (Goren, Stern, Galil, & Diamant, 2010; Golani, Sonin, & Edelist, 2011). While a single specimen does not necessarily indicate the existence of an established population in Iskenderun Bay, the past and present records of two *Priacanthid* species (Gürlek, Ergüden, & Turan, 2017; Ergüden, Gürlek, & Turan, 2018) indicate the eastward migration of the species in the Mediterranean waters of Turkey.

In the present study, we report the presence of *P. sagittarius* from the southeastern Mediterranean, (Iskenderun Bay, Turkey). The presence of this alien fish species on the Mediterranean coast of Turkey is probably be due to penetration from the Red Sea through the Suez Canal. As a result of climate change and the tropicalization of the Mediterranean Sea, the introduction of alien fish species into Turkish waters (Turan, Ergüden, & Gürlek, 2016) is accelerated and thus contribute to the ichthyofaunal diversity of Turkey.

Acknowledgements

The Authors would like to thank, captain and boat staff for their assistance in this study.

Conflict of Interest

The authors declare that they have no conflict of interest for this study.

Author Contributions

All authors contributed equally to the paper.

References

- Allen, G.R., & Erdmann, M.V. (2012). *Reef fishes of the East Indies*. Perth, Australia: University of Hawai'i Press, Volumes I-III. Tropical Reef Research.
- Ergüden, D., Gürlek, M., & Turan, C. (2018). Confirmed occurrence of moontail bullseye *Priacanthus hamrur* (Forsskal, 1775) in the Mediterranean Sea with first record off the coast of Turkey. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 48(4), 387-391. doi: 10.3750/AIEP/0241
- Farrag, M.M.S., Jawad, L.A., & Elhaweet, E.A.A.K. (2016). Occurrence of the arrow bulleye *Priacanthus sagittarius* (Teleostei: Priacanthidae) in the Egyptian coast of the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9(6), 1-4. doi: 10.1186/s41200-016-0010-0.
- Froese, R., & Pauly, D. Editors. (2021). Fishbase. World Wide Web Electronic Publication. [version 06/2021] <http://www.fishbase.org/Accessed> 23 October 2021.
- Golani, D. (1998). Distribution of Lessepsian migrant fish in the Mediterranean. *Italian Journal of Zoology*, 65(S1), 95-99. doi: 10.1080/11250009809386801
- Golani, D., Sonin, O., & Edelist, D. (2011). Second records of the Lessepsian fish migrants *Priacanthus sagittarius* and *Platax teira* and distribution extension of *Tylerius spinosissimus* in the Mediterranean. *Aquatic Invasions*, 6(S1), 7-11. doi: 10.3391/ai.2011.6.S1.002

- Goren, M., Stern, N., Galil, B.S., & Diamant, A. (2010). First record of the Indo-Pacific arrow bulleye *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988 in the Mediterranean Sea. *Aquatic Invasions*, 1, 45-47. doi: 10.3391/ai.2010.5.S1.011
- Gökoğlu, M., & Teker, S. (2018). Spread of the arrow bulleye *Priacanthus sagittarius* Starnes, 1988 in the Mediterranean Sea. *Acta Aquatica: Aquatic Sciences Journal*, 5(1), 1-3.
- Gürlek, M., Ergüden, D., & Turan, C. (2017). First record of elongate bulleye *Priacanthus proluxus* in the Mediterranean Sea. *Natural and Engineering Sciences*, 2(1), 44-47. doi: 10.28978/nesciences.292356.
- Kuiter, R.H., & Tonozuka, T. (2001). *Pictorial guide to Indonesian reef fishes. Part 1. Eels- Snappers, Muraenidae - Lutjanidae*. (302 p). Australia: Zoonetics.
- Starnes, W.C. (1988). Revision, phylogeny and biogeographic comments on the circumtropical marine percoid fish family Priacanthidae. *Bulletin of Marine Science*, 43(2), 117-203.
- Turan, C., Ergüden, D., & Gürlek, M. (2016). Climate change and biodiversity effects in Turkish Seas. *Natural and Engineering Sciences*, 1(2), 15-24. doi: 10.28978/nesciences.286240
- Yapıcı, S., & Hasbek, D. (2018). Further sightings of *Priacanthus sagittarius* in the Levantine coasts of Turkey. In N. Chartosia, D. Anastasiadis, H. Bazairi, F. Crocetta, A. Deidun, M. Despalatović, V. Di Martino, N. Dimitriou, B. Dragičević, J. Dulčić, F. Durucan, D. Hasbek, V. Ketsilis-Rinis, P. Kleitou, L. Lipej, A. Macali, A. Marchini, M. Ousselam, S. Piraino, B. Stancanelli, M. Theodosiou, F. Tiralongo, V. Todorova, D. Trkov, & S. Yapıcı, (2018) (Eds.), *New Mediterranean Biodiversity Records* (July 2018). *Mediterranean Marine Science*, Vol 19(2) (pp. 398-415): Crete, Greece.

Instruction for Authors

COMU Journal of Marine Science and Fisheries (COMU J Mar Sci Fish) covers the research on all aspects of Marine Science and Fisheries presented as original articles, reviews, short communications, case study, reports and letters to Editor. COMU Journal of Marine Science and Fisheries is published two times (July and December) (e-ISSN: 2651-5326) in a year, operates **double-blind peer-review process**, and therefore the authors should remove their name and any acknowledgment from the manuscript before submission. The author names, corresponding author's name, affiliations, address, phone number, e-mail address and ORCID numbers should be given on the title page only. COMU Journal of Marine Science and Fisheries is an **Open Access journal**, which means that all content is freely available without charge to the user or his/her institution. Users are allowed to read, download, copy, distribute, print, search, or link to the full texts of the articles, or use them for any other lawful purpose, without asking prior permission from the publisher or the author. This is in accordance with the **Budapest Open Access Initiative (BOAI)** definition of Open Access. Original articles and reviews are limited to 25 pages, including tables, figures, and references. Short communications, technic note, reports and case studies are limited to 10 pages including tables, figures and references. Letters to Editor are limited to 3 pages. Letters to the Editor are limited to 3 pages, including tables and explanations.

Article Submission

1) Articles should be written in Turkish or English. Turkish translation of the title, keywords and abstract of the manuscript for foreign authors will be provided by our journal office. 2) All manuscript for COMU Journal of Marine Science and Fisheries should be submitted electronically through the website of the journal which can be accessed at <https://dergipark.org.tr/tr/pub/jmsf>. 3) The manuscripts should not be previously published or accepted for publication and should not be submitted or under simultaneous consideration for publication elsewhere. 4) The editorial board has the right to perform necessary modifications and a reduction in the manuscript submitted for publication and to express recommendations to the authors. The manuscripts sent to authors for correction should be returned to the editorial office within a month. After pre-evaluation and agreement of the submitted manuscripts by the editorial board, the article can only be published after the approval of the field editor and referees specialized in the particular field. 5) All responsibilities from published articles merely belong to the authors. According to the ethical policy of our journal, plagiarism/self-plagiarism will not be tolerated. All papers are detected for their originality using plagiarism check software (iThenticate <http://www.ithenticate.com>). Manuscripts with a similarity index of 30% or less will be accepted for further reviewing. Manuscripts with higher similarity than 30% are examined in detail and, if necessary, sent back to authors for review and correction. Manuscripts are rejected when plagiarism is detected. 6) Authors must indicate the name of institute approves the necessary ethical commission report and the serial number of the approval in the material and methods section. If necessary, the editorial board may also request the official document of the ethical commission report. If an ethical problem is detected (not reporting project information, lack of ethical committee information, conflict of interest, etc.), the editorial board may reject the manuscript at any stage of the evaluation process. 7) Authors should take into account the issues listed in the "Ethical Principles and Publication Policy" section regarding scientific research and authors. 8) The journal does not charge any article submission, article-editorial processing or publication charges (page or color charges). There is no copyright fee for the authors.

Preparation of the Manuscript

The manuscript should be prepared in MS Word format (.doc veya .docx) by using Times New Roman font (12 pt) and double-spaced, 2.5 cm margins of all edges. The Latin expression such as species names of bacterium, virus, parasite and fungus and anatomical terms must be written in italic character keeping their original forms. Original drawings, figures, images etc. must be submitted with the original manuscript. *Original manuscript (short communication, technical note) should be arranged as* Title page, Abstract, Key words, Introduction, Materials and Methods, Results and Discussion, Acknowledgements, Conflict of Interest, Author Contributions and References. *Reviews should be arranged as* Title page, Abstract, Key words, Introduction, Discussion, Acknowledgements, Conflict of Interest, Author Contributions and References. Line and page numbers should be given from the first page (abstract) of the manuscript. Abbreviations must follow International rules and defined at their first mention in the text. The symbols should be selected in accordance with the international usage and defined where it is first used. The entire article (including text, references, figures and tables) should be given in a single file. Figures and tables should be inside the manuscript placed properly).

Title Page

Title: Must be short and informative and full title should be capitalized for first letter of each word. **Authors:** Names and surnames of the authors will be written in capitalized letter for the first letter of each word and the address of the author(s) should be linked by superscript numbers, and listed beneath the title. Corresponding author must be indicated (*) in the author names and must be added address, phone number, and e-mail address. ORCID numbers of all authors should be given on the article.

Subheadings

Level 1: Centered, bold, initials capitalized rest small (Article Title), Level 2: Left justified, bold, initials capital, rest small (Introduction, Materials and Methods etc.), Level 3: A tab inside, bold, only the first letter of the title is capitalized, the rest is small, with a dot at the end, Level 4: A tab inside, bold, italic, only the first letter of the title is capitalized, the rest is small, with a dot at the end.

Abstract: Briefly give the objectives, methods, results and conclusions and it should not exceed 300 words.

Key words: Authors must give up to 6 key words which identify the subject covered by the paper. All keywords should be written using a comma after all.

Introduction: Should indicate the subject of the article which is generally based on a brief interpretation of the related literature. The novelty and the aim of the study should be clearly stated. The introduction should be general enough to attract a reader's attention from a broad range of scientific disciplines.

Material and Methods: This part contains a brief and clear description of the materials and methods used. Subtitles can be given as appropriate. Detailed descriptions of materials or participants, comparisons, interventions and types of analysis should be mentioned. For experimental studies carried on animals, the authors should mention whether the institutional and national guide for care and use of laboratory animals was respected and also indicate the approval of the local Ethical Committee in this part of the manuscript. Statistical analysis etc should be explained briefly as a sub-title in this section.

Results and Discussion (separate or together): The data and results of the research (tables and figures) must be clearly and concisely defined and a comparison with related literature citations should be made as appropriate. Significant findings can be briefly summarized as a conclusion in the last paragraph. Detailed interpretation of data should not be included in the results but should be put into the discussion section.

Tables and Figures: Table and Figure titles should be short and informative. Descriptive titles should be given at the top of the tables and at the bottom of the figures. Figures and tables should be inside the manuscript placed properly (not at the end of manuscript). Legends of illustrations should be listed after the list of references labelled "Figure 1, Figure 2..." unless there is only one figure, in that case the caption should be labelled "Figure". In addition, figures will be requested from the authors when necessary after the referee reviews are completed. Files should be saved as TIFF or JPEG at least 300 dpi resolution. Tables should be given at the end of the manuscript with a caption or legend (e.g. Table 1, Table

1.), in case there is only one Table, it should be labelled as "Table". Tables should be prepared by using Table tool in Word format.

Acknowledgements: Supporting institutions or individuals, project numbers, thesis work etc are briefly acknowledged just before the references. (if any)

Conflict of Interest: The authors should declare whether there is a conflict of interest. For examples; The author declares no conflict of interest. The authors declare that there are no conflicts of interest. The authors have no affiliations with or involvement in any organization or entity with any financial interest, or non-financial interest in the subject matter or materials discussed in this manuscript. John Smith declares that he has no conflict of interest. Paula Taylor has received research grants from Drug Company A. Mike Schultz has received a speaker honorarium from Drug Company B and owns stock in Drug Company C.

Author Contributions: Author contributions should be stated in the manuscript. Author contributions should be included in the manuscript by the authors after the referee evaluation process of the article is completed and accepted by the editor.

For examples;

D. Nak, E. Kuruoglu and Y. Nak, planned and designed the research. Z. M. Ekcü, D. Koca, T. Avçılar, M. E. Sahın and A. H. Shahzad provided help in the clinic process. M. O. Ozyıgıt and Z. Avcı Kupeli made histopathological examinations. All authors discussed the results and contributed to the final manuscript.

D. Çayan and E. Unur conceived the ideas of the study and writing manuscript; D. Çayan, M. Nisari, D. Patat and E. Dağlı performed data collection and analysis; H. Akalın performed gene expression stages.

References

All references should be provided in accordance with **APA 6 style**. The usage of reference managers such as Endnote can be used to organize the references. **APA 6th output format** should be used in writing the references.

The in-text citation to the references should be formatted as surname(s) of the author(s) and the year of publication: (Bingel, 1981) or (Uysal ve Avcı, 1994).

For citations with more than two authors, only the first author's name should be given, followed by "et al." and the date. (Güçlü et al., 2016).

If the cited reference is the subject of a sentence, only the date should be given in parentheses, i.e., Erkoyuncu (1983), Pauly et al. (1978).

When its needed to cite two or more references together, in-text citations should be arranged alphabetically in the order in which they appear in the reference list, i.e. (Bingel, 1978; Gulland, 1987; Holden ve Raitt, 1974) or (Kocataş, 1978, 1979, 1981) or (Avcı ve Bingel, 1988a, 1988b). All citations should be listed in the reference list. References should be listed alphabetically ordered by the author's surname, or first author's surname if there is more than one author at the end of the text.

DOI number (if available) should be added at the end of the reference. A dot should not be placed after the DOI information.

In the web references can be reached online only, the web address (full URL) and connection date should be added at the end of the reference information.

References should have the order of surnames and initial letters of the authors, (the year of publication). Title of the article, title of the journal, volume (issue number), page numbers and doi: xxxxxx. The article title should only start with the first letter capital in the first word, lower case if the rest is not a special name. The journal title should be italic and spelled out fully, and each word should start with a capital letter (*Fisheries Research, Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*). Volume should be written in italics e.g. *volume* (issue number).

The citation of journals, books, book chapters and articles published online should conform to the following examples:

Journal article:

Baran, B. (2010). Scaphopod species (Mollusca) of the Turkish Levantine and Aegean seas. *Turkish Journal of Zoology*, 38(2), 190-209. doi:10.3906/zoo-0902-12

Ak, İ., & Türker, G. (2018). Antioxidant properties and phytochemicals of three brown macro algae from the Dardanelles (Çanakkale) strait. *Agricultural Science and Technology*, 10(4), 354- 357. doi: 10.15547/ast.2018.04.065

Jonsdottir, R., Sveinsdottir, K., Magnússon, H., Arason, S., Lauritzen, K., & Thorarinnsson, K. A. (2011). Flavor and quality characteristics of salted and desalted cod (*Gadus morhua*) produced by different salting methods. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59(8), 3893-3904. doi: 10.1021/JF104203p

Book:

Meilgaard, M., Civille, G. V., & Carr, B. T. (1999). *Sensory evaluation techniques (3rd ed)* (3rd p. CRC Press, Inc. ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.

Parsons, T.R., Matia, Y., & Lalli, C.M. (1984). *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. New York: Pergamon Press.

Özdamar, K. (1997). *Paket programlar ile istatistiksel veri analizi I*. Eskişehir: Kaan Yayın evi.

Book chapter:

Sikorski, Z. E., & Ruiter, A. (1995). Changes in proteins and nonprotein nitrogen compounds in cured, fermented, and dried seafoods. In Z. E. Sikorski, B. S. Pan & F. Shahidi (Eds.), *Seafood Proteins* (pp. 113-126): Springer.

Proceedings:

Soutos, N., Lossifidou, E., Lazou, T. & Sergedilis, D. (2010). Prevalence and antibiotic susceptibility of *Listeria monocytogenes* isolated from RTE seafoods in Thessaloniki (Northern Greece). In Ş. Çaklı, U. Çelik, C. Altunelatan (Eds.), *West European Fish Technologists Association Annual Meeting 2010* (pp. 94-98). İzmir, Turkey: Bildiriler Kitabı.

Werlinger, C., Mansilla, A., Villarroel, A., & Palacios, M. (2009). Effects of photon flux density and agricultural fertilizers on the development of *Sarcothalia crispata* tetraspores (Rhodophyta, Gigartinales) from the Strait of Magellan, Chile. In M. A. Borowitzka, A. T. Critchley, S. Kraan, A. Peters, K. Sjøtun & M. Notoya (Eds.), *Nineteenth International Seaweed Symposium: Proceedings of the 19th International Seaweed Symposium, held in Kobe, Japan, 26-31 March, 2007*. (pp. 307- 315). Dordrecht: Springer Netherlands.

Thesis:

Lauritzen, K. (2004). Quality of salted cod (*Gadus morhua* L.) as influenced by raw material and salt composition. (PhD Dissertation), University of Tromsø, Tromsø, Norway.

Electronic (web) resources:

Andrews, T. (2010). *What vitamins are found in fish?* Access date: 27.11.2012, <http://www.livestrong.com/article/292999-what-vitamins-are-found-in-fish>

FAO (2018). *FAO Yearbook of Fishery Statistics/Global Production Statistics 1950-2015*. Access date: 24 January 2018, <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-production/query/en/>

Proofs

One set of proofs will be sent to the corresponding author as given on the title page of the manuscript. Only typesetter's errors may be corrected; no changes in, or additions to, the edited manuscript will be allowed. Subsequent corrections will not be possible, so please ensure your first sending is complete.

Copyright Notice

Upon submission of a manuscript to COMU-JMSF, a copyright release form should be completed as part of the submission process. Copyright release form can be accessed through <https://dergipark.org.tr/en/journal/2332/file/> Authors who submit articles should download, sign and scan the form and submit it via the system. Manuscripts of authors who do not submit copyright release form along with the manuscript will not be accepted for further reviewing. By completing copyright release form, all authors affirm that the manuscript has not been submitted for publishing to elsewhere. When the manuscript is accepted COMU-JMSF holds the exclusive right to publish and reproduce the article in any form.

