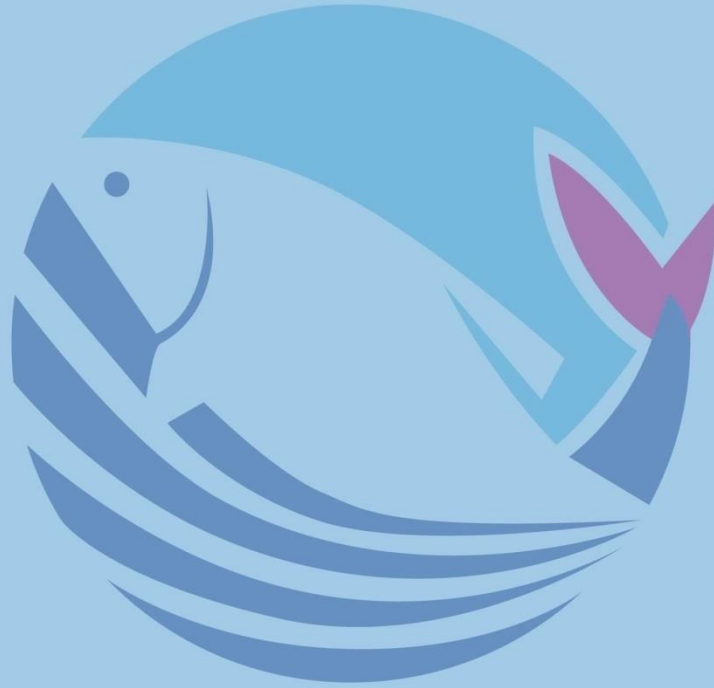


Acta Aquatica Turcica

**Türk Su Bilimleri
Dergisi**



2022

Vol:18

Number:1 | Cilt:18

Sayı:1

e-ISSN: 2651-5474

Yayın Tarihi: Mart - 2022

ACTA AQUATICA TURCICA

TÜRK SU BİLİMLERİ DERGİSİ

E-ISSN: 2651-5474

(YIL: 2022 – CİLT: 18 – SAYI: 1)

Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi

Adına Sahibi /

Owner of Behalf of Isparta University of Applied Sciences, Eğirdir Fisheries Faculty

Ayşegül KUBİLAY

Baş Editör / Editor in Chief

Yunus Ömer BOYACI

Editörler / Editors

Şengül BİLGİN

Nalan Özgür YİĞİT

Seçil METİN

Mustafa CEYLAN

Viktoras LIORANČAS

Tom WIKLUND

Aynur LÖK

Ercüment GENÇ

Selda TEKİN ÖZAN

Hüseyin SEVGİLİ

Mehmet CİLBİZ

Mehmet Arif ZORAL

Yayın Tarihi: Mart - 2022

Mizanpaj Editörleri / Layout Editors

Deniz KARA
Ergi BAHRİOĞLU

İngilizce Editörü / English Editor

Arda ÖZEN

İletişim / Contact

Acta Aquatica Turcica
Yayın Komisyonu Başkanlığı,
32260 Doğu Yerleşkesi-İSPARTA
Tel: 0 246 2146401 Faks: 0 246 2146445
<http://dergipark.org.tr/actaquatr>
E-Posta: actaquatr@isparta.edu.tr

E-ISSN: 2651-5474

Yayın Tarihi: Mart - 2022

ACTA AQUATICA TURCICA
E-ISSN: 2651-5474
(YIL: 2022 – CİLT: 18– SAYI: 1)

YAYIN KURULU / EDITORIAL BOARD*

Altan LÖK	Ege University, TÜRKİYE
Doru Stelian BĂNĂDUC	Lucian Blaga” University of Sibiu, ROMANIA
Ercüment GENÇ	Ankara University, TÜRKİYE
Erdoğan ÇİÇEK	Nevşehir Hacı Bektaş Veli University, TÜRKİYE
Erik JEPPESEN	Aarhus University, DENMARK
Eugenia BEZİRTZOGLU	Democritus University of Thrace, GREECE
Hamid Reza ESMAEILI	Shiraz University IRAN
Karim ERZINI	University of Algarve, PORTUGAL
Magdolna Müllerne TRENOVSZKI	Szent Istvan University, HUNGARY
Özkan ÖZDEN	İstanbul University, TÜRKİYE
Pavel KOZAK	University of South Bohemia, CZECHIA
Stamatis ZOGARİS	Hellenic Centre for Marine Reseaech, GREECE
Stefan BERGLEITER	Naturland, GERMANY
Süheyla KARATAŞ STEINUM	İstanbul University, TÜRKİYE
Tom WİKLUND	Åbo Akademi University, FINLAND
Viladimir PESIC	University of Montenegro, MONTENEGRO
Yazdan KEIVANY	Isfahan University of Technology, IRAN

* Liste akademik unvan ve isme göre alfabetik sırayla hazırlanmıştır.

İÇİNDEKİLER / CONTENTS

ARAŞTIRMA MAKALESİ / RESEARCH PAPERS:

Süçüllü Baraj Gölü'nün (Isparta) trofik durumunun belirlenmesi Ayça Aslantürk, Osman Çetinkaya	1-12
Türk marketlerinde satışı sunulan çeşitli balık ürünlerinin biyojenik Amin ve Trimetilamin içerikleri Ali Serhat Özkütük, Gülsün Özyurt, Esmeray Küley	13-23
<i>Silurus triostegus</i> 'un gonat dokusu yağ asidi içeriğinin mevsimsel değişimi Semra Kaçar, Mehmet Başhan	24-37
Assessment of sediment dredging effectiveness by considering overlying water and pore water heavy metals in Mogan Lake, Turkey Arzu Binici, Serap Pulatsü	38-48
Farklı Zenginleştirici Emülsiyonların Rotifer (<i>Brachionus plicatilis</i>) Yığın Kültüründe Kullanımı Hasan Batuhan Emre Özdoğan, Sevgi Savaş	49-59
Kuzey Ege Denizi'nde uzatma ağlarında farklı ağ ipi kalınlığının av verimi ve av kompozisyonu üzerine etkisi Mustafa Bakırcı, Adnan Ayaz, Alkan Öztekin, Gençtan Erman Uğur	60-75
<i>Ammothella longioculata</i> (Arthropoda, Pycnogonida): A Sea Spider New For the Mediterranean Coast of Turkey Cengiz KOÇAK	76-80
Effects of thyme and thyme oil on the growth of white shrimp, <i>Litopenaeus vannamei</i> Mevlüt Aktaş, Münevver Ayçe Genç, Yasemin Bircan Yıldırım, Doğukan Kaya, Özlem Çalışıcı Narin, Ercüment Genç	81-92
Çanakkale'nin Yenice ve Bayramiç ilçelerinde su ürünleri tüketiminin değerlendirilmesi Kahraman Selvi, Burcu Kaya, Seda Özdikmenli Tepeli, Gülcan Kandemir	93-108
Heavy Metal Contamination status and risk assessment in surface sediments of Köyceğiz Lagoon Estuary System (KLES) (South-West Anatolia) Murat Yabanlı, Aykut Yozukmaz, İdris Şener, Tülin Çoker, Hatice Hasanhocaoğlu Yapıcı, Esra Çetin Kasa	109-120
Extended North Distribution of <i>Penicillus capitatus</i> Lamarck 1813 off the Turkish Shores Levent Çavaş	121-130
Small-Scale Rainbow Trout Cage Farm in the Inland Waters of Turkey is Sustainable in terms of Carbon Footprint (kg CO ₂ e) Gürkan Diken, Hayati Köknaroğlu, İsmail Can	131-145

Süçüllü Baraj Gölü'nün (Isparta) Trofik Durumunun Belirlenmesi

Determining Trophic State of Süçüllü Dam Lake (Isparta, Turkey)

Ayça Aslantürk^{1*}, Osman Çetinkaya²¹Tarım ve Orman Bakanlığı, Beyşehir İlçe Müdürlüğü, Konya²Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Isparta*Sorumlu yazar: ayca.aslanturk@tarimorman.gov.tr

Geliş: 25.03.2021

Kabul: 04.06.2021

Yayın: 01.03.2022

Alıntı: Aslantürk, A. & Çetinkaya, O. (2022). Süçüllü Baraj Gölü'nün (Isparta) trofik durumunun belirlenmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 001-012. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.902891>

Özet: Isparta ili Yalvaç ilçesi sınırları içerisinde, Orta Akdeniz (Antalya) havzasında yer alan Süçüllü Baraj Gölü 1973 yılında sulama ve sel kontrolü amacıyla inşa edilmiş, daha sonra sazan aşılanmış ve kafeslerde alabalık yetiştiriciliğinde kullanılmıştır. Mayıs 2017 - Nisan 2018 arasında yapılan bu çalışma ile Süçüllü Baraj Gölü'nün trofik durumunun belirlenmesi amaçlanmıştır. Süçüllü Baraj Gölü'nde çözünmüş oksijen, toplam fosfor, Secchi disk derinliği, klorofil-a (Chl-a) ölçümleri ve analizleri, hidrolojik koşullar, morfoloji ve baraj gölünün kullanımı dikkate alınarak belirlenen örnekleme noktalarında aylık olarak gerçekleştirilmiştir. Süçüllü Baraj Gölü'nde ortalama olarak çözünmüş oksijen $9,29 \pm 0,44$ mg / L, Secchi diski derinliği $1,16 \pm 0,09$ m, Chl-a $1,85 \pm 0,52$ µg / L ve toplam fosfor $41,14 \pm 21,5$ µg / L belirlenmiştir. Parametreler, örnekleme istasyonları ve aylar arasında değişim göstermiştir. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği trofik durum indeksine göre Süçüllü Baraj Gölü'nün suyu toplam fosfor ve Secchi diski derinliği açısından ötrofik karakter gösterirken, Chl-a ve çözünmüş oksijen açısından oligotrofik karakter gösterir. Carlson Trophic State indeksine göre Chl-a TSI değeri oligotrofik iken Secchi diski derinliği, toplam fosfor ve ortalama TSI ötrofik olarak belirlendi. Muhtemelen yerleşim ve tarım alanlarından gelen yüzey suyu ve kafes balıkçılığı, Süçüllü Baraj Gölü'nün trofik durumunu etkilemektedir.

Anahtar kelimeler

- Carlson trofik seviye indeksi
- Su kalitesi
- Süçüllü Baraj Gölü

Abstract: The Süçüllü Dam Lake, located in the Middle Mediterranean (Antalya) basin within the borders of the Yalvaç district of Isparta province. It was built in 1973 for irrigation and flood control purposes, later carp was introduced and it was used to rainbow trout cage farming. This study was carried out between May 2017 and April 2018 for determining the trophic status of Süçüllü Dam Lake. Sampling points were determined considering the hydrological conditions, morphology, and use of the Süçüllü Dam Lake. Dissolved oxygen, total phosphorus, Secchi disc depth, chlorophyll-a (Chl-a) measurements, and analyzes were performed in monthly intervals. In the Süçüllü Dam, Lake dissolved oxygen 9.29 ± 0.44 mg/L, Secchi disc depth 1.16 ± 0.09 m, Chl-a 1.85 ± 0.52 µg/L, and total phosphorus $41,14 \pm 21,5$ µg/L were determined in averages. The parameters varied between sampling stations and months. Süçüllü Dam Lake's water shows a eutrophic character in terms of total phosphorus and Secchi disc depth while oligotrophic in terms of Chl-a and dissolved oxygen according to the Turkish Regulation of Surface Water Quality Management trophic status index. According to the Carlson Trophic State index, while Chl-a TSI was oligotrophic, Secchi disc depth, total phosphorus, and mean TSI were determined as eutrophic. Possibly surface water that comes from settlement and agricultural areas, and cage fish farming has been affecting the Süçüllü Dam Lake's trophic state.

Keywords

- Carlson trophic state index
- Water quality
- Süçüllü Dam Lake



1. GİRİŞ

Dünya toplam su rezervinin yaklaşık %3'ünü oluşturan tatlı su kaynakları içerisinde, canlılar tarafından kullanılabilir haldeki göl ve nehirlerin oranı sadece %0,27'dir. Sanayileşme ve nüfus artışına bağlı olarak içme ve kullanma suyu ihtiyacı günden güne artmaktadır. Bu yüzden mevcut doğal kaynakların korunması ile baraj ve gölet gibi yeni su kaynaklarının oluşturulmasına ihtiyaç duyulmaktadır (Wetzel, 2001).

Baraj gölleri, akarsular üzerine elektrik üretimi, içme suyu temini, sulama, balıkçılık, sel kontrolü ve rekreasyon amacıyla inşa edilen yapay göllerdir. Çok çeşitli avantajları dikkate alındığında enerji üretimi bakımından baraj gölleri termik ve nükleer santrallere kıyasla ön plana çıkmış ve akarsu kaynaklarının varlığı nedeniyle Türkiye'de 700'e yakın baraj inşa edilmiştir. Baraj gölleri bir yandan üzerinde inşa edildikleri akarsuların özelliklerini devam ettirirken aynı zamanda oluşan durgun su kütlelerinin özelliğini taşıyan yapılar olmaları itibarıyla "nehir-göl hibritleri" olarak tanımlanmaktadır. Su toplama havzaları ne kadar geniş ise havzadaki kirlenmeden o kadar fazla etkilenirler (Fakioğlu vd., 2011; Tepe vd., 2018; Tüzün vd., 2006).

Bir su kaynağının etkin kullanımını belirlemek için öngörülen beklentileri sağlayacak bir izleme programının titizlikle yürütülmesiyle kaynak hakkında bilgi toplanması zorunludur. Baraj göllerinin fiziko-kimyasal, biyolojik özelliklerinin araştırılması ve izlenmesi, göllerden en sağlıklı şekilde sürdürülebilir yararlanma ve su kaynaklarımızın ekolojik yapı ve işleyişlerinin korunması için çok önemlidir. (Emre vd., 2008; Tepe vd., 2018).

Günümüzde su kaynaklarının korunması ve izlenmesi devletlerin en çok önemseydiği konulardan biridir. Özellikle içme suyu temini amacıyla kullanılan barajlarda su kalitesinin belirlenmesi ve izlenmesi, mikroorganizmalar yoluyla ortaya çıkacak olan bir kirliliğin büyük bir insan popülasyonunu ilgilendiren sağlık sorunu haline dönüşebilme ihtimali nedeniyle oldukça önemlidir. Ayrıca özellikleri bilinmediklerinden dolayı bu sulara yapılan balık yetiştiriciliği ve diğer faaliyetler kaynakların ekolojik dengelerinin bozulmasına, belirgin kirlenmeye, ötrofikasyona, faydalı hacimlerinin azalmasına ve erken yaşlanmaya neden olmaktadır.

Bu çalışmayla, oransal olarak küçük bir alana sahip olan Sücüllü Baraj Gölü'nün biyolojik verimlilik, kirlenmeden korunma, ötrofikasyon riski açısından önemli bir gösterge olan trofik durumun belirlenmesi amaçlanmaktadır.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

Çalışma alanı Sücüllü Baraj Gölü; Orta Akdeniz (Antalya) havzasında Isparta'nın Yalvaç ilçesi sınırları içinde, Isparta ili merkezinin 110 km kuzeydoğusunda yer almaktadır (Şekil 1). Sücüllü Baraj Gölü 2062 ha tarım arazisinin sulanması, yerleşim birimleri ve arazilerinin taşkınlarından korunması amacıyla 1973 yılında inşa edilmiştir. DSİ 2017 kayıtlarına göre Sücüllü Baraj Gölü'nün mevcut su kotu 1178,03 m, mevcut su kotunda alanı 82,32 ha ve hacmi 6,40 hm³ ortalama derinliği 7,7 m'dir. Sücüllü Baraj Gölü; Bağlarbaşı Deresi ve Gemredik (Demirci) Çayı ile beslenmektedir. Bağlarbaşı Deresi'nde yıl boyu yüzeysel akış görülürken; içme suyu kaynağı olarak kullanılan Gemredik Çayı'nda yaz ve sonbahar aylarında yüzeysel akış görülmez. Çıkış suyu Sücüllü Deresi'nde çoğu zaman akış görülmektedir.



Şekil 1. Çalışma alanı Sücüllü Baraj Gölü, ölçüm ve örnekleme istasyonları.

Süçüllü Baraj Gölü'nün trofik durumunun belirlemek üzere 6 istasyon belirlenmiştir. Mayıs 2017-Nisan 2018 arasında aylık olarak bazı parametrelerin (çözünmüş oksijen(mg/L) ve Secchi diski derinliği (m)) ölçümü yerinde yapılmış, alınan su örnekleri koyu renkli polietilen şişelerle laboratuvara taşınmış ve analizleri yapılmıştır.

Toplam fosfor ($\mu\text{g/L}$) analizleri Merc fotometrik test kitleri kullanılarak Nova 60 Spektroquant spektrofotometre ile yapılmıştır. Chl-a ($\mu\text{g/L}$) tayininde spektrofotometrik metot kullanılmıştır. Su örneği Whatman GF/C filtre kağıdından süzülüş, asetonla ekstrakte edilip ekstrakt absorbansı spektrofotometrede 663 ve 750 nm dalga boyunda okunup hesaplamaları yapılmıştır (Bartram & Ballance, 1996; Lind, 1985).

Trofik durum hesaplamalarında, Carlson trofik durumu belirli bir yer ve zamanda bir su kaynağındaki konsantrasyonunu logaritmik tabanlı hesaplamalarla 0 – 100 aralığında bir indekse dönüştürmüştür. Carlson trofik durum indeksinde (TSI), Secchi diski derinliği, toplam fosfor ve Chl-a TSI değerlerinin ortalamaları eğer 0'a ne kadar yakın ise göl oligotrofik düzeye daha yakın, 100'e ne kadar yakınsa gölün hiperötrofik yapıda olduğu kabul edilir. Carlson'un trofik durum indeksini (TSI) hesaplamak için TSI (Secchi diski derinliği); TSI(Chl-a); TSI(toplam fosfor) hesaplamaları yapılmıştır (Tablo 1). YSKY (2016)'ye göre Trofik Durum İndeksi'nde ise bunlara ek olarak çözünmüş oksijen parametresi kullanılmaktadır (Bulut ve Kubilay, 2018; Tepe vd., 2018).

Tablo 1. Carlson TSI hesaplamaları (Tepe vd., 2018).

TSI (Secchi diski derinliği)	60- 14.41 [ln SDD (m)]
TSI (Chl-a)	9.81 [ln Chl-a ($\mu\text{g/L}$)] + 30.6
TSI (toplam fosfor)	14.42 [ln toplam fosfor ($\mu\text{g/L}$)] + 4.15
Ortalama TSI	[TSI(toplam fosfor) + TSI(Chl-a) + TSI(SDD)] / 3

Elde edilen verilerin istatistiksel olarak değerlendirilmesinde SPSS 20 kullanılmıştır. Parametrelerin örnekleme noktaları ve aylara göre değişimi varyans analizi (ANOVA), ortalamalar arasındaki farklılıklar Tukey testi ile belirlenmiş, normal dağılım göstermeyen veri setleri için Kruskal-Wallis testi kullanılmış, önem seviyesi olarak $P < 0.05$ alınmıştır (Çetinkaya, 2015).

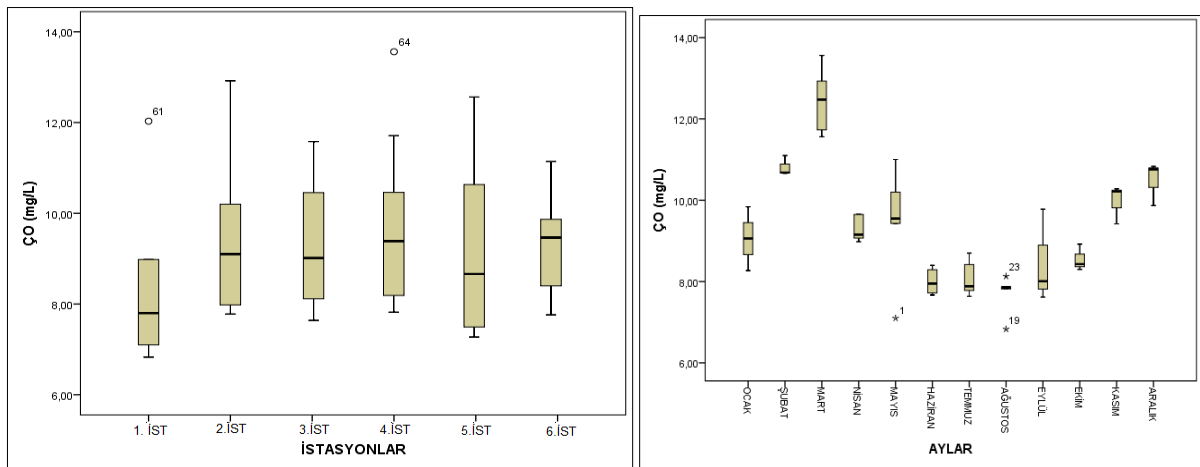
3. BULGULAR ve TARTIŞMA

Bu çalışmada Mayıs 2017 – Nisan 2018 tarihleri arasında Isparta ili sınırları içinde bulunan Sücüllü Baraj Gölü'nün bazı su kalitesi parametreleri aylık olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen su kalitesi parametrelerine ait minimum, maksimum ve ortalama değerler Tablo 2'de verilmiştir.

Tablo 2. Sücüllü Baraj Gölü Su kalitesi Parametreleri.

Parametreler	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.
	İstasyon	İstasyon	İstasyon	İstasyon	İstasyon	İstasyon
	Ort ±SD Min-max	Ort ±SD Min-max	Ort ±SD Min-max	Ort ±SD Min-max	Ort ±SD Min-max	Ort ±SD Min-max
ÇO (mg/L)	8.42±1.91 6.83-12.03	9.6±2.09 7.78-12.92	9.4±1.29 7.84-11.73	9.25±1.29 7.62-11.56	9.58±2.06 7.64-12.93	9.51±1.59 7.72-13.56
TP (mg/m ³)	29.16±24.03 10-61	27.6±16.34 15-54	41.08±53.5 6-160	38.25±47.37 8-149	27.33±25.85 15-80	83.41±184.27 9-663
Chl-a (µg/L)	2.84±2.3 0.26-5.61	1.54±0.85 0.25-2.14	1.86±1.36 0.26-5.61	1.46±0.98 0.26-2.72	1.46±0.76 0.26-2.14	1.94±2.35 0.26-8.55
SDD (m)	-	1.15±0.43 0.56-1.53	1.12±1.6 0.18-5.8	1.28±1.31 0.38-5.18	1.03±0.36 0.45-1.32	1.22±0.9 0.63-3.85

Örnekleme noktalarında (mekansal) en düşük ortalama çözülmüş oksijen 1. İstasyonda belirlenmiştir. Zamansal olarak incelendiğinde ise çözülmüş oksijenin örnekleme ayları arasında farklılık göstermesi sıcaklık nedeniyle beklenen bir olgudur. Örnekleme aylarında çözülmüş oksijen konsantrasyonları arasında istatistiksel olarak fark olduğunu ortaya koymuştur ($P < 0.05$). En yüksek çözülmüş oksijen değerlerinin Mart ayında görüldüğünü; bunu Şubat ayının takip ettiği ve aralarındaki farkın önemsiz olduğunu ortaya koymuştur. En düşük çözülmüş oksijen değerleri ise sırasıyla Temmuz, Haziran ve Ağustos'ta görülmüştür.

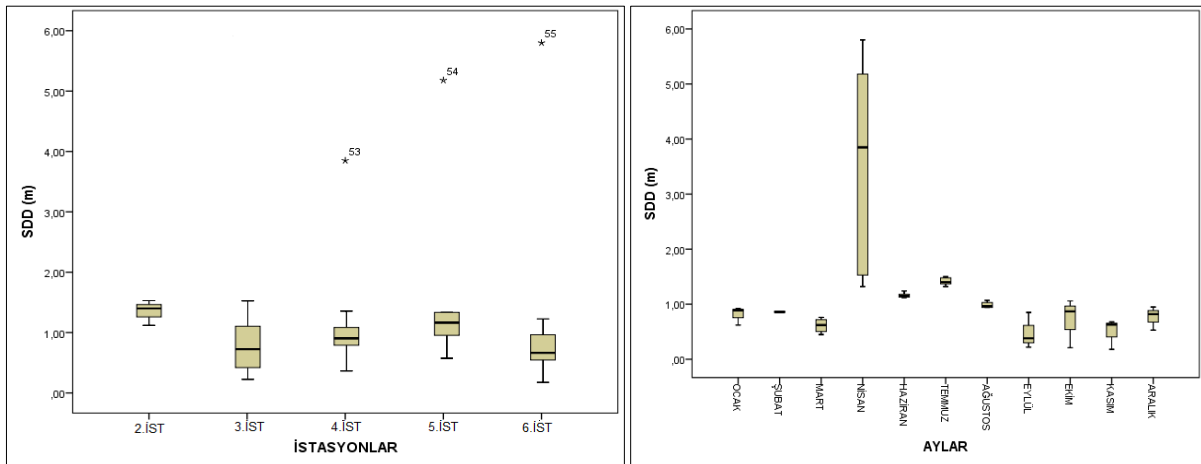


Şekil 2. İstasyonlarda ve örnekleme aylarında ortalama çözülmüş oksijen konsantrasyonlarının değişimi (° ve * ekstrem değerleri göstermektedir).

Beş istasyonda (2, 3, 4, 5, 6) ölçülen Secchi diski derinliğinin ortalama değerleri 1,036 m ile 1,281 m arasında değişmiştir. 1. İstasyonda yalnızca Nisan ayında 4,85 m olarak ölçülmüş, diğer aylarda istasyonda derinliğinin yeterli olmaması sebebiyle ölçüm yapılamamıştır. Mayıs ayında ise teknik bir sorun sebebiyle ölçüm yapılamamıştır. Secchi diski derinliği değerlerinin istasyonlarda normal dağılış göstermediği görülmüş ve varyasyonun önemli olmadığı görülmüştür ($P>0.05$). En yüksek ortalama Secchi diski derinliği değerleri 4., 7. ve 6. İstasyonlarda; en düşük ortalama Secchi diski derinliği değerleri ise 5. ve 8. İstasyonlarda görülmüştür. Ortalama Secchi diski derinliği değerlerinde baraj gölü memba kısmından baraj gövdesine doğru bir artış görülmektedir. Bu durum baraj göllerinde doğal olarak görülen bir durumdur. Elibol (2013)'e göre su kaynaklarının göle karıştığı noktalarda besin maddelerinin konsantrasyonları yüksek olmasından dolayı fitoplankton üretimi de yüksektir ve ışık geçirgenliği düşüktür. Baraj gövdesine doğru ise plankton üretimi azalmakta ve ışık geçirgenliği artmaktadır (Elibol, 2013).

Örnekleme aylarında Secchi diski derinliği değerlerinin normal dağılış gösterdiği ve aylar arasındaki varyasyonun önemli olduğu tespit edilmiştir ($P<0.05$). En yüksek Secchi diski derinliği değerlerinin Nisan ve Şubat aylarında görüldüğü, en düşük Secchi diski derinliği değerlerinin ise Eylül, Kasım, Mart aylarında görüldüğü tespit edilmiştir ($P>0.05$). 4., 5. ve 6. İstasyonlardaki tüm ekstrem değerler Nisan ayında görülmüştür.

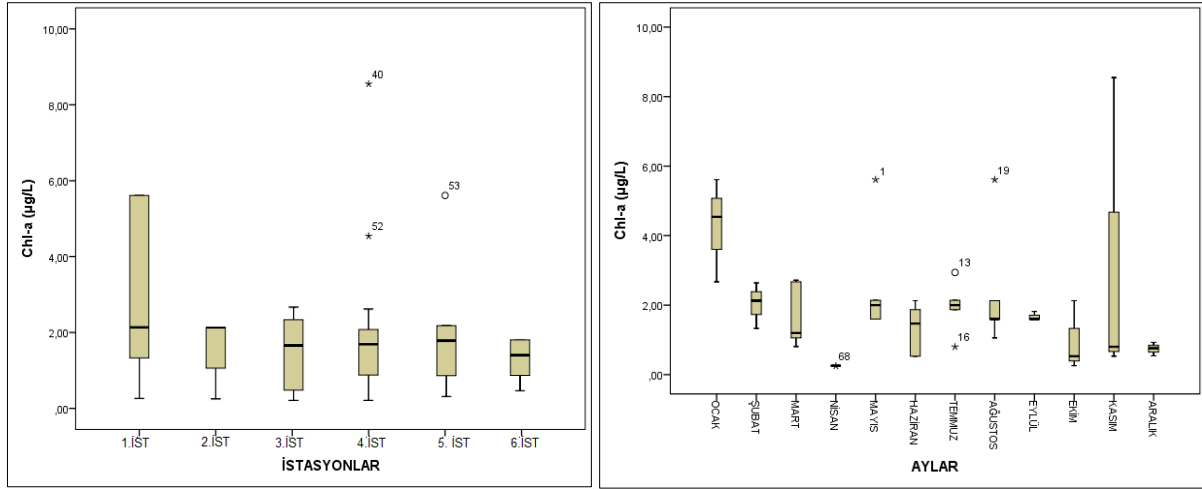
Süçüllü Baraj Gölü'nün ortalama Secchi diski derinliği değeri 1.16 ± 0.09 m olarak hesaplanmıştır. Suyun önemli bir fiziksel kalite kriteri olan ışık geçirgenliği ve bunun pratik sayısal ifadesi olan Secchi diski derinliği değerleri, ışık şiddetine ve geliş açısına, su yüzeyinin durumuna, hava durumuna, su kaynağının morfolojik özelliklerine, suyun rengine, bulanıklığa, içerdiği organik ve inorganik maddeler ve plankton zenginliğine bağlıdır (Çetinkaya, 2009).



Şekil 3. İstasyonlarda ve örnekleme aylarında ortalama Secchi diski derinliği değerleri (m). (o ve * ekstrem değerleri göstermektedir).

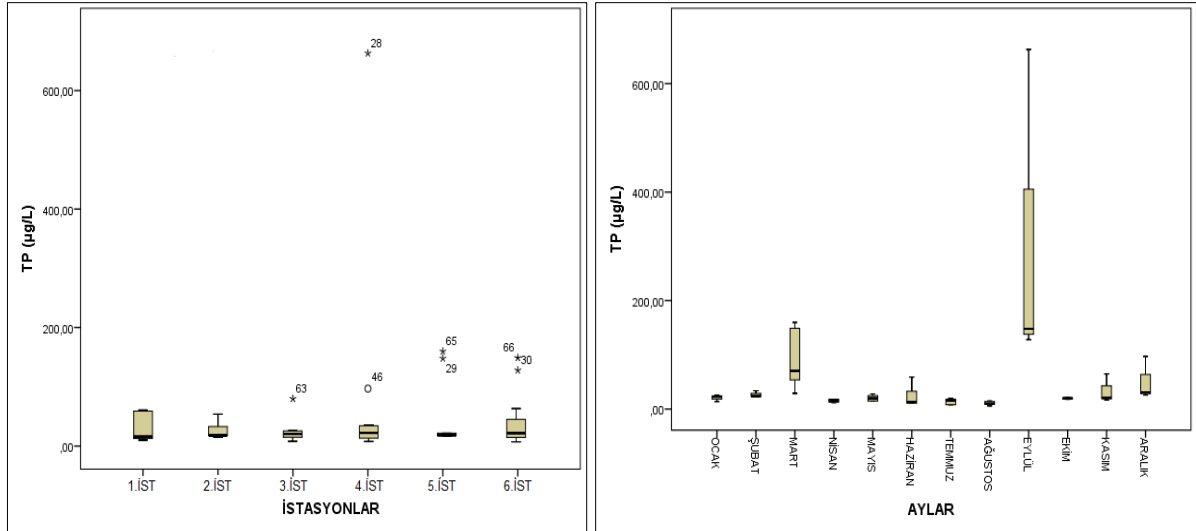
Chl-a'nın ortalama değerleri $0.49 - 2.84 \mu\text{g/L}$ arasında değişmiştir. İstasyonlarda Chl-a değerleri normal dağılış göstermemiş; uygulanan Kruskal Wallis testinde istasyonlardaki varyasyonun önemli olmadığı görülmüştür ($P>0.05$). Örnekleme yapılan bazı aylarda Chl-a değerleri normal dağılış göstermemiş, varyasyon önemli bulunmuştur ($P<0.05$). Kasım ayı en yüksek Chl-a değerlerine sahip ve bunu Ocak ve Ağustos ayları takip etmektedir. Örnekleme noktaları arasından en yüksek Chl-a değeri 6. İstasyonda yine Kasım ayında ($8.55 \mu\text{g/L}$) tespit edilmiştir. Kasım ayından itibaren gölde sonbahar karışımının başlaması ile, dipteki besin elementleri yüzey sularına taşınmış; ayrıca bu aylarda gölün dalgalı olması sebebiyle, kıyı bölgelerinden kopan veya sonbaharda sel suları ile taşınan bitkilerdeki besin elementleri de suya karışmış ve bunların da Chl-a üretimini arttırmış olabileceği

düşünülmektedir. Salman vd. (2009)'na göre bazı mevsimlerde Chl-a değerlerinin yüksek olmasının nedeni fitoplanktonların üretiminin artmasıdır. Işık, sıcaklık ve diğer etkenlerle birlikte fotosentetik aktivite oluşmaktadır. Sücüllü Baraj Gölü'nün ortalama Chl-a konsantrasyonu $1.85 \pm 0.52 \mu\text{g/L}$ olarak hesaplanmıştır. Bu değer göz önüne alındığında Göl, Gölet ve Baraj Gölleri Ötrofikasyon Kriterleri'ne (15/04/2015 tarih ve 29327 sayılı RG) göre Sücüllü Baraj Gölü; Chl-a konsantrasyonu açısından oligotrofik aşamadır. Bir tatlı su ekosisteminde besin zincirinin ilk halkasını fitoplanktonik canlılar ve bitkiler oluşturmaktadır. Chl-a miktarı bu nedenle bir gölde fitoplankton biyokütlesinin ve verimliliğin en önemli göstergesidir. Göldeki verimliliğin ana kaynağının baraj gölünü besleyen derelerden biri olan Bağlarbaşı Deresi olduğu kanısına varılmaktadır.



Şekil 4. İstasyonlarda ve örnekleme aylarında ortalama Chl-a değerlerinin değişimi ($\mu\text{g/L}$). (° ve * ekstrem değerleri göstermektedir).

Sücüllü Baraj Gölü yıllık ortalama toplam fosfor değerleri $27,3 - 138,09 \text{ mg/m}^3$ arasında değişim göstermiştir. Normalite testinde istasyonlarda toplam fosfor değerlerinin normal dağılış göstermediği tespit edilmiştir. Toplam fosfor değişimi için yapılan Kruskal Wallis testlerinde ise varyasyon önemsiz bulunmuştur ($P>0.05$). Bununla birlikte yapılan grup karşılaştırmalarında Tukey ve Duncan testlerine göre en düşük ortofosfat fosforu değeri 5. İstasyonda belirlenmiştir. Diğer istasyonlar arasındaki toplam fosfor farkı önemsiz tespit edilmiştir ($P>0.05$). Görüldüğü kadarıyla Sücüllü Baraj Gölü'nün temel fosfor kaynağı gölü besleyen derelerdir. Birkaç yıldır gölde kafes balıkçılığı yapılmamaktadır. Örnekleme aylarında toplam fosfor değerlerinin normal dağılış göstermediği ve varyasyonun önemli olduğu tespit edilmiştir ($P<0.05$). Tukey ve Duncan çoklu karşılaştırma testlerine göre Eylül ve Kasım ayları en yüksek toplam fosfor değerlerine sahip olduğu; bu ayları sırasıyla Mart, Aralık; Ocak, Haziran, Şubat, Ekim ve Temmuz aylarının takip etmekte bunların aralarındaki fark önemsizdir ($P>0.05$). En düşük toplam fosfor ise Mayıs, Nisan ve Ağustos aylarında görülmüştür. Sücüllü Baraj Gölü içerisindeki örnekleme noktalarında en yüksek toplam fosfor değeri 663 mg/m^3 ile 6. İstasyonda Eylül ayında ölçülmüştür. Sücüllü Baraj Gölü'nün gövdesine yakın, derinliği ve sediment birikimi daha fazla olan VI. istasyonun toplam fosfor konsantrasyonunun daha yüksek bulunması beklenen bir durumdur. Bu değer gölde geçmiş yıllarda yapılan kafes balıkçılığı faaliyetlerinin etkisinin gölde halen devam ettiğini göstermektedir. Sücüllü Baraj Gölü'ne besin elementi girişini sağlayan en önemli kaynaklar gölü besleyen dereler ve gölün etrafında bulunan tarım arazileridir. Sücüllü Baraj Gölü'nün ortalama toplam fosfor konsantrasyonu $41.14 \pm 21.5 \mu\text{g/L}$ olarak hesaplanmıştır. Hesaplanan bu değer göz önüne alındığında Sücüllü Baraj Gölü suyu toplam fosfor açısından YSKY'' ne (30/11/2012 tarih ve 28483 sayılı RG) göre I.Sınıf su kalitesini sağlamaktadır (Anonim, 2016).



Şekil 5. İstasyonlarda ve örnekleme aylarında ortalama toplam fosfor değerlerinin değişimi ($\mu\text{g/L}$).
($^{\circ}$ ve * ekstrem değerleri göstermektedir).

Göllerin trofik durumlarının belirlenmesinde Chl-a, toplam fosfor ve Secchi diski derinliği, toplam azot ve çözülmüş oksijen değişkenlerinden yararlanılmaktadır. Bu değişkenler kullanılarak göl suları verimlilik açısından sınıflandırılabilir. Bu veriler ışığında bir gölün besin maddeleri düzeyi ya da verimlilik açısından durumu, Carlson (1977) tarafından ortaya konulan trofik durum indeksi ile belirlenebilmekte ve göller doğrudan değişkenlere veya değişkenlerden hesaplanan indislere göre bir trofik sınıfa dâhil edilmektedir. Carlson (1977)'un trofik durum indeksinin temelinde, algal biyomastan yararlanarak göllerin trofi açısından sınıflandırılması yatmaktadır. Bu indekste kullanılan her üç değişken de (Chl-a yoğunluğu, Secchi diski derinliği ve toplam fosfor) algal biyoması yansıtır. Bu değişkenler lineer regresyon modeli ile birbirleriyle ilişkilendirilmiş ve değişken değerlerinin ortak yorumlanabilmesi için Tablo 3'teki indeks değerleri ortaya konmuştur. Böylelikle üç değişkenden herhangi biri kullanılarak göl suları verimlilik açısından sınıflandırılabilir. (Tablo 3) (Bulut ve Kubilay, 2018; Sezen, 2008).

Carlson Trofik Durum İndeksi'ne göre, ortalama TSI (Secchi diski derinliği), TSI (toplam fosfor) değerleri açısından Sücüllü Baraj Gölü'nün ötrofik özellik gösterdiği, TSI (Chl-a) değeri açısından oligotrofik özellik gösterdiği ve yine ortalama TSI değerlerine göre ise Sücüllü Baraj Gölü'nün ötrofik seviyede olduğu belirlenmiştir (Tablo 3). Sücüllü Baraj Gölü suyunun nispeten soğuk olması, gölün rakımının yüksek olması ve göl suyu yenilenme süresinin bitkisel üretimin oluşmasına müsaade etmeyecek kadar kısa olması Chl -a indeksinin diğer parametrelerin indekslerine kıyasla daha düşük çıkmasına neden olmaktadır.

Tablo 3. Sücüllü Baraj Gölü 'nün Carlson trofik durum indeksi (TSI) sonuçları.

TSI	Değer	Trofik seviye
TSI (Chl-a)	36.6	Oligotrofik
TSI (Toplam Fosfor)	57.64	Ötrofik
TSI (Secchi diski derinliği)	58.9	Ötrofik
Ortalama TSI	51.04	Ötrofik

Tablo 4. Göl, Gölet ve Baraj Göllerinde Trofik Sınıflandırma Sistemi Sınır Değerleri (Anonim, 2016).

Trofik seviye	Toplam Fosfor ($\mu\text{g/L}$)	Chl-a (mg/m^3)	Secchi diski derinliği (m)	Çözünmüş oksijen (mg/L)
Oligotrofik	<10	3.5	>4	>7
Mezotrofik	10 – 30	3.5 – 9	4 – 2	6 – 4
Ötrofik	31 – 100	9.1 – 25	1.9 – 1	3
Hipertrofik	>100	>25	<1	<3

YSKY trofik durum indeksine göre toplam fosfor ve Secchi diski derinliği değerleri açısından ötrofik, Chl-a ve çözünmüş oksijen değeri açısından ise oligotrofik özellik gösterdiği belirlenmiştir (Tablo 5).

Tablo 5. Sücüllü Baraj Gölü'nün YSKY trofik durum indeksi sonuçları.

Parametre	Ortalama	Trofik seviye
Toplam fosfor ($\mu\text{g/l}$)	41.14	Ötrofik
Chl-a (mg/m^3)	1.85	Oligotrofik
Secchi diski derinliği (m)	1.08	Ötrofik
Çözünmüş Oksijen(mg/L)	9.35	Oligotrofik

Türkiye'deki diğer baraj göllerinde üç değişik trofik durum indeksine göre yapılan çalışmalarda; Güllü (2005), Karacaören I Baraj Gölü'nün (Burdur) Carlson trofik durum indeksine göre mezotrofik düzeyde olduğunu belirtmiştir. Topkara (2011), Çambaşı Göleti'nde (Ordu) TSI(Secchi diski derinliği), TSI(Chl-a) ve TSI(Toplam Fosfor) sonuçlarının birbirine çok yakın olmadığını, TSI(ORT) değerinin 52,84 olarak hesaplandığını ve gölün oligo-mezotrofik özellikte olduğunu bildirmiştir. Alpaslan vd. (2018), Boztepe Recai Kutun Baraj Gölü'nün (Malatya) YSKY (2012)'ne göre II. Sınıf su kalitesine sahip olduğunu ve baraj gölünün rekreasyon, alabalık dışında diğer balık türlerinin yetiştiriciliğinde ve sulama suyu olarak kullanılabilir olduğunu belirlemişlerdir. Ayvaz vd., (2011) Afşar Baraj Gölü'nün (Manisa) Carlson trofik indeksinin Chl-a ve Secchi diski derinliği değerlerine göre baraj gölünün ötrofik seviyede olduğunu belirtmişlerdir. Küçükylmaz vd. (2014), Işıktepe Baraj Gölü'nün (Elazığ) YSKY (2012)'ne göre “yüksek kaliteli” ve “az kirlenmiş” sınıflarına dâhil olduğunu, baraj gölünün inşa amacı olan tarımsal sulama amacıyla inşa edilmiş Işıktepe Baraj Gölü'nün içme suyu temini ve su ürünleri yetiştiriciliği için de kullanılabilceğini bildirmişlerdir. Küçükylmaz vd. (2019), Özlüce Baraj Gölü'nün (Bingöl) trofik durumunu üç farklı trofik durum indeksine göre değerlendirmiş (Carlson, OECD (1982), YSKY (2016)) ve gölün mezotrofik durumda olduğunu tanımlamışlardır. Tepe vd. (2018), Karkamış Baraj Gölü'nün (Gaziantep) Carlson trofik durum indeksine göre toplam fosfor, toplam azot ve Chl-a indeks değerleri açısından mezotrofik, OECD (1982) indeksine göre ise toplam fosfor açısından mezotrofik ve diğer parametreler bakımından oligotrofik olarak sınıflandığını; sonuç olarak üç farklı trofik durum indeksine göre Karkamış Baraj Gölü trofik durumunun oligotrofik sınıftan mezotrofik sınıfa geçiş gösterdiğini bildirmişlerdir. Weysi vd., (2014), Ekbatan Rezervuarı'nın (Hamadan, İran) trofik seviyesinin hipertrofik durumda olduğunu, rezervuar havzasında fosfor ve nitrojenin kaynağı olabilecek sanayi sahasının bulunmadığını; göldeki ötrofikasyon sürecinin ana nedeninin Sücüllü Baraj Gölü'nde olduğu gibi kırsal ve tarımsal atıksular olduğunu bildirmişlerdir. Bu nedenle barajdaki ötrofikasyonu azaltmak için uzun vadeli yönetim yöntemlerinin kullanılmasını önermişlerdir. Tizro vd., (2016) de Ekbatan Rezervuarı'nda yaptıkları çalışmada Weysi vd., (2014)'nin tespit ettikleri sonuçlara benzer sonuçları bulmuşlardır. Ekbatan rezervuarının ciddi bir ötrofikasyon sorunu olduğunu ve fosforun bu sistemin sınırlayıcı besin maddesi olduğunu ortaya koymuşlardır. Sonuçta ötrofikasyonun Ekbatan Baraj Gölü için ciddi bir sorun olabileceğini ve bu rezervuardaki su kalitesinin daha düşük olmasını önlemek için sıkı bir su kalitesi

izlemesi gerektiğini belirtmişlerdir. Maraşlıoğlu ve Gönüloğlu (2014), Yedikır Baraj Gölü'nün (Amasya) klorofil a, Secchi derinliği ve toplam fosfor, değişkenlerinden türetilen TSI değerleri arasında farklılıklar tespit etmişler ve baraj gölünde klorofil a ve Secchi diski derinliği endeksleri birbirine yakın bulunmuş, ancak iki değer de fosfor endeksinin üzerinde olduğunu tespit etmişlerdir ve bu durumun baraj gölünde alg biyokütlesinin muhtemelen fosforla sınırlı olduğunu gösterebileceğini bildirmişlerdir. Işık (2018), içme suyu kaynağı olarak kullanılan Mamasın Baraj Gölü'nün (Aksaray) trofik durumunu araştırdığı çalışmasında Carlson hesaplama yöntemi ile hesaplanan TSI değerlerine göre gölün ötrofik hatta hipertrofik olduğunu ve barajı besleyen akarsular içme suyu temin etmek için uygun olsa da baraj suyunun kalitesi aşırı alg çoğalmasına bağlı olarak estetik (tat ve koku) açıdan oldukça kötü durumda olduğunu tespit etmiştir. Işık (2018) Aksaray ilinin küresel iklim değişikliğinin bir etkisi olarak gelecekte kuraklığın ve etkilerinin daha fazla hissedileceği Konya Kapalı havzasında olması nedeniyle Karasu ve Melendiz Çaylarının beslediği Mamasın Baraj Gölü'nün kullanımından vazgeçilmesi ve alternatif kaynaklar aranmasını ve ötrofik-hipertrofik seviyede olan baraj gölünün geri kazanılması için akılcı, bilimsel, sürdürülebilir ve havza bazlı çözümler üretilmesi gerektiğini bildirmiştir. Morkoyunlu Yüce ve Aktaş (2020), Tahtalı, Davuldere ve Çayırköy Göletlerinin (Kocaeli) su kalitesini araştırdıkları çalışmalarında trofik durum indeksine göre göletlerin durumunun orta-iyi kalite su özelliğe sahip olduğunu ve sucül sistemlerin sürdürülebilir yönetimi için, bu göletlerin çevresel etkenlerinin düzenli olarak kontrol edilmesi ve izlenmesinin gelecek nesiller açısından oldukça önem taşıdığını bildirmişlerdir.

4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Sücüllü Baraj Gölü'nün Carlson trofik durum indeksine göre, ortalama 58.9 TSI (Secchi diski derinliği), 57.64 TSI (toplam fosfor) değerleri açısından ötrofik ve 36.6 TSI (Chl-a) değerleri açısından oligotrofik özellik gösterdiği yine 51.04 ortalama TSI değerlerine göre ise ötrofik seviyede olduğu belirlenmiştir. YSKY (2016) trofik durum indeksine göre Chl-a ve çözünmüş oksijen değerleri açısından oligotrofik, toplam fosfor ve Secchi diski derinliği açısından ötrofik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Göl, Gölet ve Baraj Göllerinde Trofik Sınıflandırma Sistemi Sınır Değerler (15/04/2015 tarihli ve 29327 sayılı RG)'ne göre ise toplam fosfor ve Secchi diski derinliği açısından ötrofik, Chl-a açısından ise oligotrofik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Chl-a indeks değerlerinin diğer parametrelerin indekslerine göre daha düşük değerde çıkması ve gölün Chl-a açısından oligotrofik seviyede olmasının; Sücüllü Baraj Gölü suyunun soğuk olması, gölün rakımının yüksek olması ve göl suyu yenilenme süresinin kısa olmasına bağlanmaktadır. Gölün trofik durumunun ekolojik açıdan tehlikeli boyutlarda olduğu; bu nedenle de Sücüllü Baraj Gölü'nün besin elementi yüklenmesi ile ilgili sonuçların baraj gölü su kalitesinin geleceği ile ilgili çok büyük bir önem taşıdığı görülmektedir.

Sücüllü Baraj Gölü'nün Gelendost (Afşar) Çayı vasıtasıyla bağlantılı olduğu Eğirdir Gölü'nün TSI (Chl-a) 47; TSI (toplam fosfor) 42; TSI (Secchi diski derinliği) 38 ve ortalama TSI 42 olarak hesaplanan değerleri ile Carlson trofik durum indeksine göre mezotrofik seviyede olduğu; OECD (1982) trofik durum indeksine göre toplam fosfor, Chl-a, Maksimum Chl-a ve Secchi diski derinliği parametreleri açısından mezotrofik, toplam azot parametresi açısından oligotrofik özellik gösterdiği; YSKY (2016) 'ne göre Chl-a ve çözünmüş oksijen değerleri açısından oligotrofik, toplam azot ve Secchi diski derinliği değerleri açısından mezotrofik, toplam fosfor değerleri açısından ise ötrofik özellik gösterdiği belirlenmiştir. Eğirdir Gölü'nün kirlenme etkisini yavaşlatan şartlar göl suyunun yeraltı suyu ile beslenmesi, göl çevresinde endüstriyel faaliyetin ve nüfus yoğunluğunun az olması ile birlikte göl suyunun çözünmüş oksijen içeriğinin yüksek olması sayılabilir. Bununla birlikte göl ile bağlantısı olan derelerde önlem alınması, tarım arazilerinde sulama ve ilaçlama disiplinine gidilmesi ve göl ile bağlantılı yerleşim yerlerinde atık su arıtma tesislerinin kurulması önem taşımaktadır (Bulut ve Kubilay, 2018).

Süçüllü Baraj Gölü'nün su kalitesinin geleceği açısından Süçüllü Baraj Gölü için bir yönetim planı oluşturulmalı ve gölün su kalitesi izleme çalışmaları yapılmalıdır. Bu haliyle kafes balıkçılığına uygun olmadığı görülen Süçüllü Baraj Gölü'de yapılacak kafes balıkçılığı faaliyetleri yapılacaksa gölün su kalitesi iyileştirildikten sonra buna karar verilmelidir. Ayrıca Süçüllü Baraj Gölü'nün Gelendost-Afşar Çayı vasıtasıyla Eğirdir Gölü'nü etkileme potansiyeli olduğundan içme suyu kaynağı olarak kullanılan Eğirdir Gölü'ne etkisi göz önünde bulundurulmalıdır. Süçüllü Baraj Gölü'nün su kalitesinin korunması ve iyileştirilmesi için Süçüllü Baraj Gölü'nü besleyen kaynaklardan Bağlarbaşı Deresi'ne evsel atık su deşarjının önlenmesi, yerleşim yerlerine arıtma sistemleri kurulması ve Süçüllü Baraj Gölü etrafında tarım arazilerinden kaynaklanan besin elementi yüklemesinin azaltılması gereklidir.

TEŞEKKÜR

Yazarlar, laboratuvar çalışmalarında yardımlarından dolayı Dr. Öğretim Üyesi N.Lerzan ÇİÇEK'e ve Dr. Öğretim Üyesi Ömer ERDOĞAN'a (Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Türkiye) teşekkür etmektedir.

FİNANS

Bu çalışmanın yürütülmesinde herhangi bir finansal destek alınmamıştır.

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan etmektedir.

YAZAR KATKILARI

Çalışma kurgusu ve Metodoloji: OÇ; Literatür taraması, deneyin gerçekleştirilmesi, veri analizi, makale yazımı: AA; Denetleme: OÇ. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

KAYNAKLAR

- Alpaslan K., Karakaya, G., Gündüz, F. & Koçer, M.A.T. (2016). Boztepe Recai Kutun Baraj Gölü su kalitesinin değerlendirilmesi. *Türk Tarım ve Doğa Bilimleri Dergisi*, 4(1), 22–29.
- Anonim (2014). *Durgun yerüstü kara iç sularının ötrofikasyona karşı korunmasına ilişkin tebliğ*. 26 Şubat 2014 Tarih ve 28925 Sayılı Resmi Gazete.
- Anonim (2016). *Yerüstü su kalitesi yönetimi yönetmeliği*. 10 Ağustos 2016 Tarih 29797 sayılı Resmi Gazete.
- APHA, (2005). *Standart Methods for The Examination Of Water And Wastewater*. American Public Health Association, 1134p, Washington, DC.
- Ayvaz, M., Tenekecioğlu, E. & Kuru, E. (2011). Afşar Baraj Gölü'nün (Manisa-Türkiye) trofik statüsünün belirlenmesi. *Ekoloji Dergisi*, 20(81), 37-47.
- Bartram, J. & Ballance, R., (1996). *Water Quality Monitoring*. UNEP / WHO, E&FNSPON Chapman&Hall, 383 pp, London, UK.

- Bulut, C. & Kubilay, A. (2018). Eğirdir Gölü su kalitesinin trofik durum indeksleriyle belirlenmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 14(4), 324-338. <https://doi.org/10.22392/egirdir.415073>
- Carlson, R.E. (1977). A trophic index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361-369. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carlson, R.E. & Simpson, J. (1996). *A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society.
- Çetinkaya, O. (2009). *Su ürünleri mühendisliğinde su kalitesi*. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Ders Notları, 92s, Isparta.
- Çetinkaya, O. (2015). *Su ürünleri araştırmalarında istatistiksel analizler*. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Ders Notları, 95s, Isparta.
- Elibol, M.İ (2013). *Ermenek Baraj Gölü limnolojisi*. DSİ XII. Bölge Müdürlüğü, 252s, Ankara.
- Emre, Y., Sayın, C., Kıştin, F. & Emre, N. (2008). Türkiye’de ağ kafeste alabalık yetiştiriciliği, karşılaşılan sorunlar ve çözüm önerileri. *Süleyman Demirel Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 4(1-2), 67-73.
- Fakıoğlu, Ö., Atamanalp, M. & Demir, N. (2011). Baraj göllerinde toksik mavi-yeşil algler. *Ankara Üniversitesi Çevre Bilimleri Dergisi*, 3(2), 65-71.
- Gülle, İ. (2005). Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) planktonunun taksonomik ve ekolojik olarak incelenmesi. (Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Işık, M. (2018). Ötrofikasyon ve su kalitesi problemleri-Aksaray örneği. *Su Vakfı İklim Değişikliği ve Çevre Dergisi*, 3(6) 37-44.
- Küçükyılmaz, M., Örnekçi, G.N., Uslu, A.A., Özbey, N., Şeker, T., Birici, N., Yıldız, N. & Koçer M.A.T. (2014). Işıktepe Baraj Gölü (Maden, Elazığ) kıyı bölgesi fizikokimyasal su kalitesi üzerine ilk bulgular. *Yunus Araştırma Bülteni 2014* (2), 55-63.
- Küçükyılmaz, M., Örnekçi, G.N., Karakaya, G., Özbey, N., Arısoy G. & Kocalmış, A. (2019). Özlüce Baraj Gölü’nün trofik durumunun değerlendirilmesi. *Uluslararası Doğu Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü Dergisi*, 2(2), 94-105.
- Lind, O.T., (1985). *Handbook of common methods in limnology*. Second Ed., Kendall/ Hunt Pub. Comp., 199 p. Dubeque, USA.
- Maraşlıoğlu, F. & Gönülol, A. (2014). Phytoplankton community, functional classification and trophic state indices of Yedikır dam lake (Amasya). *J. Biol. Environ. Sci.*, 8(24), 133-141.
- Morkoyunlu Yüce, A & Aktaş, M. (2020). Tahtalı, Davuldere ve Çayırköy göletlerinin (Kocaeli) algleri ve su Kaliteleri üzerine bir çalışma. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 10(3), 1539-1550. <https://doi.org/10.21597/jist.666823>
- OECD, (1982). *Eutrophication of waters. monitoring, assessment and control*. Organisation for Economic Co-Operation and Development, 154 s.
- Tepe, R., Karakaya, G., Şahin, A.G., Sesli, A., Küçükyılmaz, M. & Aksağan, A. (2018). Karkamış Baraj Gölü trofik durumu. *International Journal of Innovative Engineering Applications*, 2(1), 1-3.
- Sezen, G. (2008). Sarımsaklı Baraj Gölü (Kayseri) fitoplanktonu ve su kalitesi özellikleri. (Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Tizro, A.T., Maryam Ghashghaie & Hamed Nozari, M. H. (2016). Assessment of Carson trophic index in Dam lake: a case study of Ekbatan Dam. *Iranian Journal of Health Sciences*, 4(4): 25-33.
- Topkara, S. (2011). Çambaşı Göleti (Kabadüz, Ordu) fitoplanktonu ve trofik yapısının incelenmesi. (Yüksek Lisans Tezi, Ordu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü)
- Tüzün, İ., İnce, Ö. & Başaran, G. (2006). *Doğal göl ve rezervuar limnolojisindeki farklılıkların birleşik yönetim planlaması açısından değerlendirilmesi: genel yaklaşım*. 1. Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu, Antalya, 237-248.

Wetzel, R.G. (2001). *Limnology lake and river ecosystems*. (3rd ed). Academic Press.

Weysi, K., Nourmoradi, H., Samarghandi, M.R. & Samadi, M.T. (2014). Investigation on the trophic status of ekbatan reservoir: a drinking water supply reservoir in Iran. *Journal of Research in Health Sciences*, 14(1): 65-69.

Türk Marketlerinde Satışa Sunulan Çeşitli Balık Ürünlerinin Biyojenik Amin ve Trimetilamin İçerikleri

Trimethylamine and Biogenic Amine Levels of Various Fish Products Sold in Turkish Markets

Ali Serhat Özkütük¹, Gülsün Özyurt^{2*}, Esmeray Küley²

¹Çukurova Üniversitesi, Yumurtalık Meslek Yüksekokulu, Su Ürünleri Bölümü, Adana

²Çukurova Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Avlama ve İşleme Teknolojisi Bölümü, Adana

Sorumlu yazar: beklevik@cu.edu.tr

Geliş: 31.03.2021

Kabul: 04.01.2022

Yayın: 01.03.2022

Alıntılama: Özkütük, A. S., Özyurt G. & Küley, E. (2022). Türk marketlerinde satışa sunulan çeşitli balık ürünlerinin biyojenik Amin ve Trimetilamin içerikleri. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 013-023. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.906996>

Özet: Çalışmada Türk marketlerinde ticari olarak satılan 17 farklı işlenmiş balık ürününün (dondurulmuş Alaska mezgiti, hamsi filetosu, sardalya filetosu, berlam filetosu, Asya kedi balığı filetosu, palamut, Atlantik somon; tütsülenmiş-kurutulmuş uskumru, alabalık, Atlantik somon; marine edilmiş uskumru, hamsi, kırmızı biber soslu hamsi ve acı biber soslu hamsi; tütsülenmiş-marine edilmiş uskumru, hamsi) biyojenik amin içeriği hızlı HPLC metodu kullanılarak analiz edilmiştir. Balık ürünlerinde en fazla miktarda bulunan biyojenik aminler putresin, spermidin, spermin ve dopamin olmuştur. Test edilen balık ürünleri arasında histamin birikimi sadece dondurulmuş Atlantik somon, marine kurutulmuş uskumru ve marine acı biber soslu hamside gözlenmiş olup, 10 mg/100 g olarak belirtilen yasal limitin altında kalmıştır. Balık ürünlerinde tiramin histamine kıyasla daha yüksek oranda birikime uğramıştır. En yüksek tiramin içeren balık ürünleri, 8,5 mg/100 g, 5,27 mg/100 g ve 3,5 mg/100 g değer ile dondurulmuş Atlantik somon, acı biber soslu marine hamsi ve tütsülenmiş-marine uskumru olmuştur. Putresin ve kadeverin birikimi tüm balık ürünlerinde sırasıyla < 33,53 ve < 19,87 mg/100 g olarak bulunmuştur. Balık ürünlerinin trimetilamin (TMA) içeriği ise 6,6-22 mg/100 g arasında olmuştur. Balık örneklerinde toplam biyojenik amin değeri en düşük dondurulmuş Alaska mezgitinde gözlenirken (28,8 mg/100 g), dondurulmuş Atlantik somon en yüksek biyojenik amin içeren (232,3 mg/100 g) balık ürünü olmuştur. Çalışma sonucunda, test edilen çoğu işlenmiş balık ürününün iyi kalitede olduğu gözlenmiştir. Ancak bu sonuçlar işlenmiş su ürünlerinde insan tüketiminde güvenliği sağlamak için dikkatle izleme çalışmalarının yapılması gerektiğini ortaya koymuştur.

Anahtar kelimeler

- İşlenmiş balık ürünleri
- Biyojenik aminler
- TMA
- Histamin
- Putresin

Abstract: In this study, biogenic amine contents of 17 different fish products (frozen Alaska Pollock, anchovy fillets, sardine fillets, hake fillets, pangasius fillets, Atlantic bonito, and Atlantic salmon; smoked mackerel, trout, Atlantic salmon; marinated mackerel, anchovy, anchovy with red pepper sauce, anchovy with hot pepper sauce; smoked-marinated mackerel and anchovy) available on Turkish retail market were investigated using rapid HPLC method. Putrescine, spermidine, spermine, and dopamine were the most abundant biogenic amines found in fish products. Among fish products tested, histamine accumulation was only found for frozen Atlantic salmon, marinated dried mackerel, and marinated anchovy with hot pepper sauce, and remained below the legal limit suggested as 10 mg/100 g. Tyramine accumulation in fish products was higher than histamine. The highest tyramine content was observed from frozen Atlantic salmon, marinated anchovy with hot pepper sauce, and smoked-marinated mackerel, with a corresponding value of 8.5, 5.27, and 3.5 mg/100 g. Putrescine and cadaverine level of

Keywords

- Processed fish products
- Biogenic amines
- TMA
- Histamine
- Putrescine



fish products were found as <33.53 and <19.87 mg/100g, respectively. Trimethylamine (TMA) contents of fish products were between 6.6 and 22 mg/100 g. The lowest total biogenic amine content was detected in frozen Alaska pollock (28.8 mg/100 g), whilst frozen Atlantic salmon had the highest level of total biogenic amine (232.3 mg/100 g). The study results showed that most of the fish products tested were of good quality. However, these results revealed that careful monitoring studies should be made to ensure the safety of fishery products in human consumption.

1. GİRİŞ

Su ürünleri önemli bir protein, mineral, vitamin ve yağ asitleri kaynağı olup, her yaş grubu için eşsiz ve dengeli besin kaynağı sunmaktadır. Ancak, balık çok hassas bir gıda ürünü olduğu için uygun şekilde muhafaza edilmediği takdirde ölümden hemen sonra bozulmaya başlamaktadır. Su ürünlerinde bozucu mikroorganizmaların metabolik faaliyetlerinden dolayı kalite kaybına ve bozulmaya yol açan biyojenik amin oluşumu oldukça hızlı gerçekleşmektedir (Rezaei vd., 2007). Bu sebeple, biyojenik amin gibi bozulma metabolitlerinin analizi kalite göstergesi olarak değerlendirilmekte ve balığın tazeliği ve tüketim kalitesi hakkında bilgi vermektedir (Weremfo vd., 2020).

Biyojenik aminler, substrata özgü mikrobiyal dekarboksilaz enziminin katalitik etkisiyle amino asitlerden α -karboksil grubunun uzaklaşması ile üretilir (Bermúdez vd., 2012). Depolama süresince balık kasında serbest aminoasitleri dekarboksilaz enzimleri aracılığı ile dekarboksile eden bazı bakteriler vardır. Çeşitli çalışmalarda balık etinden *Morganella*, *Hafnia*, *Vibrio*, *Aeromonas*, *Photobacterium*, *Proteus*, *Enterobacter*, *Raoultella*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Shigella* ve *Shewanella* gibi amin üreten bakteri üyeleri rapor edilmiştir (Lakshmanan vd., 2002; Takahashi vd., 2003; Houicher vd., 2013; Kuley vd., 2019; Durak-Dados vd., 2020). Histamin, tiramin, putresin, kadaverin, triptamin, ve β -feniletilamin sırasıyla histidin, tirozin, ornitin, lizin, triptofan, ve fenilalanin gibi öncül amino asitlerden ortaya çıkmaktadır (Özogul ve Özogul, 2019). Gıdalardaki miktarı ve toksikolojik etkileri ile bağlantılı olarak, gıdalardaki en önemli biyojenik aminler histamin, tiramin, 2-feniletilamin, triptamin, putresin ve kadaverin'dir (Santos, 1996; Gardini vd., 2016).

Balık da biyojenik aminler gıda kaynaklı hastalıkların başlıca ajanı arasında yer alıp, yüksek düzeyde biyojenik amin içeren gıdanın sindirilmesi ile insanlarda zehirlenme gerçekleşebilmektedir (Biji vd., 2016). Su ürünlerinin bozulması ve özellikle yüksek sıcaklıkta depolama süresince, balık türüne bağlı olarak çeşitli miktarda biyojenik amin üretilmektedir. Bir üründeki biyojenik aminlerin toplam miktarı ve çeşitliliği, ürünün doğası ve mikroorganizma varlığından önemli şekilde etkilenmektedir (Gardini vd., 2016). Genellikle balık etinde bozulma süresince mikrobiyal yükün artışı ile biyojenik amin konsantrasyonu artış göstermektedir (Espalha vd., 2019)

Histamin, tiramin, putresin ve kadaverin bozulma ile ilişkili deniz ürünlerinde en yaygın bulunan biyojenik aminlerdir (Espalha vd., 2021). Ancak balık ürünlerinde sadece histamin, putresin ve kadaverinin balık güvenliği ve kalite tespitinde önemli olduğu bulunmuştur (Bulushi vd., 2009). Bu biyojenik aminler arasında histamin ve tiramin bozulma süresince biyolojik olarak en aktif aminlerdir (Espalha vd., 2021). Balık ve balık ürünlerinde histamin için belirtilen maksimum yasal limit Avrupa birliği (Directive 91/493/EEC, 2005) için 100-200 mg/kg iken, Amerikan Gıda ve İlaç Dairesi (FDA, 2001) için 50 mg/kg'dır. Histamin zehirlenmesi bozulmuş *Scombridae* ve *Scombresocidae* familyasının (FDA, 2001) yanında, sardalya, hamsi ve ringa gibi bir takım scombroid olmayan balık türlerinin (Biji vd., 2016) tüketimi ile ilişkilidir. Bu balık türlerinin kasları nispeten yüksek histidin düzeyine sahiptir (Ozogul ve Ozogul, 2019). Siyah kas beyaz kasa kıyasla daha fazla histidin içeriğine sahiptir. Eğer balık yüksek sıcaklık altında tutulursa, histamin birikim süreci hızlandırılmış olur (Rodtong vd., 2005; Rossano vd., 2006). Yüksek oranda koyu kasa sahip balıklar histamine kıyasla

daha düşük oranda putresin, kadaverin ve tiramin biriktirmeye meyillidirler (Du vd., 2002; Sedaghati ve Mooraki, 2019).

Putresin ve agmatinin histamin oksidasyonunu baskılamasıyla histamin toksisitesini arttırdığı bilinmektedir (Taylor, 1986). Tiramin, putresin ve kadaverin gibi biyojenik aminlerin kanserojenik nitrosaminlerin öncülü olduğu bildirilmiştir (Lange ve Wittmann, 2002).

İşlenmiş ürünlerde uygulanan tuzlama, olgunlaştırma, fermantasyon veya marinasyon gibi bazı teknolojik süreçler biyojenik amin oluşumunu artırabilmektedir (Visciano vd., 2012). Tüketici sağlığını korumak için, işlenmiş gıdalarda biyojenik amin konsantrasyonunu izlemek çok önemlidir. Bu nedenle, bu çalışmada ülkemizde ticari olarak satışa sunulan işlenmiş su ürünlerinin biyojenik amin içeriği hakkında bilgi sağlamak ve kalite kontrolünün daha iyi anlaşılmasına katkıda bulunmak hedeflenmiştir. Bu amaçla çalışmada, Türk marketinde ticari olarak satışa sunulan 17 farklı balık ürünlerinin biyojenik amin ve trimetilamin (TMA) içerikleri araştırılmıştır. Araştırmada elde edilen bulguların gelecekte düzenlenecek yasal mevzuatlara ilişkin politika belirleme kararları için de faydalı olacağı düşünülmektedir.

2. MATERYAL ve YÖNTEM

Çalışmada çeşitli firmalara ait 7 farklı dondurulmuş, 3 farklı tütsülenmiş, 4 farklı marine edilmiş ve 2 farklı tütsülenmiş-marine edilmiş balık ürünü kullanılmış olup, bu ürünler Adana ilinde bulunan çeşitli marketlerden tedarik edilmiştir (Tablo 1). Balık ürünleri laboratuvara ulaşır ulaşmaz her bir ürün için uygun muhafaza koşulunda tutularak, 48 saat içerisinde analize alınmıştır. Her bir üründen 3 paket kullanılmış olup her bir paketten tekerrürlü örnekleme yapılmıştır.

Tablo 1. Araştırmada incelenen işlenmiş balık ürünü grupları.

Dondurulmuş Balık Ürünleri	Tütsülenmiş Balık Ürünleri	Marine Balık Ürünleri	Tütsülenmiş ve Marine Balık Ürünleri
Alaska mezgiti	Uskumru*	Kurutulmuş uskumru	Hamsi
Hamsi filetosu	Uskumru	Acı biber soslu hamsi	Uskumru
Sardalya filetosu	Alabalık	Hamsi	
Asya kedi balığı filetosu	Atlantik somon	Kırmızı biber soslu hamsi	
Berlam filetosu			
Palamut			
Atlantik somon			

*İki farklı firmadan örnekleme yapılmıştır.

2.1. Biyojenik Amin ve TMA Analizi

2.1.1. Balık Örneklerinin Ekstrakte Edilmesi

Balık örneklerinin biyojenik amin içeriği, Özoğul vd. (2002) tarafından geliştirilen hızlı bir yüksek performanslı sıvı kromatografisi (HPLC) metodu kullanılarak belirlenmiştir. Bu amaçla, 5 g balık eti üzerine 20 mL % 6'lık TCA eklenerek, 2 dk Ultra-Turax (T 25 basic IKA-WERKE, Staufen, Germany) ile homojenize edilmiştir. Örneklerin filtrasyonu (Whatman No. 1 filtre kağıdı, Maidenstone, UK) sonrası, filtrat distile su ile 50 mL'e tamamlanmıştır. Elde edilen ekstraktlar türevlendirme işlemine kadar derin dondurucuda (-18 °C) muhafaza edilmiştir.

2.1.2. Standart Amin Solüsyonunun Hazırlanması

Çalışmada kullanılan biyojenik amin standartları Sigma–Aldrich (Munich, Germany) firmasından temin edilmiştir. Triptamin hidroklorid (122,8 mg), putresin dihidroklorid (182,9 mg), 2-feniletilamin hidroklorid (130,1 mg), kadaverin dihidroklorid (171,4 mg), spermidin trihidroklorid (175,3 mg), spermin tetrahidroklorid (172,0 mg), histamin dihidroklorid (165,7 mg), tiramin hidroklorid (126,7 mg), 5-hidroksitriptamin (serotonin) (133,9 mg), 3-hidroksitiramin hidroklorid (dopamin) (123,8 mg),

agmatin sülfat (175,4 mg), amonyum klorid (296,9 mg) ve trimetilamin hidroklorid (161,7 mg) 10 mL ultra saf suda çözündürülmüştür.

2.1.3. Biyojenik aminlerin türevlendirilmesi

Biyojenik aminlerin türevlendirme işlemi Özogul vd. (2002) yöntemine göre gerçekleştirilmiştir. Türevlendirme maddesi olarak benzoil klorid kullanılmıştır. Standart amin solüsyonunu türevlendirmek için, her bir standart solüsyonundan (10 mg/mL) 50 µL, ekstrakte balık örneği için ise 2 mL örnek alınmıştır. Her bir örnek üzerine 1 mL 2 M sodyum hidroksid ve 20 µL benzoil klorid eklendikten sonra 1 dk vortekste karıştırılmıştır. Reaksiyon karışımı 40 dk, oda sıcaklığında (24 °C) bırakılmıştır. Sonrasında her bir örnek üzerine 2 mL doymuş sodyum hidroksit ve 4 mL dietil eter ile ekstrakte edilmiştir. Karıştırma işleminden sonra üst faz azot altında uçurulmuştur. Daha sonra tüp içerisinde bulunan kalıntılar 1 mL asetonitrilde çözündürülerek, 1 µL örnek HPLC'ye enjekte edilmiştir.

2.1.4. Biyojenik amin analizi ve kromatografik koşullar

Biyojenik amin analizi için SPD-M20A diode array dedektör, iki kanallı gradient pompa (Shimadzu LC-10AT), autosampler (SIL 20AC), kolon fırını (CTO-20AC), FCV-11AL dalga birimli communication bus module (CBM-20A) sahip Shimadzu Prominence HPLC cihazı (Shimadzu, Kyoto, Japan) kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan kolon Spherisorb 5 Si C18 (pH-St, 250X4.6 mm, FENomenex, Macclesfield, Cheshire, UK) olmuştur. Amin analizi için mobil faz, asetonitril ve HPLC ultra saf sudan oluşmuştur. Toplam analiz süresi 20 dk olmuştur. Enjeksiyon seviyesi 1 µl olup, 254 nm'de tespit gerçekleştirilmiştir.

2.1.5. İstatistik analizler

Verilerin istatistik analizi SPSS 22.0 paket programı (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Gruplar arasındaki $P < 0.05$ olarak ifade edilen önemli farklılıklar ANOVA testi ile değerlendirilmiştir.

3. BULGULAR ve TARTIŞMA

Tablo 2-5 işlenmiş balık ürünlerinin biyojenik amin ve TMA içeriğini göstermektedir. Araştırmada incelenen balık ürünlerinin biyojenik amin ve TMA içeriği bakımından önemli farklılıklar gösterdiği gözlenmiştir. Balık ürünlerinde en fazla miktarda bulunan biyojenik aminler putresin, spermidin, spermin ve dopamin iken, 2-feniletamin ve histamin en düşük düzeyde tespit edilen biyojenik aminler olmuştur. Biyojenik amin üretiminin, sıcaklık, pH, karbon kaynağı, amino asit varlığı, bakteriyel büyüme faktörlerinin varlığı, hücre gelişim fazı, aerobiosis ve anaerobiosis gibi gıdanın iç ve dış parametrelerine bağlı olduğu bilinmektedir (Bover-Cid vd., 2008; Buňková vd., 2010). İncelenen ürünler arasındaki farklılıkların bu faktörlerden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Tablo 2. Araştırmada incelenen dondurulmuş balık ürünlerinin biyojenik amin ve TMA içerikleri (mg/100 g).

	Dondurulmuş Balık Ürünleri						Atlantik Somon
	Alaska Mezgiti	Hamsi Filetosu	Sardalya Filetosu	Asya Kedi Balığı Filetosu	Berlam Filetosu	Palamut	
PUT	3,6±0,2* ^d	4,7±0,2 ^{cd}	5,0±0,4 ^c	2,5±0,1 ^e	4,9±0,1 ^c	21,5±0,6 ^b	33,5±1,6 ^a
KAD	-	3,0±0,1 ^c	2,6±0,1 ^c	1,0±0,1 ^d	-	5,7±0,7 ^b	19,9±1,7 ^a
SPD	3,7±0,3 ^d	14,2±0,6 ^b	14,4±1,1 ^b	7,0±0,1 ^c	3,2±0,0 ^d	33,9±2,7 ^a	31,2±0,5 ^a
SPN	4,8±0,3 ^{ef}	9,7±0,6 ^{de}	13,1±1,1 ^d	21,2±1,5 ^c	3,8±0,2 ^f	26,3±2,6 ^b	28,2±1,9 ^a
HİS	-	-	-	-	-	-	4,5±0,3
FEN	-	-	-	-	-	-	21,9±1,8
TRP	-	-	-	0,7±0,0 ^b	-	0,4±0,1 ^b	17,9±1,8 ^a
SER	0,8±0,0 ^d	1,5±0,0 ^{bc}	1,4±0,1 ^{cd}	1,7±0,6 ^{bc}	2,1±0,1 ^{bc}	2,1±0,1 ^{bc}	10,2±0,8 ^a
TİR	-	0,7±0,0 ^c	0,7±0,0 ^c	0,3±0,0 ^d	1,0±0,0 ^b	1,2±0,1 ^b	8,5±0,3 ^a
DOP	7,2±0,7 ^c	10,0±0,7 ^b	10,7±0,5 ^b	9,2±0,2 ^b	10,7±1,4 ^b	9,7±0,6 ^b	27,8±2,4 ^a
AGM	2,1±0,1 ^{de}	2,1±0,1 ^{de}	4,1±0,4 ^b	3,0±0,2 ^c	2,5±0,2 ^{cd}	1,7±0,1 ^e	18,4±0,8 ^a
TMA	6,6±0,5 ^d	11,3±0,3 ^c	13,0±0,9 ^b	10,6±0,8 ^c	14,2±1,2 ^b	16,6±0,9 ^a	10,3±0,4 ^c

*Ortalama değer ± Standart sapma (n=3). -Belirlenemedi, PUT: Putresin, KAD: Kadaverin, SPD: Spermidin, SPN: Spermin, HİS: Histamin, PHEN: 2-feniletılamin, TRP: Triptamin, SER: Serotonin, TİR: Tiramin, TMA: Trimetilamin, DOP: Dopamin, AGM: Agmatin. ^{a-f} Gruplar arasındaki farklı harfler istatistik farklılığı göstermektedir (P<0.05).

Tablo 3. Araştırmada incelenen tütülenmiş balık ürünlerinin biyojenik amin ve TMA içerikleri (mg/100 g).

	Tütülenmiş Balık Ürünleri			
	Uskumru ⁺	Uskumru	Alabalık	Atlantik Somon
PUT	4,0±0,2* ^d	14,2±0,5 ^b	20,2±1,8 ^a	8,4±0,1 ^c
KAD	-	5,0±0,3 ^b	8,4±0,9 ^a	3,0±0,7 ^c
SPD	13,4±0,8 ^b	13,0±1,0 ^b	23,9±2,2 ^a	15,4±1,1 ^b
SPN	9,6±0,5 ^d	11,6±0,3 ^c	15,8±0,9 ^b	20,4±1,7 ^a
HİS	-	-	-	-
FEN	-	0,6±0,0	-	-
TRP	-	0,6±0,0 ^b	0,2±0,0 ^c	0,8±0,2 ^a
SER	1,2±0,0 ^c	5,6±0,3 ^a	5,6±0,4 ^a	4,7±0,3 ^b
TİR	0,1±0,2 ^c	1,8±0,0 ^b	2,3±0,0 ^a	1,7±0,1 ^b
DOP	6,2±0,3 ^d	29,0±0,7 ^a	14,1±0,7 ^b	11,5±0,6 ^c
AGM	2,7±0,1 ^c	14,4±0,7 ^a	3,2±0,1 ^c	6,8±0,5 ^b
TMA	13,6±0,7 ^b	17,3±1,0 ^a	12,2±0,9 ^{bc}	10,9±0,7 ^c

*Ortalama değer ± Standart sapma (n=3). +İki farklı firmanın ürünü, -Belirlenemedi, PUT: Putresin, KAD: Kadaverin, SPD: Spermidin, SPN: Spermin, HİS: Histamin, PHEN: 2-feniletılamin, TRP: Triptamin, SER: Serotonin, TİR: Tiramin, TMA: Trimetilamin, DOP: Dopamin, AGM: Agmatin. ^{a-d} Gruplar arasındaki farklı harfler istatistik farklılığı göstermektedir (P<0.05).

Putresin ve kadaverin histaminin toksik etkisini arttırmada öncül bir rol oynamaktadır. Ayrıca bu aminlerin balık bozulmasında yararlı bir kalite göstergesi olduğu bildirilmektedir (Bulushi vd., 2009). Putresin, araştırmada incelenen tüm balık ürünlerinde tespit edilmiş olup; 3,60 mg/100 g (donmuş Alaska mezgiti) ve 33,53 mg/100 g (dondurulmuş Atlantik somon) arasında değişkenlik göstermiştir. Dondurulmuş Alaska mezgiti, berlam filetosu, tütülenmiş uskumru ve kurutulmuş uskumruda kadaverin tespit edilmemekle birlikte, diğer balık ürünlerinde 19,87 mg/100 g'ın altında kadaverin içerdiği tespit edilmiştir.

Spermin ve spermidin gıdalarda doğal olarak bulunmakta (Muñoz-Esparza vd., 2019) ve ayrıca putresinden üretilmektedir (Zarei vd., 2011). Spermidin ve spermin dondurulmuş Alaska mezgiti, berlam filetosu, marine hamsi, ve tütülenmiş marine hamside en düşük düzeyde (<5 mg/100 g) bulunmuştur. Ancak dondurulmuş palamut, dondurulmuş ve tütülenmiş Atlantik somon en yüksek düzeyde spermin ve spermidin içeren (>26 mg/100 g) balık ürünleri olmuştur.

Test edilen balık ürünleri arasında histamin birikimi sadece dondurulmuş Atlantik somon, marine kurutulmuş uskumru ve marine acı biber soslu hamsi de gözlenmiştir. Bu balık türlerinde histamin

içeriği Avrupa Birliği tarafından önerilen 10 mg/100 g histamin limitinin oldukça altında kalmıştır. Huang vd. (2010) kurutulmuş balık ürünlerinde daha yüksek düzeyde histamin rapor etmişlerdir (6,31-47,90 mg/100 g). Pons-Sánchez-Cascado vd., (2005a) tuz ile olgunlaştırılan hamside en fazla miktarda bulunan biyojenik amin'in tiramin olduğunu (>9 mg/100 g), histaminin ise 2 mg/100 g'ı aşmadığını bildirmişlerdir. Ayrıca sirke ile marine edilmiş hamside histamine (0,05 mg/100 g) kıyasla daha yüksek düzeyde (7,81 mg/100 g) tiramin değeri rapor edilmiştir (Pons-Sánchez-Cascado vd, 2005b). Bu çalışmada da benzer olarak işlenmiş balık ürünlerinde tiramin'in histamin'e kıyasla daha yüksek oranda biriktiği gözlenmiştir. En yüksek tiramin içeren balık ürünleri, 8,5 mg/100 g, 5,27 mg/100 g ve 3,5 mg/100 g değer ile dondurulmuş Atlantik somon, acı biber soslu marine hamsi ve tütsülenmiş-marine uskumru olmuştur. Tiramin genellikle laktik asit bakterileri ve *Enterococcus* üyeleri tarafından üretilmektedir (Suzzi & Gardini, 2003; Bover-Cid vd., 2014). Gıdalarda 10 mg/100 g ve 80 mg/100 g arasındaki tiramin düzeyinin insanlar için toksik olduğu rapor edilmiştir (Ten Brink vd., 1990). Bu çalışmada hiçbir örnekte bu limit değerini aşmadığı tespit edilmiştir.

Tablo 4. Araştırmada incelenen marine balık ürünlerinin biyojenik amin ve TMA içerikleri (mg/100 g).

	Marine Balık Ürünleri			
	Kurutulmuş Uskumru	Acı Biber Soslu Hamsi	Hamsi	Kırmızı Biber Soslu Hamsi
PUT	6,4±0,2* ^c	15,4±1,1 ^b	2,9±0,0 ^d	27,6±1,8 ^a
KAD	-	11,9±0,7 ^a	1,8±0,2 ^b	12,8±1,0 ^a
SPD	21,7±1,9 ^a	6,4±0,1 ^b	4,1±0,2 ^c	6,6±0,4 ^b
SPN	14,5±1,1 ^a	6,0±0,2 ^{bc}	2,6±0,1 ^d	5,7±0,5 ^b
HİS	0,7±0,7 ^a	0,3±0,0 ^b	-	-
FEN	1±0,1	-	-	-
TRP	0,3±0,0 ^{ab}	-	0,9±0,8 ^a	0,6±0,1 ^{ab}
SER	2,3±0,2 ^c	5,6±0,5 ^a	3,2±0,2 ^b	2,8±0,2 ^{bc}
TİR	1,1±0,1 ^c	5,3±0,9 ^a	0,7±0,1 ^c	1,6±0,1 ^b
DOP	7,8±0,7 ^d	32,2±2,8 ^a	13,6±0,7 ^c	21,1±2,0 ^b
AGM	2,4±0,10 ^{cd}	19,0±0,6 ^a	2,7±0,2 ^c	7,0±0,6 ^b
TMA	18,9±1,0 ^a	16,8±1,5 ^{ab}	15,1±1,4 ^b	21,9±1,2 ^a

*Ortalama değer ± Standart sapma (n=3). –Belirlenemedi, PUT: Putresin, KAD: Kadaverin, SPD: Spermidin, SPN: Spermin, HİS: Histamin, PHEN: 2-feniletilamin, TRP: Triptamin, SER: Serotonin, TİR: Tiramin, TMA: Trimetilamin, DOP: Dopamin, AGM: Agmatin. ^{a-d} Gruplar arasındaki farklı harfler istatistik farklılığı göstermektedir (P<0.05).

Tablo 5. Araştırmada incelenen tütülenmiş ve marine balık ürünlerinin biyojenik amin ve TMA içerikleri (mg/100 g).

	Tütülenmiş ve Marine Balık Ürünleri	
	Hamsi	Uskumru
PUT	10,1±0,7 ^{*a}	4,9±0,4 ^b
KAD	10,6±0,5 ^a	1,0±0,0 ^b
SPD	4,30±0,10 ^b	12,4±0,9 ^a
SPN	3,8±0,2 ^b	12,4±1,3 ^a
HİS	-	-
FEN	-	-
TRP	0,8±0,0 ^b	1,1±0,1 ^a
SER	5,0±0,3 ^a	4,7±0,3 ^a
TİR	1,7±0,1 ^b	3,5±0,1 ^a
DOP	16,5±0,6 ^b	24,0±0,8 ^a
AGM	10,1±0,8 ^a	7,3±0,7 ^a
TMA	10,1±0,7 ^b	16,4±1,3 ^a

*Ortalama değer ± Standart sapma (n=3). –Belirlenemedi.

PUT: putresin, KAD: kadaverin, SPD: spermidin, SPN: spermin, HİS: Histamin, PHEN: 2-feniletilamin, TRP: triptamin, SER: Serotonin, TİR: tiramin, TMA: trimetilamin, DOP: dopamin, AGM: agmatin. ^{a-b} Gruplar arasındaki farklı harfler istatistik farklılığı göstermektedir (P<0.05).

2-feniletilamin incelenen çoğu balık ürününde tespit edilemez iken dondurulmuş Atlantik somon oldukça yüksek düzeyde 2-feniletilamin (21,9 mg/100 g) içermiştir. Benzer olarak triptamin Atlantik somonda en yüksek düzeyde (17,9 mg/100 g) belirlenmiş olup, diğer balık ürünlerinde 1,2 mg/100 g'ın altında kalmıştır. Balık ürünlerinde serotonin birikimi 0,8 mg/100 g (dondurulmuş Alaska mezgiti) ile 10,2 mg/100 g (dondurulmuş Atlantik somon) arasında değişkenlik göstermiştir.

Test edilen balık ürünleri arasında en yüksek düzeyde dopamin içeren balık ürünleri marine acı biber soslu hamsi, tütülenmiş uskumru, dondurulmuş Atlantik somon olmuştur (27-32 mg/100 g). Arjinin dekarboksilaz enzimine sahip organizmalar da, agmatin direk olarak arjininden üretilir ve arjinin dekarboksilaz enzimi aracılığı ile N-karbamoilputresine dönüştürülür (Griswold vd., 2006). Bu çalışmada, marine acı biber soslu hamsi, dondurulmuş Atlantik somon ve tütülenmiş uskumru dışında, balık ürünlerindeki agmatin seviyesi genellikle 10 mg/100 g'ın altında olduğu gözlenmiştir.

Trimetilamin (TMA) deniz ürünlerinin karakteristik balıksı kokusuyla ilişkili güçlü bir uçucu amindir. TMA'nın bozulmuş balıktaki varlığı trimetilamin oksidin bakteriyel yıkımından kaynaklıdır (Huss, 1995). TMA bütün balık ürünlerinde dondurulmuş Alaska mezgitinde 6,6 mg/100 g ile en düşük seviyede iken, diğer balık ürünlerinde 10-22 mg/100 g arasında olmuştur. Connell'e (1990) TMA seviyesinde izin verilen sınırının 35 mg N/100 g'dan düşük olması gerektiğini, ancak bu sınırın türden türe değişebildiğini belirtmiştir.

Biyojenik aminlerin toksikolojik düzeyinin belirlenmesi bireysel özelliklere ve diğer aminlerin varlığına bağlı olduğu için oldukça zordur. Ancak Ladero vd. (2010) 750-900 mg/kg (75-90 mg/100 g) arasında maksimum biyojenik amin düzeyi rapor etmiştir. Kang vd. (2019) Kore'de yaygın olarak tüketilen Japon istavriti, *Konosirus punctatus* ve dil balığının bazı ülkelerde önerilen standart biyojenik amin limitlerini aştığını bildirmişlerdir. Bu çalışmada en düşük dondurulmuş Alaska mezgiti (28,8 mg/100 g) olmak üzere 11 balık örneğinde toplam biyojenik amin değeri 90 mg/100 g'ın altında kalmıştır. Ancak diğer 6 balık ürünlerinde bu limit değeri aşılmıştır. Dondurulmuş Atlantik somon dışındaki (232 mg/100 g) diğer balık örneklerinin toplam biyojenik amin değerleri 105-120 mg/100 g arasında olmuştur.

4. SONUÇ

Su ürünleri gıda zincirinin farklı noktalarında biyojenik amin üreten mikroorganizmalarca kontaminasyona karşı oldukça hassastır. Kalite göstergesi bakımından ticari olarak satışa sunulan balık ürünlerinin biyojenik amin üretiminin izlenmesi gıda güvenliği sağlamak adına önem arz etmektedir. Çalışmada test edilen balık ürünleri Avrupa Birliği tarafından önerilen yasal limitin altında histamin içermiştir. En düşük biyojenik amin içeriğine sahip balık ürünü dondurulmuş Alaska mezgiti, berlam filetosu ve marine hamsi olmuştur. Dondurulmuş Atlantik somon ise en yüksek biyojenik amin içeren balık ürünü olmuştur. Çalışmada incelenen balık ürünlerinin büyük bir çoğunluğunun düşük biyojenik amin içeriğine sahip olması, ürünlerin uygun sanitasyon koşullarında işlenmelerinin önemini vurgulamaktadır.

TEŞEKKÜR

Yazarlar, teşekkür beyan etmemektedir.

FİNANS

Yazarlar, Finans kaynağı beyan etmemektedir.

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan etmektedirler.

YAZAR KATKILARI

Kurgu: GÖ; Metodoloji: SÖ, EK; Deneyin gerçekleştirilmesi: SÖ, GÖ, EK; Veri analizi: SÖ, EK; Makale yazımı: SÖ, GÖ, EK Denetleme: SÖ, GÖ, EK. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

KAYNAKLAR

- Bermúdez, R., Lorenzo, J. M., Fonseca, S., Franco, I., & Carballo, J. (2012). Strains of *Staphylococcus* and *Bacillus* isolated from traditional sausages as producers of biogenic amines. *Frontiers in Microbiology*, 3, 151. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00151>
- Biji, K.B., Ravishankar, C.N., Venkateswarlu, R., Mohan, C.O., & Gopal, T.K.S. (2016). Biogenic amines in seafood. *Journal of Food Science and Technology*, 53(5), 2210–2218. <https://doi.org/10.1007/s13197-016-2224-x>
- Bover-Cid, S., Latorre-Moratalla, M.L., Veciana-Nogués, M.T., & Vidal-Carou, M.C. (2014). Processing contaminants: *Encyclopedia of Food Safety: Elsevier Inc.*, Burlington, MA, USA.
- Bover-Cid, S B., Miguélez-Arrizado, M.J., Becker, B., Holzapfel, W. H., & Vidal-Carou, M.C. (2008). Amino acid decarboxylation by *Lactobacillus curvatus* CTC273 affected by the pH and glucose availability. *Food Microbiology*, 25(2), 269-277. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2007.10.013>

- Bulushi, I. A., Poole, S., Deeth, H. C., & Dykes, G. A. (2009). Biogenic amines in fish: roles in intoxication, spoilage, and nitrosamine formation. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 49(4), 369-377. <https://doi.org/10.1080/10408390802067514>
- Buňková, L., Buňka, F., Klčovská, P., Mrkvička, V., Doležalová, M., & Kráčmar, S. (2010). Formation of biogenic amines by Gram-negative bacteria isolated from poultry skin. *Food Chemistry*, 121(1), 203-206. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.12.012>
- Connell, J.J. (1990). Methods of Assessing and Selecting for Quality. Control of Fish Quality. 3rd ed. Oxford: Fishing News Books. pp. 122–150
- Du, W.X., Lin, C.M., Phu, A.T., Cornell, J.A., Marshall, M.R. & Wei, C.I. (2002). Development of biogenic amines in yellow fin tuna (*Thunnus albacares*): Effect of storage and correlation with decarboxylase-positive bacterial flora. *Journal of Food Science*, 67, 292–301. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.2002.tb11400.x>
- Durak-Dados, A., Michalski, M., & Osek, J. (2020). Histamine and other biogenic amines in food. *Journal of Veterinary Research*, 64(2), 281-288. <https://dx.doi.org/10.2478%2Fjvetres-2020-0029>
- Espalha, C., Fernandes, J., Diniz, M., & Vassilenko, V. (2019). Fast and direct detection of biogenic amines in fish by GC-IMS technology. In *2019 IEEE 6th Portuguese Meeting on Bioengineering (ENBENG)* (pp. 1-4). IEEE. <https://doi.org/10.1109/ENBENG.2019.8692532>
- Food and Drug Administration (FDA). (2001). Fish and fisheries products hazards and controls guidance, 3rd edn. US FDA Center for Food Safety and Applied Nutrition, Maryland.
- Gardini, F., Özogul, Y., Suzzi, G., Tabanelli, G., & Özogul, F. (2016). Technological factors affecting biogenic amine content in foods. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1218. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01218>
- Griswold, A. R., Jameson-Lee, M., & Burne, R. A. (2006). Regulation and physiologic significance of the agmatine deiminase system of *Streptococcus mutans* UA159. *Journal of Bacteriology*, 188(3), 834-841. <https://doi.org/10.1128/JB.188.3.834-841.2006>
- Houicher, A., Kuley, E., Bendeddouche, B., & Ozogul, F. (2013). Effect of *Mentha spicata* L. and *Artemisia campestris* extracts on the shelf life and quality of vacuum-packed refrigerated sardine (*Sardina pilchardus*) fillets. *Journal of Food Protection*, 76(10), 1719-1725. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-13-118>
- Huang, Y. R., Liu, K. J., Hsieh, H. S., Hsieh, C. H., Hwang, D. F., & Tsai, Y. H. (2010). Histamine level and histamine-forming bacteria in dried fish products sold in Penghu Island of Taiwan. *Food Control*, 21(9), 1234-1239. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2010.02.008>
- Huss, H.H. (Ed.). (1995). Quality and quality changes in fresh fish (Vol. 348). Rome: FAO.
- Kang, Y.M., Kim, M.J., Park, S.Y., Heu, M.S., & Kim, J.S. (2019). Survey and exposure assessment of biogenic amines in fish species commonly consumed in Korea. *Journal of Food Protection*, 82(1), 151-158. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-18-258>
- Kuley, E., Yavuzer, M.N., Yavuzer, E., Durmuş, M., Yazgan, H., Gezginç, Y., & Özogul, F. (2019). Inhibitory effects of safflower and bitter melon extracts on biogenic amine formation by fish spoilage bacteria and food borne pathogens. *Food Bioscience*, 32, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2019.100478>
- Ladero, V., Fernández, M., Cuesta, I., & Alvarez, M.A. (2010). Quantitative detection and identification of tyramine-producing enterococci and lactobacilli in cheese by multiplex qPCR. *Food Microbiology*, 27(7), 933-939. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2010.05.026>
- Lakshmanan, R., Shakila, R.J., & Jeyasekaran, G. (2002). Survival of amine-forming bacteria during the ice storage of fish and shrimp. *Food Microbiology*, 19(6), 617-625. <https://doi.org/10.1006/fmic.2002.0481>
-

- Lange, J. & Wittmann, C. (2002). Enzyme sensor array for the determination of biogenic amines in food samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 372, 276-283. <https://doi.org/10.1007/s00216-001-1130-9>
- Muñoz-Esparza, N.C., Latorre-Moratalla, M.L., Comas-Basté, O., Toro-Funes, N., Veciana-Nogués, M. T., & Vidal-Carou, M.C. (2019). Polyamines in food. *Frontiers in Nutrition*, 6, 108. <https://doi.org/10.3389/fnut.2019.00108>
- Özogul, F., Taylor, K. D. A., Quantick, P., & Özogul, Y. (2002). Biogenic amines formation in Atlantic herring (*Clupea harengus*) stored under modified atmosphere packaging using a rapid HPLC method. *International Journal of Food Science & Technology*, 37(5), 515-522. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2621.2002.00608.x>
- Özogul, Y., & Özogul, F. (2019). Biogenic amines formation, toxicity, regulations in food. In: *Biogenic Amines in Food: Analysis, Occurrence and Toxicity* Edited by Bahrudin Saad and Rosanna Tofalo, p. 1-17. <https://doi.org/10.1039/9781788015813-00001>
- Pons-Sánchez-Cascado, S., Veciana-Nogués, M.T., Bover-Cid, S., Mariné-Font, A., & Vidal-Carou, M. C. (2005a). Volatile and biogenic amines, microbiological counts, and bacterial amino acid decarboxylase activity throughout the salt-ripening process of anchovies (*Engraulis encrasicolus*). *Journal of Food Protection*, 68, 1683–1689. <https://doi.org/10.4315/0362-028X-68.8.1683>
- Pons-Sánchez-Cascado, S., Vidal Carou, M.C., Mariné-Font, A., & Veciana-Nogués, M.T. (2005b). Influence of the freshness grade of raw fish on the formation of volatile and biogenic amines during the manufacture and storage of vinegar-marinated anchovies. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*. 53, 8586–8592. <https://doi.org/10.1021/jf050867m>
- Rezaei, M., Montazeri, N., Langrudi, H. E., Mokhayer, B., Parviz, M., & Nazarinia, A. (2007). The biogenic amines and bacterial changes of farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) stored in ice. *Food Chemistry*, 103(1), 150-154. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.05.066>
- Rodtong, S., Nawong, S. and Yongsawatdigul, J., (2005). Histamine accumulation and histamine-forming bacteria in Indian anchovy (*Stolephorus indicus*). *Food Microbiology*, 22, 475–482. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2004.08.009>
- Rossano, R., Mastrangelo, L., Ungaro, N. & Riccio, P. (2006). Influence of storage temperature and freezing time on histamine level in the European anchovy *Engraulis encrasicolus* (L., 1758): a study by capillary electrophoresis. *Journal Chromatography Bulletin*, 830, 161–164. <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2005.10.026>
- Sedaghati, M., & Mooraki, N. (2019). Biogenic amines in sea products. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 6(1), 1-8.
- Santos, M. H. S. (1996). Biogenic amines: Their importance in foods. *International Journal of Food Microbiology*, 29(2-3), 213-231. [https://doi.org/10.1016/0168-1605\(95\)00032-1](https://doi.org/10.1016/0168-1605(95)00032-1)
- Suzzi, G., & Gardini, F. (2003). Biogenic amines in dry fermented sausages. *International Journal of Food Microbiology*, 88(1), 41-54. [https://doi.org/10.1016/S0168-1605\(03\)00080-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(03)00080-1)
- Takahashi, H., Kimura, B., Yoshikawa, M., & Fujii, T. (2003). Cloning and sequencing of the histidine decarboxylase genes of Gram-negative, histamine-producing bacteria and their application in detection and identification of these organisms in fish. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(5), 2568-2579. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.5.2568-2579.2003>
- Taylor, S.L. (1986) Histamine food poisoning: Toxicology and clinical aspects. *Critical Review of Toxicology*, 17, 91-128. <https://doi.org/10.3109/10408448609023767>
-

- Ten Brink, B., Damirik, C., Joosten, H.M.L.J., & HuisIn't Veld, H.J. (1990). Occurrence and formation of biologically active amines in foods. *International Journal of Food Microbiology*, 11(1), 73-84. [https://doi.org/10.1016/0168-1605\(90\)90040-C](https://doi.org/10.1016/0168-1605(90)90040-C)
- Visciano, P., Schirone, M., Tofalo, R., & Suzzi, G. (2012). Biogenic amines in raw and processed seafood. *Frontiers in Microbiology*, 3, 188. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00188>
- Weremfo, A., Eduafo, M. K., Gyimah, H. A., & Abassah-Oppong, S. (2020). Monitoring the levels of biogenic amines in canned fish products marketed in Ghana. *Journal of Food Quality*, 2020, 1-6. <https://doi.org/10.1155/2020/2684235>
- Zarei, M., Najafzadeh, H., Enayati, A., & Pashmforoush, M. (2011). Biogenic amines content of canned tuna fish marketed in Iran. *American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences*, 3(3), 190-193.
-

Silurus triostegus'un Gonat Dokusu Yağ Asidi İçeriğinin Mevsimsel DeğişimiSeasonal Variations on the Fatty Acid Composition in Gonad Tissue of *Silurus triostegus*Semra Kaçar^{1,*}, Mehmet Başhan²¹Mardin Artuklu Üniversitesi Sağlık Bilimleri Fakültesi, Mardin²Dicle Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü, Diyarbakır*Sorumlu yazar: semrakacar21@gmail.com

Geliş: 07.05.2021

Kabul: 28.08.2021

Yayın: 01.03.2022

Alıntılama: Kaçar, S. & Başhan, M. (2022). *Silurus triostegus*'un gonat dokusu yağ asidi içeriğinin mevsimsel değişimi. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 024-037. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.934517>

Özet: Bu çalışmada, Atatürk Baraj Gölü'nden toplanan (Mayıs-Mart ayları arasında) *Silurus triostegus*'un (Heckel, 1843) gonat dokusu yağ içeriği ve yağ asidi (FA) kompozisyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır. Gonat dokusu toplam lipid miktarı, dişi ve erkek balıklarda sırasıyla Mayıs ve Eylül aylarında maksimuma ulaşmıştır. Tüm mevsimlerde en fazla bulunan yağ asitleri; doymuş yağ asitleri (SFA) içinde palmitik asit, tekli doymamış yağ asitleri içinde oleik asit, çoklu doymamış yağ asitleri içinde (PUFA); 22:6n-3 (dokosaheksaenoik asit, DHA), 18:3n-3 (linolenik asit), 18:2 n-6 (linoleik asit) ve 20:5n-3 (eikosapentaenoik asit, EPA)'dır. Erkek ve dişi balık türlerinin gonat dokularındaki TAG ve PL yağ asidi bileşimleri farklı bulunmuştur. Dişi ve erkek örneklerde PL'ye kıyasla tüm mevsimlerin TAG'lerinde PUFA'ların oranı daha düşük bulunmuştur. Genel olarak n-3 yağ asitleri yüzdeleri, n-6 yağ asitleri yüzdelerinden daha yüksek belirlenmiştir. Cinsiyete bağlı olarak, incelenen gonad dokusunda bireysel FA'ler arasında nicel farklılıklar vardır.

Anahtar kelimeler

- *Silurus triostegus*
- Atatürk Baraj Gölü
- Mevsimsel yağ asidi dağılımı

Abstract: In this study, it was aimed to determine the fat content and fatty acid (FA) composition in gonad tissue of *Silurus triostegus* (Heckel, 1843) caught (between May and March) from Atatürk Dam Lake. The amount of total lipid in gonad tissue reached its maximum in female and male fish in May and September, respectively. The most abundant FAs in all-season were palmitic acid amongst saturated fatty acids (SFAs), oleic acid amongst monounsaturated fatty acids, 22:6n-3 (docosahexaenoic acid, DHA), 18:3n-3 (linolenic acid), 18:2 n-6 (linoleic acid), and 20:5n-3 (eicosapentaenoic acid, EPA), amongst polyunsaturated fatty acids (PUFAs). Triacylglycerol and PL fatty acid compositions in gonad tissues of the male and female fish species were found different. A lower proportion of PUFAs was found in the TAG of all seasons compared to PL in female and male samples. Generally, percentages of n-3 fatty acids were determined higher than percentages of n-6 fatty acids. There were quantitative differences between individual FAs in the gonad tissue investigated, depending on the sex.

Keywords

- *Silurus triostegus*
- Atatürk Dam Lake
- Seasonal fatty acid composition

1. GİRİŞ

Atatürk Barajı Türkiye'nin en büyük, dünyanın altıncı büyük (Kaya tipi) barajıdır. Fırat Nehri üzerindeki Atatürk Baraj Gölü, Türkiye'nin en büyük baraj gölü olup, sulama ve elektrik enerjisi üretimi için kullanılmaktadır. Barajın yüksekliği 169 metre, yıllık ortalama su akışı 26.654 milyar m³ olup toplam su depolama hacmi 48,5 milyar m³'dür. Baraj sulama ve enerji amaçlı inşa edilmiş olup, suladığı alan 872.385 hektardır. Barajın kurulması ile meydana gelen göl alanı 81.700 hektar ve kıyı uzunluğu 114 km'dir. Fırat Nehri ve üzerinde kurulan baraj göllerinde 8 familyaya ait yaklaşık 28 tür ve alttür yaşamaktadır (Bozkurt 1994). Mezopotamya Yayın balığı (*S. triostegus*), Siluridae



familyasından bir yayın balığı türü olup, Mezopotamya Bölgesinde bulunur. Atatürk Baraj Gölü'nde yaşayan *S. triostegus*'ta gonadosomatik indeks değerleri ve gonatların direkt gözlemi gibi parametrelerden faydalanarak balıkta yumurtlamanın mayıs ayında başladığı, haziran ayının sonuna kadar devam ettiği saptanmıştır. Bu türün üreme dönemi mayıs, haziran ve temmuzdur (Oymak vd., 2001).

Balık ve balık yağları, besin zincirindeki fitoplankton ve deniz yosunundan kaynaklanan EPA ve DHA gibi n-3 yağ asitlerini içerir (Sushchik vd., 2007).

Balık yağlarının; çocukluk çağı astımı, kardiyovasküler hastalık, hipertansiyon, Alzheimer hastalığı ve duyu durum bozukluklarını önlemeye yardımcı olmaktadır (Aras vd., 2003a, b).

Sağlık açısından önemli olan balıkların farklı dokularındaki yağ asitleri bileşimindeki değişimlerinin belirlenmesi son derece önemlidir. Yağ asitleri ve özellikle çoklu doymamış yağ asitleri, balıklarda normal büyüme, gelişme ve üreme için işlevsel olarak gereklidir (Sargent vd., 2002). Lipidler, balıklarda üreme sürecinde başlıca metabolik enerji kaynağıdır (Johnson, 2009) ve yiyeceklerden doğrudan veya yumurtalık foliküllerinde *de novo* sentezlenerek; depo dokulardan gelişen oositlere mobilize edilebilirler (Wiegand, 1996). Lipidlerin büyük bir kısmı üreme süreçleri için gerekli metabolik enerjiyi sağlamak üzere katabolize edilirken, bir kısmı da vitellogenin proteinleri ve çok düşük yoğunluklu lipoproteinler olarak transfer edilir ve yumurta sarısı rezervleri olarak oositlerde birikir (Sargent, 1995). Balıklarda farklı organların yağ asidi içeriğinin belirlenmesi özellikle yetiştiricilikte avantaj sağlayacaktır. Örneğin, gonatların yağ asidi profilinin belirlenmesi, damızlıkların diyetlerinde bulunacak yağ asidi kompozisyonu hakkında bilgi vereceği gibi, bu doğrultuda hazırlanan diyetlerde beslenen damızlıkların yumurta kalitesi üzerine etkileri belirlenebilecektir. Gonadlar; eczacılık, kozmetik, fotoğrafçılık ve yem endüstrilerinde kullanılan iyi bir kaynaktır (Falch vd., 2006).

Balıklarda toplam yağ oranı ve yağ asidi bileşimleri türlere, cinsiyete, mevsime, besin farklılığına, su sıcaklığına, su kirliliğine ve türün kültür ya da doğal olmasına göre değişmektedir. Farklı balık türlerinde yağ ve yağ asitleri yapısal farklılık gösterir. Aynı türe ait balıklar farklı coğrafik bölgede yaşıyorlarsa yine yağ asidi çeşitliliği yönünden farklılık gösterebilir. Bu farklılık aynı zamanda balığın değişik organlarında da görülmektedir (Crowford vd., 1986, Suzuki vd., 1986, Yılmaz vd., 1995). Üreme, adaptasyon, büyüme ve gelişme gibi besleme ve balık biyolojisi ile ilgili konular üzerine çalışırken de balığın yağ asidi bileşimini bilmek oldukça önemlidir.

PL, zarların önemli bileşenleridir ve eikosanoid metabolizmasında öncü işlev görürken, TAG, enerji kaynağı olarak kullanılır (Henderson ve Tocher, 1987). Bu nedenle, bazı türler arasında karşılaştırma yapmak için hem TAG hem de PL'deki yağ asidi bileşimi araştırılmalıdır.

Balıkların gonat dokusu yağ asidi ile ilgili çeşitli çalışmalar yapılmıştır (Uysal, 2004; Biró vd., 2009; Tufan vd., 2011; Rodríguez-Barreto vd., 2012; Görgün vd., 2013; Balçık Mısır vd., 2014; Qari vd., 2014). Fakat Atatürk Baraj Gölü'nde dişi ve erkek *S. triostegus*'un gonat dokusu yağ asidi kompozisyonunun mevsimsel değişikliklerin etkileri hakkında çalışma yoktur.

Bu çalışmada Atatürk Baraj Gölü'nden toplanan dişi ve erkek *S. triostegus*'un gonat dokusu total lipit, fosfolipit (PL) ve triaçilgliserol (TAG) yağ asitleri içeriğinin mevsimsel değişimleri ile eşeye bağlı farklılıkların karşılaştırılması amaçlanmıştır.

2. MATERYAL ve METOT

Bu çalışmada, *S. triostegus* balık türlerine ait örnekler, Atatürk Baraj Gölü'nden Mayıs ile Mart arasında her ayın ortalarında iki ayda bir olmak üzere bir yıllık sürede, fanyalı ağlar kullanılarak yakalanmıştır. Balık örnekleri, aynı gün, soğuk zincir altında laboratuvara getirilmiştir. Balık örneklerinin eşey tayini yapılmıştır.

2.1. Lipit Ekstraksiyon İşlemi

Örneklerin eşey tayini yapıldıktan sonra çıkarılan dişi ve erkek balıklardan alınan gonadlar; kloroform-metanol (2:1v/v) (Sigma-Aldrich, %99 saf) içeren karışımda yüksek devirli IKA marka (Alman) homojenizatörde iyice parçalanmıştır (Folch vd., 1957). Örneklerin fraksiyonlanmasında ince tabaka kromatografi (TLC) tekniği kullanılmıştır. Örneklerden elde edilen total lipit ekstraktı, 20X20 ebatındaki cam plakaların üzerine uygulanmıştır. Total lipitlerin; yürütücü içinde petrol eteri-dietil eter-asetik asit (80:20:1) (petrol eteri:Merck , dietil eter: Merck, asetik asit:Sigma-Aldrich, %99,5 saflıkta) bulunan karışımında yürütülmesi beklenmiştir. Fosfolipit ve triaçilgliserol fraksiyonuna ait bantlar kazılarak tüplere aktarılmıştır. Asit ve metanol içeren karışımda 2 saat geri soğutucu altında 85°C'de kaynatılmıştır. Daha sonra, hekzan (Merck, %99 saflıkta) kullanılarak gaz kromatografisi (GC) cihazına verilmek üzere metil esterleri haline getirilmiştir. Yağ asidi metil esterlerinin analizi için FID dedektörü olan GC cihazı kullanılmıştır. HP 6890 model Gaz Kromatografisi (GC) cihazında, alev iyonizasyon dedektörü (FID) kullanılmıştır. Kromatografik koşullar: başlangıç kolon sıcaklığı: 130 °C, bekleme süresi, 1 dakika; 170 °C'ye 6.5 °C/dakika; 215 °C'ye 2.75 °C/dakika, bekleme süresi 12 dakika; 230 °C'ye 40 °C/dakika olacak şekilde programlanmıştır. Dedektör ve enjektör sıcaklığı sırasıyla: 280 °C ve 270 °C. Helyum, hidrojen ve kuru hava kullanılmıştır (Kayhan vd., 2015).

2.2. Verilerin değerlendirilmesi

Yağ asitlerinin yüzdeleri arasındaki farklılıkların belirlenmesinde SPSS 16 istatistik programı kullanılmıştır. Yağ asidi yüzdeleri arasındaki farklılıklar tek yönlü Anova ile analiz edilmiştir. Farklılıklar TUKEY HSD testi ile saptanmıştır. Yapılan istatistikler sonucunda, veriler p<0.05 düzeyinde olduğu zaman farkların önemli olduğu kabul edilmiştir.

3. BULGULAR

3.1. *S. triostegus* dişi ve erkek bireylerinin gonat dokusu total lipid içeriği

Dişilerin ovaryumunda total lipid miktarı mayıs, temmuz, eylül, kasım, ocak ve mart aylarında sırasıyla %3,75, %2,84, %2,33, %1,75, %1,89 ve %0,54 iken erkeklerin testislerinde %1,68, %2,20, %3,22, %1,21, %1,17 ve %1,96 olarak belirlenmiştir (Tablo 1).

Tablo 1. Dişi ve erkek *S. triostegus*'un gonat dokusu total lipid içeriği (%).

	Dişi	Erkek
Mayıs	3.75±0.73 ^a	1.68±0.14 ^b
Temmuz	2.84±0.70 ^a	2.20±0.41 ^a
Eylül	2.33±0.23 ^b	3.22±0.17 ^a
Kasım	1.75±0.18 ^a	1.21±0.51 ^a
Ocak	1.89±0.33 ^a	1.17±0.14 ^a
Mart	0.54±0.07 ^b	1.96±0.08 ^a

Aynı satırda aynı harfle belirtilen veriler birbirinden farklı değildir (P>0.05)

3.2. *S. triostegus* dişi ve erkek bireylerinin gonat dokusu total lipidindeki yağ asidi içeriği

Palmitik asit ve ΣSFA, her iki eşeyde ocak ayında azalmış, dişilerde temmuz, erkeklerde eylül ayında artmıştır. Total MUFA, dişilerde üreme sonrası olan kasım ayında, erkeklerde üreme sonrası olan eylül ve üreme öncesi olan ocak ayında artmıştır. Total PUFA, her iki eşeyde gonatların olgunlaşma dönemi olan mart ayında artış göstermiştir. Oleik asit yüzdesi, her iki bireyde farklılık göstermemiştir. Araşidonik asit ve 22:6n-3, dişilerde eylül ayında artmıştır. Dişilerde mayıs ve temmuz aylarında en çok ΣSFA, eylül ve mart aylarında ΣPUFA, kasımda ΣMUFA; erkeklerde eylül ayında en çok ΣSFA, kasımda ΣMUFA, ocak ve mart aylarında ΣPUFA belirlenmiştir. Bir yıl boyunca baskın bulunan yağ asitleri ΣSFA'lardan 16:0 (dişilerde, % 18,43-27,20; erkeklerde % 18,95-29,77), ΣMUFA'lardan 18:1n-9 (dişilerde % 21,77-26,24; erkeklerde % 19,48-20,73), ΣPUFA'lardan 22:6n-3

(dişilerde % 6,52-15,29; erkeklerde % 9,21-16,74). *S. triostegus* diş bireylerinin gonat total lipidinde n-3/n-6 oranı, 1,33 (mayıs)-3,37 (mart); erkeklerinde 1,53 (eylül)- 2,41 (kasım) aralığında saptanmıştır (Tablo2-3).

Tablo 2. Dişi *S. triostegus*'un gonat dokusu total yağ asidi yüzdeleri.

Yağ asidi	Mayıs (ORT±S.H)*	Temmuz (ORT±S.H)*	Eylül (ORT±S.H)*	Kasım (ORT±S.H)*	Ocak (ORT±S.H)*	Mart (ORT±S.H)*
10:0 [§]	0.25±0.02	-	-	-	-	-
12:0	-	0.04±0.01 ^b	0.01±0.01 ^c	0.03±0.02 ^b	0.07±0.05 ^a	-
13:0	1.22±0.22	-	-	-	-	-
14:0	4.75±0.43 ^a	2.75±0.25 ^b	1.38±0.15 ^c	1.03±0.16 ^c	1.19±0.19 ^c	1.94±0.22 ^c
15:0	0.72±0.07 ^a	0.85±0.06 ^a	0.46±0.04 ^b	0.27±0.02 ^c	0.32±0.03 ^b	0.47±0.04 ^b
16:0	24.62±1.22 ^a	27.20±1.27 ^a	22.83±1.30 ^{ab}	22.79±1.29 ^{ab}	18.43±1.18 ^b	20.73±1.09 ^b
17:0	0.44±0.03 ^a	0.49±0.04 ^a	0.43±0.05 ^a	0.41±0.03 ^a	0.39±0.05 ^a	0.44±0.04 ^a
18:0	5.38±0.55 ^b	8.07±0.80 ^a	9.23±0.91 ^a	8.73±0.87 ^a	9.07±0.91 ^a	7.58±0.78 ^a
∑SFA	37.38±1.40^a	39.40±1.33^a	34.34±1.39^a	33.26±1.32^a	29.47±1.29^b	31.16±1.30^b
16:1n-7	8.18±0.89 ^a	8.74±0.90 ^a	5.03±0.50 ^b	9.65±0.98 ^a	9.11±0.92 ^a	5.88±0.56 ^b
18:1n-9	24.68±1.24 ^a	26.24±1.38 ^a	22.17±1.20 ^b	25.38±1.27 ^a	23.77±1.32 ^a	21.77±1.25 ^b
20:1n-9	0.72±0.07 ^c	0.97±0.08 ^c	1.36±0.12 ^c	2.17±0.23 ^a	2.20±0.26 ^a	1.73±0.13 ^b
∑MUFA	33.58±1.33^a	35.95±1.37^a	28.56±1.29^b	37.20±1.30^a	35.08±1.35^a	29.38±1.29^b
18:2n-6	3.61±0.33 ^a	4.60±0.45 ^a	1.73±0.12 ^b	2.58±0.27 ^{ab}	1.72±0.14 ^b	1.84±0.17 ^b
18:3n-3	2.70±0.26 ^a	2.97±0.28 ^a	0.81±0.08 ^b	1.00±0.10 ^b	1.22±0.16 ^b	0.97±0.08 ^b
20:2n-6	0.07±0.02 ^c	0.31±0.03 ^b	0.62±0.05 ^a	0.28±0.01 ^b	0.43±0.04 ^a	0.51±0.05 ^a
20:3n-6	0.24±0.02 ^c	0.98±0.07 ^a	0.51±0.05 ^b	0.95±0.08 ^a	0.66±0.05 ^b	0.47±0.04 ^b
20:4n-6	8.48±0.89 ^a	4.54±0.48 ^b	9.27±0.93 ^a	4.44±0.45 ^b	5.76±0.53 ^b	5.97±0.59 ^b
20:5n-3	3.74±0.36 ^b	2.89±0.28 ^b	4.61±0.47 ^a	4.97±0.48 ^a	6.31±0.66 ^a	7.08±0.78 ^a
22:5n-3	1.82±0.16 ^c	1.80±0.19 ^c	4.18±0.43 ^b	3.57±0.37 ^b	4.92±0.48 ^b	8.16±0.89 ^a
22:6n-3	8.29±0.87 ^b	6.52±0.45 ^b	15.29±1.05 ^a	11.70±1.10 ^a	13.43±1.13 ^a	13.48±1.03 ^a
∑PUFA	28.95±1.27^b	24.61±1.22^b	37.02±1.39^a	29.49±1.28^b	34.45±1.33^a	38.48±1.38^a
n3	16.55±1.16 ^b	14.18±1.15 ^b	24.89±1.20 ^a	21.24±1.22 ^a	25.88±1.27 ^a	29.69±1.32 ^a
n6	12.40±1.12 ^a	10.43±1.10 ^a	12.13±1.26 ^a	8.25±0.98 ^b	8.57±0.87 ^b	8.79±0.85 ^b
n3/n6	1.33	1.35	2.05	2.57	3.01	3.37

[§]Her veri 3 tekrarin ortalamasıdır. Her tekrarda 3 enjeksiyon yapılmıştır.

§ her satırda aynı harflerle belirlenen veriler P>0.05 olasılık düzeyinde birbirinden farklı değildir.

S.H.: Standart hata, SFA: Doymuş Yağ Asitleri, MUFA: Tekli Doymamış Yağ Asitleri, PUFA: Aşırı Doymamış Yağ Asitleri.

Tablo 3. Erkek *S. triostegus*'un gonat dokusu total yağ asidi yüzdeleri.

Yağ asidi	Mayıs (ORT±S.H) [*]	Temmuz (ORT±S.H) [*]	Eylül (ORT±S.H) [*]	Kasım (ORT±S.H) [*]	Ocak (ORT±S.H) [*]	Mart (ORT±S.H) [*]
10:0 [§]	0.02±0.01	-	-	-	-	-
12:0	0.21±0.02 ^c	0.09±0.07 ^d	-	0.86±0.06 ^a	0.78±0.05 ^a	0.57±0.04 ^b
13:0	0.45±0.03 ^a	-	0.26±0.02 ^b	-	-	-
14:0	1.15±0.12 ^b	1.70±0.16 ^b	2.90±0.23 ^a	1.48±0.16 ^b	1.11±0.19 ^b	1.18±0.10 ^b
15:0	0.56±0.06 ^b	1.16±0.13 ^a	1.24±0.15 ^a	0.93±0.07 ^a	0.45±0.05 ^b	0.57±0.07 ^b
16:0	23.44±1.27 ^b	23.20±1.20 ^b	29.77±1.35 ^a	20.17±1.20 ^b	19.22±1.19 ^b	18.95±1.08 ^b
17:0	0.12±0.01 ^c	0.13±0.02 ^c	0.46±0.03 ^b	0.14±0.01 ^c	0.55±0.04 ^b	0.85±0.07 ^a
18:0	10.81±1.10 ^a	11.99±1.02 ^a	9.20±0.90 ^a	9.73±0.99 ^a	10.44±1.17 ^a	10.82±1.01 ^a
ΣSFA	36.76±1.37^b	38.27±1.30^b	43.83±1.56^a	33.31±1.34^c	32.55±1.38^c	32.94±1.33^c
16:1n-7	5.34±0.54 ^a	3.16±0.31 ^b	6.93±0.67 ^a	5.24±0.54 ^a	5.98±0.67 ^a	3.92±0.35 ^b
18:1n-9	19.48±1.17 ^a	20.28±1.24 ^a	20.73±1.21 ^a	19.56±1.18 ^a	20.62±1.32 ^a	19.92±1.19 ^a
20:1n-9	0.49±0.04 ^c	0.64±0.05 ^c	0.39±0.03 ^d	0.47±0.02 ^c	2.09±0.22 ^a	1.15±0.15 ^b
ΣMUFA	25.31±1.27^a	24.08±1.29^a	28.05±1.30^a	25.27±1.33^a	28.69±1.37^a	24.99±1.27^a
18:2n-6	1.05±0.18 ^b	1.04±0.10 ^b	2.11±0.21 ^a	2.15±0.23 ^a	2.11±0.11 ^a	2.92±0.27 ^a
18:3n-3	1.27±0.21 ^a	0.44±0.03 ^b	1.03±0.12 ^a	1.49±0.17 ^a	1.03±0.18 ^a	1.06±0.14 ^a
20:2n-6	0.64±0.06 ^a	0.62±0.05 ^a	0.27±0.01 ^b	0.26±0.02 ^b	0.15±0.01 ^c	0.59±0.04 ^a
20:3n-6	0.34±0.03 ^b	0.33±0.02 ^b	0.17±0.01 ^c	0.62±0.05 ^a	0.73±0.06 ^a	0.78±0.07 ^a
20:4n-6	8.94±0.89 ^a	9.33±0.98 ^a	8.49±0.78 ^a	9.05±0.67 ^a	10.33±1.14 ^a	11.93±1.09 ^a
20:5n-3	5.64±0.54 ^b	4.43±0.34 ^b	4.33±0.39 ^b	7.95±0.78 ^a	5.83±0.55 ^b	5.54±0.65 ^b
22:5n-3	3.98±0.37 ^a	3.73±0.32 ^a	2.42±0.27 ^b	4.22±0.41 ^a	4.59±0.46 ^a	4.65±0.67 ^a
22:6n-3	15.43±1.17 ^a	16.74±1.14 ^a	9.21±0.93 ^b	15.46±1.05 ^a	13.69±1.12 ^a	14.08±1.04 ^a
ΣPUFA	37.29±1.36^b	36.66±1.40^b	28.03±1.27^c	41.20±1.52^a	38.46±1.44^b	41.55±1.47^a
n3	26.32±1.22 ^a	25.34±1.35 ^a	16.99±1.18 ^b	29.12±1.30 ^a	25.14±1.52 ^a	25.33±1.45 ^a
n6	10.97±0.98 ^b	11.32±1.15 ^b	11.04±1.01 ^b	12.08±1.05 ^b	13.32±1.32 ^b	16.22±1.16 ^a
n3/n6	2.39	2.23	1.53	2.41	1.88	1.56

^{*} Her veri 3 tekrarin ortalamasidir. Her tekrarda 3 enjeksiyon yapılmıştır.

[§] her satırda aynı harflerle belirlenen veriler P>0.05 olasılık düzeyinde birbirinden farklı değildir.

S.H.: Standart hata, SFA: Doymuş Yağ Asitleri, MUFA: Tekli Doymamış Yağ Asitleri, PUFA: Aşırı Doymamış Yağ Asitleri.

3.3. *S. triostegus* bireylerinin gonat dokusu fosfolipit ve triaçilgliserol yağ asidi içeriği

S. triostegus gonat PL fraksiyonunda ΣSFA oranı dişi bireylerde %33,46-38,34; erkeklerde %32,59-36,63; ΣMUFA oranı dişilerde %17,90-27,48; erkeklerde %23,03-25,84; ΣPUFA oranı dişilerde %37,50-43,68; erkeklerde %38,88-43,44 arasında bulunmuştur. Oleik asit ve ΣMUFA oranı, dişilerde temmuz ayında azalmıştır. Total PUFA oranı, dişilerde mart ayına oranla mayıs ayında bir miktar artmıştır. Araşidonik asit, her iki bireyde kasım ayında azalma gösterirken bu dönemden sonra artmaya başlamış ve mayıs ayında en yüksek seviyeye ulaşmıştır. Erkeklerde ise mart ayında artmıştır. Eikosapentaenoik asit, dişilerde mart ayında artıp mayıs ayında azalma göstermiştir. Dokosaheksaeonik asit, her iki bireyde dalgalanmalar göstermiştir. *S. triostegus*'un gonat PL fraksiyonunda n-3/n-6 oranı dişilerde 1,81 (mayıs)-3,11 (ocak); erkeklerde 1,80 (mart)-2,63 (kasım) oranında saptanmıştır (Tablo4-5).

Tablo 4. Dişi *S. triostegus*'un gonat dokusu fosfolipit fraksiyonu yağ asidi yüzdeleri.

Yağ asidi	Mayıs (ORT±S.H) [*]	Temmuz (ORT±S.H) [*]	Eylül (ORT±S.H) [*]	Kasım (ORT±S.H) [*]	Ocak (ORT±S.H) [*]	Mart (ORT±S.H) [*]
14:0 [§]	0.55±0.05 ^c	1.70±0.11 ^a	0.18±0.01 ^d	0.91±0.07 ^b	0.90±0.05 ^b	1.55±0.11 ^a
15:0	0.28±0.02 ^c	0.70±0.06 ^a	0.48±0.03 ^b	0.24±0.02 ^c	0.34±0.03 ^b	0.39±0.04 ^b
16:0	23.32±1.22 ^a	24.42±1.29 ^a	24.32±1.27 ^a	21.25±1.20 ^a	22.62±1.33 ^a	22.56±1.36 ^a
17:0	0.17±0.02 ^c	0.15±0.04 ^c	0.23±0.02 ^b	0.23±0.03 ^b	0.50±0.04 ^a	0.54±0.04 ^a
18:0	10.10±1.01 ^a	11.37±1.13 ^a	9.68±0.98 ^a	10.83±0.99 ^a	12.93±1.12 ^a	10.03±1.10 ^a
ΣSFA	34.42±1.35^a	38.34±1.43^a	34.89±1.38^a	33.46±1.36^a	37.29±1.42^a	35.07±1.43^a
16:1n-7	4.33±0.44 ^a	2.14±0.20 ^b	2.89±0.27 ^b	6.74±0.67 ^a	5.74±0.55 ^a	5.25±0.67 ^a
18:1n-9	18.11±1.18 ^a	14.94±1.19 ^b	20.78±1.29 ^a	19.39±1.09 ^a	17.34±1.17 ^a	20.68±1.30 ^a
20:1n-9	0.56±0.05 ^c	0.82±0.07 ^b	1.29±0.17 ^a	1.35±0.14 ^a	1.96±0.25 ^a	1.40±0.16 ^a
ΣMUFA	23.00±1.30^a	17.90±1.24^b	24.96±1.22^a	27.48±1.31^a	25.04±1.28^a	27.33±1.34^a
18:2n-6	1.63±0.17 ^b	1.14±0.11 ^b	1.01±0.12 ^b	3.08±0.32 ^a	1.56±0.17 ^b	1.31±0.18 ^b
18:3n-3	0.74±0.06 ^b	0.39±0.04 ^c	0.60±0.05 ^b	1.03±0.16 ^a	0.87±0.07 ^b	0.64±0.05 ^b
20:2n-6	0.14±0.03 ^c	0.96±0.07 ^a	0.57±0.05 ^b	0.32±0.01 ^c	0.39±0.03 ^c	0.27±0.02 ^d
20:3n-6	0.32±0.02 ^c	0.78±0.07 ^b	0.38±0.02 ^c	1.05±0.16 ^a	0.68±0.06 ^b	0.15±0.03 ^d
20:4n-6	13.03±1.13 ^a	12.01±1.04 ^a	10.70±1.00 ^a	5.89±0.55 ^b	6.50±0.63 ^b	7.69±0.77 ^b
20:5n-3	4.49±0.40 ^c	6.56±0.63 ^b	5.52±0.56 ^b	6.03±0.60 ^b	7.38±0.70 ^a	8.07±0.81 ^a
22:5n-3	4.40±0.43 ^a	3.09±0.33 ^a	4.09±0.45 ^a	5.59±0.54 ^a	4.79±0.48 ^a	4.56±0.40 ^a
22:6n-3	17.75±1.08 ^a	18.75±1.09 ^a	17.20±1.17 ^a	16.01±1.15 ^a	15.40±1.24 ^a	14.81±1.05 ^a
ΣP.U.F.A	42.50±1.55^a	43.68±1.59^a	40.07±1.53^a	39.00±1.40^b	37.57±1.39^b	37.50±1.47^b
n3	27.38±1.33 ^a	28.79±1.29 ^a	27.41±1.31 ^a	28.66±1.48 ^a	28.44±1.37 ^a	28.08±1.26 ^a
n6	15.12±1.06 ^a	14.89±1.15 ^a	12.66±1.03 ^a	10.34±0.9 ^b	9.13±0.95 ^b	9.42±0.78 ^b
n3/n6	1.81	1.93	2.16	2.77	3.11	2.98

^{*} Her veri 3 tekrarın ortalamasıdır. Her tekrarda 3 enjeksiyon yapılmıştır.

[§] her satırda aynı harflerle belirlenen veriler P>0.05 olasılık düzeyinde birbirinden farklı değildir.

S.H.: Standart hata, SFA: Doymuş Yağ Asitleri, MUFA: Tekli Doymamış Yağ Asitleri, PUFA: Aşırı Doymamış Yağ Asitleri.

Tablo 5. Erkek *S. triostegus*'un gonat dokusu fosfolipit fraksiyonu yağ asidi yüzdeleri.

Yağ asidi	Mayıs (ORT±S.H)*	Temmuz (ORT±S.H)*	Eylül (ORT±S.H)*	Kasım (ORT±S.H)*	Ocak (ORT±S.H)*	Mart (ORT±S.H)*
14:0 [§]	0.52±0.05 ^c	0.91±0.07 ^a	0.98±0.03 ^a	0.74±0.07 ^b	0.41±0.04 ^c	0.35±0.02 ^c
15:0	0.93±0.07 ^a	0.36±0.03 ^b	0.41±0.02 ^b	0.22±0.01 ^b	0.73±0.05 ^a	0.58±0.04 ^b
16:0	19.88±1.19 ^a	22.29±1.23 ^a	21.65±1.28 ^a	20.77±1.20 ^a	22.56±1.21 ^a	21.57±1.22 ^a
17:0	0.28±0.01 ^c	0.22±0.02 ^c	0.20±0.03 ^c	0.42±0.04 ^b	0.73±0.06 ^a	0.05±0.04 ^d
18:0	10.98±1.01 ^a	11.54±1.11 ^a	12.91±1.02 ^a	11.29±1.09 ^a	12.20±1.20 ^a	10.91±0.99 ^a
ΣSFA	32.59±1.34^a	35.32±1.40^a	36.15±1.37^a	33.44±1.30^a	36.63±1.29^a	33.46±1.30^a
16:1n-7	4.41±0.41 ^a	2.42±0.20 ^b	3.26±0.38 ^b	3.76±0.33 ^b	4.41±0.40 ^a	4.92±0.47 ^a
18:1n-9	20.76±1.29 ^a	22.03±1.27 ^a	20.47±1.20 ^a	21.40±1.33 ^a	19.08±1.19 ^a	17.33±1.07 ^a
20:1n-9	0.67±0.05 ^b	0.49±0.04 ^b	0.37±0.02 ^c	0.42±0.04 ^b	0.90±0.07 ^a	0.78±0.05 ^a
ΣMUFA	25.84±1.22^a	24.94±1.20^a	24.10±1.33^a	25.58±1.39^a	24.39±1.27^a	23.03±1.26^a
18:2n-6	0.59±0.05 ^d	0.73±0.07 ^c	1.17±0.17 ^b	2.20±0.23 ^a	2.22±0.33 ^a	1.90±0.17 ^a
18:3n-3	0.44±0.05 ^c	0.26±0.01 ^d	0.59±0.06 ^a	1.21±0.16 ^a	0.74±0.07 ^b	1.05±0.16 ^a
20:2n-6	0.93±0.08 ^a	0.27±0.02 ^c	0.32±0.03 ^c	0.41±0.02 ^b	0.36±0.06 ^c	0.59±0.05 ^b
20:3n-6	0.66±0.05 ^a	0.48±0.04 ^a	0.34±0.02 ^b	0.67±0.05 ^a	0.69±0.07 ^a	0.75±0.04 ^a
20:4n-6	10.23±1.01 ^a	9.84±0.99 ^a	10.65±1.10 ^a	7.96±0.76 ^b	10.29±0.97 ^a	12.27±1.12 ^a
20:5n-3	4.26±0.43 ^a	5.45±0.58 ^a	4.84±0.44 ^a	6.28±0.60 ^a	4.89±0.49 ^a	5.21±0.53 ^a
22:5n-3	3.15±0.36 ^a	3.17±0.39 ^a	3.28±0.43 ^a	2.65±0.22 ^a	3.71±0.44 ^a	3.38±0.29 ^a
22:6n-3	20.71±1.27 ^a	19.45±1.09 ^a	18.47±1.18 ^a	19.53±1.19 ^a	15.98±1.05 ^a	18.29±1.07 ^a
ΣPUFA	40.97±1.55^a	39.65±1.40^a	39.66±1.43^a	40.91±1.44^a	38.88±1.37^a	43.44±1.48^a
n3	28.56±1.29 ^a	28.33±1.27 ^a	27.18±1.22 ^a	29.67±1.30 ^a	25.32±1.20 ^a	27.93±1.33 ^a
n6	12.41±1.12 ^a	11.32±1.01 ^a	12.48±1.13 ^a	11.24±1.03 ^a	13.56±1.14 ^a	15.51±1.05 ^a
n3/n6	2.30	2.50	2.17	2.63	1.86	1.80

Her veri 3 tekrarın ortalamasıdır. Her tekrarda 3 enjeksiyon yapılmıştır.

§ her satırda aynı harflerle belirlenen veriler P>0.05 olasılık düzeyinde birbirinden farklı değildir.

S.H.: Standart hata, SFA: Doymuş Yağ Asitleri, MUFA: Tekli Doymamış Yağ Asitleri, PUFA: Aşırı Doymamış Yağ Asitleri.

Balığın gonat TAG fraksiyonunda ΣSFA oranı dişi bireylerde %30,11-40,87; erkeklerde %35,76-43,17; ΣMUFA oranı dişilerde %38,96-47,54; erkeklerde %35,04-41,47; ΣPUFA oranı dişilerde %18,53-26,86; erkeklerde %18,41-29,11 arasında bulunmuştur. Palmitik asit ve ΣSFA oranı, dişilerde mayıs ayında azalmış, temmuz ayında artmış; erkeklerde ocak ayında artıp mart ayında azalmıştır. Araşidonik asit, dişilerde temmuz ayında artarken mayısta azalmış, erkeklerde ise temmuzda azalmıştır. Eikosapentaeoik asit, dişilerde mayısta artıp ocakta azalmış, erkeklerde temmuz ve eylülde artmıştır. Dokosaheksaenoik asit, dişilerde temmuzda ayında azalıp eylül ayında artmıştır. *S. triostegus*'un gonat TAG fraksiyonunda n-3/n-6 oranı dişi bireylerde 1,20 (temmuz)-2,22 (mayıs); erkek bireylerde 1,32 (kasım)-2,73 (eylül) oranında saptanmıştır. Her iki fraksiyondaki farklılıklar ise PL fraksiyonunda en çok ΣPUFA daha sonra ΣSFA ve en az ΣMUFA olarak saptanırken, dişi gonat TAG'ünde temmuz ayında en çok ΣSFA, diğer aylarda ΣMUFA daha baskın; erkeklerde eylül, ocak aylarında en çok ΣSFA diğer aylarda ΣMUFA daha fazla yüzdede bulunmuştur. Bu fraksiyonda en az ΣPUFA saptanmıştır. Triaçilgliserolde 14:0, 16:0, 16:1n-7, 18:1n-9, 18:2n-6, 18:3n-3; PL de ise 18:0, 20:4n-6, 20:5n-3, 22:6n-3 daha fazla yüzdede bulunmuştur (Tablo 6-7).

Tablo 6. Dişi *S. triostegus*'un gonat dokusu triaçilgliserol fraksiyonu yağ asidi yüzdeleri.

Yağ asidi	Mayıs (ORT±S.H) [*]	Temmuz (ORT±S.H) [*]	Eylül (ORT±S.H) [*]	Kasım (ORT±S.H) [*]	Ocak (ORT±S.H) [*]	Mart (ORT±S.H) [*]
10:0 [§]	-	0.32±0.02	-	-	-	-
12:0	0.06±0.04 ^b	0.61±0.05 ^a	-	-	-	-
13:0	0.14±0.01 ^c	0.46±0.03 ^b	1.06±0.16 ^a	-	-	-
14:0	3.77±0.33 ^a	4.57±0.41 ^a	2.06±0.28 ^b	3.81±0.37 ^a	2.42±0.22 ^b	3.53±0.38 ^a
15:0	0.59±0.04 ^b	1.80±0.12 ^a	0.59±0.04 ^b	0.20±0.01 ^c	0.55±0.04 ^b	0.78±0.06 ^b
16:0	20.08±1.22 ^b	27.17±1.28 ^a	23.56±1.30 ^b	28.65±1.31 ^a	24.01±1.36 ^b	26.78±1.29 ^a
17:0	0.70±0.05 ^a	0.60±0.06 ^a	0.72±0.07 ^a	0.43±0.04 ^b	0.42±0.03 ^b	0.47±0.05 ^b
18:0	4.77±0.43 ^a	5.34±0.54 ^a	5.08±0.55 ^a	2.76±0.21 ^b	3.96±0.33 ^b	3.55±0.39 ^b
∑SFA	30.11±1.30^c	40.87±1.40^a	33.07±1.39^b	35.85±1.26^b	31.36±1.37^c	35.11±1.33^b
16:1n-7	11.76±1.01 ^b	9.84±0.99 ^b	9.40±0.96 ^b	11.03±1.11 ^b	14.28±1.04 ^a	14.27±1.13 ^a
18:1n-9	29.83±1.27 ^a	28.56±1.22 ^a	28.75±1.25 ^a	30.38±1.33 ^a	30.58±1.30 ^a	30.14±1.29 ^a
20:1n-9	1.35±0.13 ^c	0.56±0.04 ^d	2.00±0.21 ^a	2.36±0.26 ^a	2.68±0.28 ^a	1.86±0.17 ^b
∑MUFA	42.94±1.45^b	38.96±1.44^b	40.15±1.40^b	43.77±1.49^b	47.54±1.55^a	46.27±1.52^a
18:2n-6	4.76±0.04 ^a	2.46±0.22 ^b	3.07±0.34 ^a	2.66±0.21 ^b	2.44±0.28 ^b	2.47±0.26 ^b
18:3n-3	4.08±0.44 ^a	1.99±0.11 ^b	1.71±0.16 ^b	3.89±0.37 ^a	2.33±0.28 ^b	2.43±0.21 ^b
20:2n-6	0.42±0.04 ^b	0.23±0.02 ^c	0.92±0.08 ^a	0.36±0.03 ^c	0.45±0.04 ^b	0.70±0.07 ^a
20:3n-6	0.35±0.03 ^b	0.23±0.02 ^b	0.52±0.05 ^a	0.33±0.03 ^b	0.47±0.04 ^a	0.19±0.01 ^c
20:4n-6	2.80±0.22 ^c	6.18±0.62 ^a	3.84±0.36 ^c	3.76±0.32 ^c	5.33±0.55 ^a	4.05±0.40 ^b
20:5n-3	5.22±0.51 ^a	2.42±0.23 ^b	3.81±0.37 ^b	2.89±0.19 ^b	2.01±0.21 ^b	2.44±0.32 ^b
22:5n-3	2.92±0.28 ^b	1.57±0.15 ^c	4.63±0.48 ^a	1.65±0.12 ^c	2.43±0.28 ^b	3.01±0.30 ^b
22:6n-3	6.31±0.66 ^b	4.98±0.43 ^b	8.19±0.81 ^a	4.74±0.48 ^b	5.55±0.54 ^b	3.24±0.34 ^c
∑PUFA	26.86±1.27^a	20.06±1.26^b	26.69±1.30^a	20.28±1.20^b	21.01±1.36^b	18.53±1.18^b
n3	18.53±1.08 ^a	10.96±1.10 ^b	18.34±1.09 ^a	13.17±1.13 ^b	12.32±1.12 ^b	11.12±1.10 ^b
n6	8.33±0.88 ^a	9.10±0.90 ^a	8.35±0.78 ^a	7.11±0.71 ^a	8.69±0.89 ^a	7.41±0.76 ^a
n3/n6	2.22	1.20	2.19	1.85	1.41	1.50

[§] Her veri 3 tekrarin ortalamasidir. Her tekrarda 3 enjeksiyon yapılmıştır.

§ her satırda aynı harflerle belirlenen veriler P>0.05 olasılık düzeyinde birbirinden farklı değildir.

S.H.: Standart hata, SFA: Doymuş Yağ Asitleri, MUFA: Tekli Doymamış Yağ Asitleri, PUFA: Aşırı Doymamış Yağ Asitleri.

Tablo 7. Erkek *S. triostegus*'un gonat dokusu triaçilgliserol fraksiyonu yağ asidi yüzdeleri.

Yağ asidi	Mayıs (ORT±S.H)*	Temmuz (ORT±S.H)*	Eylül (ORT±S.H)*	Kasım (ORT±S.H)*	Ocak (ORT±S.H)*	Mart (ORT±S.H)*
10:0 ^s	0.02±0.01 ^b	0.10±0.01 ^a	-	-	-	-
12:0	0.55±0.05 ^a	0.52±0.04 ^a	0.29±0.01 ^b	-	-	-
13:0	0.17±0.02 ^b	0.13±0.04 ^b	0.51±0.04 ^a	-	-	-
14:0	4.21±0.43 ^a	5.60±0.66 ^a	4.83±0.44 ^a	3.08±0.30 ^b	3.69±0.31 ^b	3.16±0.38 ^b
15:0	1.32±0.13 ^a	1.22±0.11 ^a	1.21±0.18 ^a	1.33±0.17 ^a	1.11±0.10 ^a	1.65±0.19 ^a
16:0	24.92±1.29 ^a	26.05±1.28 ^a	24.67±1.20 ^a	27.73±1.26 ^a	29.81±1.30 ^a	24.33±1.24 ^a
17:0	1.28±0.16 ^a	1.82±0.11 ^a	2.04±0.20 ^a	0.74±0.67 ^b	0.81±0.80 ^b	0.74±0.45 ^b
18:0	5.32±0.55 ^b	4.31±0.44 ^b	5.26±0.53 ^b	6.65±0.65 ^a	7.75±0.76 ^a	5.88±0.45 ^b
ΣSFA	37.79±1.39^b	39.75±1.40^b	38.81±1.38^b	39.53±1.42^b	43.17±1.44^a	35.76±1.38^b
16:1n-7	12.98±1.02 ^a	15.83±1.15 ^a	15.86±1.16 ^a	10.12±1.01 ^b	6.83±0.65 ^c	8.57±0.82 ^{bc}
18:1n-9	25.67±1.27 ^a	22.08±1.23 ^a	19.09±1.09 ^b	29.73±1.33 ^a	30.00±1.30 ^a	25.91±1.28 ^a
20:1n-9	1.09±0.12 ^a	1.37±0.15 ^a	1.23±0.17 ^a	1.62±0.19 ^a	1.50±0.11 ^a	0.56±0.06 ^b
ΣMUFA	39.74±1.30^a	39.28±1.40^a	36.18±1.39^a	41.47±1.55^a	38.33±1.37^a	35.04±1.36^a
18:2n-6	2.46±0.20 ^c	3.65±0.35 ^b	2.60±0.32 ^c	4.29±0.42 ^a	3.00±0.37 ^b	4.45±0.49 ^a
18:3n-3	1.93±0.29 ^a	1.61±0.28 ^b	2.21±0.27 ^a	1.18±0.27 ^c	1.45±0.16 ^b	2.60±0.22 ^a
20:2n-6	0.56±0.04 ^a	0.35±0.03 ^b	0.45±0.02 ^a	0.57±0.04 ^a	0.30±0.02 ^b	0.27±0.01 ^b
20:3n-6	0.47±0.04 ^a	0.41±0.03 ^a	0.24±0.02 ^b	0.56±0.06 ^a	0.51±0.05 ^a	0.59±0.04 ^a
20:4n-6	4.67±0.42 ^a	1.60±0.16 ^c	3.38±0.32 ^b	2.73±0.27 ^b	2.58±0.36 ^b	6.59±0.65 ^a
20:5n-3	3.86±0.38 ^b	6.75±0.67 ^a	7.64±0.72 ^a	3.06±0.30 ^b	2.69±0.22 ^b	5.04±0.59 ^a
22:5n-3	2.33±0.22 ^a	1.63±0.13 ^b	2.70±0.28 ^a	0.99±0.07 ^c	1.90±0.19 ^b	3.12±0.35 ^a
22:6n-3	5.98±0.52 ^a	4.87±0.47 ^a	5.67±0.59 ^a	5.55±0.62 ^a	5.98±0.65 ^a	6.45±0.54 ^a
ΣPUFA	22.26±1.27^b	20.87±1.20^b	24.89±1.32^b	18.93±1.06^c	18.41±1.09^c	29.11±1.22^a
n3	14.10±1.04 ^a	14.86±1.13 ^a	18.22±1.16 ^a	10.78±0.98 ^b	12.02±1.02 ^b	17.21±1.07 ^a
n6	8.16±0.82 ^b	6.01±0.65 ^b	6.67±0.55 ^b	8.15±0.82 ^b	6.39±0.67 ^b	11.90±1.10 ^a
n3/n6	1.72	2.47	2.73	1.32	1.88	1.44

^sHer veri 3 tekrarin ortalamasıdır. Her tekrarda 3 enjeksiyon yapılmıştır.

§ her satırda aynı harflerle belirlenen veriler P>0.05 olasılık düzeyinde birbirinden farklı değildir.

S.H.: Standart hata, SFA: Doymuş Yağ Asitleri, MUFA: Tekli Doymamış Yağ Asitleri, PUFA: Aşırı Doymamış Yağ Asitleri.

4. TARTIŞMA

4.1. *S. triostegus* dişi ve erkek bireylerinin gonat dokusu total lipid içeriği

Dişilerin lipid miktarı, en yüksek mayıs ayında, en düşük ise mart ayında tespit edilmiştir (p< 0.05). *S. triostegus*'un erkek bireylerinde üreme dönemi sonrasında eylül ve kasım ayında gonattaki total lipid miktarı artmıştır (p<0.05). Bu çalışmaya göre, dişi ve erkek bireylerin lipid içeriği mevsime bağlı olarak istatistiki olarak farklılıklar göstermiştir (p<0.05). Eşeyssel olgunluğa erişmiş balıkların üreme periyodunda lipidlere olan gereksinimleri fazladır (Akpınar 1985). Bu periyotta kullanılan enerji, daha çok kas dokusundaki lipidlerden sağlanmaktadır (Vlaming vd., 1978). Yapılan çalışmalar, farklı balık türlerinde total lipidlerin, yumurtlama periyodunun sonunda ve besleme periyodu esnasında maksimum seviyeye ulaştığını, fakat üreme periyodu esnasında ise azaldığını göstermiştir. Ovaryumlardaki total lipid miktarı olgunlaşma evresinde artar daha sonra dinlenme evresinde azalır. Yumurtlama esnasında doğal Kedi balığının ovaryum lipid miktarı, yumurtlama sonrasına göre daha yüksek (Shirai vd., 2001), *Chondrostoma regium* dişi ve erkek balıkların gonatlarındaki total lipid miktarı, üreme öncesindeki dönemde üreme sonrasındaki döneme göre daha yüksek (Kara ve Çelik, 2000), erkek ve dişi *Cyprinion macrostomus*'un gonatlarında total lipid miktarı, yumurtlama periyodunda en yüksek (Metin ve Akpınar, 2000), *Capoeta capoeta umbla*'nın dişi ve erkek bireyin gonatlarındaki total lipid içeriği üreme mevsimi öncesinde, üreme mevsimi sonrasına göre yüksek (Yılmaz vd., 1995) bulunmuştur. Çalışmamızda *S. triostegus*'un erkek bireylerinin gonatları, yumurtlama periyodundaki sonraki dönemde (eylül-kasım) daha fazla lipid içermişlerdir. Erkek balıklarda, gonatların gelişimi için

lipit kullanımı daha azdır ve üreme faaliyetlerinden dişilere göre daha az etkilendiği saptanmıştır. Dişi *Cottocomephorus grewingki*'nin ovaryum total lipit miktarı %6,3, erkek balığın testis total lipit miktarı %2,6 olarak saptanmıştır. Dişi *Cottocomephorus inermis*'in ovaryum total lipit miktarı %2,2 erkek *C. inermis*'in testis total lipit miktarı %2,3 olarak saptanmıştır (Kozlova, 1998). *Tilapia nilotica*'nın ovaryumlarının lipit miktarı, testislerden daha fazla bulunmuştur (Henderson ve Tocher, 1987). *C. macrostomus*'un ovaryumlarındaki total lipit miktarı, testislerdeki total lipit miktarından çok daha fazla olduğu saptanmıştır. Bu da dişi balıkların gonat gelişimi ve yumurta oluşturabilmesi için erkek balıklardan daha fazla lipide ihtiyacı olduklarını göstermiştir (Metin ve Akpınar, 2000). Eğirdir Gölü'nde yaşayan sudakların ovaryumlarının total lipit içeriğinin her iki ayda da (kasım ve mart) testislerden önemli derecede yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bundan dolayı, ovaryum gelişiminin artmasıyla birlikte lipit ihtiyacının da arttığı anlaşılmıştır (Uysal, 2004). Ayrıca eşeyssel olgunlaşma ile lipit metabolizmasındaki değişimlerin aynı periyoda rastladığı ve depo yağlarının yumurta ve sperm oluşumu için harcandığı bildirilmiştir (Soivio vd., 1989). Ancak, testislerdeki total lipidin ovaryumlardan fazla bulunduğu çalışmalar da vardır. Örneğin, *C. carpio*'da eylül, ekim, mart mayıs, haziran ve temmuz aylarında testislerdeki lipit miktarı, ovaryumdan fazla bulunmuştur (Akpınar, 1987). Çalışmamızda *S. triostegus*'ta bazı dönemlerde ovaryumda, bazı dönemlerde testislerde daha fazla miktarda lipit saptanmıştır. Bu veriler, balığın testis ve ovaryumlarındaki total lipitlerin, fizyolojik ihtiyaca bağlı olarak değişik dönemlerde azalıp arttığını göstermektedir.

4.2. *S. triostegus* dişi ve erkek bireylerinin gonat dokusu total lipidindeki yağ asidi içeriği

Enerji kaynağı olan lipitler; metabolizma, büyüme ve gamet üretimi için kullanılırlar. Tocher ve Sargent (1984), yağ asitlerinin, embriyonun büyümesi için, yumurta hücresinde biriktiğini ve özellikle çoklu doymamış yağ asitlerinin, embriyonun büyümesinde kullanıldığını belirttiler. Eşey hücrelerinin oluşmasında çoklu doymamış yağ asitlerine büyük ihtiyaç vardır. Bu yağ asitlerinin eksikliği kısırlığa sebep olur (Soivio vd., 1989). Yapılan farklı çalışmalara göre, dişi balıklarda yumurtaların oluşumu esnasında temel metabolik enerji kaynağı olarak 16:0 kullanılmaktadır. Oleik asit, gonat gelişimi esnasında, çoklu doymamış yağ asitleri de üreme sırasında metabolik enerji kaynağı olarak kullanılmaktadır (Huynh, 2007). Genellikle yağ asitleri; gonadogenezis esnasında balık adipoz dokusunun nötral lipit rezervlerinde mobilize edilir ve karaciğere serum yoluyla transfer edilmektedir. Burada lipoprotein olarak vitellogeninde toplanır. Mobilize olan yağ asitlerinin % 60'i doymuş ve tekli doymamış yağ asitleri olup bu yağ asitleri yumurta lipoprotein sentezi için ihtiyaç duyulan metabolik enerjiyi sağlamak için katabolize edilirler. Kalan yağ asitleri özellikle n-3PUFA'lar, vitellogenine sokulurlar (Sargent ve Henderson, 1995). Aşırı doymamış yağ asitleri, balık vücudunda homeostasi için gereklidir. Kemikli balıkların gonatlarında AA'ten türeyen, PGE₂, ovaryum ve testiküler steroidogenezisi uyarırlar (Kellner ve Van Der Kraak, 1992, Wade ve Van Der Kraak, 1993). Yapılan farklı çalışmalara göre (Mustafa ve Srivastava, 1989), eikosanoidler, ovulasyon kontrolünde görev alır, embriyonik gelişimde immun sistem üzerine, yumurtadan çıkma ve erken larval dönemde önemli rol oynarlar. Bu nedenle eikosanoidlerin öncül maddeleri olan C20 PUFA'lar, tercihen değişik fizyolojik amaçlar için gonatlarda birikebilirler (Jeong vd., 2002). Dişiler, gonat olgunlaşması için enerji ihtiyacı olarak başlıca SFA'ları kullanırlarken erkekler, MUFA'ları kullanırlar. Fakat, vitellogenezis esnasında dişiler, gonat olgunlaşması için depo edilen n-3 ve n-6 yağ asitlerini (18:2n-6 ile 18:3n-3) mobilize ederler (Medford ve Mackay, 1978, Cejas vd., 2003). Çalışmamızda, ovaryum ve testislerde, tüm dönemlerde kas ve karaciğerde olduğu gibi, yüzde olarak, SFA'lar içinde en çok 16:0, MUFA'lar arasında 18:1n-9 ve 16:1n-7, PUFA'lar arasında ise 22:6n-3, 20:4n-6 ve 20:5n-3 yağ asitleri saptanmıştır. Bu yağ asitleri içerisinde oran olarak en fazla bulunan ilk üç bileşen; 16:0, 18:1n-9 ve 22:6n-3 asitlerdir. Bu veriler, diğer balıklardan elde edilenlere uygunluk göstermektedir. (Yılmaz vd., 1995; Kara ve Çelik, 2000; Kminkova vd., 2001; Shirai ve Wada, 2001; Cejas vd., 2003; Aras vd., 2003a; Aras vd., 2003b; Uysal, 2004; Kaçar ve Başhan, 2015; Kaçar ve Başhan, 2017).

4.3. Testis ve Ovaryumdaki Yağ Asidi İçeriğinin Karşılaştırması

Sander lucioperca'nın kasım ve mart ayı verilerinin ortalamaları alınarak testis ve ovaryumların yağ asidi bileşimindeki farklılıklar incelendiğinde; testislerde toplam doymamış, çoklu doymamış ve n-3 yağ asitleri oranının gonatlardan daha fazla olduğu görülmektedir. Ayrıca doymuş yağ asitleri oranı, ovaryumlarda önemli derecede fazla bulunmuştur. Sonuçlar, testislerin olgunlaşması için ovaryumlardan daha fazla aşırı doymamış yağ asitlerine ihtiyaç duyulduğunu göstermektedir (Uysal, 2004). Çalışmamızda da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Balığın testislerinde Σ PUFA miktarı % olarak daha fazla bulunmuştur. Bu sonuçlar PUFA'ların erkek bireylerin üremelerinde daha fazla kullanıldığını göstermektedir. Soivio vd., (1989), balıkların gametlerin olgunlaşması için, Σ PUFA'lara gereksinim duydukları belirtilmiştir.

4.4. *S. triostegus* bireylerinin gonat dokusu fosfolipit ve triaçilgliserol yağ asidi içeriği

Çalışma örneklerinden olan *S. triostegus*'un ovaryum TAG'ünde Σ MUFA oranı, gonatların olgunlaştığı mart ayında artmıştır. *S. asotus*'ta olduğu gibi (Shirai ve Wada, 2001), aynı cinsten olan bu balıkta da ovaryum PL'inde 22:6n-3 oranı, yumurtlama öncesi evre olan ocak ve mart ayına oranla, yumurtlama dönemi (mayıs) ve yumurtlama sonrasında (temmuz); AA miktarı da, yazın (temmuz) kışa (ocak) oranla daha fazla bulunmuştur. Doğal Kedi balığında ovaryum PC ve PE'leri yumurtlama mevsimi esnasında, yumurtlama sonrası mevsime göre fazla miktarda EPA ve DHA içerirken, az miktarda AA içerirler. Bu sonuçlara göre, Japon Kedi balığı, ovulasyondan sonra yumurtaların gelişimi için EPA ve DHA ya ihtiyaç duyarlar (Shirai ve Wada, 2001). Analizlerimizde, *S. triostegus*'ta EPA yüzdesi, *S. asotus*'un aksine, yumurtlama öncesi döneme oranla yumurtlama sonrası dönemde artmıştır. Diğer C20 PUFA'lar içerisinde yer alan 22:6n-3 ve 20:4n-6 oranı bu dönemlerde değişmemiştir. *S. triostegus* ovaryum PL ve TAG'ünde üreme döneminde (mayıs), üreme sonrası döneme oranla (temmuz) Σ MUFA'lerin yüksek olması, bu bileşenlerin yumurtlamada rol oynadıklarını göstermiştir. Çalıştığımız balık türünün ovaryum ve testis TAG'ünde *C. baicalensis*'te olduğu gibi (Kozlova ve Khotimchenko, 2000), analizi yapılan çoğu dönemlerde yüzde olarak en çok Σ MUFA, daha sonra Σ SFA en az ise Σ PUFA bulunmuştur. Total MUFA'ler içinde de en çok 18:1n-9 yağ asidi bulunmuştur. *C. dybowski*'nin ovaryum polar lipitlerinde Σ PUFA'lerden 22:6n-3, tüm dokularındaki nötral lipitlerde ise 16:0 yağ asidi en çok bulunmuştur. Analizlerde diğer major yağ asitleri 16:1n-7, 18:1n-7, 20:5n-3'dür (Kozlova ve Khotimchenko, 2000). *S. triostegus*'un ovaryum ve testis PL'inde en çok Σ PUFA ve PUFA'lerden de 22:6n-3 bulunmuştur.

5. SONUÇ

Ovaryumda ve testislerde, total lipit, PL ve TAG fraksiyonunda yağ asidi içeriğinin farklılık gösterdiği tespit edilmiştir. Elde ettiğimiz sonuçlara göre bu balığın lipit metabolizmasının yumurtlamaya ve mevsime bağlı olarak değiştiği ifade edilebilir.

FİNANS

Bu çalışma DÜBAP tarafından desteklenmiştir (Proje No: 08-FF07).

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar arasında çıkar çatışması bulunmamaktadır.

YAZAR KATKILARI

Yazarlar makaleye eşit oranda katkı sağlamışlardır.

ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışma Çukurova Üniversitesi Hayvan Deneyleri Yerel Etik Kurul onayı ile yürütülmüştür.

(13.02.2009).

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler bu makalenin ekinde mevcuttur.

KAYNAKLAR

- Akpınar, M.A. (1985). *Cyprinus carpio* L. (Osteichthyes, Cyprinidae)'nin ergin ve ergin olmayan bireylerinde gonadların total lipid ve yağ asidi bileşimleri. Doktora Tezi. C. Ü. Fen Ede. Fak. Sivas.
- Akpınar, M.A. (1987). Ergin olmayan ve ergin sazanların (*Cyprinus carpio* L.) gonatlarında total lipid değişimi. C.Ü. Fen- Ede. Fak. Fen Bilimleri Dergisi, 5, 173-190.
- Aras, N.M., Haliloğlu, H.I., Bayır, A., Atamanalp, M., & Sirkecioğlu, A.N. (2003a). Karasu Havzası Yeşildere Çayı Olgun Dere Alabalıkları (*Salmo trutta macrostigma*, Dumeril, 1858)'nda farklı dokuların yağ asidi kompozisyonlarının karşılaştırılması. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science*, 27, 887-892.
- Aras, N.M., Haliloğlu, H.I., Ayık, Ö., & Yetim, H. (2003b). Comparison of fatty acid profiles of different tissues of mature trout (*Salmo trutta labrax*, Pallas, 1811) caught from Kazandere Creek in the Çoruh Region, Erzurum, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science*, 27, 311-316.
- Balçık Mısır, G., Tufan, B., & Köse, S. (2014). Variations in total lipid and fatty acid contents of edible muscle, liver and roes of spotless shad, *Alosa immaculata* during catching Season in Black Sea. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 49, 2668-2677. <https://doi.org/10.1080/10498850.2013.816402>
- Biró, J., Hancz, C., Szabó, A., & Molnár, T. (2009). Effect of sex on the fillet quality of Nile tilapia fed varying lipid sources. *Italian Journal of Animal Science*, 8 (3), 225-227. <https://doi.org/10.4081/ijas.2009.s3.225>
- Bozkurt, R. (1994). Atatürk Baraj Gölü ve Baraj Gölü'ne dökülen derelerdeki balıkların sistematığı. Yüksek Lisans Tezi, H. Ü. Fen Bil. Ens.s. 71. Şanlıurfa.
- Cejas, J.R., Almansa, E., Villamandos, J.E., Badia, P., Bolanos, A., & Lorenzo, A. (2003). Lipid and fatty acid composition of ovaries from wild fish and ovaries and eggs from captive fish of white sea bream (*Diplodus sargus*). *Aquaculture*, 216 (1-4), 299-313.
- Crowford, R.H., Cusack, R.R., & Parlee, T.R. (1986). Lipid content and energy expenditure in the spawning migration of alewife (*Alosa pseudoharengus*) and blueback herring (*Alosa aestivalis*). *Canadian Journal of Zoology*, 64, 1902-1907. <https://doi.org/10.1139/z86-285>
- Falch, E., Størseth, T.R., & Aursand, M. 2006. Multi-component analysis of marine lipids in fish gonads with emphasis on phospholipids using high resolution NMR spectroscopy. *Chemistry and Physics of Lipids*, 144 (1), 4–16. <https://doi.org/10.1016/j.chemphyslip.2006.05.001>
- Folch, J., Lees, M., & Sloane-Stanley, G.H.A. (1957). Simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *The Journal of Biological Chemistry*, 226, 497. . [https://doi.org/10.1016/s0021-9258\(18\)64849-5](https://doi.org/10.1016/s0021-9258(18)64849-5)
- Görgün, S., Akpınar, N., Zengin, G., Akpınar, M.A., Gunlu, A., Güler, G.O., & Aktümsek, A. (2013). Determination of the fatty acid profiles of total, neutral, and polar lipids in some major tissues of *Vimba vimba tenella* (Nordmann, 1840), from Eğirdir Lake (Isparta, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 37, 627–634.509. <https://doi.org/10.3906/zoo-1212-33>
- Henderson, R.J., & Tocher, D.R. (1987). The lipid composition and biochemistry of freshwater fish. *Progress in Lipid Research*, 26, 281-347. [https://doi.org/10.1016/0163-7827\(87\)90002-6](https://doi.org/10.1016/0163-7827(87)90002-6)

- Huynh, M.D. (2007). Comparison of fatty acid profiles of spawning and non-spawning Pacific herring, *Clupea harengus pallasi*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 146 B, 504-511. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2006.11.023>
- Jeong, B.Y., Jeong, W.G., Moon, S.K., & Ohshima, T. (2002). Preferential accumulation of fatty acids in the testis and ovary of cultured and wild sweet smelt *Plecoglossus altivelis*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 131 B, 251-259. [https://doi.org/10.1016/s1096-4959\(01\)00501-2](https://doi.org/10.1016/s1096-4959(01)00501-2)
- Johnson, R.B. (2009). Lipid deposition in oocytes of teleost fish during secondary oocyte growth. *Reviews in Fisheries Science*, 17(1), 78-89. <https://doi.org/10.1080/10641260802590004>
- Kaçar, S., & Başhan, M. (2015). Seasonal Variations on the Fatty Acid Composition of Phospholipid and Triacylglycerol in gonad and liver of *Mastacembelus simack*. *Journal of the American Oil Chemists' Society*. 92 (9), 1313-1320. <https://doi.org/10.1007/s11746-015-2692-6>
- Kaçar, S., & Başhan, M. (2017). Variations in the fatty acid compositions of the liver and gonad tissue of spiny eel (*Mastacembelus mastacembelus*) from Atatürk Dam Lake. *Turkish Journal of Biochemistry*, 42(6), 617-623. <https://doi.org/10.1515/tjb-2017-0045>
- Kara, C., & Çelik, M. (2000). Fatty acid composition of gonad tissue in female and male *Chondrostoma regium* (Heckel, 1843) living in Ceyhan River, Kahramanmaraş-Turkey. *Fen ve Mühendislik Dergisi*, 3, 160-166.
- Kayhan, H., Başhan, M., & Kaçar, S. (2015). Seasonal variations in the fatty acid composition of phospholipids and triacylglycerols of brown trout. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 116 (5), 738-744. <https://doi.org/10.1002/ejlt.201400152>
- Kellner, R.G., & Van Der Kraak, G. (1992). Multifactorial regulation of prostaglandin synthesis in preovulatory goldfish ovarian follicles. *Biology of Reproduction*, 46, 630-635. <https://doi.org/10.1095/biolreprod46.4.630>
- Kminkova, M., Winterova, R., & Kucera, J. (2001). Fatty acids in lipids of carp (*Cyprinus carpio*) tissues. *Czech Journal of Food Science*, 19, 177-181.
- Kozlova, T.A. (1998). Lipid class composition of benthic-pelagic fishes (*Cottocomephorus*, Cottoidei) from Lake Baikal. *Fish Physiology and Biochemistry*, 19, 211-216. <https://doi.org/10.1023/A:1007706831689>
- Kozlova, T.A., & Khotimchenko, S.V. (2000). Lipids and fatty acids of two pelagic cottoid fishes (*Comephorus spp.*) endemic to Lake Baikal. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 126 B, 477-485. [https://doi.org/10.1016/s0305-0491\(00\)00207-8](https://doi.org/10.1016/s0305-0491(00)00207-8)
- Medford, B.A., & Mackay, W.C. 1978. Protein and lipid content of gonads, liver and muscle of Northern pike (*Esox lucius*) in relation to gonad growth. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35, 213-219. <https://doi.org/10.1139/f78-035>
- Metin, K., & Akpınar, M.A. (2000). The seasonal variation in total lipid and fatty acid contents of the gonads of *Cyprinion macrostomus* (Heckel, 1843). *Turkish Journal of Biology*, 24, 627-634.
- Mustafa, T., & Srivastava, K.C. (1989). Prostaglandins (eicosanoids) and their role in ectothermic organisms. *Advances in Comparative Environmental Physiology*, 5, 157-207.
- Oymak, S.A., Solak, K., & Ünlü, E. (2001). Some biological characteristics of *Silurus triostegus* Heckel, 1843 from Atatürk Dam Lake (Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 25, 139-148.
- Qari, S.A., Moharram, S.G., & Alowaidi, S.A. (2014). Fatty acids Compositions in Male's Gonads of the Red Sea Fish *Rhabdosargus sarba* During the Spawning Season. *American Journal of Life Sciences*, 2 (2), 103-107. <https://doi.org/10.11648/j.ajls.20140202.21>
- Rodríguez-Barreto, D., Jerez, S., Cejas, J.R., Martín, M.V., Acosta, N.G., Bolanos, A., & Lorenzo, A. (2012). Comparative study of lipid and fatty acid composition in different tissues of wild and cultured female broodstock of greater amberjack (*Seriola dumerili*). *Aquaculture*, 360, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.07.013>
-

- Sargent, J.R. (1995). Origin and functions of eggs lipids: nutritional implications. In: N.R. Bromage and R.J. Roberts (Eds.), *Broodstock Management and Egg and Larval Quality*. Blackwell Science, London: 353–372.
- Sargent, J.R., & Henderson, R.J. (1995). Marine n-3 polyunsaturated fatty acids. In: Hamilton, R.J.-Eds. *Developments in Oils and Fats*. Blackie Academic and Professional, London, p. 32-65.
- Sargent, J.R., Tocher, D.R., & Bell, J.G., (2002). In: J.E., Halver; R.W., Hardy (Eds.). "The lipids" *Fish Nutrition*. 3rd edition. Academic Press, San Diego. 181–257.
- Shirai, N., & Wada, S. (2001). Seasonal variation of fatty acid composition of phosphatidylinositol in the dorsal meat, liver and ovary of cultured Japanese catfish *Silurus asotus*. *Fisheries Science*, 67, 386-388. <https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2001.00239.x>
- Shirai, N., Suzuki, H., Toukairin, S., & Wada, S. (2001). Spawning and season affect lipid content and fatty acid composition of ovary and liver in Japanese catfish (*Silurus asotus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 129 B, 185-195. [https://doi.org/10.1016/s1096-4959\(01\)00378-5](https://doi.org/10.1016/s1096-4959(01)00378-5).
- Soivio, A., Niemistö, M., & Backsröm, M. (1989). Fatty acid composition of *Coregonus muksun* Pallas: Changes during incubation, hatching, feeding and starvation. *Aquaculture*, 79, 163-168. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(89\)90457-2](https://doi.org/10.1016/0044-8486(89)90457-2)
- Sushchik, N.N. Gladyshev, M.I., & Kalachova, G.S. (2007). Seasonal dynamics of fatty acid content of a common food fish from the Yenisei River, *Siberian grayling, Thymallus arcticus*. *Food Chemistry*, 104 (4), 1353-1358. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.01.050>
- Suzuki, H., Okazaki, K., Hayakawa, S., Wada, S., & Tamura, S. (1986). Influence of commercial dietary fatty acids on PUFA of cultured freshwater fish and comparison with those of wild fish of the same species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 34, 58-60. <https://doi.org/10.1021/jf00067a016>
- Tocher, D.R., & Sargent, J.R. (1984). Analyses of lipids and fatty acids in ripe roes of some Northwest European marine fish. *Lipids*, 19 (7), 492-499. <https://doi.org/10.1007/BF02534481>
- Tufan, B., Koral, S. & Köse, S. (2011). Changes during fishing season in the fat content and fatty acid profile of edible muscle, liver and gonads of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) caught in the Turkish Black Sea. *International Journal of Food Science and Technology*, 10, 439-443. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.2011.02562.x>
- Uysal, K. (2004). Gonad olgunlaşması esnasında sudak (*Sander lucioperca*) balığının ovaryum ve testislerinin yağ asidi bileşimindeki değişimler. DPÜ Fen Bilimleri Enstitüsü. 7. Sayı.
- Vlaming, V.L.D., Kuris, A., & Parker, F.R. (1978). Seasonal variations of reproduction and lipid reserves in some Subtropical Cyprinodontids, *Transaction of the American Fisheries Society*, 107 (3), 464-472.
- Wade, M.G., & Van Der Kraak, G. (1993). Regulation of prostaglandins E and F production in the goldfish testes. *Journal of Experimental Zoology*, 266, 108-115.
- Wiegand, M.D. (1996). Composition, accumulation and utilization of yolk lipids in teleost fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6, 259-286.
- Yılmaz, Ö., Konar, V., & Çelik, S. (1995). Elazığ Hazar Gölü'ndeki *Capoeta capoeta umbla*'nın dişi ve erkek bireylerinde bazı dokularının total lipit ve yağ asidi bileşimleri. *Biyokimya Dergisi*, 20, 31-42.

Assessment of Sediment Dredging Effectiveness by Considering Overlying Water and Pore Water Heavy Metals in Lake Mogan, Turkey*

Mogan Gölü (Türkiye)'nde Sediment Tarama Etkinliğinin Sediment Üstü Su ve Sediment Gözenek Suyu Ağır Metalleri Bağlamında Değerlendirilmesi

Arzu Binici^{1,*}, Serap Pulatsü²

¹ Republic of Turkey Ministry of Agriculture and Forestry, Department of Training and Publication, Ankara, Türkiye

² Ankara University, Faculty of Agriculture Department of Fisheries and Aquaculture, 06100, Ankara, Türkiye

*Corresponding author: arzu.binici@tarimorman.gov.tr

**This study is a part of Arzu Binici's doctoral thesis.

Received: 25.05.2021

Accepted: 11.07.2021

Published: 01.03.2022

How to Cite: Binici, A. & Pulatsü, S. (2022). Assessment of sediment dredging effectiveness by considering overlying water and pore water heavy metals in Mogan Lake, Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 038-048. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.942961>

Abstract: Dredging, a practice intended to increase the recreational value of aquatic systems at risk of eutrophication, has been implemented in Lake Mogan. This study aimed to determine a) Heavy metal concentrations (Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, and Zn) in the overlying water and sediment pore water, and b) Pore water toxicity levels of some of these metals (Cu, Ni, Pb, Zn) following dredging in Lake Mogan. Surface sediment samples were taken from two stations in the lake between May and November 2020 to obtain overlying water and pore water values. The first station was chosen specifically because it receives wastewater from mineral processing facilities and nearby households; and the second station. After all, it receives household and industrial waste and agricultural wastewater. The findings indicate that a) Zn had the highest concentrations during the study period, and Pb the lowest. Overlying water concentrations were found to be within the acceptable limits outlined by the "Water Quality Control Regulations". Pore water Zn concentrations for May ($330.50 \pm 8.72 \mu\text{g L}^{-1}$) and pore water Cu concentrations for November at the second station ($12.85 \pm 4.35 \mu\text{g L}^{-1}$) were higher than the recommended WQC limits. b) Since no values greater than 1 were found in the pore water for IWCTU (Interstitial Water Criterion Toxic Units) and NI (Nemeraw index) values for Ni, Cu, Zn, and Pb, no serious levels of pollution were present for these four metals; however, Zn had the greatest potential risk of toxicity. Moreover, the total IWCTU and NI values indicate that both the toxicity of the metals and the degree thereof increased in May. The fact that pore water heavy metal concentrations in Lake Mogan were generally higher than those in the overlying water indicates strong metal adsorption in the sediment and suggests that, at least in terms of reducing surface sediment heavy metals, dredging activities in the lake are not very effective.

Keywords

- Sediment dredging
- overlying water
- pore water
- heavy metal
- Lake Mogan

Özet: Ötrofikasyon riski altındaki sucul sistemlerin rekreatif değerlerinin artırılmasına yönelik bir yönetim aracı olan dredging, Mogan Gölü'nde uygulanmıştır. Bu çalışmada Mogan Gölü'nde sediment tarama ertesi; a) Sediment üstü su (SÜS) ve sediment gözenek suyunda (SGS) ağır metal konsantrasyonlarının (Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu ve Zn), b) SGS'de bazı ağır metallerin (Cu, Ni, Pb, Zn) toksisitesinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla 2020-Mayıs ve Kasım aylarında iki istasyondan (Özellikle maden işleme tesisleri ve evsel kaynaklı atık suların ulaştığı I. istasyon; Evsel, endüstriyel atıklar ile tarımsal faaliyet kaynaklı atık suların ulaştığı II. istasyon) SÜS ve

Anahtar kelimeler

- Sediment tarama
- sediment üstü su
- sediment gözenek suyu
- ağır metal
- Mogan Gölü



SGS eldesi için de yüzey sedimentleri örneklenmiştir. Bulgular doğrultusunda; a) Çalışma periyodunca Zn en yüksek, Pb ise diğer metallere göre daha düşük değerlerde seyretmiştir. SÜS verileri ‘Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde’ verilen limit değerler içerisinde bulunmuştur. SGS-Zn; mayıs-II. istasyonda ($330.50 \pm 8.72 \mu\text{g L}^{-1}$) ve SGS-Cu; kasım-II. istasyonda ($12.85 \pm 4.35 \mu\text{g L}^{-1}$) pore water için önerilen (WQC) limit değerleri aşmıştır, b) SGS-Ni, Cu, Zn ve Pb’ya ilişkin IWCTU (Interstitial Water Criterion Toxic Units) ile NI değerleri, 1’den büyük bulunmadığı için, dört metal açısından gölde ciddi bir kirlenme olmadığı, ancak Zn’un toksik etki riskine sahip en potansiyel metal olduğu belirlenmiştir. Ayrıca toplam IWCTU ve NI verileri, mayıs ayında metallerin toksisite ve toksisite derecesinin arttığına işaret etmektedir. Mogan Gölü’nde genel olarak SGS-ağır metal konsantrasyonlarının SÜS’e ilişkin değerlerden daha yüksek saptanması, sedimentin metalleri kuvvetlice adsorbladığını ve tarama girişiminin en azından yüzey sedimentinin ağır metal düzeyleri bağlamında çok etkin olmadığını ortaya koymuştur.

1. INTRODUCTION

When heavy metals are deposited in the sediment through natural or anthropogenic means redissolve into the water, they can further increase heavy metal concentrations in the water. While a portion of heavy metals entering aquatic systems disperses in the water, another portion form solid compounds with carbonates, sulfates, and sulfur, sink to the bottom and collect in the sediment. Sediment metals directly threaten detrital and deposit-feeding benthic organisms and, reaching higher up the food chain, become a long-term source of pollution (Pulatsü and Topçu, 2015).

Pore water plays a more important role than sediment in the heavy metal cycle in aquatic ecosystems. Tang et al. (2016) report that pore water plays a bridging role in the exchange of heavy metals between sediment and overlying water. Other researchers have considered the idea that metal ions in pore water may have direct biological effects. Pore water heavy metals are found either in the dissolved or particulate phase; these phases are in a state of interaction with each other and with the overlying water of the sediment-water interface. Dispersion and mobilization of metals in the pore water play a significant role in the metal cycle at the sediment-water interface (Zhu et al., 2016).

The mobilization of pollutants is one of the most important environmental risks of dredging. If pore water metal concentrations are greater than those in the overlying water, the concentration gradient will result in the release (transport) of dissolved metal from the sediment into the overlying water. Other factors affecting dissolved metal release are pH, redox potential, level and composition of organic matter, bottom oxygen concentration, depth of penetration, benthic organism activities, and bacteria (Ni et al., 2017; Zhang et al., 2020).

As a physical method of controlling eutrophication in lakes, dredging can be defined as the removal of bottom sediment from rivers, lakes, coastal waters, and seas. Among the factors increasing its effectiveness is its application in relatively shallow lakes, those with low sedimentation speed, organically rich sediments, relatively low catchment area/surface area (10/1), or long hydraulic retention periods. The decision whether or not to dredge depends on sediment composition, pollutant types, sediment layer depth, thickness, volume, distance from where the next step in the process will take place (the dumping area), and equipment on hand. Dredged lake sediment is generally transferred to wetland or coastal ecosystems, used in agriculture or used for land reclamation in wetland areas/habitats (Pulatsü et al., 2015).

Peterson (2007) mentions several disadvantages to dredging, such as its expense, temporary release of phosphorus from the sediment, increase in phytoplankton fertility, odor problems, a temporary decrease of organisms that nourish benthic fish, release of toxic material into the overlying water, and its environmental impact on the area to which dredged sediment is transferred.

Heavy metal concentrations in the water and sediment of a body of water vary according to the number of pollutants entering the receiving environment and their removal through various methods.

After measuring overlying water heavy metal concentrations, the next step in studying heavy metal pollution in aquatic ecosystems is measuring their pore water concentrations and determining their toxicity. Pore water heavy metal toxicity measurement is a method used in sedimentological studies of both lake and river ecosystems (Tang et al., 2016; Zhu et al., 2016; Ji et al., 2018).

Lake Mogan, located in Gölbaşı Special Conservation Area, is an important recreation area because of its proximity to Ankara capital city of Turkey. Its near surroundings play host to various activities such as housing, industry, and tourism. Numerous studies have been conducted on its surface water and sediment heavy metal levels (Benzer et al., 2013; Topçu and Kaya 2017; Küçükosmanoğlu and Filazi, 2020).

For many years, certain lake management practices have been implemented in this shallow eutrophic lake, under intense pressure from urban-industrial pollution. As a management tool often used in aquatic ecosystems at risk for eutrophication, dredging has also been practiced periodically in Lake Mogan. The local government reports that dredging mud from the lake bottom started in 2017 and ended in November 2018, with a total of 3,100,000 m³ of sediment removed.

This study aimed to a) measure overlying water and pore water heavy metal concentrations (Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, and Zn), and b) determine the toxicity of certain heavy metals (Cu, Ni, Pb, Zn) in the pore water of Lake Mogan after dredging, a management practice meant to increase a lake's recreational value, was implemented there.

The study findings are significant because they put forth the question of whether Lake Mogan's sediment functions as a source and/or a trap for heavy metals. Moreover, it is thought that the findings of the study, the first to be conducted following dredging in the lake, will provide insight regarding the efficacy of the practice in lake management.

2. MATERIALS and METHODS

2.1. Material

2.1.1. The study area

The study area, Lake Mogan, is an alluvial set lake fed mostly through precipitation, and by more than five streams of various sizes. It is located in the Lower Ankara River Basin, 20 km south of Ankara on the Ankara-Konya highway. Lake Mogan is on the edge of the Gölbaşı Special Conservation Area, and at the same time, is one of Turkey's important Ramsar candidate wetlands (Anonymous, 2016).

2.1.2. Research station selection

Two suitable stations representative of pollutant sources were selected in the littoral zone of Lake Mogan for the collection of bottom sediment samples. The first station was selected especially for its location in an area reached by wastewater from mineral processing facilities and domestic wastewater; and the second station for its proximity to wastewater from domestic and agricultural sources. The study area and locations of the research stations are shown in Figure 1.

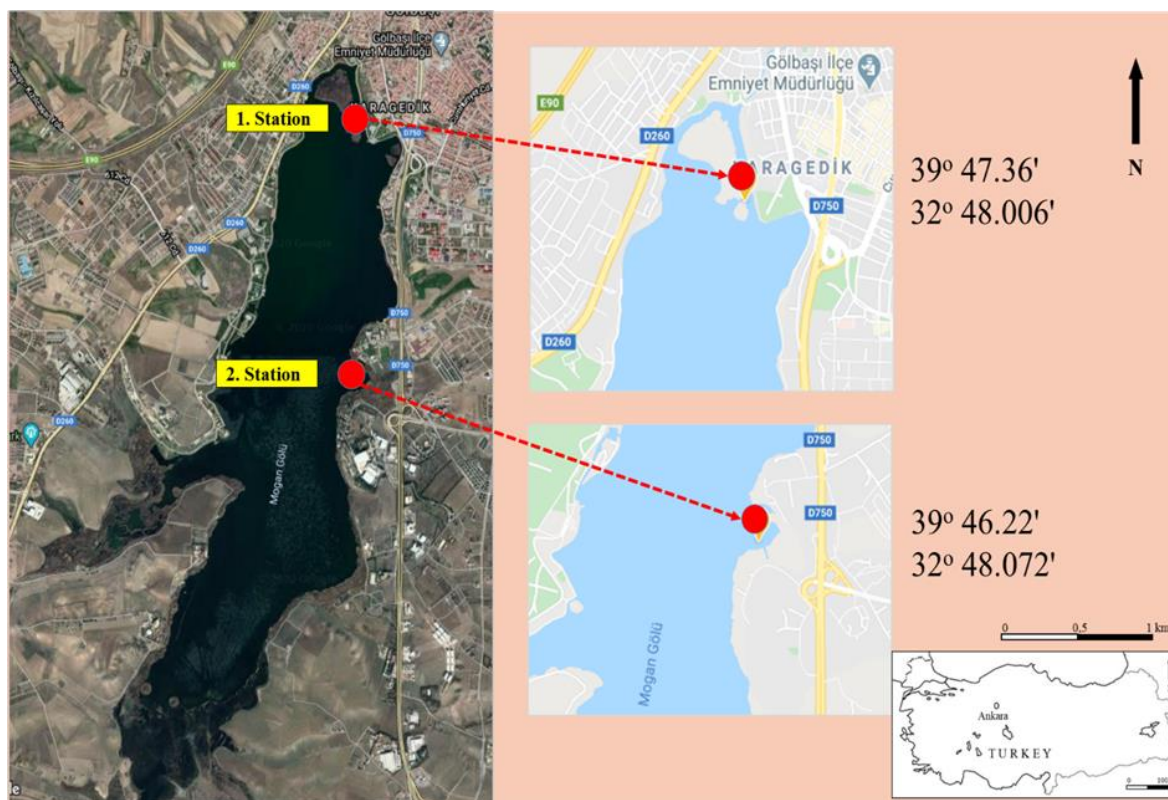


Figure 1. Research area and location of stations

2.1.3. Methods

In this study, overlying water and surface sediment samples were collected at the stations in Lake Mogan's littoral zone in May and November 2020.

2.1.4. Overlying water sampling:

Due to the shallow depth at the first station, sediment samples were obtained by suctioning water directly above the sediment. As the water at the second station was deeper, sediments there were obtained using a Ruttner Water Sampler.

2.1.5. Sediment pore water extraction and analysis:

The pore water was extracted from the sediment particles by centrifuging them at 5000 rpm for ten minutes. The clear portion of the water that collected in the top of the tubes was drawn out with a pipette and filtered through a 0.45 μm membrane with a vacuum filtration apparatus (Eckert et al., 2007). The Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, and Zn levels in the pore water samples were then measured with an ICP-OES instrument specified in Table 1. Heavy metal analyses were performed by Middle East Technical Central Laboratory.

Table 1. ICP-OES operating conditions.

RF power	1300 W
Plasma gas flow rate	18 L/min
Auxiliary gas flow rate	1.2 L/min
Nebulizer gas flow rate	0.92 L/min
Sample uptake rate	1 ml/min
Number of replicates	3
Spray chamber	Cyclonic
Nebulizer	Glass Meinhard concentric
Isotopes	Cr 52, Ni 62, Cu 63/65, Zn 66, As 75, Cd 111/114, Pb 206/207/208

2.1.6. Analysis of the overlying water: The Hg, As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, and Zn levels in the overlying water were measured with an ICP-OES instrument. Limit values are as follows: Hg: 0.04 $\mu\text{g L}^{-1}$; As: 1 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cd: 0.01 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cr: 0.1 $\mu\text{g L}^{-1}$; Pb: 0.03 $\mu\text{g L}^{-1}$; Ni: 0.2 $\mu\text{g L}^{-1}$; Cu: 0.1 $\mu\text{g L}^{-1}$; Zn: 1 $\mu\text{g L}^{-1}$.

2.1.7. Pore (interstitial) water criterion toxic units (IWCTU): IWCTU was calculated taking the equation below, reported by Lourino-Cabana et al. (2011) and Zhu et al. (2016), as a basis:

$$\text{IWCTU} = \frac{C_{i,\text{IW}}}{\text{FCV}_i} \quad (1)$$

Here;

$C_{i,\text{IW}}$: The concentration of the i th heavy metal in pore water

FCV_i : Hardness-dependent final chronic values for the metals:

$$\text{FCV}_{\text{Cu}} = 0.960[e^{0.8545 \ln(\text{hardness})} - 1.465]$$

$$\text{FCV}_{\text{Ni}} = 0.997[e^{0.8460 \ln(\text{hardness})} + 1.1645]$$

$$\text{FCV}_{\text{Pb}} = 0.791[e^{1.273 \ln(\text{hardness})} - 4.705]$$

$$\text{FCV}_{\text{Zn}} = 0.986[e^{0.8473 \ln(\text{hardness})} + 0.7614]$$

The $\text{IWCTU} > 1$ indicates potential risks of toxicity to aquatic organisms. The IWCTUs can directly reflect the pollution level of heavy metals in pore water (Tang et al., 2016; Ji et al., 2018).

$$\text{NI} = \left[\frac{(\text{IWCTU})_{\text{max}}^2 + (\text{IWCTU})_{\text{mean}}^2}{2} \right]^{1/2} \quad (2)$$

NI can reflect the impact degree of heavy metals in pore water. The NI can be divided into five classes: $0 < \text{NI} < 1$ (no impact), $1 < \text{NI} < 2$ (slight impact), $2 < \text{NI} < 3$ (moderate impact), $3 < \text{NI} < 5$ (strong impact), and $\text{NI} > 5$ (serious impact) (Tang et al., 2016; Ji et al., 2018).

3. RESULTS

The range of overlying water and pore water heavy metal concentrations between the two months of the study for both stations are shown in Figures 2 and 3. As shown in the figures, pore water heavy metal concentrations were generally higher than those in the overlying water; only in November, the pore water concentrations at the second station were higher than those at the first station (except for Pb). In line with these findings, it appears that rainfall may have caused an increase in the transport of these metals into the lake.

In addition to the facts that pore water heavy metal concentrations were higher than those in the overlying water and the concentrations at the second station were higher than at the first station during both months of the study, Cu levels at the second station were found to be lower in May, and Pb was found to be lower at the second station in both May and November. As for Hg and Cd, no difference was detected in either pore water or overlying water concentrations at either station during both months of the study.

Irrespective of the station, the pore water heavy metal sequence for May was $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$, and for November, $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb}$. Using values for both months, the sequence for the first station was $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb}$, and for the second station, $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$. Accordingly, Zn had the highest values during the entire study period, while Pb had the lowest concentrations in comparison to the other metals (Figures 2 and 3). As shown in the figures, Hg, Cr, and Cd concentrations were below detectable limits.

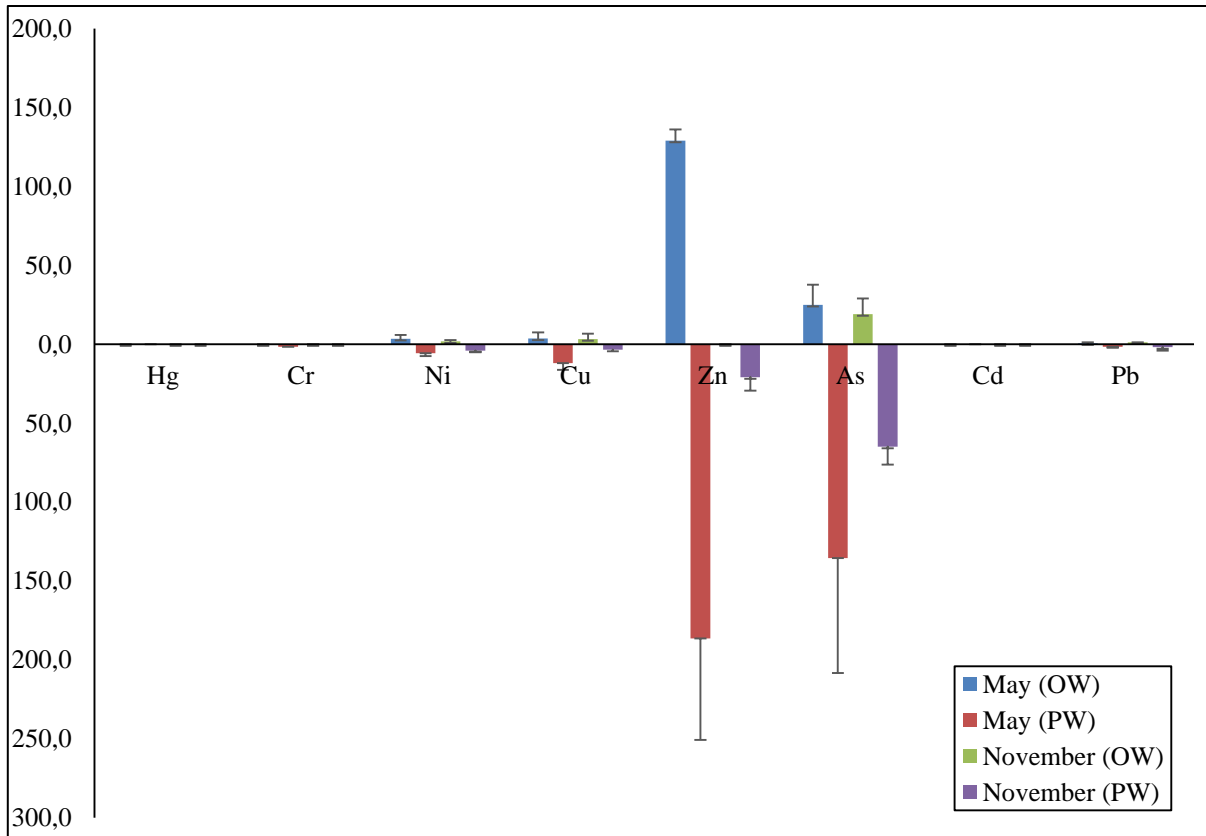


Figure 2. Variation of overlying water (OW) and pore water (PW) heavy metal concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) according to months at the station I.

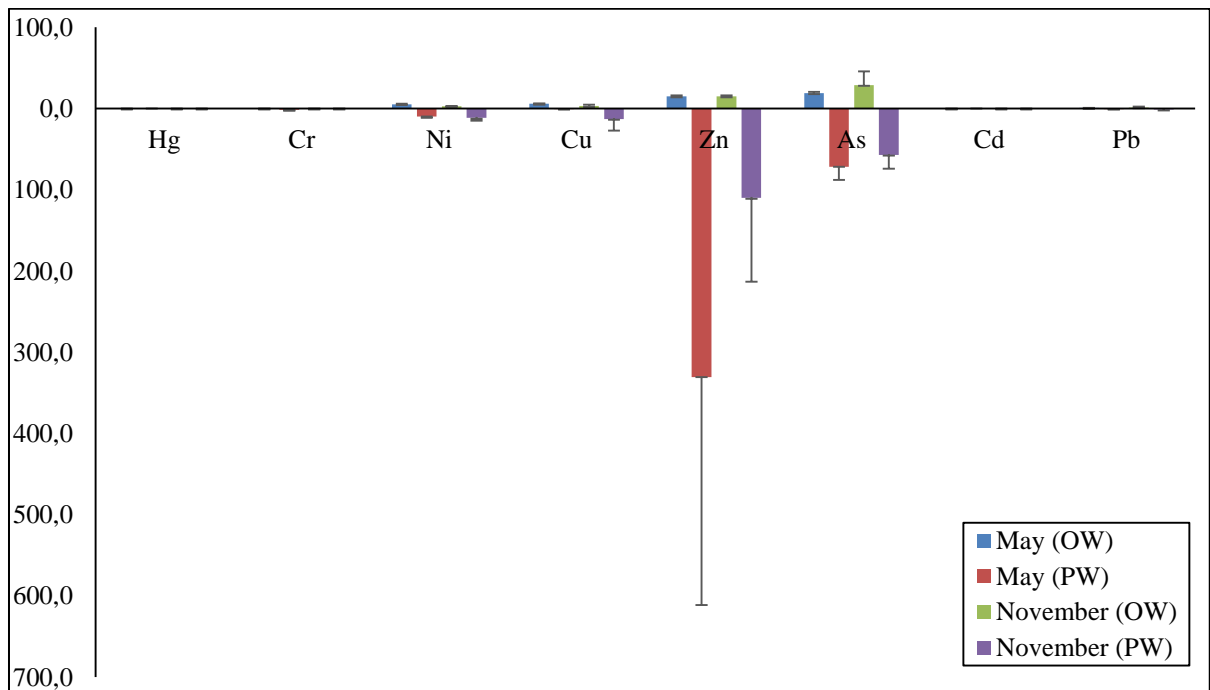


Figure 3. Variation of overlying water (OW) and pore water (PW) heavy metal concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) according to months at station II.

Table 2. Overlying water and pore water heavy metal concentrations with water quality classes and quality criteria

Metals ($\mu\text{g/L}$)	Min.-max. ^a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Min.- max. ^b ($\mu\text{g L}^{-1}$)	WQC ^c	Class I/II/III/IV ^d
Cu	3.10-5.80	0.69-12.85	9	$\leq 20/20-50/50-200/>200$
Ni	1.75-5.30	4.15-11.50	52	$\leq 20/20-50/50-200/>200$
Pb	0.61-1.38	0.75-1.88	2.5	$\leq 10/10-20/20-50/>50$
Zn	15.0-129	21.0-330.50	120	$\leq 200/200-500/500-2000/>2000$

^a Overlying water^b Pore water^c Pore water quality criteria, Anonymous (2002)^d Anonymous (2004)

Again, irrespective of the station, the sequence of overlying water heavy metal concentrations during both months of the study was found to be, from highest to lowest, $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb}$. The same holds true for both stations, irrespective of month. The highest concentration was found for Zn in May at the first station ($129.0 \pm 7.07 \mu\text{g L}^{-1}$), and the lowest for Pb in the same month, again at the first station ($0.61 \pm 0.57 \mu\text{g L}^{-1}$). These heavy metals with the highest and lowest concentrations in the rankings are in parallel with the pore water concentration sequences.

When the heavy metal levels in the overlying water are evaluated according to the “Water Quality Control Regulations” in force in Turkey, they do not exceed the acceptable limits (Table 2). However, it appears that the maximum overlying water Zn value (measured in May at the first station: $129.0 \pm 7.07 \mu\text{g L}^{-1}$) exceeds the Category I value established for Zn ($50 \mu\text{g/L}$) by MEPPRC (Ministry of Environmental Protection, People’s Republic of China) (2002).

Zn, observed at maximum values in the pore water during the entire study period, reached its maximum value of $330.50 \pm 8.72 \mu\text{g L}^{-1}$ in May at the second station, exceeding the recommended limit for pore water Zn, shown in Table 2. Similarly, Cu exceeded its recommended value ($9 \mu\text{g L}^{-1}$) in November at the second station, with a value of $12.85 \pm 4.35 \mu\text{g L}^{-1}$.

The IWCTU and NI values, calculated using equations (1) and (2), are presented in Table 4. To calculate interstitial water criterion toxic units (IWCTU), the value of $462 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}$ reported by Demir et al. (2014) was used as the total hardness value for the FCV (Final Chronic Values) for each metal. Since the Hg, Cr, and Cd concentration values were below detectable limits, and as no FCV equivalent is available for As, toxicity values were not calculated for these metals.

As shown in Table 3, since IWCTU and NI values for Ni, Cu, Zn, and Pb were not greater than 1 for the selected stations and months, significant pollution from these four metals was not present in the lake; however, Zn was determined to have the highest potential risk of toxicity. Moreover, aggregate IWCTU values indicate that the toxicity of these metals increased, particularly in May. Similarly, NI values, which determine the degree of toxicity, also show that there is a greater risk of toxicity in May than in November.

4. DISCUSSION

Heavy metal pollution has become a widespread problem that damages the normal functions of lakes and rivers. As their most important reserve, sediment plays an extremely important role in the transformation of heavy metals. Sediment dredging is implemented periodically in Lake Mogan, located in the Gölbaşı Special Conservation Area.

There are studies in which overlying water samples had higher heavy metal values than the surface water (Mwamburi and Oloo, 1997), and other studies indicate the complete opposite (Hou et al. 2013). In a study conducted in Lake Mogan by Küçükosmanoğlu and Filazi (2020), surface water sediment

heavy metals were reported as Fe, Cu, Cr, Zn, Pb, Ni, As, Se, and Hg, in descending order. In the present study, overlying water heavy metal concentrations showed a sequence of Zn>Cu>Ni>Pb.

Van den Berg et al. (2001) report that, while heavy metal mobilization in aquatic ecosystems depends on physical transport (e.g., advection, mixture, or diffusion), biological processes (bioturbation, etc.), or geochemical (adsorption/desorption and sedimentation/dissolution) processes, the biologically useful state for marine life generally depends on solid-phase re-sedimentation and retention. According to the researchers, dredging projects can result in the dispersion of both particulate and pore water pollutants. These projects increase the mobility of heavy metals and especially may cause the mixing of suspended solid matter with that in the dredged areas, decreased organic matter and Mn values, and increased suspended solid matter heavy metal levels. Similarly, the heavy metal concentrations measured in this study in the pore water of Lake Mogan after dredging point to the possibility of dredging as a triggering mechanism.

Fan et al. (2019) report that fundamentally, surface sediment is directly proportional with heavy metals and that clay has a large surface area and pore volume. The researchers also indicate that one reason that heavy metals are found in greater concentrations in surface sediment is that clay may promote greater heavy metal adsorption. In the present study, considering the stations and the months, the percentage of clay (45.13-87.13%) was found to be greater than the percentage of silt (12.86-54.86%) in the sediment. It is thought that the sediment's primarily clay composition played a significant role in the higher sediment heavy metal presence in comparison to the pore water and overlying water.

Table 3. Final chronic values (FCVs), interstitial water criterion toxic units (IWCTU), total interstitial water criterion toxic units (Σ IWCTU) and NI values corresponding to the months-stations (M: May, N: November; Stations: I, II) for four metals.

Metals	Cu		Ni		Pb		Zn		Σ IWCTU	NI
FCV	41.97		573.97		17.66		382.21			
Month-station	($\mu\text{g L}^{-1}$)	IWCTU _{Cu}	($\mu\text{g L}^{-1}$)	IWCTU _{Ni}	($\mu\text{g L}^{-1}$)	IWCTU _{Pb}	($\mu\text{g L}^{-1}$)	IWCTU _{Zn}		
M-I	12	0.29	5.75	0.01	1.70	0.10	186.5	0.49	0.88	0.31
M-II	0.69	0.02	9.80	0.02	0.75	0.04	330.5	0.86	0.94	0.59
N-I	3.50	0.08	4.15	0.01	1.88	0.11	21.00	0.05	0.25	0.05
N-II	12.85	0.31	11.5	0.02	1.18	0.10	110.0	0.29	0.68	0.19

Peng et al. (2006) report that sediment oxidation must be avoided to reduce the release of heavy metals from the sediment. Due to oxygen-rich conditions in the overlying water and at the sediment-water interface, it is possible that metals can be adsorbed by reducing release from the sediment or that they will settle again with Fe and Mn oxyhydroxide particles (Tang et al., 2016). In Lake Mogan, the overlying water dissolved oxygen values were found to range between 1.28 and 7.12 mg L⁻¹, and anoxic conditions were not encountered. Moreover, the fact that pH values ranged between 7.01-7.78 seems to indicate that pH is another factor preventing the release.

The pore water heavy metal toxicity values, and parallel to these, the fact that NI values were very close to 1, point to potential heavy metal toxicity. The pore water Cu and Zn concentrations in our study were found to exceed the reference values (WQC) for sediment pore water; this finding corresponds to the values reported by Şeker (2019) for Deriner Reservoir.

The variety of pollution sources affecting the second station during our study, among which were industrial activity and agricultural and household waste, resulted in higher heavy metal toxicity values at that station than at the first station.

In recent years, various advanced techniques for dredging have been studied. Chen et al. (2019) report that, in sediments that had and had not undergone dredging in eutrophic Taihu Lake (China), they used a thin film diffusive gradient technique and a high-solubility separation technique on

dissolved metals and DGT-unstable metals; according to the measurements for dredging in April and July, there was a positive effect on the polluted sediments, and in October and January, decomposing algae found in the dredging zone after dredging decreased its effectivity. It is thought that research into the possibility of using these new techniques in Lake Mogan would result in both financial and time-saving gains.

5. CONCLUSION

The pore water metal concentrations in Lake Mogan reflect the lake basin's pollutant sources. In addition to anthropogenic pollutants, the possibility should not be ignored that, during different geological ages from the Triassic period (200-250 million years ago) to the current day, the existence of extreme variations in rock formations (Akyürek et al., 1997) may have affected the metallic elements in the lake water and sediment. As external pollutants continue to affect the lake, it is possible that toxicities for Zn and Cu, which were found in the pore water and at higher levels than other metals, pose a long-term risk. Our finding that pore water heavy metal concentrations in Lake Mogan were generally higher than those in the overlying water indicates that there is strong adsorption of metals in the lake. In other words, the fact that sediments function as a trap for heavy metals and promote their retention means that dredging is not very effective at reducing heavy metal contamination in the lake. Considering the findings, dredging depth stands out as the most important factor leading to the more effective utility and feasibility of sediment dredging in the lake. Moreover, performing parallel analytic chemical and eco-toxicological tests is an important further step toward evaluating heavy metal release from the lake's sediment and recommending suitable dredging alternatives to dredging depth.

ACKNOWLEDGEMENTS

We greatly thank the financial support by the Research Foundation of Ankara University, Grant No: 19L0447010.

CONFLICT of INTEREST

The author declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship, and/or publication of this article.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

All authors contributed equally.

ETHICS

There are no ethical issues with the publication of this manuscript.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The authors confirm that the data that supports the findings of this study are available within the article. Raw data that support the finding of this study are available from the corresponding author, upon reasonable request.

REFERENCES

- Akyürek, B., Duru, M., Sütçü, Y., Papak, İ., Şaroğlu, F., Pehlivan, N., Gönenç, O., Granit, S. & Yaşar, T. (1997). 1/100000 ölçekli Annotation Qualified Turkey Geology Maps. Ankara-F-15. MTA Yayınları, Ankara (in Turkish).

- Anonymous. (2002). A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems. Volume III. Interpretation of the Results of Sediment Quality Investigations. EPA-905-B02-001-C, USA.
- Anonymous. (2004). Water Pollution Control Regulation. 31 December Friday date and 25687 numbered Official Newspaper (in Turkish).
- Anonymous. (2016). T.C. Ministry of Forest and Water Management, General Directorate of Water Management, Lakes and Wetlands Action Plan, 2016-2018, Ankara (in Turkish).
- Benzer, S. Arslan., Uzal, H., Gül, N., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.057>
- Demir, A. N., Fakioğlu, Ö., & Dural, B. (2014). Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the *Q* assemblage index in Lake Mogan (Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 38, 169-179. <https://doi.org/10.3906/bot-1301-60>
- Eckert, W., Nishri, A., Parparova, R. (1997). Factors Regulating the Flux of Phosphate at the Sediment-Water Interface of a Subtropical Calcareous Lake: A Simulation Study With Intact Sediment Cores. *Water, Air and Soil Pollution*, 99, 401-409.
- 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. <https://doi.org/10.3390/su11247251>
- Hou, D. He, J. Lü, C. Ren L. Fan, Q. Wang, J. & Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn Cd) in water and sediments from lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 135-144. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.03.012>
- Ji, H., Li, H., Zhang, Y., Ding, H., Gao, Y., & Xing, Y. (2018). Distribution and risk assessment of heavy metals in overlying water, porewater, and sediments of Yongding River in a coal mine brownfield. *Journal of Soils Sediments*, 18, 624–639. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1833-y>
- Küçükosmanoğlu, A. G. ve Filazi, A. (2020). Investigation of the metal pollution sources in Lake Mogan, Ankara, Turkey. *Biological Trace Element Research*, 198, 269–282. <https://doi.org/10.1007/s12011-020-02031-z>
- Lourino-Cabana, B., Lesven, L., Charriau, A., & Billon, G. (2011). Potential risks of heavy metal toxicity in contaminated sediments of Deule River, Northern France. *Journal of Hazardous Materials*. 186, 2129-2137. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.124ff.ffhal-00922441f>
- Machesky, M. L. Holm, T. R. & Shackelford, D. B. (2004). Concentrations and potential toxicity of metals and ammonia in peoria lake sediments and pore waters. *Waste Management and Research Center A Division of the Illinois Department of Natural Resources*, 103, 1-134.
- Mwamburi, J., & Oloo, F. N. (1997). The distribution and concentration levels of trace metals in water and sediments of Lake Victoria, Kenya. *African Journal of Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 7, 37-48. <http://hdl.handle.net/1834/35499>
- Ni, Z., Zhang, L., Yu, S., Jiang, Z., Zhang, J., Wu, Y., Zhao, C., Liu, S., Zhou, C. & Huang, X. (2017). The pore water nutrient and heavy metal characteristics in sediment cores and their benthic in Daya Bay, South, China. *Marine Pollution Bulletin*. 124, 547-554. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.069>
-

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>
- Peterson, SA. (2007). Lake restoration by sediment removal. *Journal of the American Water Resources Association*. 18, 3, 423-436. <https://doi.org/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. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2015.72007>
- Şeker, K. (2019). Investigation of sediment pore water heavy metal geochemistry in Deriner Dam Lake, Artvin, Turkey. *Acta Aquatica Turcica*. 15 (1), 60-67. <https://doi.org/10.22392/egirdir.438914>
- Tang, W., Duan, S., Shan, B., Zhang, H., Zhang, W., Zhao, Y., & Zhang, C. (2016). Concentrations, diffusive fluxes and toxicity of heavy metals in pore water of the Fuyang River, Haihe Basin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 127, 80-86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.01.013>
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00452-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00452-8)
- Zhang, L., Ni, Z., Wu, Y., Zhao, C., Liu, S. & Huang, X. (2020). Concentrations of porewater heavy metals, their benthic fluxes and the potential ecological risks in Daya Bay, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110808>
- Zhu, X., Shan, B., Tang W., Li, S. & Rong, N. (2016). Distributions, fluxes, and toxicities of heavy metals in sediment pore water from tributaries of the Ziya River system, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 5516-5526. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5709-7>
-

Farklı Zenginleştirici Emülsiyonların Rotifer (*Brachionus plicatilis*) Yığın Kültüründe Kullanımı

Use of Different Enrichment Emulsions in Rotifer (*Brachionus plicatilis*) Batch Culture

Hasan Batuhan Emre Özdoğan^{1*}, Sevgi Savaş¹

¹Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Yetiştiriciliği Bölümü, Isparta

*Sorumlu yazar: hasanozdogan@isparta.edu.tr

Geliş: 09.06.2021

Kabul: 08.10.2021

Yayın: 01.03.2022

Alıntılama: Özdoğan, H. B. E. & Savaş, S. (2022). Farklı Zenginleştirici Emülsiyonların Rotifer (*Brachionus plicatilis*) Yığın Kültüründe Kullanımı. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 049-059. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.950155>

Özet: Bu çalışmada, rotifer *Brachionus plicatilis* kültüründe 2 formüle emülsiyon (Emülsiyon-I ve Emülsiyon-II) ve 3 farklı ticari ürün (Olio w-3, Red Pepper ve (n-3) Top Rich) kullanımının popülasyon artışı üzerine etkisi araştırılmıştır. Rotiferler için oluşturulan deneme grupları sırasıyla; DHA-Gold (Kontrol), DHA-Gold + Emülsiyon-I (1. Grup), DHA-Gold + Emülsiyon-II (2. Grup), DHA-Gold + Olio w-3 (3. Grup), DHA-Gold + Red Pepper (4. Grup), DHA-Gold + (n-3) Top Rich (5. Grup) olarak belirlenmiştir. Farklı besleme rejimine göre rotiferlerin popülasyon artışının belirlenmesi için 1 L kültür hacminde yığın kültür, başlangıç yoğunluğu 100 birey/ml olacak şekilde 7 gün süre ile gerçekleştirilmiş ve günlük olarak birey sayımları yapılmıştır. Deneme sonunda rotiferlerde en yüksek birey sayısı, büyüme hızı ve fekondite oranı DHA-Gold + Emülsiyon-II ile zenginleştirilen grupta sırasıyla $1250 \pm 11,54$ birey/ml, $0,37 \pm 0,00$ bölünme/gün ve $0,38 \pm 0,01$ yumurta/birey olarak tespit edilmiş olup, söz konusu değerler kontrol grubundan istatistiksel olarak önemli derecede farklı bulunmuştur ($P < 0,05$). Emülsiyon ilavesinin rotiferin popülasyon artışı, büyüme hızı ve fekondite oranını olumlu yönde etkilediği belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler

- Rotifer
- *Brachionus plicatilis*
- popülasyon artışı
- emülsiyon

Abstract: In this study, the effect of using 2 formulated emulsions (Emulsion-I and Emulsion-II) and 3 different commercial products (Olio w-3, Red Pepper, and (n-3) Top Rich) on population growth in rotifer *Brachionus plicatilis* culture was investigated. Experimental groups created for rotifers, respectively; DHA-Gold (Control), DHA-Gold + Emulsion-I (1st Group), DHA-Gold + Emulsion-II (2nd Group), DHA-Gold + Olio w-3 (3rd Group), DHA-Gold + Red Pepper (4th Group), DHA-Gold + (n-3) Top Rich (5th Group). To determine the population growth of rotifers according to different feeding regimes, bulk culture in 1 L culture volume was carried out with an initial density of 100 individuals/ml for 7 days and individual counts were made daily. At the end of the experiment, the highest individual number, growth rate, and fecundity ratio in the rotifers were determined as 1250 ± 11.54 individuals/ml, 0.37 ± 0.00 divisions/day, and 0.38 ± 0.01 eggs/individual in the group enriched with DHA-Gold + Emulsion-II, respectively, and these values were found to be statistically significantly different from the control group ($P < 0.05$). It was determined that the addition of emulsion positively affected the population increase, growth rate, and fecundity rate of rotifer.

Keywords

- Rotifer
- *Brachionus plicatilis*
- population growth
- emulsion

1. GİRİŞ

Larval yetiştiricilikte başarılı bir üretim için yüksek kaliteye sahip, kolay sindirilebilen, optimal büyüme ve hayatta kalma sağlayan besinler kullanılmalıdır (Giri vd., 2002; Jafari vd., 2011;



Okunsebor ve Ayuma, 2011; Campoverde ve Estevez, 2017). Birçok balık türünün erken gelişim aşamasında kaliteli ve uygun besin kullanılmadığından dolayı yüksek oranda ölüm yaşanmaktadır. Larvalar üzerinde yapılan önceki araştırmalar canlı yemlerin mikropartiküle göre daha fazla yaşama oranı sağladığını göstermiştir (Kolkovski vd., 2009). Yetiştiricilikte kullanılan canlı yem organizmaları rotifer, cladoceran, artemia ve kopepod türleridir (Conceição vd., 2010; Hamre vd., 2013; Yoshimatsu ve Hossain, 2014; Hagiwara ve Marcial, 2019). Rotiferler, yüksek üreme ve yaşama oranına sahip olması, larvalar tarafından sinidiriminin kolay olması ve düşük üretim maliyeti gibi özelliklerinden dolayı su ürünleri yetiştiriciliğinde en çok kullanılan canlı yemlerden biridir (Sahandi ve Jafaryan, 2011). Ayrıca rotiferler, larvaların sağlıklı gelişimi için gerekli besinleri sağlamaları nedeni ile canlı kapsül olarak da adlandırılmaktadır (Sandeep vd., 2015). Ancak rotiferlerin besinsel içeriği uygulanan besleme rejimi, kültür koşulları ve kullanılan türe göre değişmektedir (Yin ve Zhao, 2008).

Deniz balığı larvalarının ihtiyacı olan optimum n-3 HUFA değeri % 10, DHA/EPA oranı ise 1.0-2.0 olarak belirlenmiştir (Sargent vd., 1999). Larvalarda besin olarak kullanılan rotiferlerin üretiminde düşük maliyeti ve erişebilirliğinin kolay olması nedeni ile genellikle ekmek mayası kullanılmaktadır (Rasdi vd., 2020). Ancak larvalarının optimum gelişimi için gereken çoklu doymamış yağ asidi (PUFA) içeriği maya ile üretilen rotiferlerin kullanılması durumunda karşılanamamaktadır (Sargent vd., 1997; Sargent vd., 1999; Dhert vd., 2001). Bu yüzden rotiferlerin temel besin maddeleri (örneğin esansiyel yağ asitleri, amino asitler gibi) ile zenginleştirilmesi gerekir (Hamre vd., 2008; Ferreira vd., 2008; Maehre vd., 2013). Rotiferlerin yağ asidi içeriğini artırmak için ticari ürünler (Eryalçın, 2018; Saidi vd., 2018; Giménez Papiol ve Estevez, 2019), mikroalgler (Rehberg-Hass vd., 2015; Cruz-Cruz vd., 2019; Waqalevu vd., 2019), emülsiyonlar (Estevez ve Gimenez, 2017; Román-Padilla vd., 2017; Fuentes-Quesada ve Lazo, 2018) kullanılmaktadır. Son yapılan çalışmalarda, rotiferlerin yağ asidi içeriğinin artırılmasında kullanılan emülsiyonların olumlu etkiler gösterdiği tespit edilmiştir (Villalta vd., 2005; Araujo ve Rosa, 2016; Campoverde ve Estevez, 2017; Estevez ve Gimenez, 2017). Ancak rotiferler ile ilgili yapılan çalışmalar genellikle yağ asidi içeriğinin artırılması üzerine odaklanmış olup popülasyon artışına emülsiyonların etkisi ile ilgili çalışmalar sınırlıdır. Rotiferlerin büyüme performansı ve fekondite oranını optimize etmek için daha fazla araştırma yapılması gerekmektedir.

Bu çalışma rotiferlerin zenginleştirilmesinde deniz balığı kuluçkahanelerinde yoğun olarak kullanılan ticari zenginleştirici ürünler (Olio ω -3, Red Pepper ve (n-3) Top Rich) ve deneysel olarak hazırlanan emülsiyonlar (Emülsiyon-I ve Emülsiyon-II) kullanılmış olup hazırlanan emülsiyonlar ile ticari ürünler rotiferlerin popülasyon artışına etkisi bakımından karşılaştırmak amacı ile planlanmıştır.

2. MATERYAL ve METOT

2.1. Rotifer (*Brachionus plicatilis*) kültür koşulu

Rotifer *Brachionus plicatilis* (260-340 μ , L-tipi) Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Canlı Yem Ünitesi stok kültüründen temin edilmiştir. Araştırma aynı üniteye yürütülmüştür. Rotiferlerin kültüründe yapay deniz suyu kullanılmıştır. Kültür suyu kum filtresi ve kartuş filtreden geçirildikten sonra otoklavda steril edilmiştir. Denemelerde rotifer üretimi % 20 tuzlulukta, 25 \pm 1 °C su sıcaklığında doğal aydınlatma altında ve havalandırma ile gerçekleştirilmiştir. Rotiferin stok kültürden itibaren üretimi, DSM in Animal Nutrition & Health firmasının ürünü DHA-Gold (Anonim, 2020a) ile gerçekleştirilmiş olup ürünün besinsel içeriği Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. DHA-Gold'un besinsel içeriği.

Besin özellikleri	Miktar (%)
ARA	0,2
EPA	0,5
DHA	19,4
Nem	2,03
Protein	16,66
Yağ	55,57

2.2. Rotiferlerin yığın kültürü ve uygulanan besleme rejimi

Denemede rotiferlerdeki popülasyon artışının belirlenmesi için Tablo 2'de verilen besleme rejimi uygulanmıştır. Rotiferlerin yığın kültürü 1 L kültür hacmine sahip cam erlenlerde gerçekleştirilmiş olup başlangıç yoğunluğu 100 birey/ml'dir. Kültür işlemi 7 gün süre ile gerçekleştirilmiş ve günlük sayımlar yapılmıştır. Çalışmada 6. güne kadar DHA-Gold ürünü besin olarak kullanılmış olup, besin miktarı firmanın tavsiye ettiği oranda (500.000 rotifer/L için 0.2 g/L) günde iki kez kullanılmıştır.. Popülasyon artışının belirlenmesi için gerçekleştirilen denemelerde rotiferlere son gün zenginleştirici ürünler 6 saat aralıkla 2 kez ilave edilmiştir. Rotiferlerin zenginleştirilmesinde, hazırlanan deneysel emülsiyonlar (Emülsiyon-I ve Emülsiyon-II) ile zenginleştirme 0,6 g/L olarak (Campoverde ve Estevez, 2017; Estevez ve Gimenez, 2017), ticari zenginleştiricilerden; Olio w-3 500.000 rotifer/L için 0,06 g/L, Red Pepper 500.000 rotifer/L için 0,18 g/L, (n-3) Top Rich 1.000.000 rotifer/L için 0,1 g/L olarak uygulanmıştır.

Tablo 2. Rotiferlere uygulanan besleme rejimi.

Deneme Grupları	Besin
Kontrol	DHA-Gold
I.	DHA-Gold + Emülsiyon-I
II.	DHA-Gold + Emülsiyon-II
III.	DHA-Gold + Olio w-3
IV.	DHA-Gold + Red Pepper
V.	DHA-Gold + (n-3) Top Rich

2.3. Deneysel emülsiyonların hazırlanması

Çalışmada deneysel emülsiyon yağların hazırlanmasında EPA ve DHA kaynağı olarak balık yağı (Menhaden balık yağı, Sigma Aldrich) ve DHA-Gold (DSM in Animal Nutrition & Health) kullanılmıştır. Emülsiyonlar Tablo 3'te belirtilen oranda zeytinyağı, yumurta sarısı ve E vitamini ilave edilerek hazırlanmıştır. Deneysel emülsiyonların hazırlanması işleminde homojenizatör (Ultra-Turrax homojenizatör, IKA, Almanya) kullanılmıştır (Villalta vd., 2005; Campoverde ve Estevez, 2017; Estevez ve Gimenez, 2017).

Tablo 3. Deneysel emülsiyonların içeriği (g/Kg).

Emülsiyonlar	Balık Yağı *	DHA-Gold **	Zeytinyağı	Yumurta Sarısı	E Vit.
Emülsiyon I	380	50	420	149	1
Emülsiyon II	240	190	420	149	1

* Menhaden balık yağı (Sigma Aldrich), **DHA-Gold (DSM in Animal Nutrition & Health)

Emülsiyonların hazırlanmasında deniz balığı larvalarının ihtiyacı olan optimum DHA/EPA oranı dikkate alınmıştır. Türe göre değişim göstermesine rağmen larvaların ihtiyacı olan optimum DHA/EPA oranı önceki yapılan çalışmalarda 1.0-2.0, Σ n-3 HUFA oranı ise % 10 olarak bildirilmiştir (Sargent vd., 1999). Hazırlanan Emülsiyon-I ve II'nin DHA/EPA oranı sırasıyla 1,05 ve 2,07 olarak

belirlenmiştir. Deneysel olarak hazırlanan emülsiyonların karşılaştırılması için seçilen ticari zenginleştiriciler; Bernaqua firmasının ürünleri olan Olio ω-3, Red Pepper (Anonim, 2020b) ve Rich firmasının ürünü (n-3) Top Rich'tir (Anonim, 2020c). Deneysel emülsiyonların ve ticari zenginleştirici ürünlerin esansiyel asidi içeriği Tablo 4'te verilmiştir.

Tablo 4. Deneysel emülsiyonların ve ticari zenginleştiricilerin yağ asidi içeriği (%).

	Emülsiyon-I	Emülsiyon-II	Olio ω-3	Red Pepper	(n-3) Top Rich
C20:4n6	0,51	0,43	-	0,15	0,5
C20:5n3	4,42	2,11	12	0,5	10
C22:6n3	4,67	4,38	6	5,5	20
∑ n-3 HUFA	9,09	6,49	18	6,5	32
DHA/EPA	1,05	2,07	0,5	11	2

Araştırmada kullanılan zenginleştirici ürünlerin maliyet analizi yapılmıştır. Buna göre emülsiyonların hazırlanmasında kullanılan ham maddelerin pazardaki perakende fiyatları alınmıştır. Balık yağı (Menhaden balık yağı) 100 €/kg, DHA-Gold 16 €/kg, zeytinyağı 5 €/kg, yumurta sarısı 10 €/kg, E vitamini 70 €/kg olarak tespit edilmiş olup formüle emülsiyonların ortalama maliyet hesaplandığında Emülsiyon-I 45 €/kg, Emülsiyon-II 35 €/kg olarak belirlenmiştir. Rotifer ve artemiaların zenginleştirilmesinde kullanılan ticari ürünlerin ortalama perakende satış fiyatı; Bernaqua firmasının ürünü Olio ω-3 50 €/kg ve Red Pepper 55 €/kg, Rich firmasının ürünü (n-3) Top Rich 80 €/kg olarak belirlenmiştir.

2.4. Popülasyon artışının belirlenmesi

Rotiferlerin sayımları, 24 saatlik periyotlarda her bir tekerrürden 1 ml'lik 3 örnek alınarak stereomikroskop altında sedgewick rafter lamı ile gerçekleştirilmiştir. Rotifer kültürlerindeki büyüme hızı aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır.

$$K (\text{bölünme/gün}) = (\ln N_t - \ln N_0) / t$$

K= Büyüme Hızını (bölünme/gün), N_0 = Başlangıçtaki rotifer yoğunluğunu (birey/ml), N_t = t gün sonra ulaşılan max. rotifer yoğunluğunu (birey/ml), t= Maximum birey/ml'ye ulaşılan gün sayısını göstermektedir.

Rotiferdeki fekondite oranı: amiktik yumurta sayısı/rotifer sayısı (Zhang vd., 2005) eşitliğinden hesaplanmıştır.

2.5. İstatistikî analizler

İstatistikî analizlerin tümü SPSS 23.00 (SPSS Inc, Chicago, IL, USA) paket programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Varyans homojenlik testleri uygulandıktan sonra varyans analizi yapılmış ve grup ortalaması arasındaki farklılıklar Tukey'in çoklu karşılaştırma testi ile belirlenmiştir.

3. BULGULAR

Yaptığımız ön çalışmada (veriler paylaşılmamıştır) rotiferlerin 7. günde maksimum popülasyon yoğunluğuna ulaştığı belirlenmiştir. Bu çalışmada 6. günde yapılan zenginleştirmenin 7. gündeki değişkenlere etkisine odaklanılmıştır. Popülasyon artış pikinin vurgulanması amacı ile 8. gün sonuçları da tablolarda verilmiştir.

3.1. Rotifer yığın kültürlerinde popülasyon artışına emülsiyon yağların etkisi

Rotiferlerin yığın kültürüne uygulanan farklı besleme rejiminin toplam birey sayısı, büyüme hızı ve fekondite oranı üzerine etkisi belirlenmiştir. Rotiferlerin yığın kültüründe elde edilen birey sayısına ait bulgular Tablo 5'de verilmiştir.

Tablo 5. Farklı besin ortamında kültüre edilen rotiferlerin birey sayısı (rot/ml).

Zaman (gün)	Gruplar					
	Kontrol	I.	II.	III.	IV.	V.
0.	100±0,00	100±0,00	100±0,00	100±0,00	100±0,00	100±0,00
1.	135±0,88	140±3,46	140±2,89	140±4,04	135±2,19	145±1,20
2.	220±2,88	225±2,9	230±3,46	225±7,64	230±5,77	220±5,77
3.	325±5,77	320±2,89	325±7,64	335±7,64	320±2,89	330±5,77
4.	460±7,64	475±1,86	480±5,77	470±10,0	460±11,54	470±5,77
5.	630±7,64	630±5,77	640±11,55	630±5,0	650±2,89	645±2,89
6.	845±2,89	860±3,46	840±5,77	860±2,89	845±8,66	850±5,77
7.	1030±12,58 ^d	1200±10,00 ^{ab}	1250±11,54 ^a	1100±13,23 ^c	1150±15,00 ^{bc}	1130±10,41 ^c
8.	850±2,89 ^d	900±10,00 ^{ab}	920±12,58 ^a	870±5,77 ^{bcd}	890±1,15 ^{abc}	860±5,00 ^{cd}

Kontrol Grubu = DHA-Gold, I. Grup = DHA-Gold+Emülsiyon-I, II. Grup = DHA-Gold+Emülsiyon-II, III. Grup = DHA-Gold+Olio ω-3, IV. Grup = DHA-Gold+Red Pepper, V. Grup = DHA-Gold+(n-3) Top Rich

*Aynı satırda farklı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki farklılık istatistikî olarak önemlidir (P<0,05).

Rotifer kültürlerindeki popülasyon artışına ait en yüksek toplam birey sayısı DHA-Gold + Emülsiyon-II ile beslenen grupta 1250 ± 11.54 rotifer/ml olarak 7. günde belirlenmiştir (Tablo 5). Rotifer kültürlerindeki popülasyon artışı DHA-Gold + Emülsiyon-I ve DHA-Gold + Emülsiyon-II ile beslemede gruplar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir (P>0.05). Dahası rotifer kültürlerinde DHA-Gold + Olio ω-3, DHA-Gold + Red Pepper ve DHA-Gold + (n-3) Top Rich ile beslenenlerde birey sayısı istatistikî olarak benzerlik göstermiştir (P>0.05). Rotiferlere uygulanan besleme rejimine göre en düşük birey sayısı kontrol grubunda 1030 ± 12.58 rotifer/ml olup popülasyon artışına ait değerler diğer gruplardan istatistikî olarak önemli oranda düşük bulunmuştur (P<0.05).

3.2. Rotiferlerin yığın kültüründe büyüme hızına emülsiyon yağların etkisi

Rotiferlerin popülasyon artışına ait büyüme hızı değerleri Tablo 6'da verilmiştir. Rotiferlerdeki büyüme hızına ait en yüksek değerler 7. günde elde edilmiş olup gruplar arasındaki fark istatistikî olarak önemli bulunmuştur (P<0.05).

Tablo 6. Farklı besin ortamında kültüre edilen rotiferlerin büyüme hızı (bölünme/gün).

Zaman (gün)	Gruplar					
	Kontrol	I.	II.	III.	IV.	V.
1.	0,04±0,00	0,05±0,00	0,05±0,00	0,05±0,00	0,04±0,00	0,06±0,00
2.	0,11±0,00	0,11±0,00	0,12±0,00	0,11±0,00	0,11±0,00	0,11±0,00
3.	0,12±0,00	0,12±0,00	0,12±0,00	0,12±0,00	0,12±0,00	0,12±0,00
4.	0,21±0,00	0,22±0,00	0,22±0,00	0,23±0,00	0,22±0,00	0,22±0,00
5.	0,27±0,00	0,27±0,00	0,27±0,00	0,27±0,00	0,27±0,00	0,27±0,00
6.	0,30±0,00	0,31±0,00	0,31±0,00	0,31±0,00	0,30±0,00	0,31±0,00
7.	0,33±0,00 ^c	0,36±0,00 ^b	0,37±0,00 ^a	0,34±0,00 ^d	0,35±0,00 ^c	0,35±0,00 ^c
8.	0,30±0,00 ^d	0,31±0,00 ^b	0,32±0,00 ^a	0,31±0,00 ^c	0,31±0,00 ^b	0,31±0,00 ^{cd}

Kontrol Grubu = DHA-Gold, I. Grup = DHA-Gold+Emülsiyon-I, II. Grup = DHA-Gold+Emülsiyon-II, III. Grup = DHA-Gold+Olio ω-3, IV. Grup = DHA-Gold+Red Pepper, V. Grup = DHA-Gold+(n-3) Top Rich

*Aynı satırda farklı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki farklılık istatistikî olarak önemlidir (P<0,05).

Rotiferlere uygulanan besleme rejimine göre yedinci gün sonunda en yüksek büyüme hızı DHA-Gold + Emülsiyon-II ile beslenen grupta $0,37 \pm 0,00$ bölünme/gün olarak saptanmasına karşın en düşük büyüme hızı kontrol grubunda $0,33 \pm 0,00$ bölünme/gün olarak tespit edilmiştir. Rotiferlerde kontrol grubuna ait büyüme hızı değerleri diğer gruplardan istatistikî olarak önemli oranda düşük bulunmuştur (P<0,05). Buna karşın DHA-Gold + Red Pepper ve DHA-Gold + (n-3) Top Rich ile beslenen rotiferlerin büyüme hızına ait değerler istatistikî olarak benzerlik göstermiştir (P>0,05).

3.3. Rotiferlerin yğın kültüründe fekondite oranına emülsiyon yağların etkisi

Rotifer kültürüne uygulanan besleme rejimine göre elde edilen fekondite oranına ait değerler Tablo 7’de verilmiştir.

Tablo 7. Farklı besin ortamında kültüre edilen rotiferlerin fekondite oranı (yum/birey).

Zaman (gün)	Gruplar					
	Kontrol	I.	II.	III.	IV.	V.
1.	0,37±0,03	0,38±0,04	0,39±0,02	0,38±0,04	0,38±0,01	0,37±0,02
2.	0,39±0,01	0,39±0,01	0,41±0,01	0,40±0,01	0,39±0,02	0,39±0,04
3.	0,40±0,03	0,40±0,01	0,39±0,02	0,42±0,02	0,41±0,01	0,41±0,01
4.	0,40±0,01	0,40±0,00	0,41±0,01	0,41±0,01	0,42±0,01	0,40±0,01
5.	0,39±0,01	0,41±0,00	0,40±0,00	0,41±0,01	0,39±0,01	0,41±0,01
6.	0,46±0,01	0,47±0,00	0,49±0,01	0,46±0,00	0,47±0,00	0,48±0,01
7.	0,34±0,01 ^b	0,36±0,00 ^{ab}	0,38±0,01 ^a	0,35±0,00 ^{ab}	0,37±0,01 ^{ab}	0,36±0,00 ^{ab}
8.	0,25±0,00	0,27±0,00	0,28±0,00	0,25±0,01	0,27±0,01	0,26±0,02

Kontrol Grubu = DHA-Gold, I. Grup = DHA-Gold+Emülsiyon-I, II. Grup = DHA-Gold+Emülsiyon-II, III. Grup = DHA-Gold+Olio ω-3, IV. Grup = DHA-Gold+Red Pepper, V. Grup = DHA-Gold+(n-3) Top Rich

*Aynı satırda farklı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki farklılık istatistikî olarak önemlidir (P<0,05).

Rotifer kültürlerinde yedinci gün sonunda en yüksek fekondite değeri DHA-Gold + Emülsiyon-II ile beslenenlerde $0,38 \pm 0,01$ yumurta/birey, en düşük değer ise kontrol grubunda $0,34 \pm 0,01$ yumurta/birey olarak tespit edilmiş olup gruplar arası fark istatistikî olarak önemli bulunmuştur (P<0,05).

Rotiferlerin popülasyon artışına Emülsiyon-I ve Emülsiyon-II ile beslemenin etkisi değerlendirildiğinde; birey sayısı, büyüme hızı ve fekondite oranında elde edilen değerler istatistikî olarak önemli bulunmuştur (P<0,05). Emülsiyon yağlar ile beslenen rotiferlerde en yüksek birey sayısı, büyüme hızı ve fekondite oranı DHA-Gold + Emülsiyon-II ile zenginleştirmede belirlenmiştir.

Çalışmada rotiferlerin besinine emülsiyon yağ ilavesinin popülasyon artışına olumlu yönde etki ettiği tespit edilmiştir. Rotifer popülasyon artışı denemelerinde hazırlanan deneysel emülsiyonlar ve ticari ürünlerin karşılaştırılması amaçlanmıştır. Çalışmanın sonunda hazırlanan deneysel emülsiyonların ticari ürünlerden daha çok etki ettiği hatta deneysel emülsiyonlardan da Emülsiyon-II’nin Emülsiyon-I’den daha fazla etkili olduğu görülmüştür.

4. TARTIŞMA

Rotifer deniz balığı larvalarının üretiminde vazgeçilmez canlı yem kaynağıdır. Rotifer kültüründe popülasyon artışı yeterli ve kaliteli besin sağlanmasına bağlıdır. Emülsiyon ilavesinin rotiferlerin popülasyon artışı üzerine etkisi ile ilgili literatürlerin sınırlı olması nedeniyle elde edilen sonuçların değerlendirilmesinde S ve L tipi rotifer *B. plicatilis*’in farklı besin ve kültür koşullarında yapılmış çalışmalarından da yararlanılmıştır.

Bu çalışmada kontrol grubunda elde edilen en yüksek birey sayısı $1030 \pm 12,58$ rot./ml ve büyüme hızı $0,33 \pm 0,0$ bölünme/gün olup, besin olarak mikroalg veya ticari ürünlerin kullanıldığı önceki çalışmaların (Qi vd., 2009; Pan vd., 2014; Rehberg-Hass vd., 2015; Ogello vd., 2016; Rebolledo vd., 2018; Cruz-Cruz vd., 2019) rapor ettiği birey sayısı (109-500 rot./ml) ve büyüme hızı (0.14-0.64) sonuçları ile karşılaştırıldığında benzer veya daha yüksek olduğu görülmüştür. Ancak, bu çalışmada elde edilen birey sayısı ve büyüme hızına ait bulgular önceki yapılan çalışmalardan daha yüksek ya da benzer olması kullanılan ürünlerin doğrudan etkisi değil deneme düzeninin ideal olduğunu göstermektedir. Diğer yandan çalışmalarda kullanılan rotifer stoklama yoğunluğu, gelişim safhası, kültür koşulları farklılık göstermektedir. Bu çalışmada ilk 6 gün besin olarak kullanılan ticari ürün

DHA-Gold'un kullanılmasının taze mikroalglerde olduğu gibi popülasyon artışını olumlu yönde etkilediği görülmüştür.

Denemelerde rotiferde en yüksek birey sayısı $1250 \pm 11,54$ rot./ml ve büyüme hızı $0,37 \pm 0,00$ bölünme/gün olarak DHA-Gold + Emülsiyon-II ile beslenen grupta saptanmıştır. Rotifer *B. plicatilis*'e farklı besleme rejimlerinin uygulandığı ve popülasyon artışının belirlendiği önceki çalışmalarda en yüksek birey sayısı ve büyüme hızı değerleri; Peña-Aguado vd. (2005), *Chlorella vulgaris* + ekmekek mayası ile beslenen rotiferlerde birey sayısını 140 rot./ml, Flores-Burgos vd. (2005), *Chlorella vulgaris* + *Scenedesmus acutus* ile beslenen rotiferlerde büyüme hızını 1,15 bölünme/gün, Kostopoulou vd. (2006), Kültür Selko + *Tetraselmis suecica* ile beslenen rotiferlerde birey sayısını 300 rot./ml, Hamre vd. (2008), ekmekek mayası + morina karaciğer yağı ile beslenen rotiferlerde birey sayısını 718 ± 120 rot./ml, Penglase vd. (2011), maya + selenyum ile beslenen rotiferlerde büyüme hızını 0,26 bölünme/gün, Waqalevu vd. (2019), *Chlorella vulgaris* + salmon yumurtası emülsiyonu ile beslenen rotiferlerde büyüme hızını 0,51 bölünme/gün olarak bildirmiştir. Bu çalışmada elde edilen popülasyon artışına ait bulgular bazı araştırmacılar tarafından daha yüksek ya da farklılık göstermektedir. Bu farklılık kültür koşullarına ve kullanılan rotifer kaynağının kalıtsal yapısına bağlı olarak değişmektedir. Bununla birlikte emülsiyon ilavesinin rotifer popülasyon artışına etkisi, önceki çalışmalarda besin olarak kullanılan farklı mikroalgler veya ticari ürünler ile elde edilen sonuçlarla karşılaştırıldığında daha yüksek olduğu görülmektedir.

Fekondite oranı kültürün büyüme hızı göstergesidir ve popülasyondaki artışın ölçülmesinde kullanılan parametrelerden biridir. Bu çalışmada yığın kültürde en yüksek fekondite oranı popülasyon artışının da en yüksek olduğu DHA-Gold + Emülsiyon-II ile beslenen grupta $0,38 \pm 0,01$ yumurta/birey olarak tespit edilmiştir. Elde edilen fekondite oranları bazı araştırmacıların değerlerinden yüksek (Varghese ve Krishnan, 2010; Pan vd., 2014; Waqalevu vd., 2019), bazı araştırmacıların sonuçları ile benzerlik (Rehberg-Hass vd., 2015) göstermektedir. Araştırmacılar tarafından farklı olmasındaki etmenlerin rotifer kültür koşullarındaki farklılık ve emülsiyon içeren ortama adaptasyon ile ilgili olabileceği düşünülmektedir.

5. SONUÇ

Bu çalışmada rotiferlerin zenginleştirilmesinde kullanılan ticari ve emülsiyon ürünlerin popülasyon artışında etkili olduğu özellikle hazırlanan Emülsiyon-II'nin pratikte kullanılması halinde sadece DHA-Gold kullanılan kontrol grubuna kıyasla daha yüksek popülasyon artışı sağlamıştır. Bu çalışmada formüle edilen emülsiyon yağların ticari emülsiyonlar ile hem besinsel içerik hem de maliyet açısından rekabet edebilir olduğu, larvaların büyüme ve yaşama oranına etkisinin belirlenmesi amacı ile yapılacak ileriki çalışmalara ışık tutulacağı ve yetiştiricilik sektörüne katkı sağlayacağı öngörülmektedir.

FİNANS

Bu çalışmanın yürütülmesinde herhangi bir finans desteği alınmamış olup doktora tez çalışmasından üretilmiştir.

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan eder.

YAZAR KATKILARI

Yazarlar çalışma anlayışına ve tasarımına eşit oranda katkı sağlamıştır.

ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

KAYNAKLAR

- Anonim (2020a). DSM Birght Science. İnternet Sitesi: https://www.dsm.com/markets/anh/en_US/products/products-solutions/products-solutions/dhagold.html (Son erişim tarihi: 15.06.2020).
- Anonim (2020b). Bernaqua. İnternet Sitesi: <https://www.bernaqua.com> (Son erişim tarihi: 15.06.2020).
- Anonim (2020c). Rich Nutritionally Rich Hatchery Diets. İnternet Sitesi: <http://rich.gr> (Son erişim tarihi: 15.06.2020).
- Araujo, F. G., Rosa, P. V. (2016). Docosahexaenoic acid (C22:6n-3) alters cortisol response after air exposure in *Prochilodus lineatus* (Valenciennes) larvae fed on enriched *artemia*. *Aquaculture Nutrition*, 23, 1216-1224. <https://doi.org/10.1111/anu.12490>
- Campoverde, C., & Estevez, A. (2017). The effect of live food enrichment with docosahexaenoic acid (22: 6n-3) rich emulsions on growth, survival and fatty acid composition of meagre (*Argyrosomus regius*) larvae. *Aquaculture*, 478, 16-24. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.05.012>
- Conceição, L. E., Yúfera, M., Makridis, P., Morais, S., & Dinis, M. T. (2010). Live feeds for early stages of fish rearing. *Aquaculture research*, 41 (5), 613-640. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02242.x>
- Cruz-Cruz, I., Maldonado-García, M., Rebollar-Prudente, R., Estrada-Godínez, J. A., Pacheco-Vega, J. M., & Cadena-Roa, M. (2019). Nutritional value and population growth of *Brachionus plicatilis* fed with endemic microalgae from North Pacific. *Latin American Journal Of Aquatic Research*, 47 (1), 42-51. <https://doi.org/10.3856/vol47-issue1-fulltext-6>
- Dhert, P., Rombaut, G., Suantika, G., & Sorgeloos, P. (2001). Advancement of rotifer culture and manipulation techniques in Europe. *Aquaculture*, 200(1-2), 129-146. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(01\)00697-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00697-4)
- Eryalçın, K. M. (2018). Effects of different commercial feeds and enrichments on biochemical composition and fatty acid profile of rotifer (*Brachionus plicatilis*, Müller 1786) and *Artemia franciscana*. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18 (1), 81-90. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v18_1_09
- Estevez, A., & Giménez, G. (2017). Optimization of emulsion properties and enrichment conditions used in live prey enrichment. *Aquaculture Nutrition*, 23 (6), 1264-1273. <https://doi.org/10.1111/anu.12501>
- Ferreira, M., Maseda, A., Fábregas, J., & Otero, A. (2008). Enriching rotifers with “premium” microalgae. *Isochrysis* aff. *galbana* clone T-ISO. *Aquaculture*, 279 (1), 126-130. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.03.044>
- Flores-Burgos, J., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2005). Effect of single species or mixed algal (*Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus acutus*) diets on the life table demography of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera: Brachionidae). *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 33 (6), 614-621. <https://doi.org/10.1002/aheh.200500602>

- Fuentes-Quesada, J. P., & Lazo, J. P. (2018). The effect of lipid type on lipid digestion enzymes during larval development of the California halibut, *Paralichthys californicus*. *Aquaculture*, 488, 49-60. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.01.018>
- Giménez Papiol, G., & Estévez, A. (2019). Effects of dietary arachidonic and eicosapentaenoic acids on common dentex (*Dentex dentex* Linnaeus 1758) larval performance. *Journal of the World Aquaculture Society*, 50 (5), 908-921. <https://doi.org/10.1111/jwas.12599>
- Giri, S. S., Sahoo, S. K., Sahu, B. B., Sahu, A. K., Mohanty, S. N., Mukhopadhyay, P. K., & Ayyappan, S. (2002). Larval survival and growth in *Wallago attu* (Bloch and Schneider): Effects of light, photoperiod and feeding regimes. *Aquaculture*, 213 (1&4), 151-161. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00012-1](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00012-1)
- Hagiwara, A., & Marcial, H. S. (2019). The use of non-*Brachionus plicatilis* species complex rotifer in larviculture. *Hydrobiologia*, 844(1), 163-172. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3837-z>
- Hamre, K., Srivastava, A., Rønnestad, I., Mangor-Jensen, A., & Stoss, J. (2008). Several micronutrients in the rotifer *Brachionus* sp. may not fulfil the nutritional requirements of marine fish larvae. *Aquaculture Nutrition*, 14 (1), 51-60. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2095.2007.00504.x>
- Hamre, K., Yufera, M., Rønnestad, I., Boglione, C., Conceicao, L.E.C., Izquierdo, M.S. (2013). Fish larval nutrition and feed formulation knowledge gaps and bottlenecks for advances in larval rearing. *Reviews in Aquaculture*. 5, 526-558. <https://doi.org/10.1111/j.1753-5131.2012.01086.x>
- Jafari, M., Kamarudin, M. S., Saad, C. R., Arshad, A., Oryan, S., & Guilani, M. H. T. (2011). Effects of different diets on growth, survival and body composition of *Rutilus frisii kutum* larvae. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 6 (6), 662-668. <https://doi.org/10.3923/jfas.2011.662.668>
- Kolkovski, S., Lazo, J., Leclercq, D., & Izquierdo, M. (2009). Fish larvae nutrition and diet: new developments. In *New Technologies in Aquaculture* (pp. 315-369). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1533/9781845696474.3.315>
- Kostopoulou, V., Miliou, H., Katis, G., & Verriopoulos, G. (2006). Changes in the population structure of the lineage 'Nevada' belonging to the *Brachionus plicatilis* species complex, batch-cultured under different feeding regimes. *Aquaculture International*, 14 (5), 451-466. <https://doi.org/10.1007/s10499-006-9048-z>
- Maehre, H. K., Hamre, K., Elvevoll, E. O. (2013). Nutrient evaluation of rotifers and zooplankton: feed for marine fish larvae. *Aquaculture Nutrition*, 19, 301-311. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2095.2012.00960.x>
- Ogello, E. O., Kim, H. J., Suga, K., & Hagiwara, A. (2016). Lifetable demography and population growth of the rotifer *Brachionus angularis* in Kenya: influence of temperature and food density. *African Journal of Aquatic Science*, 41 (3), 329-336. <https://doi.org/10.2989/16085914.2016.1186590>
- Okunsebor, S.A. and Ayuma, V. (2011). Growths, survival rate and condition factor of *Heteroclaris hatchling* fed cultured *Moina micra*, Shell free *Artemia* and combination of both as starter feed. *Livestock Research for Rural Development*. 23 (3), 519-525.
- Pan, L., Xi, Y. L., Cao, H. Y., Peng, B., & Wang, J. X. (2014). Combined effects of temperature and prey (*Brachionus angularis*) density on life-table demography and population growth of *Asplanchna brightwelli* (Rotifera). In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 50, No. 4, pp. 261-268). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/limn/2014021>
- Peña-Aguado, F., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2005). Differences in population growth of rotifers and cladocerans raised on algal diets supplemented with yeast. *Limnologica*, 35 (4), 298-303. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.08.002>
-

- Penglase, S., Hamre, K., Sweetman, J. W., Nordgreen, A. (2011). A new method to increase and maintain the concentration of selenium in rotifers (*Brachionus spp.*). *Aquaculture*, 315, 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.09.007>
- Qi, Z., Dierckens, K., Defoirdt, T., Sorgeloos, P., Boon, N., Bao, Z., & Bossier, P. (2009). Effects of feeding regime and probionts on the diverting microbial communities in rotifer *Brachionus* culture. *Aquaculture International*, 17 (4), 303-315. <https://doi.org/10.1007/s10499-008-9202-x>
- Rasdi, N. W., Ikhwannuddin, M., Azani, N., Ramlee, A., Yuslan, A., Suhaimi, H., ... & Arshad, A. (2020). The effect of different feeds on the growth, survival and reproduction of rotifer, *Brachionus plicatilis*. *Journal of Environmental Biology*, 41(5), 1275-1280. [https://doi.org/10.22438/jeb/41/5\(SI\)/MS_20](https://doi.org/10.22438/jeb/41/5(SI)/MS_20)
- Rebolledo, U. A., Nandini, S., Sarma, S. S. S., Reyes, J. C. R., & de Oca, G. A. R. M. (2018). Demographic and competition studies on *Brachionus ibericus* and *Proales similis* in relation to salinity and algal (*Nannochloropsis oculata*) density. *Aquaculture International*, 26 (2), 629-644. <https://doi.org/10.1007/s10499-017-0233-z>
- Rehberg-Haas, S., Meyer, S., Lippemeier, S., Schulz, C. (2015). A comparasion among different *Pavlova* sp. products for cultivation of *Brachionus plicatilis*. *Aquaculture*, 435, 424-430. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.10.029>
- Román-Padilla, J., Rodríguez-Rúa, A., Ponce, M., Manchado, M., & Hachero-Cruzado, I. (2017). Effects of dietary lipid profile on larval performance and lipid management in Senegalese sole. *Aquaculture*, 468, 80-93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.10.005>
- Sahandi, J., & Jafaryan, H. (2011). Rotifer (*Brachionus plicatilis*) culture in batch system with suspension of algae (*Nannochloropsis oculata*) and bakery yeast (*Saccharomyces cerevisiae*). *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 4(4), 526-529.
- Sandeep, K. P., Vasagam, K. K., & Dayal, J. S. (2015). Live Feeds and its Role in Health Management in the Larviculture of Brackishwater Finfish and Shellfishes. *Dr. KK Vijayan*, 121.
- Sargent, J. R., McEvoy, L. A., & Bell, J. G. (1997). Requirements, presentation and sources of polyunsaturated fatty acids in marine fish larval feeds. *Aquaculture*, 155 (1-4), 117-127. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00122-1](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00122-1)
- Sargent, J., McEvoy, L., Estevez, A., Bell, G., Bell, M., Henderson, J., & Tocher, D. (1999). Lipid nutrition of marine fish during early development: current status and future directions. *Aquaculture*, 179 (1), 217-229. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00191-X](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00191-X)
- Saidi, H., Morales-Medina, R., Abrehouch, A., Fahd, S., Guadix Escobar, E. M., & Pérez-Gálvez, R. (2018). Effect of the supplementation of live preys enriched in cod liver oil on the survival rate, growth and fatty acid profile of meagre (*Argyrosomus regius*) larvae. *Aquaculture Research*, 49 (3), 1133-1141. <https://doi.org/10.1111/are.13563>
- Varghese, M., & Krishnan, L. (2010). Reproductive potential of the rotifer, *Brachionus rotundiformis* Tschugunoff in relation to salinity, feed type and feed concentration. *Indian Journal of Fisheries*, 57 (1), 31-37.
- Villalta, M., Estévez, A., & Bransden, M. P. (2005). Arachidonic acid enriched live prey induces albinism in Senegal sole (*Solea senegalensis*) larvae. *Aquaculture*, 245 (1-4), 193-209. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2004.11.035>
- Waqalevu, V., Honda, A., Dossou, S., Khoa, T. N. D., Matsui, H., Mzengereza, K., ... & Kotani, T. (2019). Effect of oil enrichment on *Brachionus plicatilis* rotifer and first feeding red sea bream (*Pagrus major*) and Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *Aquaculture*, 510, 73-83. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.05.039>
-

- Yin, X. W., & Zhao, W. (2008). Studies on life history characteristics of *Brachionus plicatilis* OF Müller (Rotifera) in relation to temperature, salinity and food algae. *Aquatic Ecology*, 42(1), 165-176. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9092-4>
- Yoshimatsu, T., & Hossain, M. A. (2014). Recent advances in the high-density rotifer culture in Japan. *Aquaculture international*, 22 (5), 1587-1603. <https://doi.org/10.1007/s10499-014-9767-5>
- Zhang, D.M., Yoshimatsu, T., Furuse, M., 2005. Effect of L-carnitine enrichment on the population growth, egg ratio and body size of marine rotifer, *Brachionus rotundiformis*. *Aquaculture*, 248, 51-57. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.04.019>
-

Kuzey Ege Denizi'nde Uzatma Ağlarında Farklı Ağ İpi Kalınlığının Av Verimi ve Av Kompozisyonu Üzerine Etkisi

Effect of Different Twine Thickness of Gill nets on Catch Per Unit Effort and Catch Composition in the North Aegean Sea

Mustafa Bakırcı¹, Adnan Ayaz², Alkan Öztekin², Gençtan Erman Uğur^{1,*}

¹Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı, Çanakkale

²Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi, Çanakkale

*Sorumlu yazar: ermanugur@hotmail.com

Geliş: 10.06.2021

Kabul: 13.08.2021

Yayın: 01.03.2022

Alıntılama: Bakırcı, M., Ayaz, A., Öztekin, A., & Uğur, G. E. (2022). Kuzey Ege Denizi'nde uzatma ağlarında farklı ağ ipi kalınlığının av verimi ve av kompozisyonu üzerine etkisi. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 060-075. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.950596>

Özet: Bu çalışmada galsama ağlarında farklı ip kalınlıklarının av verimine ve av kompozisyonuna etkisini incelemek amaçlanmıştır. Denemeler, Eylül 2007 – Şubat 2010 tarihleri arasında, Kuzey Ege'de ticari balıkçılık alanlarında, 2 – 40 metre derinlikler arasında gerçekleştirilmiştir. Denemelerde; 18, 20, 22 mm göz genişliğinde, 40 vertikal göz yüksekliğinde, E=0,4 donam faktöründe 210d/2 ve 210d/3 numara ip kalınlığına sahip ağlar kullanılmıştır. Çalışmanın amacı, Kuzey Ege Denizi'nde uzatma ağlarında farklı ağ ipi kalınlığının av verimi ve av kompozisyonu üzerine etkisini belirlemektir. Ağların ip kalınlıklarından başka diğer tüm özellikleri aynı şekilde yapılmıştır. Çalışmada 59 av operasyonu gerçekleştirilmiştir. En fazla balık 927 adet ve 46,6 kg ile 210 d/2 numara ip kalınlığına sahip 18 mm göz genişliğine sahip ağda gerçekleşmiştir. 210 d/2 numara ip kalınlığına sahip ağlar, 210 d/3 numara ip kalınlığına sahip ağlardan adet olarak 1,21 kez daha fazla av yapmıştır. Ağırlık olarak ise büyük göz genişliğine sahip ağlar daha büyük balıkları yakalamışlardır. Özellikle balıkçı teknelerinde av verimi dikkate alınarak bulundurulması gereken ağ miktarı bu verim dikkate alınarak düzenlenmelidir.

Anahtar kelimeler

- Kuzey Ege Denizi
- ip kalınlığı
- uzatma ağları
- av kompozisyonu
- av verimi

Abstract: In this study, it was aimed to investigate the effect of different net twine thicknesses on the selection of fish size in gill nets. The study was carried out between September 2007 and February 2010 in a coastal region with 2 – 40-meter depth in a commercial fishing area in the North Aegean Sea. A total of six nets with three different mesh sizes, 18-, 20-, and 22-mm nominal bar length, and two different twine thicknesses 210d/2 and 210d/3 were rigged for the study. Other than the twine thicknesses and mesh sizes, all other features and specifications of the gillnets were identical. Each of the gillnets had a hanging ratio of E= 0.4 and had 40 mesh depth. 59 fishing operations were carried out in the study. The maximum number of fish was caught in the net with 927 pieces and 46.6 kg with 210 d/2 twine thickness and 18 mm mesh size. In experiments, nets with a twine thickness of 2 were captured 1.21 times (number of target fish) more than those with a twine thickness of 3. By weight, nets with larger mesh sizes caught larger fish. This issue should be taken into consideration especially in the regulations to be brought to keep the amount of net on fishing boats.

Keywords

- North Aegean Sea
- twine thickness
- gillnet
- catch composition
- catch per unit effort



1. GİRİŞ

Uzatma ağları, ekonomik ve uygulaması kolay olduğu için dünyada balıkçılık faaliyetlerinde yaygın olarak kullanılan bir av aracıdır (Hamley, 1975; Laevastu ve Favorite, 1988; Kurkilathi ve Rask, 1996). Ağ göz açıklığı ile yakalanması hedeflenen balık türünün büyüklüğü arasında önemli bir ilişki bulunmaktadır. (Millner, 1985, Hovgard ve Lassen, 2000; Balık ve Çubuk, 2001a). Uzatma ağları donamı ve bakımının diğer ağ çeşitlerine göre kolay olmasından dolayı tercih edilmektedirler (Hamley, 1975; Kuşat, 1996). Uzatma ağları bu avantajları sayesinde, ülkemiz deniz ve iç sularında yoğun olarak kullanılan av araçlarındandır (Dartay, 2011). Uzatma ağları ile yapılan çalışmalarda monofilament, multifilament sade ağlar ve fanyalı ağlar kullanılarak, ağ göz genişliği (Kara, 2003; Özekinci vd., 2003; Bahar, 2004), ağ rengi (Balık ve Çubuk, 2001b), donam faktörü (Balık ve Çubuk, 1998), ip kalınlığı (Hansen, 1974; Turunen, 1996; Holst vd., 2002; Ayaz vd., 2011; Herrmann vd., 2013; Aras, 2015; O'Neill vd., 2016; Kim vd., 2016) gibi faktörlerin av verimine etkileri araştırılmıştır. Çanakkale Boğazı ve çevresinde sadece uzatma ağları değil diğer av araçlarının av verimi ve kompozisyonu (Cilasın vd., 2015; Öztekin vd., 2019; Uğur ve Öztekin, 2021) üzerine de çalışmalar bulunmaktadır.

Uzatma ağları ile avcılıkta kullanılan ağın hedeflenen türler tarafından görünmemesi av miktarını doğrudan değiştirmektedir. Ayrıca ağın ip kalınlığı arttığında esnekliği de düşeceğinden verim doğrudan etkilenmektedir. Bu yüzden uzatma ağının görünürlüğünün düşük olması istenir (Aydın vd., 2006). Işık balıkların av aracını görmesinde en önemli çevresel faktörlerdendir (Dickson, 1989). Işık haricinde, kullanılan av aracı ile avlanacak türün biyolojik özellikleri de görme olayında etkilidir. Kullanılacak av aracının renk, kalınlık ve büyüklük gibi özellikleri türün av aracını görerek yakalanmamasına neden olabilmektedir (Holst vd., 2002). Tam tersi olarak uzatma ağının ip kalınlığı ve su içerisindeki ışık durumu balığın avlanmasına yardımcı da olabilmektedir (Cui vd., 1991; Özdemir ve Erdem, 2006).

Uzatma ağlarının av verimini etkileyen en önemli özelliklerden biri de görünürlük olduğu belirtilmiştir (Kıyağa, 2008). İnce materyal ile donatılan ağların görünürlüğü daha azdır. Av aracının ip kalınlığı, avlanacak türü ve balık büyüklüğünü etkilediği belirtilmiştir (Potter ve Pawson, 1991). Ayrıca, kalın ip kullanılarak donatılan ağlarla avlanan balıkların boy aralığı ince ip kullanılarak yapılan ağlara göre daha dar olduğu ifade edilmiştir (Ayaz vd., 2011).

Uzatma ağlarında kullanılan materyalin ip kalınlığının ve ip renginin av verimi üzerinde etkili olduğu, farklı türlerin görebilme yeteneklerinin ve vücut yapılarının farklı olması nedeniyle tür seçiciliği üzerinde de önemli etkisinin olduğu, boy seçiciliğini ise etkilemediği belirtilmiştir (Antony, 1981). Yine yapılan sınırlı çalışmada ip kalınlıkları ile av verimi arasında bariz bir farklılık olduğu, ince ip kalınlığı ile daha büyük ve fazla balık yakalandığı bildirilmiştir (Hansen, 1974; Turunen vd., 1998; Yokota vd., 2001).

İp kalınlığının artması, bükülme sertliğini artırarak kıvrılma kabiliyetini azaltır ve ağların deformasyona uğramasını sağlar (Herrmann ve O'Neill, 2006). Özellikle ağın toplanma aşamasında bu durum av verimini de azaltabilir. Bu durum aynı zamanda gelişen teknolojiyle birlikte ağ malzemesi üreticilerini çekme kuvvetini azaltacak düşük mukavemetli daha esnek materyaller üretmeye yöneltmiştir (Bates, 2004).

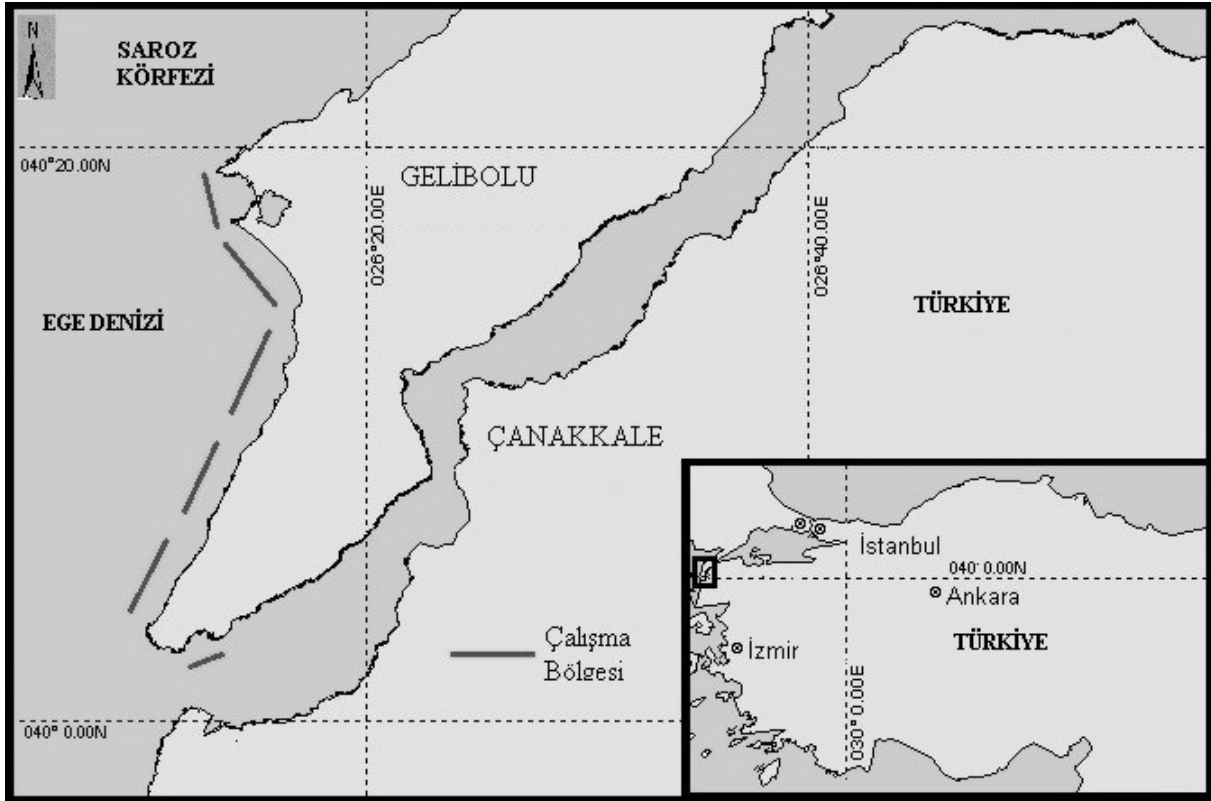
Çanakkale Boğazı'nın da için de bulunduğu Türk Boğazlar sistemi tür çeşitliliği açısından oldukça zengin bir yapıya sahip olmasından dolayı farklı özelliklerdeki uzatma ağı bu bölgede yoğun olarak kullanılmaktadır. Kuzey Ege'de balıkçıların kullandıkları ağların %27'si barbun ağları, %46,4'ü marya ağları, %12,2'si tüm sezon boyunca kupes avlamada kullanılan galsama ağları, %11,8'i karides ağları ve %2,4'ü köpek balığı ağları olarak belirlenmiştir (Ayaz vd., 2010).

Günümüzde, balık stoklarından optimum düzeyde ve sürekli yararlanmak, balıkçılık yönetiminin temel ilkesi haline gelmiştir. Kuzey Ege'de Çanakkale kıyılarında bazı balıkçı teknelerinde daha fazla av yapmak adına ağ miktarları oldukça fazla artırılmış, göz genişlikleri küçültülmüş ve ip kalınlıkları

inceltilmiş durumdadır (Ayaz vd. 2008). Balıkçılık yönetimi açısından av araçları, güvertedeki miktarları kontrol altına alınmalıdır. Bunu sağlayabilmek açısından kullanılan av araçlarının av verimlerinin bilinmesi önem arz etmektedir. Bu çalışmada Çanakkale Bölgesi'nde özellikle akım (göç) zamanı yoğun olarak kullanılan uzatma ağlarında av verimini etkileyen önemli faktörlerden birisi olan ip kalınlığının av verimine etkisi incelenmiştir.

2. MATERYAL ve YÖNTEM

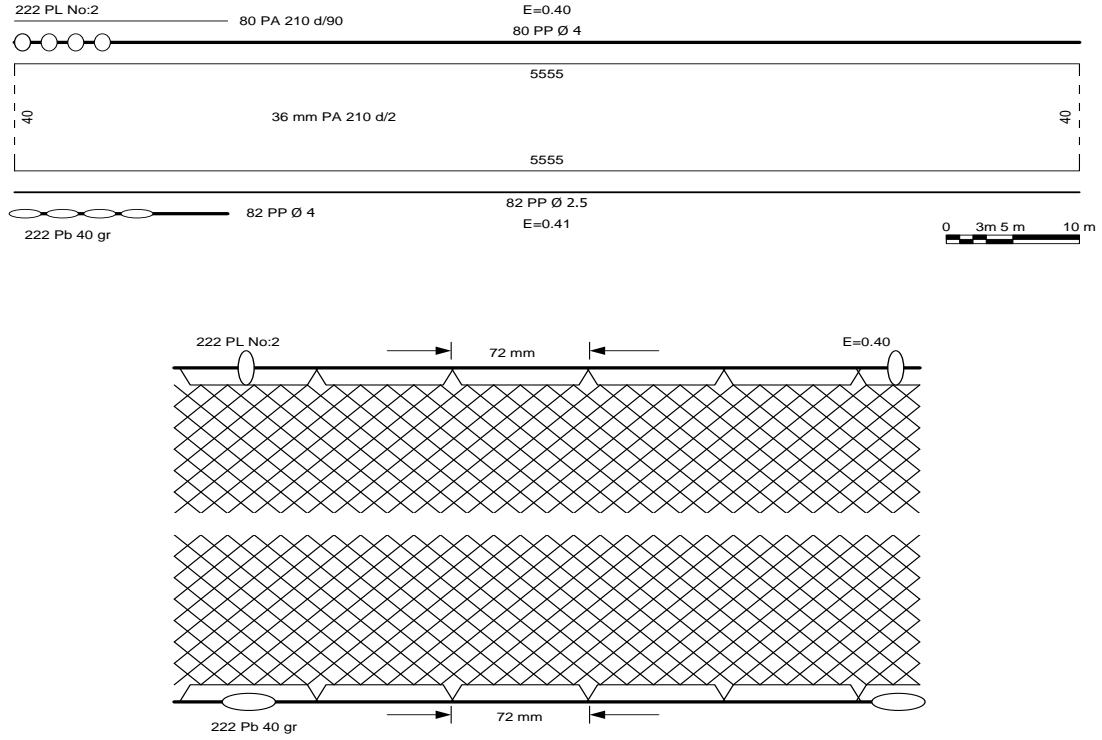
Saha çalışmaları, Eylül 2007- Şubat 2010 tarihleri arasında Gelibolu Yarımadası kıyılarında arasında 2-40 m derinlik konturları arasında gerçekleştirilmiştir (Şekil 1).



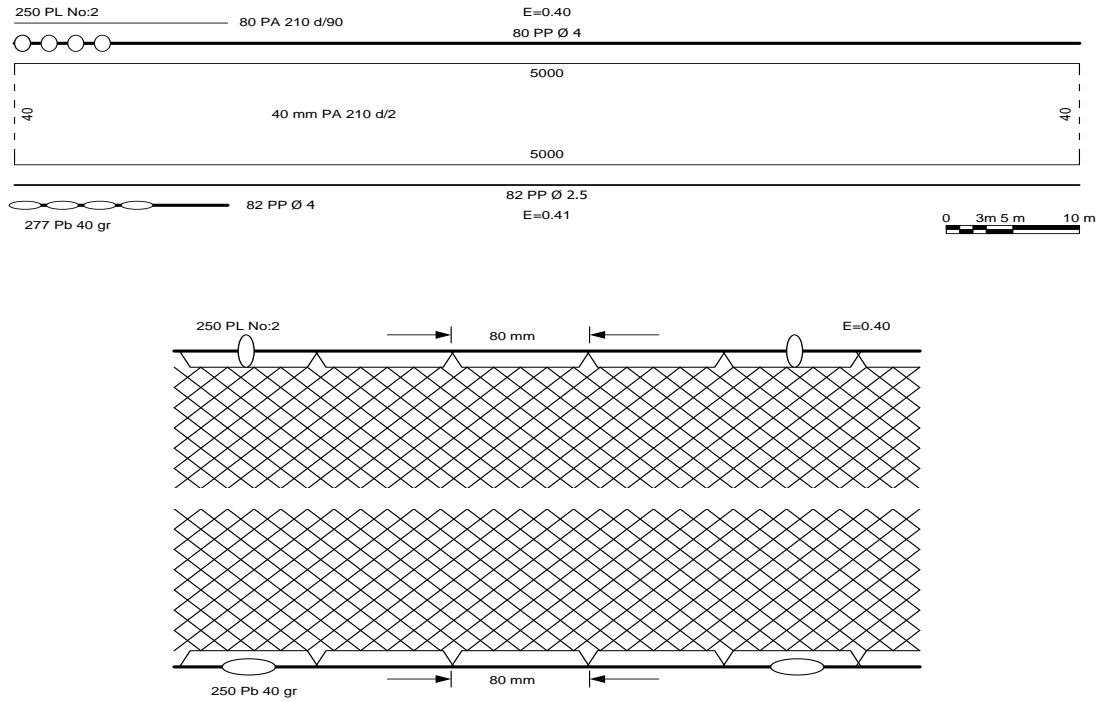
Şekil 1. Çalışma Sahası.

2.1. Çalışmada kullanılan ağlar

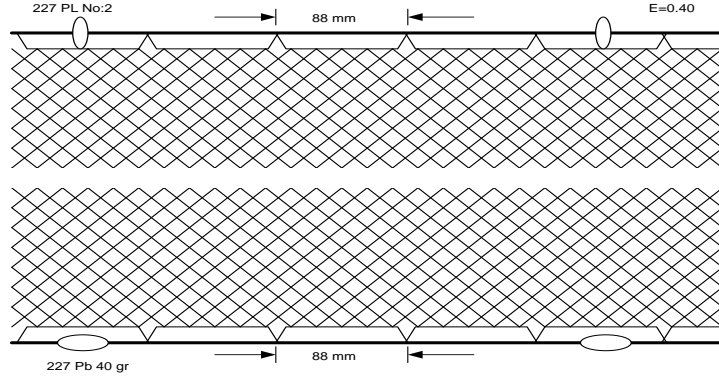
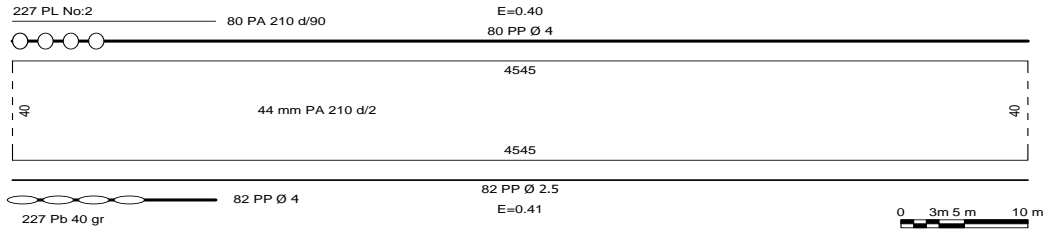
Denemelerde 18, 20, 22 mm göz genişliğinde, 40 dikey göz yüksekliğinde, E=0,4 donam faktöründe 210d/2 ve 210d/3 numara ip kalınlığına sahip ağlar kullanılmıştır. Her bir ağdan 80 m uzunlukta hazırlanmıştır. Ağların ip kalınlıkları haricinde tüm özelliklerinin aynı olmasına dikkat edilmiştir. Ağların teknik özellikleri Şekil 2-7'de verilmiştir.



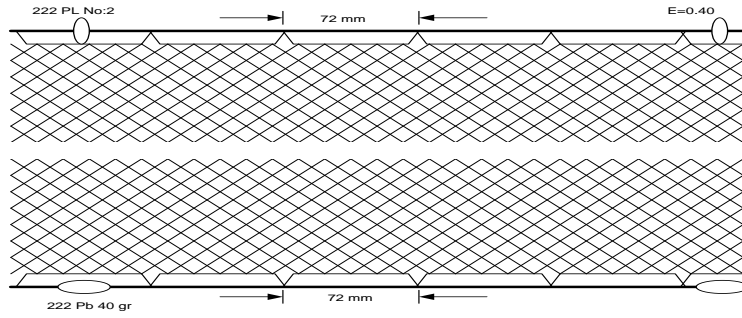
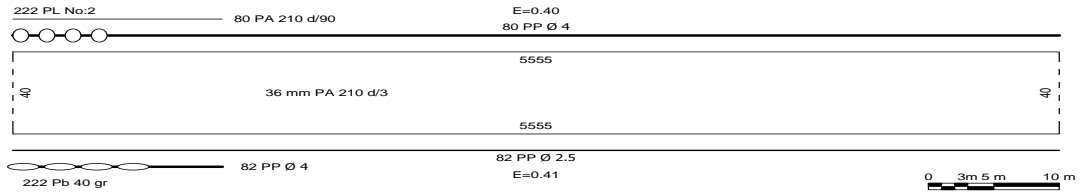
Şekil 2. 210d/2 numara 18 mm göz genişliğinde barbun ağı (E=0,4).



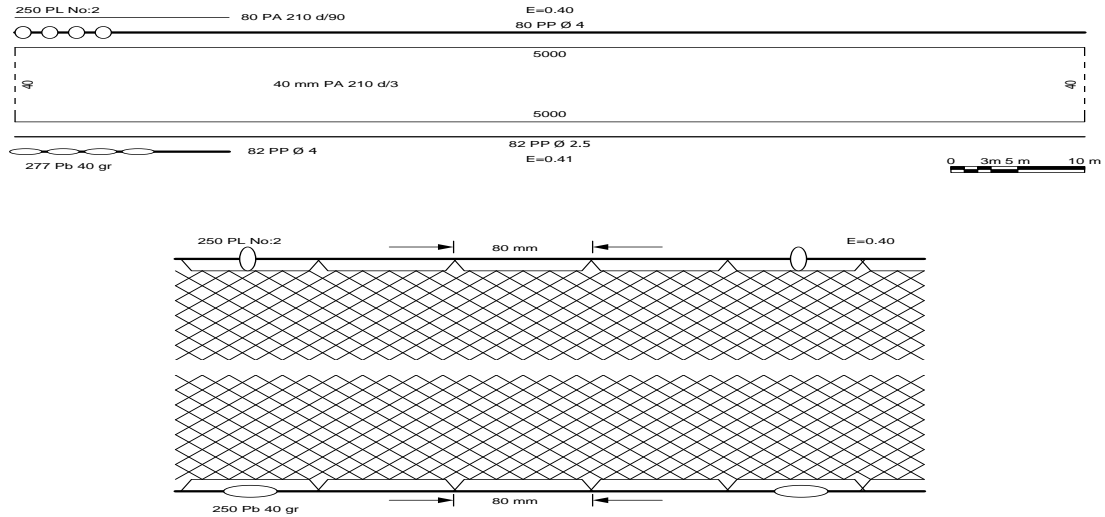
Şekil 3. 210d/2 numara 20 mm göz genişliğinde barbun ağı (E=0,4).



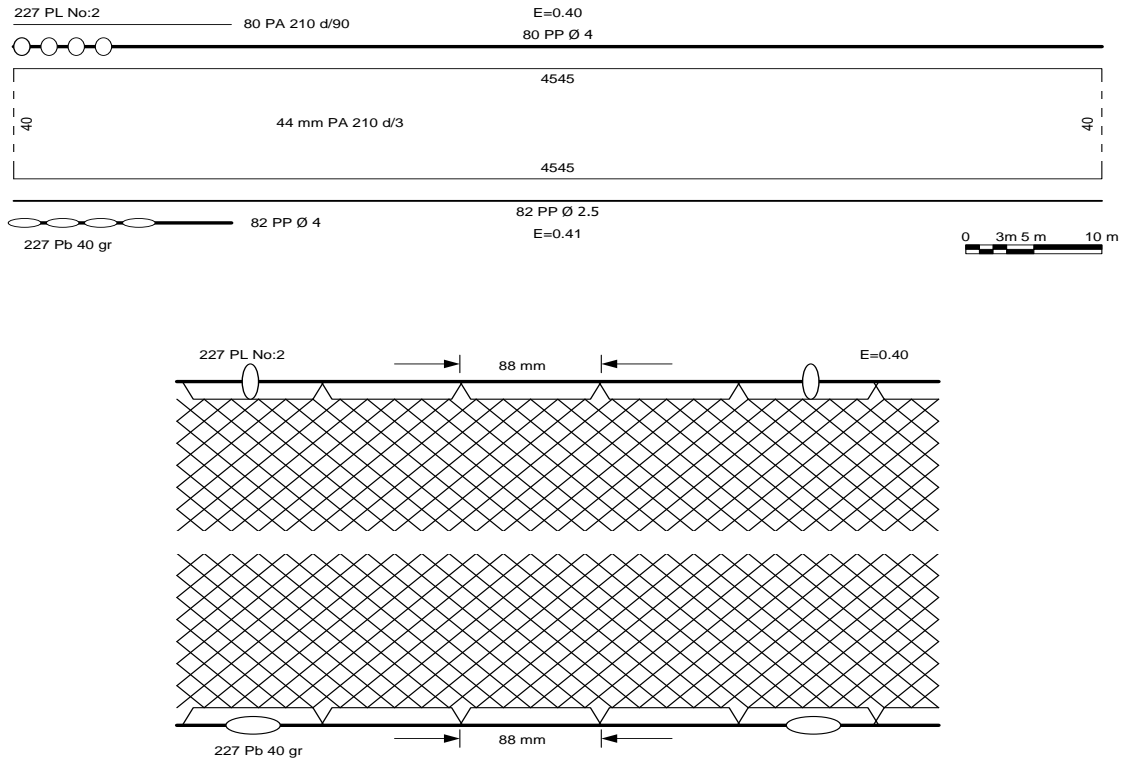
Şekil 4. 210d/2 numara 22 mm göz genişliğinde barbun ağı (E=0,4).



Şekil 5. 210d/3 numara 18 mm göz genişliğinde barbun ağı (E=0,4).



Şekil 6. 210d/3 numara 20 mm göz genişliğinde barbun ağı (E=0,4).



Şekil 7. 210d/3 numara 22 mm göz genişliğinde barbun ağı (E=0,4).

2.2. Yöntem

Denemelerde ağlar akşam ve sabah vakitlerinde kıyıya paralel “S” şeklinde denize indirilmiştir. Akşam gün batımında ve sabah gün doğduktan yaklaşık 1 saat sonra denizden kaldırılmıştır. Çalışma süresince toplam 59 av operasyonu gerçekleştirilmiştir. Denemeler sonucunda elde edilen veriler değerlendirilirken, barbun türleri (*Mullus* sp.) hedef av olarak, diğer yakalanan türler hedef dışı av olarak değerlendirilmiştir. Bir posta ağın av verimi belirlenirken yakalanan toplam balık miktarı, o ağ ile yapılan operasyon sayısına bölünmüştür (CPUE=Av Miktarı/ Operasyon Sayısı). İp kalınlığına göre posta başına (80 metre) ortalama av verimi hesaplanırken ise, o ip kalınlığı ile üç farklı göz genişliğine sahip ağların yakaladığı balık miktarı ortalaması, av operasyonu sayısına bölünmüştür.

Farklı ip kalınlığındaki aynı göz genişliğine sahip ağların yakaladığı av miktarları adet ve ağırlık olarak aralarında istatistiksel fark olup olmadığı tekrarlı veri varyans analizi (Repeated measures

ANOVA) yapılarak karşılaştırılmıştır. Benzer şekilde hedef av ve hedef dışı av miktarları da aynı analizle karşılaştırılmıştır.

3. BULGULAR

Denemelerde 31 familyaya ait 63 tür ve toplamda 4522 adet ve 274,158 kg balık yakalanmıştır. Avlanan türler içerisinde 779 adet ile tekir (*M. surmuletus*), 566 adet ile izmarit (*S. maena*) ve 510 adet ile çizgili hani (*S. scriba*) ilk üç sırada yer almıştır. Avlanan tüm türler birlikte değerlendirildiğinde 2473 birey ile 210 d/2 numara ip kalınlığına sahip ağlar, 2049 birey avlayan 210 d/3 numara ip kalınlığına sahip ağlara göre daha fazla av yapmıştır (Tablo 1).

Tüm ağlar birlikte değerlendirildiğinde hedef türlerin ortalama av verimi operasyon başına 2 numara ağlarda 2,41 adet/80 ve 3 numara ağlarda 2 adet/80 (1 posta ağ) olarak gerçekleştirilmiştir. Bu değerler hedef dışı avda ise sırası ile 11,6 ve 9,58 adet/80 m olarak hesaplanmıştır (Tablo 2). Denemeler sonucunda, ince ipe sahip ağların adet olarak 1,21, ağırlık olarak ise 1,25 kez kalın ipe göre daha fazla av yaptığı belirlenmiştir.

Yapılan tekrarlamalı veri varyans analiz sonuçlarında farklı ip kalınlığına sahip aynı göz genişliğindeki ağların yaptıkları av miktarları adet ve ağırlık olarak karşılaştırılmış ve aralarında istatistiksel bir fark bulunamamıştır ($P>0,05$). Tablo 2’de belirtilen hedef ve hedef dışı av oranları aynı analiz ile karşılaştırılmıştır. Hedef ve hedef dışı av oranları aynı göz genişliklerinin yakaladığı miktarlar arasında karşılaştırılmıştır. Analizler sonucunda 22 mm göz genişliğine sahip 210d/2 – 3 numara ip kalınlığına sahip ağların avladığı miktarlar adet ve ağırlık olarak farklı bulunmuştur ($P<0,05$). Diğer 18 ve 20 mm göz genişliğine sahip ağlarda fark bulunamamıştır. Hedef dışı avda ise sadece farklı ip kalınlığına sahip 20 mm göz genişliğindeki ağlar arasında adet olarak istatistiksel fark önemli bulunmuş ($P<0,05$), diğer miktarlar arasında bir fark bulunamamıştır ($P>0,05$).

Denemeler sonucunda 2 numara ağlar 3 numara ağlardan adet ve ağırlık olarak daha fazla av yapmış ancak, oransal olarak hedef ve hedef dışı av verimlerinin birbirine benzerlik gösterdiği tespit edilmiştir. 210 d/2 ve 210 d/3 numara ipe sahip ağların adet bazında hedef av verimleri %17 olarak gerçekleşmiş, ağırlık olarak ise %22 olarak belirlenmiştir. Hedef dışı av verimleri de her iki ağ grubu için %83 olarak belirlenmiştir (Şekil 8).

Denemeler sonucunda, farklı ip kalınlıklarında aynı göz genişliğine sahip ağların hedef ve hedef dışı av verimleri karşılaştırıldığında 18 mm ağlarda adet olarak 2 numara; ağırlık olarak 3 numara ağların daha fazla hedef av yakaladığı tespit edilmiştir. 20 mm ağlarda hem adet hem de ağırlık olarak 2 numara ağların daha fazla hedef av yakaladığı belirlenmiştir. 22 mm ağlar ise adet ve ağırlık olarak 3 numara ağlar daha fazla hedef av yakalamıştır. (Şekil 9,10,11).

4. TARTIŞMA ve SONUÇ

Çalışmada, ince ip kalınlığına sahip ağların kalın ipe sahip ağlara göre daha verimli olduğu bulunmuştur. Hovgard (1996), av veriminin ip kalınlığı ve göz genişliği ile ters orantılı olduğunu belirtmiştir. Çalışmamızda da ip kalınlığı ve göz genişliği büyüdükçe av verimi adet olarak düşmüş, ancak ağırlık olarak artmıştır. Bu çalışma ise hedef tür olan özellikle tekir balıklarının boy dağılımlarının 20 ve 22 mm göz genişliğine sahip ağların yakalayabileceği boy dağılımlarına sahip olduklarını göstermektedir. Nitekim Ayaz vd. (2008), Çanakkale için özellikle 20 mm göz genişliğine sahip ağların balıkçılar tarafından yaygın olarak kullanıldıklarını bildirmiştir. Benzer şekilde yapılan araştırmada ince ip kalınlığının kalın ipe göre 1,9 kez daha fazla balık yakaladığı tespit edilmiştir (Turunen, 1996). Çalışma da ise ince ipe sahip ağlar 1,21 kez kalın ipe göre daha fazla av yapmıştır. Bu duruma ince ipin ortamda görünürlüğünün düşük ve ince ipin esnekliğinin daha fazla olmasının neden olduğu düşünülmektedir. Ayrıca çalışmada ip kalınlığı farkı çok fazla olmadığı için Turunen’in (1996) yapmış olduğu çalışmadaki gibi daha net bir farklılık tespit edilememiştir.

Tablo 1. Farklı ip kalınlığı ve göz genişliğine sahip ağlara yakalanan balıkların miktarları (aşağıdaki ağ kodlamaları örneğin, 18 2 04: 18mm göz genişliğinde 210 d/2 numara ip kalınlığını ve E=0,4 donam faktörünü ifade etmektedir).

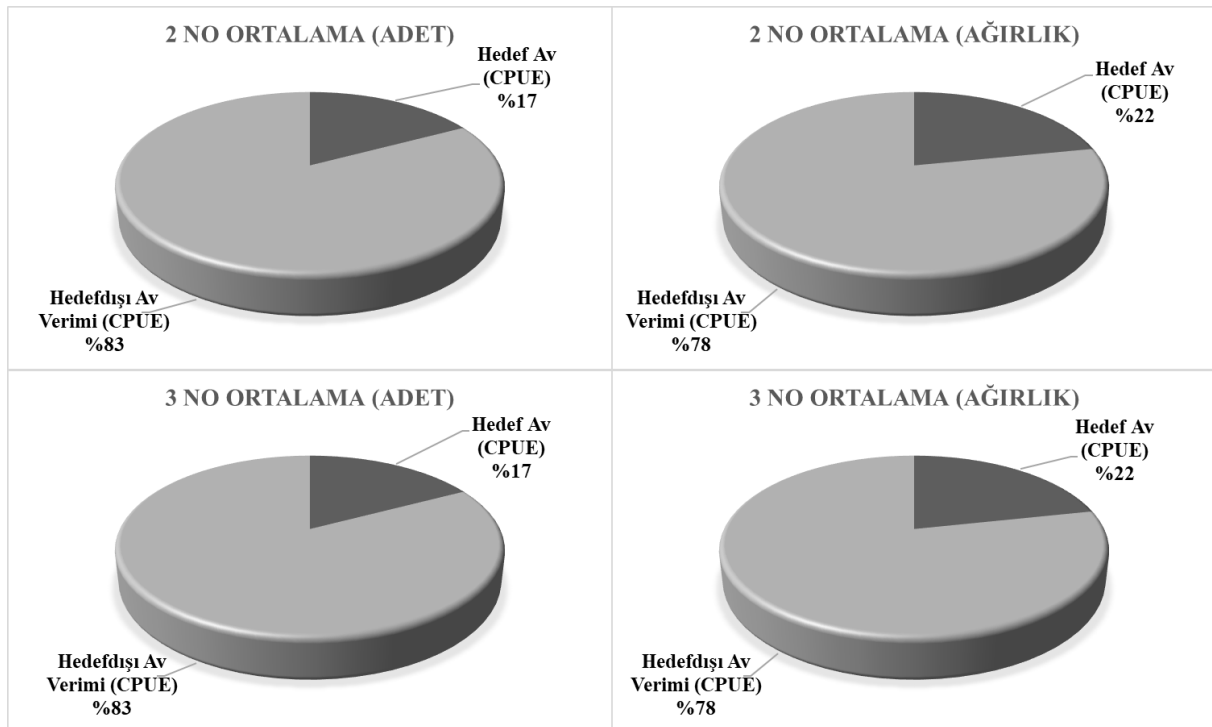
Türler	Ağ Tipi												2 No toplam		3 No toplam	
	18 2 04		18 3 04		20 2 04		20 3 04		22 2 04		22 3 04		Adet	Ağırlık (g)	Adet	Ağırlık (g)
	Adet	Ağırlık (g)	Adet	Ağırlık (g)	Adet	Ağırlık (g)	Adet	Ağırlık (g)	Adet	Ağırlık (g)	Adet	Ağırlık (g)				
Tekir (<i>M. surmuletus</i>)	163	9562	141	7831	127	10140	149	11070	136	13360	63	7636	426	33062	353	26537
İzmarit (<i>S. maena</i>)	123	4638	182	6434	100	4822	49	2426	54	2967	58	3339	277	12427	289	12199
Ç. Hani (<i>S. scriba</i>)	127	6476	130	5832	72	4632	102	7327	40	3114	39	4054	239	14222	271	17213
İsparoz (<i>D. annularis</i>)	103	1716	41	552	107	2613	62	1479	116	4136	65	1912	326	8465	168	3943
İskorpit (<i>S. porcus</i>)	41	3313	17	750	60	5032	59	4403	89	6556	104	7390	190	14901	180	12543
Çırçır (<i>S. tinca</i>)	65	1694	76	1929	49	2000	35	1946	65	3146	35	1848	179	6840	146	5723
Kupez (<i>B. Boops</i>)	18	1002	12	641	70	4829	14	1087	61	5062	37	3131	149	10893	63	4859
Y. Mercan (<i>P. acarne</i>)	37	1331	13	393	35	1715	25	1076	40	2235	12	620	112	5281	50	2089
Papaz (<i>C. chromis</i>)	22	409	79	1480	1	28							23	437	79	1480
Gelin Balığı (<i>C. julis</i>)	38	1722	26	1237	13	706	3	200	5	270	3	158	56	2698	32	1595
Çırçır (<i>S. mediterraneus</i>)	22	518	29	683	8	253	6	216	10	370	5	226	40	1141	40	1125
M. Mercan (<i>P. bogaraveo</i>)	4	102	6	169	17	624	32	1317	5	300	14	672	26	1026	52	2158
Asıl Hani (<i>S. cabrilla</i>)	34	1375	13	387	11	474	5	198	8	474	6	337	53	2323	24	922
Karagöz (<i>D. vulgaris</i>)	5	130	3	82	8	251	13	424	6	394	21	832	19	775	37	1338
Lipsöz (<i>S. scrofa</i>)	7	546	7	1014	5	453	11	1861	12	903	10	1041	24	1902	28	3916
Çırçır (<i>S. ocellatus</i>)	14	421	6	292	10	360	4	126	10	483	7	331	34	1264	17	749
İzmarit (<i>S. smarıs</i>)	7	267	33	1456	1	54	2	75	6	405			14	726	35	1531
Trakonya (<i>T. draco</i>)	12	1035	3	149	17	1460			9	1162	7	884	38	3657	10	1033
İri Sardalye (<i>S. aurita</i>)	17	1074	3	163	14	1009	1	63	5	501			36	2584	4	226
Kedi (<i>S. canicula</i>)	5	1057			5	1517	7	1428	9	2793	11	3360	19	5367	18	4788
Melanur (<i>O. melanura</i>)	2	141	5	176	16	1266			2	142	3	245	20	1549	8	421
Sarpa (<i>S. salpa</i>)	1	26	11	241			11	371	1	71	2	71	2	97	24	683
Sübye (<i>S. officinalis</i>)	8	4694	1	420	6	1802	1	149	3	557	6	1684	17	7053	8	2253
K. Mercan (<i>P. erythrinus</i>)	2	311	7	205	2	77	1	143	10	553	2	252	14	941	10	600
İskatar (<i>S. cantharus</i>)	1	15			9	281	4	114	5	138	3	83	15	434	7	197

Lapın (<i>L. viridis</i>)	11	551	3	90	4	304	1	87	3	244			18	1099	4	177
Ç. Dil (<i>M. variegatus</i>)	3	54			9	189	2	39	3	55	4	81	15	298	6	120
Tiryaki (<i>U. scaber</i>)	4	234	3	1100	2	194	4	869	2	715	6	893	8	1143	13	2862
Benekli İskorpit (<i>S. notata</i>)	5	179	4	109	3	81	4	135	1	29	3	104	9	289	11	348
Kolyoz (<i>S. japonicus</i>)			1	73	8	1029			2	415	9	1849	10	1444	10	1922
Bakalyaro (<i>M. merluccius</i>)	3	268	4	272			5	893			3	213	3	268	12	1378
İstavrit (<i>T. mediterranus</i>)	2	89	4	233	3	162	1	20	1	57			6	308	5	253
Sinarit (<i>D. dentex</i>)	1	39			2	112	2	120	3	443	1	65	6	594	3	185
Turna (<i>E. lucius</i>)	1	90	5	558	3	558							4	648	5	558
Dil (<i>S. solea</i>)	1	340			1	25	1	84	3	372	1	273	5	737	2	357
İstavrit (<i>T. trachurus</i>)	4	188	1	27	1	99			1	57			6	344	1	27
Çırçır (<i>S. rostratus</i>)	1	23	4	76					1	83			2	106	4	76
Kaya Balığı (<i>G. cruentatus</i>)	3	98	1	54	1	28							4	126	1	54
Lapın (<i>L. merula</i>)			2	88			1	55			2	216	0	0	5	359
Çırçır (<i>S. cinereus</i>)	2	47									1	36	2	47	1	36
Çırçır (<i>S. roissali</i>)			1	30	2	67							2	67	1	30
Horozbina (<i>Panabelellennius sp.</i>)	1	63			1	44			1	65			3	172	0	0
Kaya Balığı (<i>G. niger</i>)	1	52			1	58	1	35					2	110	1	35
Kırlangıç (<i>C. lucerna</i>)					1	137			1	57	1	34	2	194	1	34
Lüfer (<i>P. saltatrix</i>)			1	125			1	99			1	78	0	0	3	302
Pisi (<i>Bothus podas</i>)	1	23			1	19			1	29			3	71	0	0
Elektrik (<i>T. marmorata</i>)	1	63							1	890			2	953	0	0
L. Kedi (<i>G. melastomus</i>)	1	127			1	530							2	657	0	0
Uskumru (<i>S. scombrus</i>)					1	164			1	85			2	249	0	0
Vatoz (<i>R. radula</i>)									2	374			2	374	0	0
Ahtapot (<i>O. vulgaris</i>)	1	445											1	445	0	0
Barbun (<i>M. barbatus</i>)											1	33	0	0	1	33
																0
Dülger (<i>Z. faber</i>)									1	153			1	153	0	0
Fener (<i>L. budegasa</i>)											1	318	0	0	1	318

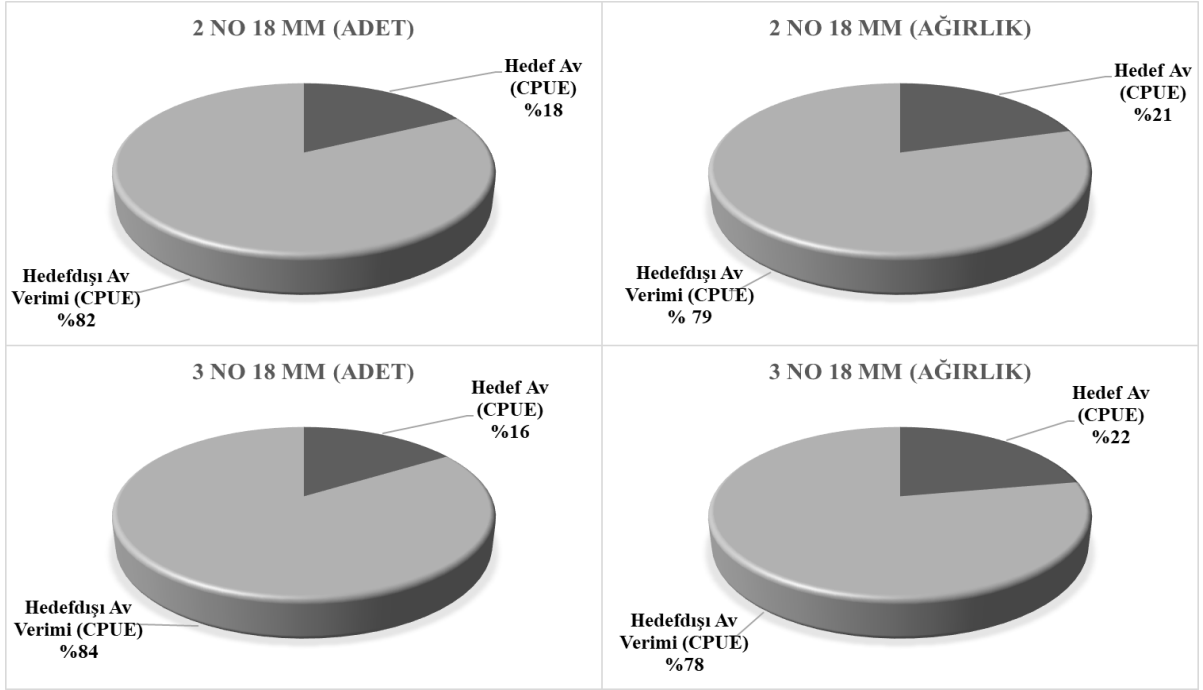
Kalkan (<i>P. maxima</i>)											1	62	0	0	1	62
Kaya Balığı (<i>G. cobitis</i>)	1	34											1	34	0	0
Kaya Balığı (<i>Z. ophiocephalus</i>)					1	65							1	65	0	0
Mazak (<i>C. lastoviza</i>)					1	206							1	206	0	0
Mıgır (<i>C. conger</i>)											1	655	0	0	1	655
Mırmır (<i>L. mormyrus</i>)					1	42							1	42	0	0
Pisi (<i>L. bosci</i>)	1	18											1	18	0	0
Vatoz (<i>D. pastinica</i>)							1	360					0	0	1	360
Vatoz (<i>R. clavata</i>)							2	2170					0	0	2	2170
Genel Toplam	927	46600	878	35351	811	50511	622	42465	735	54215	549	45016	2473	151326	2049	122832

Tablo 2. Ağların hedef ve hedef dışı av verimleri (2 ve 3 numara ağların av verimleri hesaplanırken, 3 ağın ortalama av miktarı operasyon sayısına bölünerek elde edilmiştir).

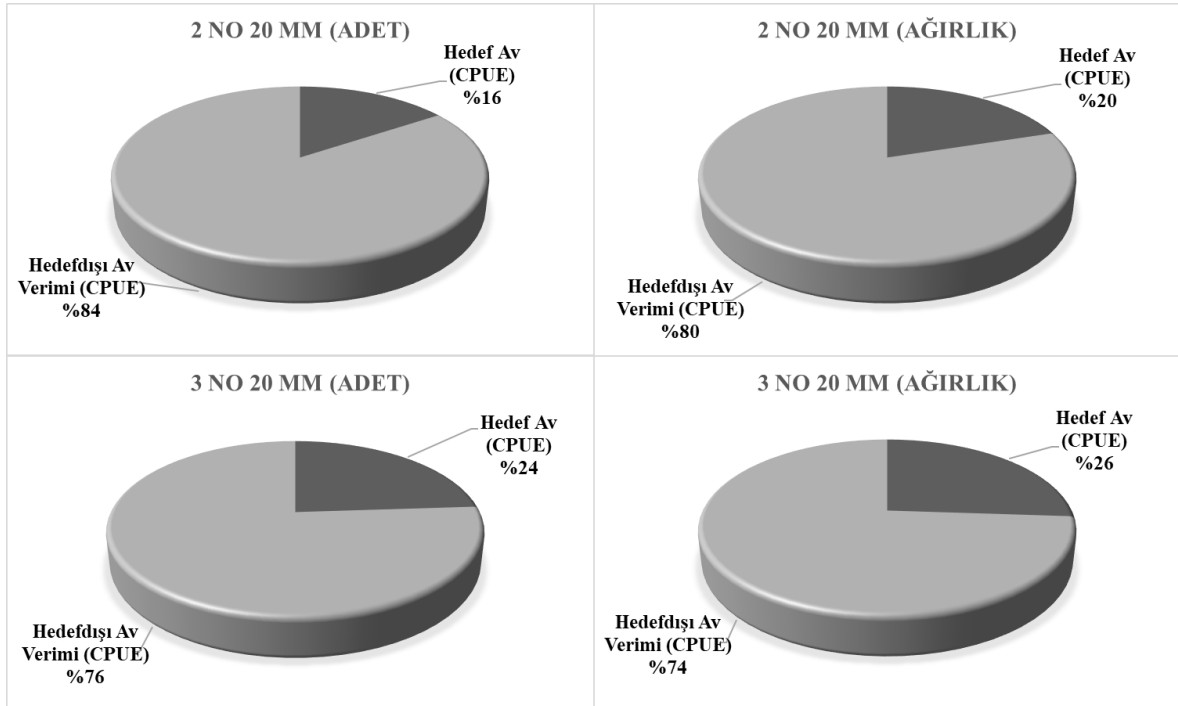
Ağ Tipi	Av	Toplam hedef av	Toplam hedef dışı av	Hedef av verimi	Hedef dışı av verimi
				(Posta başına av miktarı / Operasyon sayısı)	(Posta başına av miktarı / Operasyon sayısı)
18 2	Adet	163	764	2,8	13
	Ağırlık (g)	9562	37038	162,1	627,8
18 3	Adet	141	737	2,4	12
	Ağırlık (g)	7831	27520	132,7	466,4
20 2	Adet	127	684	2,15	11,6
	Ağırlık (g)	10140	40371	171,86	684,25
20 3	Adet	149	473	2,5	8
	Ağırlık (g)	11070	31395	187,6	532,1
22 2	Adet	136	599	2,3	10
	Ağırlık (g)	13360	40855	226,4	692,5
22 3	Adet	64	485	1,1	8,2
	Ağırlık (g)	7669	37347	130	633
2 No Toplam	Adet	426	2047	2,41	11,16
	Ağırlık (g)	33062	118264	186,79	668,16
3 No Toplam	Adet	354	1695	2	9,58
	Ağırlık (g)	26570	96262	150,113	543,853



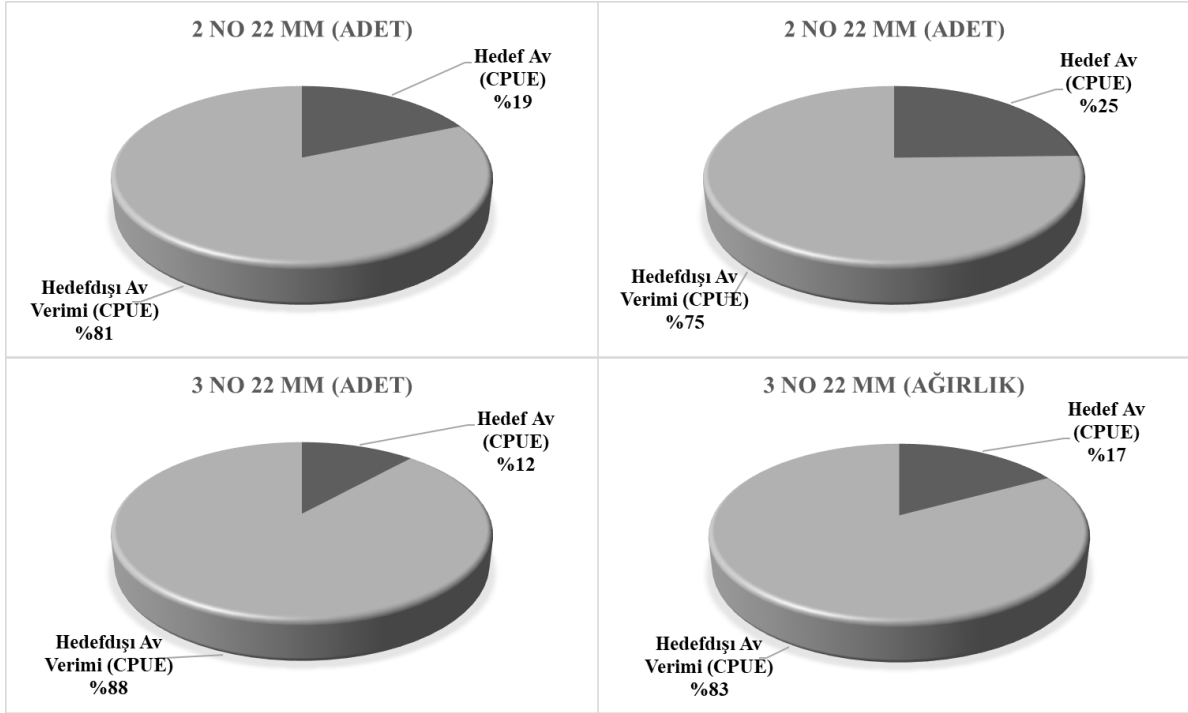
Şekil 8. 210d / 2 ve 3 numara ip kalınlığına sahip ağların hedef ve hedef dışı av verimleri.



Şekil 9. Farklı ip kalınlığında 18 mm göz genişliğine sahip ağların av verimleri.



Şekil 10. Farklı ip kalınlığında 20 mm göz genişliğine sahip ağların av verimleri.



Şekil 11. Farklı ip kalınlığında 22 mm göz genişliğine sahip ağların av verimleri.

Farklı ağ ip kalınlığında aynı göz genişliğine sahip ağlar arasında hedef ve hedef dışı av oranları karşılaştırıldığında, hedef avda 22 mm göz genişliğine sahip ağların yakaladığı balıkların adet ve ağırlıkları arasında istatistiksel fark bulunmuş ($P < 0,05$), diğer göz genişlikleri için fark bulunamamıştır. Hedef dışı avda da 20 mm göz genişliğine sahip ağlarda adet olarak fark bulunmuştur. Bu farklılıklar ince ip ve kalın ipin av farkına yansımış olabilir.

Denemelerde 210d/2 ve 210d/3 numara ip kalınlığına sahip ağlar için hedef tür olan Mullidae familyasına ait barbun ve tekir balıklarının av verimleri %17 olarak belirlenmiştir. İzmir Körfezinde yapılan bir çalışmada 210 d/2 numara ağlarda %28 olarak belirlenmiştir (Aydın vd., 2006). Çalışmalar arasındaki bu farklılığın mevsimsel ve bölgesel değişikliklerden kaynaklandığı düşünülmektedir. Daban ve İşmen (2020), Öztekin vd. (2016) Kuzey Ege kıyılarının önemli bir üreme alanı olduğunu ve yüksek kıyasal bioçeşitliliğe sahip olduğunu belirtmiştir. Kuzey Ege'de hedef tür haricinde tür çeşitliliği ve yoğunluğu fazla olduğundan hedef av oranının düşük çıkmasına neden olmuş olabilir.

Tablo 2 incelendiğinde en fazla hedef av 210 d / 2 numara 22 mm göz genişliğine sahip ağda gerçekleşmiş, en düşük hedef av ise 210 d / 3 numara 22 mm ağda gözlenmiştir. Bu miktarlar ağırlık olarak sırası ile 226,4 ve 130 g olarak gerçekleşmiştir. Bu değerler incelendiğinde balık fiyatları dikkate alınarak (birinci sınıf boya sahip tekir (20cm ve üzeri) 150 TL/kg) bir balıkçı teknesinin barbun avcılığında en az 5 - 10 kg her avda balık yakalaması gerekmektedir. Dolayısı ile bu değer dikkate alındığında balıkçı teknelerinin güvertesinde minimum 20 maksimum 30 posta ağ bulunmasının gerekli olduğunu ortaya çıkarmıştır.

Çalışmanın sonuçlarında 1 numara ip kalınlığı farkının (denye olarak) av veriminde 0,21 kat daha fazla etkili olduğu belirlenmiştir. Gelecekte ip kalınlığı ile yapılacak bilimsel çalışmalarda kalınlık farkının daha fazla olması, av verimi farkının daha net ortaya konmasına ve konunun tartışılmasına daha fazla yardımcı olacaktır.

TEŞEKKÜR

Yazarlar katkılarından dolayı Uğur Altınağaç, Uğur Özekinci ve Cahit Ceviz'e yazarlar teşekkürlerini sunar.

FİNANS

Bu çalışma Mustafa Bakırcı'nın yüksek lisans tezinin bir bölümünü içermekte olup TÜBİTAK-ÇAYDAG tarafından desteklenmiştir. Proje Numarası: 106Y021

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan etmektedir.

YAZAR KATKILARI

Çalışma kurgusu: AA, AÖ; Literatür taraması: MB, GEU; Veri analizi: AA; Makale yazımı: MB, GEU; Denetleme: AA, AÖ. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

ETİK ONAY BEYANI

Makalenin verilerinin temin edildiği 106Y021 numaralı TÜBİTAK projesi 2007 yılında kabul edilmiş olup bu tarihlerde Etik Kurul olmamasından dolayı Etik Kurul Onay beyanı alınmamıştır.

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Makalenin verileri TÜBİTAK 106Y021 numaralı projede bulunmaktadır.

KAYNAKLAR

- Antony, P.D., (1981). Visual constrat thresold in the cod *Godus morhua*. *Fish Biology*, 19, 87–103. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1981.tb05814.x>
- Aras, S. (2015). Sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758) avcılığında kullanılan galsama ağlarının seçiciliğine ip kalınlığının etkisinin araştırılması. [Yüksek Lisans Tezi, Munzur Üniversitesi.]
- Ayaz, A., İşmen, A., Altınağaç, U., Özekinci, U., Ayyıldız, H. (2008). Saroz körfezi dip uzatma ağlarının teknik özellikleri ve yapısal farklılıkları. *Journal of Fisheries Sciences*, 2(3), 499-505. <https://doi.org/10.3153/jfscom.mug.200746>
- Ayaz, A., İşmen, A., Özekinci, U., Altınağaç, U., Özen, Ö., Yığın, C.Ç., Cengiz, Ö., Ayyıldız, H. ve Öztekin, A. (2010). Kuzey Ege'de dip uzatma ağlarının seçiciliği ve hedef dışı av oranlarının belirlenmesi üzerine araştırmalar. TÜBİTAK 106Y021 nolu proje, Ankara.
- Ayaz A., Altınağaç U., Özekinci U., Özen Ö., Altın A., İşmen A., (2011). Effect of twine thickness on selectivity of gillnets for bogue, *Boops boops*, in Turkish waters. *Mediterranean Marine Science* 12 (2), 358-368. <https://doi.org/10.12681/mms.37>
- Aydın İ., Metin C., Gökçe G., (2006). Barbunya galsama ağlarında kullanılan poliamid monofilament ve multifilament ağ İpinin av kompozisyonuna olan etkisi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi* 23 (3-4), 285-289.
- Bahar, M. (2004). Galsama ağlarında barbunya balığı (*Mullus barbatus* Linnaeus,1758) seçiciliği. [Doktora Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi.]
- Balık, İ. ve Çubuk, H. (1998). Farklı donam faktörü ile donatılmış galsama ağlarının sudak balığı (*Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758) avcılığında av verimlerinin karşılaştırılması. 3. Doğu Anadolu Bölgesi Su Ürünleri Sempozyumu, Erzurum. 145-150.
- Balık, İ., Çubuk, H., (2001a). Sudak (*Stizostedion lucioperca* (L.)) ve kadife (*Tinca tinca* L.) balığı avcılığında galsama ağlarının av verimleri ve seçicilikleri üzerine donam faktörünün etkisi. *E. Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 18,149-154.
- Balık, İ., and Çubuk, H. (2001b). The Effect of net colours on effeciency monofilament gillnets for catching some fish species in Lake Beyşehir. *Turkish Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 1, 29-32.

- Bates, D. G. (2004). Human adaptive strategies: ecology, culture, and politics. 3 edition. Pearson, Boston.
- Cilasın, M. E., Öztekin, A., & Ayaz, A. (2015) Catching efficiency and catch composition of the trammel nets (marya nets) used in Çanakkale Region. *Adıyaman Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 5(2), 94-104
- Cui, G., Wardle, C. S., Glass, C. W., Johnstone, A. D. F., & Mojsiewicz, W. R. (1991). Light level thresholds for visual reaction of mackerel, *Scomber scombrus* L., to coloured monofilament nylon gillnet materials. *Fisheries Research*, 10(3-4), 255-263.
- Daban, I. B., & İşmen, A. (2020). Fish larvae assemblages of Gökçeada Island, North Aegean Sea: effect of weekly sampling interval on their incidences. *Turkish Journal of Zoology*, 44(2), 165-172. <https://doi.org/10.3906/zoo-1907-46>
- Dartay, M. (2011). Keban Baraj Gölü'nde kullanılan monofilament sade ağlarda av veriminin artırılmasına yönelik araştırmalar. [Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi.]
- Dickson, W. (1989). Cod gillnet simulation model. *Fisheries Research*, 7(1-2), 149-174. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(89\)90013-1](https://doi.org/10.1016/0165-7836(89)90013-1)
- Hamley, J. M. (1975). Review of gillnets selectivity. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 32, 1943-1969. <https://doi.org/10.1139/f75-233>
- Hansen, R.G., (1974). Effect of different filament diameters on the selective action of monofilament gill nets. *Transactions of the American Fisheries Society*, 2, 386-387. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1974\)103<386:EODFDO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1974)103<386:EODFDO>2.0.CO;2)
- Herrmann, B., & O'Neill, F. G. (2006). Theoretical study of the influence of twine thickness on haddock selectivity in diamond mesh cod-ends. *Fisheries Research*, 80(2-3), 221-229. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.04.008>
- Herrmann, B., Wienbeck, H., Moderhak, W., Stepputtis, D., & Krag, L. A. (2013). The influence of twine thickness, twine number and netting orientation on codend selectivity. *Fisheries Research*, 145, 22-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.002>
- Holst, R., Wileman, D., Madsen, N., (2002). The effect of twine thickness on the size selectivity and fishing power of Baltic cod gill nets. *Fisheries Research*, 56, 303-312. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00328-9](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00328-9)
- Hovgard, H., (1996). Effect of twine diameter on fishing power of experimental gill nets used in Greenland waters. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 53, 1014-1017. <https://doi.org/10.1139/f96-023>
- Hovgard, H., Lassen, H., (2000), Manual on estimation of selectivity for gillnet and longline gears in abundance surveys. *FAO Fisheries Technical Paper*, 397, 84.
- Kara, A. (2003). İzmir Körfezi'nde iri sardalya (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847) balığı avcılığında kullanılan multiflament galsama ağların seçiciliği. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 20 (1), 155-164.
- Kim, S., Lim, J., Lee, K., & Park, S. (2016). Effect of twine thickness on size-selectivity of driftnet for the yellow croaker *Larimichthys polyactis* in southwestern Sea of Korea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34(6), 1199-1208. <http://dx.doi.org/10.1007/s00343-016-5107-0>
- Kıyağa, V.B., (2008). Seyhan Baraj Gölü'nde Sudak (*Sander lucioperca* Bogustkaya & Naseka, 1996) avcılığında kullanılan monofilament sade uzatma ağlarının seçiciliğinin araştırılması. [Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi.]
- Kurkilathi, M., Rask, M. (1996). A comparative study of the usefulness and catchability of multimesh gill nets series in sampling of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.). *Fisheries Research*, 27, 243-260. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(95\)00463-7](https://doi.org/10.1016/0165-7836(95)00463-7)

- Kuşat, M. (1996). Eğridir Gölü'ndeki sudak balığı (*Stizostedion lucioperca* L., 1758) avcılığında kullanılan multifilament ve monofilament sade uzatma ağlarının av verimliliği üzerine bir araştırma. [Doktora Tezi, Ege Üniversitesi.]
- Laevastu, T., Favorite, F. (1988). Fishing and stock fluctuations, 240, Fishing Newsoks Ltd. England
- Millner, R.S. (1985). The use of anchored gill and tangle nets in the sea fisheries of England and Wales. *Fisheries Research*, 57, 1-27.
- O'Neill, F. G., Kynoch, R. J., Blackadder, L., Fryer, R. J., Eryaşar, A. R., Notti, E., & Sala, A. (2016). The influence of twine tenacity, thickness and bending stiffness on codend selectivity. *Fisheries Research*, 176, 94-99. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.12.012>
- Özdemir, S., Erdem, Y. (2006). Mono ve multifilament solungaç ağlarının farklı hava şartlarındaki av verimlerinin karşılaştırılması. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 18, 63-68.
- Özekinci, U., Beğburs, C. R., ve Tenekecioğlu, E. (2003). Keban Baraj Gölü'nde *Capoeta capoeta umbla* (Heckel, 1843) ve *Capoeta trutta* (Heckel, 1843) (Siraz Balığı) avcılığında kullanılan galsama ağlarının seçiciliklerinin araştırılması. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 20 (3-4), 473-479.
- Öztekin, A., Özekinci, U., & Daban, I. B. (2016). Length-weight relationships of 26 fish species caught by longline from the Gallipoli peninsula, Turkey (northern Aegean Sea). *Cahiers de Biologie Marine*, 57, 335-342.
- Öztekin, A., Özekinci, U., Ayaz, A., & Altınağaç, U. (2019). Çanakkale Bölgesi'nde kullanılan sardalye (*Sardina pilchardus* Walbaum, 1792) - gümüş (*Atherina boyeri* Risso, 1810) çapari takımlarında av kompozisyonunun belirlenmesi. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 9(1), 186-195. <https://doi.org/10.31466/kfbd.568015>
- Potter, P., Pawson, M.G., (1991). Gill netting. *Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Directorate of Fisheries Research, Laboratory Leaflet*, 69, 1-35.
- Turunen, T., (1996). The effects of twine thickness on the catchability of gillnets for pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L)). *Annales Zoologici Fennici*, 33, 621-625
- Uğur, G. E., & Öztekin, A. (2021). Determination of catch composition trotlines used in North Aegean Sea. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 23(1), 187-199. <https://doi.org/10.25092/baunfbed.847401>
- Yokota K., Fujimori Y., Shiode D., Tokai T., (2001). Effect of thin twine on gillnet size-selectivity analyzed with the direct estimation method. *Fisheries Science*, 67, 851-856. <https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2001.00332.x>

Ammothella longiocolata* (Arthropoda, Pycnogonida): A Sea Spider New For the Mediterranean Coast of Turkey**Ammothella longiocolata* (Arthropoda, Pycnogonida): Türkiye'nin Akdeniz Kıyıları İçin Yeni Bir Deniz Örümceği**Cengiz KOÇAK^{1,*}¹Department of Hydrobiology, Fisheries Faculty, Ege University, TR 35100, Bornova-İzmir, Türkiye.* Corresponding author: kocakcengiz@gmail.com

Received: 27.07.2021

Accepted: 15.11.2021

Published: 01.03.2022

How to Cite: Koçak, C. (2022). *Ammothella longiocolata* (Arthropoda, Pycnogonida): A Sea Spider New For the Mediterranean Coast of Turkey. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 076-080. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.975106>**Abstract:** Sampling studies on the Turkish Mediterranean coast revealed the presence of a species of Pycnogonida belonging to the genus *Ammothella*. This species is identified as *A. longiocolata* (Faraggiana, 1940). This is herein reported for the first time from the Fethiye Bay and Mediterranean coast of Turkey. Therefore, the record further extends the known distribution of *A. longiocolata* from the Aegean Sea to the Mediterranean coast of Turkey. A distribution map of the species in the Mediterranean Sea is provided, together with photographs of the species. This study is the only scientific report to date of the pycnogonids of the Fethiye Bay in Turkey.**Keywords**

- Pycnogonida
- *Ammothella longiocolata*
- Mediterranean coast of Turkey
- Mediterranean Sea
- Turkey

Özet: Fethiye Körfezi'nde yapılan örnekleme çalışmaları, *Ammothella* cinsine ait bir piknogonid türü olan *A. longiocolata* (Faraggiana, 1940)'nın varlığını ortaya koymuştur. *A. longiocolata*, Fethiye Körfezi'nden ve Türkiye'nin Akdeniz Kıyılarından ilk kez bu çalışmada rapor edilmektedir. Bundan dolayı, bu kayıt, türün bilinen dağılımını Ege Denizi'nden Türkiye'nin Akdeniz kıyılarına kadar genişletmektedir. Türün Akdeniz'deki dağılımı ve fotoğrafları çalışmada verilmiştir. Bu çalışma, bugüne kadar Türkiye'de Fethiye Körfezi piknogonidleri üzerine yapılmış tek çalışmadır.**Anahtar kelimeler**

- Pycnogonida
- *Ammothella longiocolata*
- Türk Akdeniz kıyıları
- Akdeniz
- Türkiye

1. INTRODUCTION

Pycnogonids form a small but interesting part of most bottom communities. They are a little-known group of strictly marine arthropods that occur from brackish estuaries with salinities as low as 20‰ to the oceans of the world, from intertidal zones to the deepest trenches (Child, 1992).

Ammothella longiocolata (Faraggiana, 1940) is endemic to the Mediterranean Sea. At least twelve studies are indicating the existence of the species in the region (Faraggiana, 1940; Stock, 1958; Krapp, 1973; Arnaud, 1987; Schüller, 1989; Chimenz et al., 1993; Munilla & Nieto, 1999; Vignoli et al., 2006; Kocak & Katagan, 2007; Krapp et al., 2008; Koçak, 2020).

To date, there is no record of pycnogonids from Fethiye Bay. An examination of pycnogonid specimens from Fethiye Bay on the Turkish coast of the Mediterranean Sea yielded one species of pycnogonid, *Ammothella longiocolata*, that is a new record for the Fethiye Bay and Mediterranean coast of Turkey.



2. MATERIALS and METHODS

By snorkeling, one male specimen of the species was collected from *Cystoseira* sp. facies in the upper infralittoral zone (1.5 m depth) of Dalyan Cove, Fethiye Bay (Mediterranean coast of Turkey) (Figure 1). The specimen was fixed in 5% formaldehyde, later rinsed with fresh water, and then preserved in 70% ethanol. The specimen was examined under a stereomicroscope. The following papers were used for the species identification: Faraggiana (1940), Krapp (1973), and Kocak and Katagan (2007). The specimen was deposited in the ESFM (Museum of the Faculty of Fisheries, Ege University, İzmir).

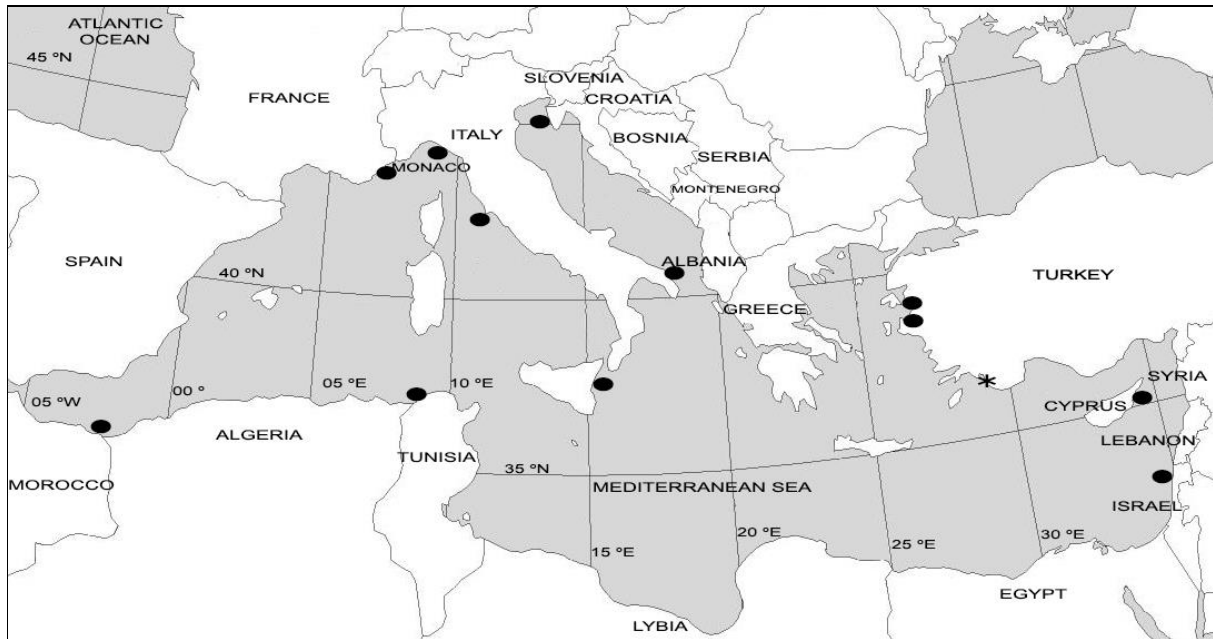


Figure 1. Distribution of *Ammothella longiocularata* (Faraggiana, 1940) in the Mediterranean Sea (filled circle), including the sampling area (asterisk).

3. RESULTS

3.1. Systematics

Class PYCNOGONIDA Latreille, 1810

Order PANTOPODA Gerstaecker, 1863

Family AMMOTHEIDAE Dohrn, 1881

Genus *Ammothella* Verrill, 1900

3.1.1. *Ammothella longiocularata* (Faraggiana, 1940) (Figures 2-3)

Material examined: 1 ♂, (EFSM-PYC/2018-1), Dalyan Cove (Fethiye Bay, Mediterranean coast of Turkey), 36°36'23"N, 29°01'52"E, *Cystoseira* sp., 1.5 m, 19 August 2018.

Measurements (mm): Trunk length (frontal margin of cephalic segment to tip of fourth lateral process), 0.86; Trunk width (across second lateral processes), 0.60; abdomen length, 0.34; proboscis length (in ventral view), 0.58 mm; Leg 3: coxa 1. 0.20 mm, coxa 2. 0.27 mm, coxa 3. 0.22 mm, femur. 0.57 mm, tibia 1. 0.62 mm, tibia 2. 0.61 mm, tarsus. 0.09 mm, propodus. 0.40 mm, main claw. 0.21 mm, auxiliary claw. 0.11 mm.

Remarks: The present specimen agrees well with the specimen given by Krapp (1973) and by Kocak & Katagan (2007). I noted only that the trunk length of the present specimen is slightly larger than those in Krapp's (1973) sample (0.84 mm in a male) and in Kocak and Katagan's (2007) sample (0.83 mm in male).

Worldwide Distribution: Mediterranean Sea.

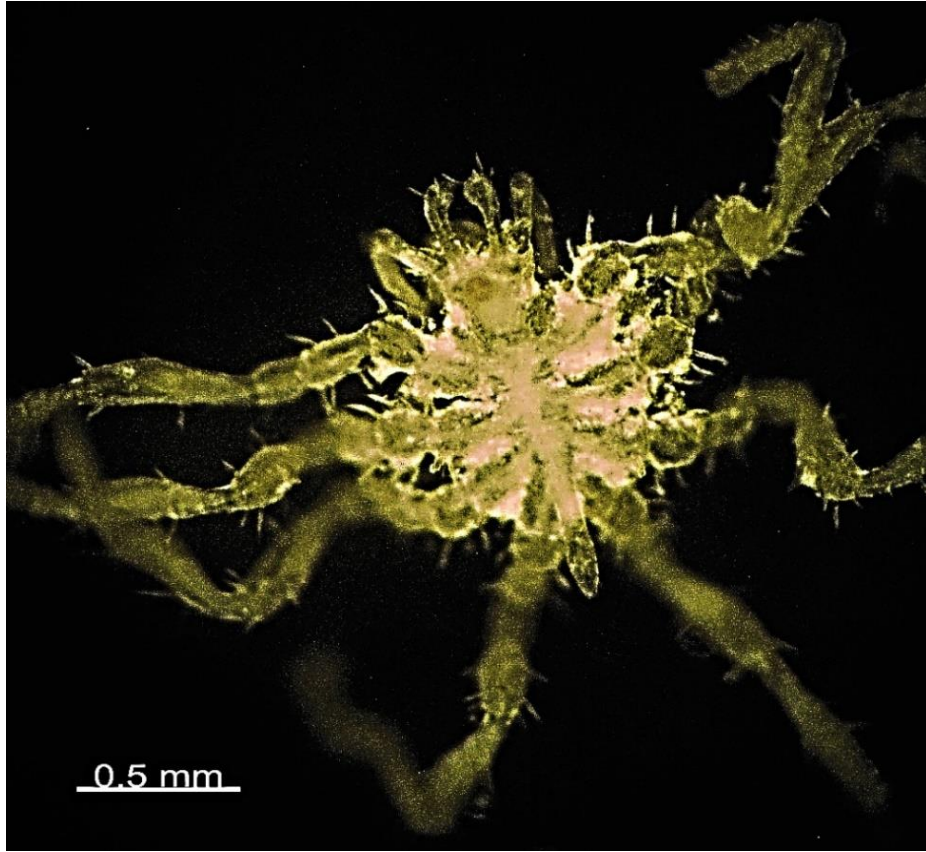


Figure 2. *Ammothella longiocolata* (Faraggiana, 1940), ♂, Fethiye Bay. Dorsal view.



Figure 3. *Ammothella longiocolata* (Faraggiana, 1940), ♂, Fethiye Bay. Left leg 3.

4. DISCUSSION

Ammothella longioculata is only known from the Mediterranean Sea. Spanish coast: Chafarinas Islands, Alboran Sea (Munilla & Nieto, 1999). French coast: Nice (Arnaud, 1987). Tunisian coast: Tabarka (Arnaud, 1987). Italian coast: Levanto, Ligurian Sea (Faraggiana, 1940); Isola Lachea (Krapp, 1973); Apulian coast (Chimenz, et al., 1993); Costa d'Argento (Vignoli et al., 2006). Croatian coast: Rovinj, north Adriatic (Schüller, 1989). Israel coast: Tantura (Stock, 1958). Northern Cypriot coast: Famagusta Bay (Kocak & Katagan, 2007); Turkish coast: Gencelli cove (Krapp et al., 2008); Urla, İzmir Bay (Koçak, 2020) (Figure 1).

Kocak (2015) stated that the number of pycnogonids known from the Mediterranean coast of Turkey was 8 species. In a later study, Ragkousis et al. (2020) recorded *Ammothella hilgendorfi* (Böhm, 1879) from the Mersin Bay. This record increased the total number of species to 9. The record of *A. longioculata* reported herein further raises the total number of known pycnogonids for the Mediterranean coast of Turkey to 10 species. To date, a total number of 30 pycnogonid species are found in Turkish waters. Thus, the reported 10 different species of pycnogonids in the Mediterranean coast of Turkey represent 33.3% of all known pycnogonid species.

This study is the only scientific report to date of the pycnogonids of the Fethiye Bay in Turkey. Therefore, it is believed that more samplings in the Fethiye Bay will result in a more accurate count pycnogonid species.

FUNDING

No financial support was received for the study.

CONFLICT of INTEREST

Author declare that there are no financial interests or personal relationships that may affect this work.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Single author.

ETHICAL STATEMENTS

Local Ethics Committee Approval was not obtained because experimental animals were not used in this study.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data sharing is not applicable for this article, as no new data was created or analyzed in this study.

REFERENCES

- Arnaud, F. (1987). Les pycnogonides (Chelicerata) de Méditerranée: Distribution écologique, bathymétrique et biogéographie. *Mésogée*, 47, 37–58.
- Child C.A. (1992). Shallow-water Pycnogonida of the Gulf of Mexico. *Memoirs of the Hourglass Cruises*, 9 (1), 1–86.
- Chimenz, C. Tosti, M. & Cottarelli, V., (1993). Taxonomical and ecological observations on Pycnogonida from Apulian coasts (Southern Italy). *Bollettino di Zoologia*, 60, 339–347.
- Faraggiana, R., (1940). Pantopodi del Mare Ligure. *Bollettino dei Musei di Zoologia e Anatomia Comparata di Torino*, 48, 145–158.
- Kocak, C. (2015). A checklist of the Pycnogonids (Arthropoda) from Turkish waters. *Acta Adriatica*, 56, 189–198.

- Koçak, C. (2020). The occurrence of *Ammothella longiocolata* (Faraggiana, 1940) (Arthropoda, Pycnogonida) in İzmir Bay (Aegean Sea, Turkey) and reported species from the bay. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(4), 373-378. <https://doi.org/10.12714/egejfas.37.4.08>
- Kocak, C. & Katağan, T. (2007). First record of *Ammothella longiocolata* (Faraggiana, 1940) (Pycnogonida, Ammotheidae) in the Cypriot coast (eastern Mediterranean). *JMBA2 Biodiversity Records*, 5875, 1-3.
- Krapp, F. (1973). Pycnogonida from Pantelleria and Catania, Sicily. *Beaufortia*, 21, 55–74.
- Krapp, F., Kocak, C. & Katagan, T. (2008). Pycnogonida (Arthropoda) from the eastern Mediterranean Sea with description of a new species of *Anoplodactylus*. *Zootaxa*, 1686, 57-68.
- Munilla, T. & Nieto, D. (1999). Littoral pycnogonids from the Chafarinas Islands (Alboran Sea, western Mediterranean). *Vie et Milieu*, 49, 155–161.
- Ragkousis, M., Abdelali, N., Azzurro, E., Badreddine, A., Bariche, M., Bitar, G., Crocetta, F., Denitto, F., Digenis, M., El Zrelli, R., Ergenler, A., Fortič, A., Gerovasileiou, V., Grimes, S., Katsanevakis, S., Koçak, C., Licchelli, C., Loudaros, E., Mastrototaro, F., Mavrič, B., Mavruk, S., Miliou, A., Montesanto, F., Ovalis, P., Pontes, M., Rabaoui, L., Sevingel, N., Spinelli A., et al. (2020). New Alien Mediterranean Biodiversity Records (October 2020). *Mediterranean Marine Science*, 21(3), 631-652. <https://doi.org/10.12681/mms.23673>
- Schüller, S. (1989). Die pantopodenfauna von Rovinj (Nördliche Adria) und der Jahreszyklus einiger Arten. *Bonner Zoologische Beiträge*, 40, 285–295.
- Stock, J.H. (1958). Pycnogonida from the Mediterranean coast of Israel. *Bulletin of the Research Council of Israel*, 7B, 137–142.
- Vignoli, V., Magari, V. & Bernini, F. (2006). Preliminary study on the pycnogonids associated to photophilous algae from the ‘Costa d’Argento’ (Southern Tuscany) (Arthropoda Pycnogonida). *Bollettino della Società Entomologica Italiana Genova*, 138, 3–8.
-

Effects of Thyme and Thyme Oil on Growth of White Shrimp, *Litopenaeus vannamei***Kekik ve Kekik Yağının Beyaz Karides Büyümesi Üzerine Etkileri, *Litopenaeus vannamei***

Mevlüt Aktaş¹, Münevver Ayçe Genç¹, Yasemin Bircan Yıldırım¹, Doğukan Kaya^{2,*},
Özlem Çalışıcı Narin¹, Ercüment Genç³

¹İskenderun Technical University, Faculty of Marine Science and Technology, Department of Aquaculture, 31200, İskenderun, Hatay, Türkiye

²Tokat Gaziosmanpaşa University, Agricultural Applications, and Research Center, Taşhıftlık Campus, Tokat, Türkiye

³Ankara University, Faculty of Agriculture, Department of Fisheries and Aquaculture Engineering, 06110, Dışkapı, Ankara, Türkiye

*Corresponding author: dogukan.kaya@gop.edu.tr

Received: 01.08.2021

Accepted: 22.09.2021

Published: 01.03.2022

How to Cite: Aktaş, M., Genç, M. A., Bircan Yıldırım, Y., Kaya D., Çalışıcı Narin, Ö. & Genç, E. (2022). Effects of thyme and thyme oil on the growth of white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 081-092. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.9756901>

Abstract: In this study, it was aimed to evaluate the effectiveness of different levels of thyme leaf and thyme oil as feed additives in white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture. In the experiment, five groups were formed as 1% and 2% thyme leaves (ThyL1% and ThyL2%), 0.5% and 1% thyme oil (ThyO0.5% and ThyO1%), and control group. Shrimps (6.67±1.52 g) were stocked at a stocking rate of 15 shrimp/250 L (100% water change day⁻¹) in a three-replications. At the end of the trial, the highest final body weight (14.90±2.77) and weight gain (8.22±0.72) were determined in the ThyO1% group and were statistically different compared to the control group (Final weight: 13.54±3.37, weight gain: 6.87±0.54) (p<0.05). While the best feed conversion ratio between the groups was similarly determined in the ThyO1% (2.59±0.92) group, there was no difference between the groups in terms of survival rates. Histological examination of hepatopancreatic tissues showed no difference in tissue morphology between the groups. Dry matter, crude protein, and crude ash contents did not differ significantly between the groups. The highest lipid content was found in the ThyO1% group (1.64) compared to the other groups (p<0.05). Saturated and unsaturated fatty acids composition values differed significantly for all groups. (p<0.05). As a result, it can be stated that 1% thyme oil added feed can be used as a growth promoter in white shrimp culture.

Keywords

- Aromatic plants
- fatty acids
- histology
- nutrition
- shrimp

Özet: The Bu çalışmada, beyaz karides (*Litopenaeus vannamei*) yetiştiriciliğinde yem katkı maddesi olarak kekik yaprağı ve kekik yağının farklı besin takviyesi düzeylerinin etkinliğinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Denemede, %1 ve %2 kekik yaprağı (ThyL1% ve ThyL2%), %0,5 ve %1 kekik yağı (ThyO0.5% ve ThyO1%) ve kontrol grubu olmak üzere beş grup oluşturulmuştur. Karidesler (6,67±1,52 g), üç tekerrürlü deneme düzeninde stoklama oranı 15 karides/250 L (günlük %100 su değişimi) olacak şekilde stoklanmıştır. Deneme sonunda, en yüksek final vücut ağırlığı (14,90±2,77) ve ağırlık artışı (8,22±0,72) ThyO1% grubunda belirlenmiş ve kontrol grubu (Final ağırlık: 13,54±3,37, ağırlık artışı: 6,87±0,54) ile karşılaştırıldığında istatistiksel olarak farklı bulunmuştur (p<0,05). Gruplar arasında en iyi yemden değerlendirme oranı benzer şekilde ThyO1% (2,59±0,92) grubunda belirlenirken, yaşama oranları bakımından gruplar arasında fark bulunmamıştır. Hepatopankreas dokularının histolojik incelemesi,

Anahtar kelimeler

- Aromatik bitkiler
- yağ asitleri
- histoloji
- beslenme
- karides



gruplar arasında doku morfolojisi açısından fark olmadığını göstermiştir. Kuru madde, ham protein ve ham kül içerikleri gruplar arasında önemli ölçüde farklılık göstermemiştir. En yüksek lipid içeriği ThyO1% grubunda (1,64) saptanmış ve diğer gruplarla karşılaştırıldığında istatistiki fark oluşturmuştur ($p<0.05$). Doymuş ve doymamış yağ asitleri kompozisyon değerleri tüm gruplar için anlamlı farklılık göstermiştir. ($p<0.05$). Sonuç olarak, %1 kekik yağı katkılı yemin beyaz karideslerde büyüme destekleyicisi olarak kullanılabilmesi ifade edilebilir.

1. INTRODUCTION

Artificial chemicals such as hormones and antibiotics have been used on growth promoters, disinfection, and other purposes in aquaculture (Jayaprakas et al., 1996; Citarasu, 2010). However, because of the residual and resistance effects, most of the hormones and antibiotics have been banned, limited, and not recommended for fish, mollusk, and crustacean culture. Therefore, new approaches have emerged which may be more effective in aquaculture applications. Natural food additives such as medicinal plants can be considered as an alternative tool to reduce or prevent the problems caused by infectious diseases in aquaculture (Zargar et al., 2019). Medicinal/aromatic plant applications in aquaculture practice can reduce the side effects of applying the synthetic compounds and the cost and also make it eco-friendly. Lamiaceae (Labiatae) plant family, as its most popular members with oregano, thyme and sage have attracted important attention (Burt, 2004). Thyme (*Thymus vulgaris*, Linnaeus) is rich in essential oils, widely used, and distributed in the world (Davis 1965). It is well known that thyme and its essential oil are consumed as food for humans. In addition to being consumed as food, the plant has been reported to promote various activities like appetite stimulation, growth promotion, immune stimulation, and have aphrodisiac and antimicrobial properties (Kroismayr et al., 2008; Windisch et al., 2008; Lee et al., 2009; Zheng et al., 2009; Tiihonen et al., 2010; Villeda, 2013). The essential oil of the thyme plant is the most known and used essential oil because of its antibacterial activity. Active substances such as carvacrol and thymol in this oil are effective on *Escherichia coli* and many other pathogenic microorganisms (Dorman and Deans, 2000). The use of thyme oil as a feed additive for poultry can provide many benefits such as weight gain, better feed conversion ratio, inhibition of intestinal pathogenic microorganisms, and enhancement of digestive enzymes activity (Sugiharto, 2016). However, there is limited research on aquaculture (Júnior et al., 2018; Valladão et al., 2019).

According to Food and Agricultural Organisation (FAO), global shrimp farming production currently reached 4.58 million tonnes, which could go up to 11-18 million tons in 2030 (FAO, 2016). The white shrimp (*Litopenaeus vannamei*, Boone, 1931) is one of the most widely cultured shrimps; represents over 50% all over the world. The shrimp culture industry could be assumable as a sector already entering its mature stage, but still needs development such as in feed, feeding strategy, and culture methods for sustainability. Therefore, the general objective of this study was to evaluate the efficacy of dietary supplemental different levels of thyme leaves and thyme oil as a feed additive in white shrimp.

2. MATERIAL and METHODS

2.1. Experimental animals, design and diet preparation

The experiment was carried out at the Research and Application Unit of the Faculty of Marine Sciences and Technology, Iskenderun Technical University, Iskenderun, Hatay, Turkey.

In the experiment, thyme leaf and thyme oil were added to the experimental diet in 2 different concentrations. Trial groups were constituted as 1% and 2% of thyme leaf (ThyL 1%, ThyL 2%), 0.5% and 1% of thyme oil (ThyO 0.5%, ThyO 1%) supplemented groups, and a control group were created to compare the effects of these plants.

Juvenile white shrimps (initial average weight of 6.67 ± 1.52 g) were stocked with three replicates per treatment tank (cylindrical R: 120 cm, h: 40 cm, water volume: 200 L) and the stocking rate 15 shrimps/tank (100% water exchange day⁻¹). The thyme (*Tyhmus vulgaris*) used in the experiment was freshly supplied (Talya Natural Products Ltd. Antalya, Turkey) and dried in the shade ($28 \pm 1^\circ\text{C}$ air temperature). The leaves were ground into a flour/powder in the feed machine (Lavion Grinder, Akse Ltd. Turkey). The thyme oil was obtained from the commercial firm (Talya Natural Products Ltd. Antalya, Turkey). Thyme leaf and thyme oil contents are shown in Table 1.

Table 1. The proximate contents of thyme oil.

Thyme leaf	
Raw materials	Average percentage (%)
Dry matter	8.82
Crude protein	5.01
Ether extract	3.14
Crude fibre	18.02
Ash	6.84
Thyme oil	
Compound	Average percentage (%)
Carvacrol	74.09
Linalool	5.46
Para Cymen	4.78
Gamma Terpinen	3.17
Beta Bisabolene	2.92
Thymol	2.87
Trans Caryophyllene	2.41
(+) Barneol	1.39
Alpha Pinen	1.00
Alpha Terpinen	14,24
Beta Myrcene	0.91

*Talya ® Herbal (Certificate of analysis 2017).

Experimental shrimp feed containing 37% of crude protein was used as a basal diet (Table 2). The thyme which was made into flour was mixed with 1% and 2% of the powdered feed, and then the feed was moistened (300 ml drinking water per 1 kg dry mixture) and made into dough. Feeds that were pelleted 2 mm in diameters from the kitchen-type pellet machine (Arcelik Ltd., Turkey) were dried in a fume cupboard ($28 \pm 1^\circ\text{C}$). For the 0.5% and 1% of thyme oil supplementation, commercial thyme oil was sprayed and mixed with dried powdered feed and pelletized in the method given before. The same protocol (without additives) was used for the control group diet. Shrimp were fed with the experimental diet twice a day (4% feeding rate).

2.2. Water quality and growth performance

Throughout the experimental period, salinity, temperature, dissolved oxygen, and pH were measured daily using a multi-parameter instrument (YSI® 556, YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA) at 10:00 hours in all tanks. Salinity, temperature, dissolved oxygen, and pH values varied between 19.4-21.2 ppt, $24.3-25.1^\circ\text{C}$, $6.92-7.23$ mg L⁻¹, and 7.8-8.3 respectively.

The following formulas were used in the calculation of growth parameters and survival rate.

Weight gain = (final weight – initial weight)

Specific growth rate (SGR, % day⁻¹) = $(\text{Ln}(\text{final weight}) - \text{Ln}(\text{initial weight}) / \text{duration}) \times 100$

Survival (%) = $100 \times (\text{final number of shrimp} / \text{initial number of shrimp})$

Feed conversion ratio (FCR) = live weight gain (g) / dry feed intake (g)

Table 2. Ingredients of the experimental feed and proximate analysis of diet (% dry matter).

	Control	ThyL 1%	ThyL 2%	ThyO 0.5%	ThyO 1%
	Ingredients %				
Fish meal	29	29	29	29	29
Soybean	12	12	12	12	12
Corn gluten	13	13	13	13	13
Wheat flour	36.3	35.3	34.3	35.8	35.3
Fish oil	3	3	3	3	3
Soy lecithin	2	2	2	2	2
Thyme leaf	0	1	2	0	0
Thyme oil	0	0	0	0.5	1
Vitamin's premix	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Mineral's premix	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Vitamin C	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cholesterol	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
Binder (guar gam)	3	3	3	3	3
Proximate analysis (%)					
Crude protein	36.93±0.31	36.98±0.21	37.03±0.20	36.95±0.28	36.90±0.25
Crude lipid	8.07±0.26	8.10±0.24	8.13±0.22	8.57±0.25	9.07±0.18
Crude ash	15.73±0.35	15.34±0.30	15.82±0.29	15.98±0.31	15.61±0.33

Vit amounts/453 g Vitamin Premix (Vit A: 325,000 USP Units, Vit D₃: 65 USP Units, Vit E: 32 USP Units, Vit K 793.65 mg, Vit B₁₂: 10.08 mg, Riboflavin: 3.250 mg, p-Panthenic acid: 15.600, Niacin: 19.500 mg, Cholin: 2.600 mg, Thiamine: 2.600 mg, Pridoxine Folic acid: 780 mg, Ascorbic acid: 87.100 mg Biotin: 40 mg, BHT: 2 mg, Inositol: 13. Minerals; Manganese 60 ppm, Zinc 50 ppm, Iron 40 ppm, Copper 4 ppm, Cobalt 0.5 ppm, Iodine 40 ppm, Selenium 0.4 ppm (Formulated and Packaged By Florida Aqua Farms Inc. Dade City, Florida).

2.3. Proximate and fatty acid analysis

At the end of the study shrimp proximate analysis; dry matter, crude ash, and protein were determined according to AOAC (1990). Lipid and fatty acid contents were freshly analyzed by Bligh and Dyer (1959) method. Samples placed in GC tubes were read in a GC device (Agilent Technologies 7820A GC System, USA) to determine the fatty acid contents of each sample represented the groups. Live weight measurements were made with a digital scale of 0.01 sensitivity to determine growth performance.

2.4. Total bacteria count and hepatopancreas histology

Two shrimps from each replicate were randomly sampled and anesthetized on ice for total bacteria counts and histological analysis. The decapitated shrimp samples (abdomen ~15 g) and the whole hepatopancreas and anterior part of intestine samples (~3 g) of shrimps were removed in aseptic condition. Samples were mixed and homogenized in sterile saline (NaCl 0.85%: 27 mL for ~3 g sample, 135 mL for ~15 g sample) as representative of each group (serially diluted from 10⁻¹ to 10⁻⁷ in sterile saline). Dilutions (0.1 mL) were spread on three replicates plate count agar (Difco™). Plates were incubated for 48 h at 36±1°C for the total aerobic bacteria counts (APC) (Okpala et al., 2014). The bacteria count results (means of triplicates) were given as conventional colony forming units (CFU g⁻¹) and also logarithm of CFU (Log CFU g⁻¹). The hepatopancreas samples were fixed in 4% buffered formaldehyde solution (1 cm³/20 ml). After dehydration with ethanol, the routine paraffine protocol was conducted. Blocked tissues were cut in 4-5 µm by a microtome (Thermo Shandon, Germany). Sections were stained with haematoxylin & eosin (H&E) and analyzed with a trinocular microscope (Leica CME, Germany) (Takashima and Hibiya, 1995; Roberts and Smail, 2004).

2.5. Statistical analysis

Statistical analysis was performed using SPSS package program (IBM, Statistics 17.0 for Windows). Analysis of variance (ANOVA) was used on shrimp performance parameters data to look at differences of thyme leaf and thyme oil groups. The 5% significance level was used for all tests.

3. RESULTS

3.1. Growth and Feed Utilization

The growth performance parameters of the groups are presented in Table 3. At the end of the experiment, the highest final body weight (14.90 ± 2.77 g) and weight gain (8.22 ± 0.72 g) were determined in the ThyO 1% group and statistically different when compared with the control group (FBW: 13.54 ± 3.37 g, WG: $6.87 \pm 0.54\%$) ($p < 0.05$). The best feed conversion ratio among the groups was similarly detected in the ThyO 1% group (2.59 ± 0.92), while the lowest survival rate was also determined in the ThyO 1% group as $86.45 \pm 3.85\%$ and the best survival rate was determined in the control group as $90.11 \pm 7.70\%$ ($p > 0.05$).

Table 3. Growth and feed utilization in white shrimp-fed test diets for 84 days.

	Control	ThyL 1%	ThyL 2%	ThyO 0.5%	ThyO 1%
IBW g	6.67 ± 1.72	6.66 ± 1.41	6.67 ± 1.57	6.66 ± 1.31	6.68 ± 1.61
FBW g	13.54 ± 3.37^a	13.44 ± 2.42^a	14.28 ± 2.84^{ab}	14.02 ± 2.21^{ab}	14.90 ± 2.77^b
WG g	6.87 ± 0.54^a	6.78 ± 0.44^a	7.61 ± 1.16^{ab}	7.36 ± 0.96^{ab}	8.22 ± 0.72^b
WG (%)	102.97 ± 8.3^a	102.01 ± 7.2^a	113.73 ± 16.9^{ab}	110.48 ± 14.9^{ab}	123.05 ± 10.8^b
SGR % day ⁻¹	0.84 ± 0.50^a	0.84 ± 0.45^a	0.90 ± 0.92^{ab}	0.89 ± 0.81^{ab}	0.95 ± 0.56^b
FCR	3.28 ± 0.42	3.36 ± 0.25	2.68 ± 0.56	2.71 ± 0.83	2.59 ± 0.92
SR %	90.11 ± 7.70	88.89 ± 7.70	86.67 ± 6.67	88.89 ± 7.70	86.45 ± 3.85

Values are means of triplicate groups \pm s.d. within a row, means with different letters are significantly different ($p < 0.05$). The absence of letters indicates no significant difference between treatments. IBW: initial body weight (g), FBW: final body weight (g), WG: percent weight gain (%), SGR: specific growth rate ($\% \text{ day}^{-1}$), FCR: feed conversion ratio, SR: survival rate (%).

3.2. Proximate compositions and fatty acids

The chemical composition of the basal diet and shrimps' carcasses are displayed in Table 4. Dry matter, crude protein, and crude ash contents were not significantly different among the groups. The highest lipid content was observed in the ThyO %1 group (1.64) and was different when compared to the other groups. According to the results of the analysis of fatty acids, the control group (except C16:1, n-7 Palmitoleate) were determined in higher values in terms of saturated fatty acid (C16:0 Palmitate n-hexadecanoate, C18:0 Stearate n-Octadecanoate) ($p < 0.05$). Similar results were also observed for unsaturated fatty acid values in this study. The fatty acid profile is shown in Table 5.

3.3. Microbiological and histological results

Total aerobic bacterial count (APC) was determined for edible parts (except the head, posterior intestine including the abdominal region), and hepatopancreas-anterior intestinal tract of tested shrimp. As a result of the evaluation, it was found that there was no significant difference between the groups. APC values of the consumable portion; control: $5.04 \pm 0.05 \log \text{ CFU g}^{-1}$ ($1.10 \pm 0.13 \times 10^6 \log \text{ CFU g}^{-1}$), ThyL 1%: $5.03 \pm 0.05 \log \text{ CFU g}^{-1}$ ($1.08 \pm 0.13 \times 10^6 \log \text{ CFU g}^{-1}$), ThyL 2%: $5.03 \pm 0.05 \log \text{ CFU g}^{-1}$ ($1.08 \pm 0.13 \times 10^6 \log \text{ CFU g}^{-1}$), ThyO 0.5%: $5.03 \pm 0.04 \log \text{ CFU g}^{-1}$ ($1.07 \pm 0.10 \times 10^6 \log \text{ CFU g}^{-1}$) and ThyO 1%: $5.01 \pm 0.03 \log \text{ CFU g}^{-1}$ ($1.03 \pm 0.08 \times 10^6 \log \text{ CFU g}^{-1}$). The ThyO 1% supplemented group's shrimp edible part APC value was found relatively low compared to the control group.

Table 4. Proximate composition (%) of the whole shrimp (triplicate composite samples of three shrimps fed with different supplemented experimental diets).

	Control	ThyL %1	ThyL %2	ThyO %0.5	ThyO %1
Dry matter	23.69	23.92	23.91	23.93	23.89
Crude protein	20.92	20.30	20.70	20.28	21.10
Lipid	1.52 ^b	1.46 ^a	1.45 ^a	1.44 ^a	1.64 ^c
Crude ash	1.61	1.69	1.69	1.70	1.66

Values are within a row means with different letters are significantly different ($p < 0.05$).

The absence of letters indicates no significant difference between treatments.

Table 5. Effect of thyme leaf and thyme oil on the fatty acid composition of shrimp.

	Fatty acids	Control	ThyL 1%	ThyL 2%	ThyO 0.5%	ThyO 1%
Saturated f.a.	C16:0	23.54±0.48 ^c	17.07±0.06 ^a	17.94±0.37 ^{ab}	17.40±0.46 ^{ab}	18.79±0.91 ^b
	C16:1, n-7	1.19±0.04	1.12±0.02	1.18±0.00	1.35±0.32	1.27±0.17
	C18:0	19.98±2.49 ^b	14.00±0.02 ^a	15.35±0.71 ^a	14.17±0.44 ^a	15.20±0.48 ^a
Unsaturated f.a.	C18:1, n-9c	18.55±0.06 ^c	14.19±0.43 ^a	15.33±0.38 ^{ab}	17.89±0.89 ^c	15.90±0.32 ^b
	C18:1, n-9t	5.66±0.19 ^b	4.24±0.03 ^a	4.14±0.16 ^a	4.76±0.75 ^{ab}	4.68±0.07 ^a
	C18:2, n-6c	5.18±0.03 ^b	4.05±0.12 ^{ab}	4.07±0.35 ^{ab}	4.81±1.04 ^{ab}	3.78±0.14 ^a
	C20:0	2.33±0.35 ^b	1.60±0.03 ^a	1.97±0.07 ^{ab}	1.93±0.29 ^{ab}	1.80±0.06 ^{ab}
	C20:2, n-6	1.94±0.26 ^b	1.38±0.02 ^a	1.51±0.09 ^a	1.58±0.21 ^{ab}	1.38±0.01 ^a
	C20:4, n-6	3.53±0.44 ^b	2.58±0.09 ^{ab}	2.49±0.11 ^a	3.01±0.68 ^{ab}	2.50±0.03 ^a
	C20:5, n-3	7.43±0.21 ^b	7.25±0.36 ^b	6.53±0.00 ^a	6.46±0.46 ^a	6.28±0.01 ^a
C22:6, n-3	9.08±0.63	9.97±0.06	9.51±0.56	9.80±2.24	9.30±0.58	

Values are means of triplicate groups±s.d. within a row means with different letters are significantly different ($p < 0.05$).

The absence of letters indicates no significant difference between treatments. **Saturated f.a.:** C16:0 Palmitate n-hexadecanoate, C16:1, n-7 Palmitoleate, C18:0 Stearate n-Octadecanoate, **Unsaturated f.a.:** C18:1, n-9 c, Oleic acid cis-9-octadecenoic acid ($\omega 9$), C18:1 n9 t Olaidic acid trans-9-octadecenoic acid, C18:2, n-6 c Linoleate ($\omega 6$), C20:0 Arachidic acid, C20:2, n-6 Eicosadienoic acid, C20:4, n-6 Arachidonate ($\omega 6$), C20:5, n-3 EPA (Eicosapentaenoic acid) ($\omega 3$), C22:6, n-3 DHA (Docosahexaenoic acid) ($\omega 3$).

APC values of hepatopancreas-anterior intestinal tract samples were determined as $7.45 \pm 0.02 \log \text{CFU g}^{-1}$ ($2.80 \pm 0.10 \times 10^7 \log \text{CFU g}^{-1}$) in the control group. ThyL 1%, ThyL 2%, ThyO 0.5% and ThyO 1% for APC values respectively; $7.47 \pm 0.02 \log \text{CFU g}^{-1}$ ($2.93 \pm 0.15 \times 10^7 \log \text{CFU g}^{-1}$), $7.46 \pm 0.04 \log \text{CFU g}^{-1}$ ($2.87 \pm 0.23 \times 10^7 \log \text{CFU g}^{-1}$), $7.47 \pm 0.05 \log \text{CFU g}^{-1}$ ($2.97 \pm 0.32 \times 10^7 \log \text{CFU g}^{-1}$) and $7.47 \pm 0.01 \log \text{CFU g}^{-1}$ ($2.97 \pm 0.06 \times 10^7 \log \text{CFU g}^{-1}$). These values were found to be slightly increased in all treatment groups compared to the control group.

At the end of the experiment, histological examination showed that there was no difference with regards to tissue morphology between the shrimp fed with thyme and thyme oil supplemented feed and the hepatopancreas tissues of the control group shrimp (Figure 1).

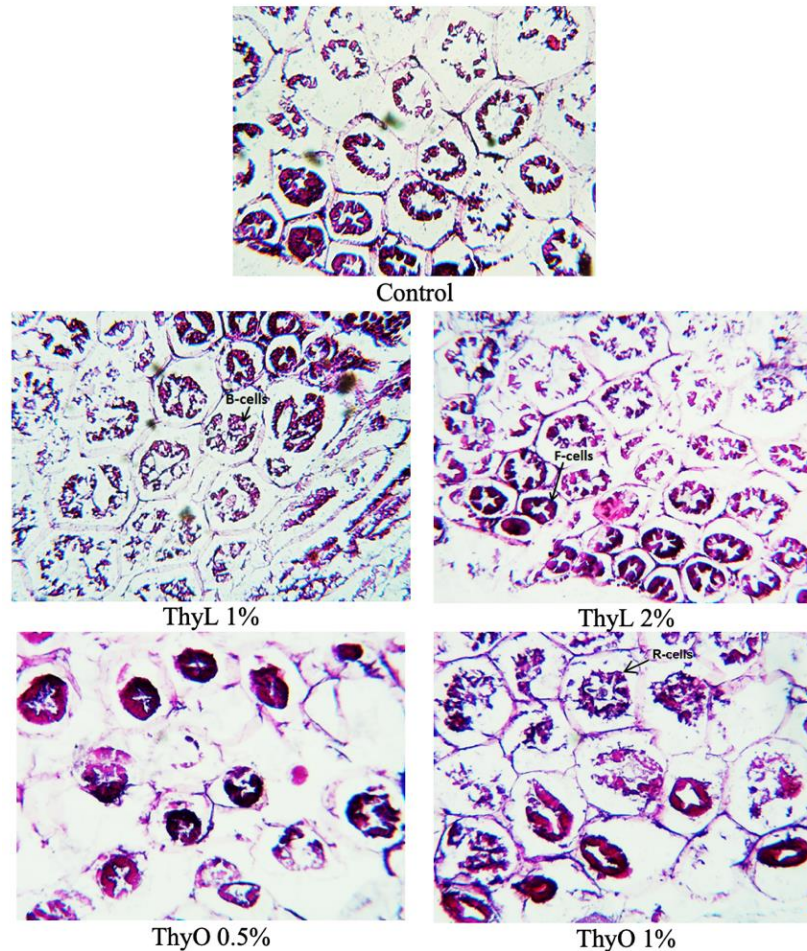


Figure 1. Histological sections hepatopancreatic tissues of *Litopenaeus vannamei*, fed on diets containing control, %1 thyme leaf wheat (ThyL 1%), %2 thyme leaf wheat (ThyL 2%), %0.5 thyme oil (ThyO 0.5%) and %1 thyme oil (ThyO 1%). The epithelial cells of lumen and tubule cells show normal morphology (large vacuole: B-cells; small vacuole: R-cells and basophilic non-vacuolated: F-cells), H&E x10.

4. DISCUSSION

Thyme essential oils are herbal products with important antimicrobial activity. Although this product has applications in terrestrial animals thanks to its positive effects on both the immune system and growth performance, there is limited information in aquaculture (Zargar et al., 2019). In the current study, the highest final body weight and weight gain were gained in the ThyO1% group compared to the control. It can be argued that the thyme oil improves the nutrient utilization of shrimp with better growth. Similarly, Zargar et al. (2019) stated that rainbow trout fed with the *Thymus vulgaris* essential oils at 0.5 ml/kg feed showed a better weight gain and specific growth rate. Sönmez et al. (2015) also recorded that the weight gain percentage of rainbow trout fed the diets containing thyme oils was significantly higher than that of the control group. There is only one study examining the effects of essential oils on growth in shrimp. Kim et al. (2011) investigated the effects of essential oils on the growth parameters of white shrimp in recirculating aquaculture systems. The researchers examined four experimental diets (commercial diet: control, phytoncyte oil, oregano oil, and fermented garlic liquid) with 0.62 g initial weight of shrimp (12 tanks 75 shrimp 500 L⁻¹ stocks) for 16 weeks (27.8±1°C, pH: 7.6±0.3, salinity: 15.5±0.3 ppt and oxygen: 6.1±0.3 g L⁻¹). They stated that the final weights of shrimp were between 21.9-23.6 g and there was no difference between the groups in terms of FCR and SGR, also the highest survival rate was 55.11% in the oregano oil group. Therefore,

it can be assumed that the content and amount of some essential oils used in the diet may not positively affect the growth performance.

In general, the results of previous studies have referred to the effects of medicinal aromatic plants on growth and healthy development in aquatic organisms. It is understood from the research that mainly the antimicrobial properties of thyme oil have been taken into account (Kroismayr et al., 2008; Windisch et al., 2008; Lee et al., 2009; Zheng et al., 2009; Tiihonen et al., 2010; Villeda, 2013). According to the growth results in the present study, shrimps fed with 1% thyme oil supplementation showed better growth compared with the control group. Because of its antimicrobial properties, thyme oil could make a limitation the development of pathogenic organisms in the digestive tract, and it could be suggested that the growth performance may also increase in this way.

Fatty acid analysis results of the control group (compared to the feed additives groups) in general were statistically better regarding the saturated and unsaturated fatty acid values. Although these results stated that the thyme leaf and thyme oil improved live weight gain, fatty acid composition slightly decreased statistically except for the C16:1, n-7 Palmitoleate C22:6, n-3 DHA (Docosahexaenoic acid). The omega-3 fatty acids C20:5, n-3 EPA (Eicosapentaenoic acid) were significantly higher in the control group and the ThyL 1% group than the other experimental groups ($p < 0.05$). As a result, it could be argued that there was no significant difference between the groups in terms of essential fatty acids, in other words, the thyme leaf and thyme oil additive was not effective in enriching the fatty acid composition.

Zeng et al. (2005) reported the total bacterial count for *Pandalus borealis* shrimp as 2.4×10^5 CFU g^{-1} (~ 5.38 log CFU g^{-1}), and Cadun et al. (2008), 5.76 log CFU g^{-1} for *Parapenaeus longirostris*. Additionally, Farajzadeh et al. (2016), reported that the total bacteria count of *Litopenaeus vannamei* as 2.5 log CFU g^{-1} (which was washed after the decapitation). The APC values obtained from this study (5.01-5.05 log CFU g^{-1}) were found similar to the international (1×10^6 CFU g^{-1}) and Japan (1×10^5 CFU g^{-1}) standards for the consumable shrimp (as $\sim 5-6$ log CFU g^{-1}).

About APC values of the digestive tract content, Zhang et al. (2011), reported the APC amount for *Penaeus japonicus* as 7.28 ± 0.09 log CFU shrimp $^{-1}$. Rengpipat et al. (1998) reported 10^7-10^8 CFU g^{-1} (7-8 log CFU g^{-1}) for *Penaeus monodon*. According to the references, intestinal total bacterial counts for *Litopenaeus vannamei*; Rengpipat et al. (2000), reported as 1.1×10^7 to 1.7×10^8 CFU g^{-1} ($\sim 7-8$ log CFU g^{-1}), Ziaei-Nejad et al. (2006), $1.0 \pm 0.1 \times 10^6$ CFU g^{-1} (6 log CFU g^{-1}) and Li et al (2009), 1×10^{10} CFU g^{-1} (10 log CFU g^{-1}). In the current study, the total bacterial count of the samples from the hepatopancreas-anterior intestine region for *Litopenaeus vannamei* (7.45-7.47 log CFU g^{-1}) was similar to the values reported in the references.

In conclusion, according to all data obtained, it can be stated that the feeding of white shrimp with thyme leaf and thyme oil added with 1% levels does not negatively affect the general health of the shrimps.

ACKNOWLEDGEMENT

This research was supported by Akuamaks Ltd. (Rabat Sokak 22/6 G.O.P, Cankaya, Ankara, Turkey) for the contribution of new aquaculture species in the aquaculture sector.

FUNDING

The authors declare that they have no funding sources.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that they have no conflict of interest.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Authors declare that they have equally contributed to the article.

ETHICAL STATEMENTS

All applicable international, national, and/or institutional guidelines for the care and use of animals were followed by the authors.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

Authors declare that the data is not available.

REFERENCES

- AOAC. (1990). Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists, 16th edn. Association of Official Analytical Chemists, Washington, DC, USA.
- Bligh, E. G., & Dyer, W. J. (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian journal of biochemistry and physiology*, 37(8), 911-917.
- Burt, S. (2004). Essential oils: their antibacterial properties and potential applications in foods a review. *International Journal of Food Microbiology*, 94, 223-253.
- Cadun, A., Kışla, D., & Çaklı, Ş. (2008). Marination of deep-water pink shrimp with rosemary extract and the determination of its shelf-life. *Food Chemistry*, 109(1), 81-87.
- Chakraborty, S. B., & Hancz, C. (2011). Application of phytochemicals as immunostimulant, antipathogenic and antistress agents in finfish culture. *Reviews in Aquaculture*, 3(3), 103-119.
- Citarasu, T. (2010). Herbal biomedicines: a new opportunity for aquaculture industry. *Aquaculture International*, 18(3), 403-414.
- Davis, P.H. (Ed.). 1965-1985. Flora of Turkey and the East Aegean Islands, vol.1-9. Edinburgh University Press, Edinburgh, UK.
- Dorman, H. J. D., & Deans, S. G. (2000). Antimicrobial agents from plants: antibacterial activity of plant volatile oils. *Journal of applied microbiology*, 88(2), 308-316.
- FAO. (2016). State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Food and Agriculture Organization Publications, Rome, 2016.
- Farajzadeh, F., Motamedzadegan, A., Shahidi, S. A., & Hamzeh, S. (2016). The effect of chitosan-gelatin coating on the quality of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) under refrigerated condition. *Food Control*, 67, 163-170.
- Jayaprakas, V., Sambhu, C., & Sunil Kumar, S. (1996). Effect of dietary L-carnitine on growth and reproductive performance of male *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Fishery Technology*, 33, 84-90.
- Júnior, O. T., Kuhn, F., Padilha, P. M., Nesi, C. N., Mestres, M., Dal Magro, J., & Castellví, S. D. L. (2018). Effect of microencapsulated thyme essential oil on white spot virus infected *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture international*, 26(6), 1459-1468.
- Kim, J. D., Nhut, T. M., Hai, T. N., & Ra, C. S. (2011). Effect of Dietary Essential Oils on Growth, Feed Utilization and Meat Yields of White Leg Shrimp *L. Vannamei*. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 24(8), 1136-1141.
- Kroismayr, A., Schedle, K., Sehm, J., Pfaffl, M. W., Plitzner, C., Foissy, H., Etle, T., Mayer, H., & Windisch, W. (2008). Effects of antimicrobial feed additives on gut microbiology and blood parameters of weaned piglets. *Bodenkultur*, 59(59), 111-120.

- Lee, S., Najiah, M., Wendy, W., & Nadirah, M. (2009). Chemical composition and antimicrobial activity of the essential oil of *Syzygium aromaticum* flower bud (Clove) against fish systemic bacteria isolated from aquaculture sites. *Frontiers of Agriculture in China*, 3(3), 332-336.
- Li, J., Tan, B., & Mai, K. (2009). Dietary probiotic *Bacillus* OJ and isomaltooligosaccharides influence the intestine microbial populations, immune responses and resistance to white spot syndrome virus in shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Aquaculture*, 291(1-2), 35-40.
- Okpala, C. O. R., Choo, W. S., & Dykes, G. A. (2014). Quality and shelf-life assessment of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) freshly harvested and stored on ice. *LWT-Food Science and Technology*, 55(1), 110-116.
- Rengpipat, S., Phianphak, W., Piyatiratitivorakul, S., & Menasveta, P. (1998). Effects of a probiotic bacterium on black tiger shrimp *Penaeus monodon* survival and growth. *Aquaculture*, 167(3-4), 301-313.
- Rengpipat, S., Rukpratanporn, S., Piyatiratitivorakul, S., & Menasaveta, P. (2000). Immunity enhancement in black tiger shrimp (*Penaeus monodon*) by a probiont bacterium (*Bacillus* S11). *Aquaculture*, 191(4), 271-288.
- Roberts, R. J., & Smail, D. A. (2004). Laboratory methods. In: *Fish Pathology*, 3rd edn (Roberts, R.J. ed.), pp. 380–412. W.B. Saunders, London.
- Sugiharto, S. (2016). Role of nutraceuticals in gut health and growth performance of poultry. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 15(2), 99-111.
- Sönmez, A. Y., Bilen, S., Alak, G., Hisar, O., Yanık, T., & Biswas, G. (2015). Growth performance and antioxidant enzyme activities in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) juveniles fed diets supplemented with sage, mint and thyme oils. *Fish physiology and biochemistry*, 41(1), 165-175.
- Takashima, F., & Hibiya, T. (1995). *An Atlas of Fish Histology Normal and Pathological Features*, 2nd edn. Kodansha Ltd., Tokyo, 195 pp.
- Tiihonen, K., Kettunen, H., Bento, M. H. L., Saarinen, M., Lahtinen, S., Ouwehand, A. C., Schulze, H., & Rautonen, N. (2010). The effect of feeding essential oils on broiler performance and gut microbiota. *British Poultry Science*, 51(3), 381-392.
- Valladão, G. M. R., Gallani, S. U., Kotzent, S., Assane, I. M., & Pilarski, F. (2019). Effects of dietary thyme essential oil on hemato-immunological indices, intestinal morphology, and microbiota of Nile tilapia. *Aquaculture international*, 27(2), 399-411.
- Villeda, C. (2013). Effect of dietary essential oils supplementation on growth performance, protein digestibility and digestive enzymes in juvenile gilthead seabream fed a low fishmeal diet. Doctoral dissertation. Universidade do Algarve.
- Windisch, W., Schedle, K., Plitzner, C., & Kroismayr, A. (2008). Use of phytogetic products as feed additives for swine and poultry. *Journal of animal science*, 86, E140-E148.
- Zargar, A., Rahimi-Afzal, Z., Soltani, E., Taheri Mirghaed, A., Ebrahimzadeh-Mousavi, H. A., Soltani, M., & Yuosefi, P. (2019). Growth performance, immune response and disease resistance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed *Thymus vulgaris* essential oils. *Aquaculture Research*, 50(11), 3097-3106.
- Zeng, Q. Z., Thorarinsdottir, K. A., & Olafsdottir, G. (2005). Quality changes of shrimp (*Pandalus borealis*) stored under different cooling conditions. *Journal of food science*, 70(7), 459-466.
- Zhang, Q., Tan, B., Mai, K., Zhang, W., Ma, H., Ai, Q., & Liufu, Z. (2011). Dietary administration of *Bacillus* (*B. licheniformis* and *B. subtilis*) and isomaltooligosaccharide influences the intestinal microflora, immunological parameters and resistance against *Vibrio alginolyticus* in shrimp, *Penaeus japonicus* (Decapoda: Penaeidae). *Aquaculture Research*, 42(7), 943-952.
- Zheng, Z. L., Tan, J. Y., Liu, H. Y., Zhou, X. H., Xiang, X., & Wang, K. Y. (2009). Evaluation of oregano essential oil (*Origanum heracleoticum* L.) on growth, antioxidant effect and resistance

against *Aeromonas hydrophila* in channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquaculture*, 292(3-4), 214-218.

Ziaei-Nejad, S., Rezaei, M. H., Takami, G. A., Lovett, D. L., Mirvaghefi, A. R., & Shakouri, M. (2006). The effect of *Bacillus* spp. bacteria used as probiotics on digestive enzyme activity, survival and growth in the Indian white shrimp *Fenneropenaeus indicus*. *Aquaculture*, 252(2-4), 516-524.

Çanakkale'nin Yenice ve Bayramiç İlçelerinde Su Ürünleri Tüketiminin Değerlendirilmesi

Evaluation of Seafood Consumption in Yenice and Bayramiç Districts of Çanakkale

Kahraman Selvi^{1*}, Burcu Kaya², Seda Özdikmenli Tepeli³, Gülcan Kandemir⁴

¹Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Yenice Meslek Yüksekokulu, Ormancılık Bölümü, Yenice, Çanakkale

²Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Gıda Mühendisliği Bölümü, Çanakkale

³Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Yenice Meslek Yüksekokulu, Veterinerlik Bölümü, Yenice, Çanakkale

⁴Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Yenice Meslek Yüksekokulu, Muhasebe ve Vergi Bölümü, Yenice, Çanakkale

*Sorumlu yazar: kahramanselvi@comu.edu.tr

Geliş: 04.09.2021

Kabul: 30.11.2021

Yayın: 01.03.2022

Alıntılama: Selvi, K., Kaya, B., Özdikmenli Tepeli, S. & Kandemir, G. (2022). Çanakkale'nin Yenice ve Bayramiç ilçelerinde su ürünleri tüketiminin değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 093-108. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.991184>

Özet: Bu çalışmada, Çanakkale'nin Yenice ve Bayramiç ilçelerinin demografik özelliklerine göre, su ürünleri tüketimini etkileyen faktörlerin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda, 2021 yılının Temmuz ayında basit tesadüfi örnekleme metodu kullanılarak, 320 (160+160) bireye yüz yüze anket uygulanmıştır. Sonuç olarak, her iki ilçedeki katılımcıların, balık fiyatlarının normal olduğunu belirtmesine rağmen, balık eti tüketim tercihinin diğer beyaz et ve kırmızı etten sonra geldiği saptanmıştır. Bununla birlikte balığın sıklıkla taze olarak tercih edildiği ve en çok sağlıklı olduğu için tüketildiği belirlenmiştir. İlçelerdeki balık tüketiminin en fazla sonbahar-kış mevsimlerinde ve ayda 1-3 kg olduğu, katılımcıların balık satın alma yerinin en çok pazar yeri olduğu ve pişirme metodu olarak en çok kızartmayı tercih ettiği belirlenmiştir. Yenice'deki katılımcılara göre (%19,4) yemesinin zor olması, Bayramiç'teki katılımcılara göre (%26,9) ise tadı ve kokusu, balık etinin tercih edilmemesindeki en önemli etken olarak tespit edilmiştir. Buna ilave olarak Yenice ve Bayramiç ilçelerinde tüketicilerin sırasıyla %35 ve %53,8 oranlarında balık haricindeki su ürünlerini tüketmediği tespit edilmiştir. Ayrıca her iki ilçe için en fazla tüketilen deniz balığı türü hamsi, en fazla tüketilen tatlı su balığı türü alabalık olarak belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler

- Bayramiç
- Yenice
- balık
- tüketim alışkanlığı
- anket

Abstract: This study aims to determine the factors that affect seafood consumption according to the demographic features of Yenice and Bayramiç. In this context, a face-to-face survey was applied in July 2021, to 320 (160 + 160) people using the simple random sampling method. Although the participants in both towns stated that the fish prices are normal, fish consumption preference comes after other white meat and red meat. However, it was found out that fish was often preferred fresh and mostly consumed for health issues. It was determined that the most consumptions of fish in this towns were in autumn-winter seasons and 1-3 kg in a month, the participants preferred the marketplace to buy their fish and frying as a cooking method. The most important reason why fish meat was not preferred in these towns was that it was difficult to eat fish in Yenice and their taste and smell in Bayramiç. It was concluded that consumers didn't eat seafood except for fish in Yenice and Bayramiç with the rate of 35.0% and 53.8% respectively. The most consumed sea fish species was anchovy, and freshwater fish species were trout according to our study.

Keywords

- Bayramiç
- Yenice
- fish
- consumption habits
- survey



1. GİRİŞ

Su ürünleri, her gelir seviyesindeki bireyin ulaşabilmesi ve besin içeriğindeki çeşitlilik nedeniyle öne çıkmaktadır. Esansiyel aminoasitler, yağ asitleri (omega-3, omega-6), mineraller (fosfor, kalsiyum, magnezyum, kükürt, potasyum, sodyum, iyot) ve vitaminlerin (A, D, E, K, B ve C) önemli kaynağı olduğundan, Dünya Sağlık Örgütü (DSÖ), günlük diyet içerisinde su ürünlerine, haftada en az iki kez yer verilmesi gerektiğini önermektedir (Atar ve Alçıçek, 2009; Bolat ve Cevher 2018; Dilek vd., 2019).

2017 verilerine göre yıllık kişi başına balık tüketimi gelişmiş ülkeler için 24,4 kg, gelişmekte olan ülkeler için 19,4 kg ve gelişmemiş ülkeler için ise 12,6 kg olarak açıklanmıştır. Ülkeler ve bölgeler arası kalıcı farklılıklar olmasına rağmen, dünyada kişi başı yıllık su ürünleri tüketim eğilimi ortalama 20,5 kg olarak tahmin edilmektedir (FAO, 2020). Bununla birlikte 2018 yılında Çin %35 ile su ürünleri üretiminde önemli paya sahipken, diğer Asya ülkeleri %34, Amerika %14, Avrupa %10 ve Afrika %7 paya sahiptir. Türkiye ise dünya su ürünleri üretiminde 42. sırada yer almaktadır (Anonim, 2020). Son 5 yılın TÜİK (2020) verilerine göre, Türkiye su ürünleri üretiminde en önemli artış %33,1 (836 bin 524 ton) ile 2019 yılında gerçekleşmiştir. Ancak bu değer 2020 yılında %6,1 azalarak 785 bin 811 ton olmuştur (TÜİK, 2021). 2020 yılında avcılık yoluyla yapılan toplam su ürünleri üretimi 364 bin 400 ton, yetiştiricilik ile gerçekleştirilen su ürünleri üretimi 421.411 ton olmuştur. Su ürünleri üretiminin %37,1 'ini avcılık yoluyla elde edilen deniz balıkları, %53,6 'sını yetiştiricilik ürünleri, %5'ini avcılık yoluyla elde edilen diğer deniz ürünleri ve %4,2 'sini avcılık yoluyla elde edilen iç su ürünleri oluşturmaktadır. Ülkemiz denizlerinde avlanabilir stok büyüklüğüne ulaşılmış olduğu ve avcılık yoluyla üretimi artırma potansiyelinin azaldığı bildirilmiş olup, bununla birlikte girdilerdeki (balık yemi, enerji ve petrol) maliyet artışının da önümüzdeki yıllarda balık yetiştiriciliği sektörünü olumsuz etkileyeceği düşünülmektedir (Anonim, 2020). Su ürünleri avcılığının ve yetiştiriciliğinin sürdürülebilir olması açısından iç sularımızın ve denizlerimizin kirlenmeye ve bozulmaya karşı korunması göz önünde bulundurularak, kişi başı tüketimin artırılmasına yönelik yayım çalışmalarının yapılması gerekmektedir.

Literatürde, Türkiye'nin farklı bölgelerinde (deniz veya göl kıyısı olan veya olmayan) yaşayan insanların, su ürünleri tüketim alışkanlıklarının belirlenmesine yönelik birçok çalışma yer almaktadır (Orhan ve Yüksel, 2010; Yüksel vd., 2011; Aydın ve Karadurmuş, 2013; Olgunoğlu vd., 2014; Abdikoğlu vd., 2015; Gözener vd., 2016; Bolat ve Cevher 2018; Akkuş, 2018; Selvi vd., 2019; Kılıç vd., 2019; Dilek vd., 2019; Karakaya, 2020; Karakulak vd., 2020; Genç vd. 2020; Kuşat ve Şahan, 2021). Yapılan çalışmalar, balık tüketim alışkanlıklarının bölgelere, demografik özelliklere ve su ürünleri tüketimine olan yaklaşımlara göre farklılık gösterdiği belirlenmiştir. Dolayısıyla su ürünleri tüketim yapısı ve alışkanlıkları ile ilgili araştırmaların gerek il gerekse ilçe bazında ayrı ayrı belirlenmesi ve tüketici tercihlerinin değerlendirilmesi önem arz etmektedir.

Çanakkale'nin Yenice ilçesinin toplam nüfusu, 2020 yılı verilerine göre 31.023 olarak belirtilmiştir (Anonim, 2021a). Kazdağlarının kuzey eteklerine kurulmuş olan ilçenin, Çanakkale il merkezine olan uzaklığı 95 km olup, denize kıyısı yoktur. Deniz seviyesinden yaklaşık 310 m yüksekte bulunan bölgede Akdeniz iklimi ile Karadeniz iklimi arasında geçiş iklimi hâkimdir (Anonim, 2021b). Yenice gibi Kazdağlarının eteklerinde kurulmuş olan Bayramiç ilçesinde ise toplam 29.302 kişi yaşamaktadır (Anonim, 2021a). Bayramiç ilçesinin Çanakkale il merkezine uzaklığı 75 km olup, denize kıyısı yoktur (Anonim, 2021c). Yenice ve Bayramiç ilçeleri Çanakkale merkezine en uzak kırsal yerleşim yerleri olduğundan denize uzaklığın, bölgedeki balık tüketimini olumsuz etkileyebileceği düşünülmektedir. Bu amaçla çalışmamızda, Çanakkale'nin Yenice ve Bayramiç ilçelerinde yaşayanların, demografik özelliklerine göre balık tüketimindeki öncelikleri, tüketmeme sebepleri, en çok tercih edilen türler, tüketim şekilleri ve satın alma sırasındaki tercihleri araştırılarak ilçeler arasında karşılaştırma yapılmıştır.

2. MATERYAL ve YÖNTEM

Oransal örnek hacmi formülünden yararlanılarak (Newbold, 1995), %95 güven aralığı ve örnek oranının %5 hata payı esas alınarak katılımcı sayısı belirlenmiştir. Anket soruları hazırlandıktan sonra bölgede pilot çalışma gerçekleştirilerek, uygulama sonucuna göre gerekli düzenlemeler yapıldıktan sonra çalışma gerçekleştirilmiştir.

Çalışmada Çanakkale ilinin, Bayramiç ve Yenice ilçelerinde bulunan toplam 320 tüketiciye anket yapılarak halkın demografik durumlarına göre balık tüketim alışkanlığı araştırılmıştır. Bunun için öncelikle tüm katılımcıların cinsiyet, yaş, öğrenim durumu, meslek, toplam gelir düzeyi, aile birey sayısı ve medeni hali gibi demografik etkenler belirlenmiştir.

$$n = \frac{N \cdot p \cdot q}{(N - 1)\sigma_p^2 + p \cdot q}$$

n = örnek büyüklüğü,

N = popülasyon büyüklüğü

p = tahmin oranı

q = 1-p

σ_p^2 = oran varyansı

Formüle göre; Yenice ve Bayramiç ilçelerinde toplam uygulanacak örnek sayısı 320 (160+160) olarak belirlenmiştir. Bu nedenle çalışmada Çanakkale İli'nin, Bayramiç ve Yenice ilçelerinde bulunan toplam 320 tüketiciye, 2021 yılının Temmuz ayında yüz yüze anket yapılmıştır. Çalışmada kullanılan ankette toplam 21 soru bulunmaktadır (Tablo 1). Katılımcılara yönlendirilen anket soruları Selvi vd. (2019), Kılıç vd. (2019), Dilek vd. (2019), Karakaya (2020) ve Kuşat ve Şahan (2021) çalışmalarından derlenmiştir. Elde edilen bulgular, MS Excel ve SPSS 20 programları kullanılarak sıklık ve yüzdeleri belirlenmiş, bazı soruların birlikte yorumlanmasında çapraz tablolar kullanılmıştır. Sorular arasında ilişki olup olmadığı ve tespit edilen ilişkinin değerlendirilmesinde, ki-kare istatistiksel analizi uygulanmış ve sonuçlar %95 güven aralığında değerlendirilmiştir.

Tablo 1. Anket soruları.

Cinsiyet:	1) Erkek	2) Kadın		
Yaş:	1) 20-29	2)30-39	3) 40-49	4) 50 yaş ve üzeri
Öğrenim Durumu:	1) İlköğretim	2) Lise	3) Ön lisans/Lisans	4) Lisansüstü
Meslek:	1) İşçi	2) Memur	3) Serbest Meslek	4) Çalışmıyor
Toplam Gelir Düzeyi:	12000 TL'den az	2) 2000-3500	3) 3500-5000	4) 5000 TL üzeri
Aile Birey Sayısı:	1) 1	2) 2	3) 3	4) 4 ve üzeri
Medeni Hali:	1) Evli	2) Bekar		
Et tüketim tercihi:	1) Balık eti	2) Beyaz et	3) Kırmızı et	4) Tüketmiyorum
Balık eti tüketme sıklığı:	1) Haftada Birkaç Kez	2) Ayda Birkaç Kez	3) Yılda Birkaç Kez	4)Tüketmiyorum
Balık eti tercih etmeme sebebi:	1) Pahalı Olması	2) Tadı/Kokusu	3)Yemesi Zor (Kılıçıklı vb.)	4) Sık Tüketirim
Aylık balık tüketim miktarı:	1) <1 kg	2) 1-3 kg	3) >4 kg	4) Tüketmiyorum
Balık eti tercih etme sebebi:	1) Sağlıklı olması	2) Lezzetli olması	3) Aile alışkanlığı	4) Tüketmiyorum
Deniz-tatlı su balığı tercihi:	1) Deniz balığı	2) Tatlı su balığı	3) Her ikisi de	4) Tüketmiyorum
En çok balık tükettiği mevsim:	1) İlkbahar-Yaz	2) Sonbahar-Kış	3) Her Mevsim	4) Tüketmiyorum
Balık tüketme biçimi:	1) Taze	2) Konserve	3)Diğer (Dondurulmuş vb.)	4) Tüketmiyorum
Balık pişirme yöntemi:	1) Kızartma	2) Izgara	3) Fırın	4) Tüketmiyorum
Su ürünleri tüketme alışkanlığı:	1) Midye	2) Karides	3) Ahtapot/Kalamar	4) Tüketmiyorum
Balık fiyatları hakkındaki görüşü:	1) Ucuz	2) Normal	3) Pahalı	4) Fikrim Yok
Balık satın alma üst limiti:	1) <25 TL	2) 25-50 TL	3) >50 TL	4) Tüketmiyorum
Balık satın alma kriteri:	1) Lezzetli olması	2) Ekonomik olması	3)Zahmetsiz temizlenmesi/pişirilmesi	4) Tüketmiyorum
Balığı satın alma yeri:	1)Balık hali veya pazar	2) Market	3)Kendim tutarım/oltacıardan alırım	4) Tüketmiyorum

3. BULGULAR

Çanakkale'nin Bayramiç ve Yenice ilçelerinde su ürünleri tüketim alışkanlıklarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen bu çalışmanın sonuçlarına göre; Bayramiç ilçesinde ankete katılan tüketicilerin %53,8 'inin erkek bireylerden, %46,3 'ünün kadın bireylerden oluştuğu; Yenice ilçesinde ise katılımcıların %51,9 'unun erkek, %48,1 'inin kadın olduğu belirlenmiştir (Tablo 2). Bayramiç ilçesinde ankete katılan tüketicilerin önemli bir bölümünün (%43,1) ön lisans veya lisans mezunu olduğu, Yenice ilçesinde ise katılımcıların büyük çoğunluğunun (%45,0) ilköğretim mezunu olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %49,4'ünün çalışmadığı, Yenice ilçesinde de %41,9 oranındaki katılımcının serbest meslek sahibi olduğu saptanmıştır. Buna ilave olarak, Bayramiç ilçesindeki katılımcıların gelir durumu en çok 3500-5000 TL, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise en çok 2000 TL ve 3500-5000 TL arasında değişiklik göstermektedir. Ayrıca Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %86,3'ü, Yenice ilçesindeki katılımcıların %80,6'sı evli iken, iki ilçedeki aile birey sayısının çoğunlukla 4 ve üzerinde olduğu belirlenmiştir.

Bayramiç ve Yenice ilçelerinde et tüketim tercihleri incelendiğinde ilk sırada tercih edilen et türünün beyaz et (balık eti dışında) olduğu belirlenmiştir (Tablo 3). Balık tüketim tercihinin ise her iki ilçede üçüncü sırada yer aldığı saptanmıştır. Buna rağmen Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %91,4'ünün, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise %94,4'ünün balık tükettiği tespit edilirken; Bayramiç ve Yenice ilçelerinde tüketicilerin, sırasıyla %8,8 ve %5,6 'sının balık tüketmediği tespit edilmiştir (Tablo 3). Bayramiç ilçesindeki balık tüketmeyen katılımcıların %26,9'u tüketmeme sebebinin, balığın tat ve kokusundan kaynaklı olduğunu bildirmiştir. Buna karşın Yenice ilçesinde katılımcıların %19,4'ü balık tüketmeme sebebinin, yeme zorluğu olarak belirtmiştir. İlçeler arasında belirlenen bu farkın istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır ($p<0,05$).

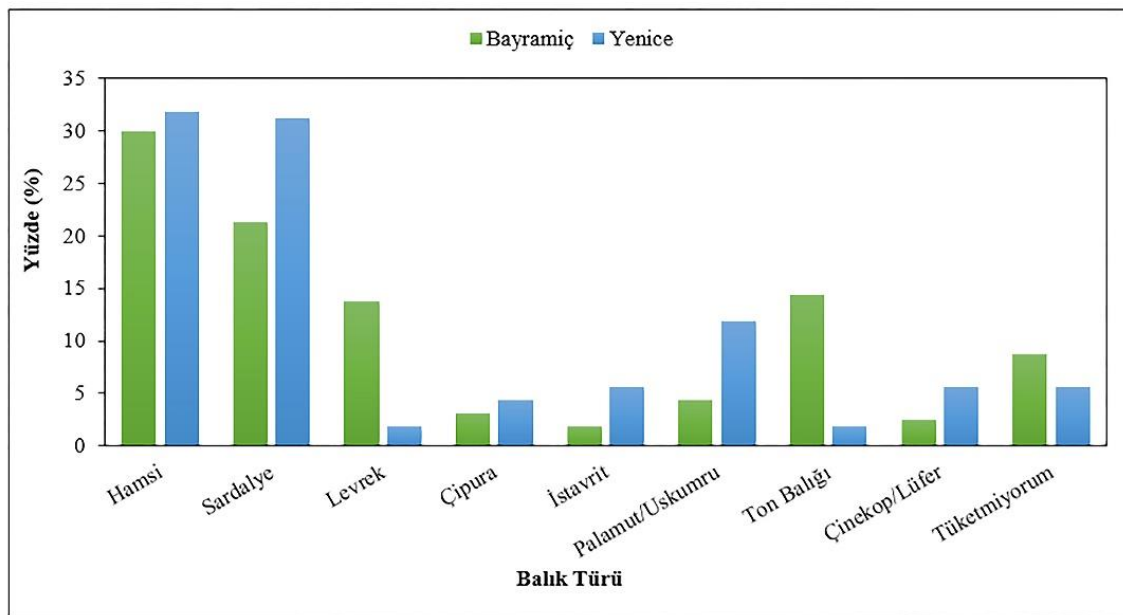
Çalışmada balık tüketen katılımcıların çoğunluğunun haftada birkaç kez balık tükettiği belirlenmiştir (Tablo 3). Her iki ilçede aylık kişi başı balık tüketim miktarının 1-3 kg arasında değiştiği belirlenmiştir. Her iki ilçede katılımcılar balık tüketmedeki en önemli nedeninin sağlıklı olması, ikinci önemli nedeninin ise lezzetli olması olarak ifade etmişlerdir. Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %37,5'i, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise %31,9'u deniz ve tatlı su balıklarının her ikisini de tercih ettikleri saptanmıştır. Bayramiç ilçesindeki katılımcılar deniz balığı olarak ilk sırada (%30,0) hamsiyi tercih ederken, ikinci sırada (%21,3) sardalyeyi tercih etmektedir (Şekil 1). Yenice'de ise hamsi (%31,9) ve sardalye (%31,3) tüketen katılımcı oranı birbirine benzerdir. İlçeler arasında tüketilen deniz balığı tercihinin istatistiksel açıdan önemli düzeyde farklı olduğu saptanmıştır ($p<0,05$). Her iki ilçedeki katılımcıların en çok tercih ettiği tatlı su balığı ise alabalıktır (Şekil 2).

İlçelerdeki katılımcıların, en çok sonbahar-kış mevsiminde (Bayramiç %51,3; Yenice %62,5) balık tükettikleri saptanmıştır (Tablo 3). Bayramiç ilçesindeki tüketicilerin %73,8 'i, Yenice ilçesindeki tüketicilerin %90,6 'sı balık tüketme biçiminin taze olduğunu ifade etmiştir. İstatistiksel açıdan balık tüketme biçimi ilçeler arasında önemli düzeyde farklılık göstermiştir ($p<0,05$). Bunun yanı sıra her iki ilçe balık pişirme yönteminde en çok kızartma yöntemini tercih etmektedir. Ayrıca yapılan anket çalışması ile katılımcıların balık dışında en çok tükettiği su ürününün midye olduğu saptanmıştır (Bayramiç %38,8; Yenice %26,9).

İlçelerdeki balık satın alma durumu değerlendirildiğinde, ankete katılan katılımcıların çoğunluğu balık fiyatlarının normal olduğu görüşündedir (Bayramiç %50,6; Yenice %56,9) (Tablo 4). Ancak her iki ilçenin balık satın alma limitinin farklı olduğu saptanmıştır. İlçeler arasındaki satın alma üst limiti istatistiksel açıdan farklılık göstermektedir ($p<0,05$). Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %39,4'ü balık satın alma limitini 25 TL altında, Yenice ilçesindeki katılımcıların %43,1'i ise 25-50 TL arasında belirlemiştir. Her iki ilçedeki katılımcılar en önemli balık satın alma kriterinin, lezzet olduğunu ifade etmiştir. Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %72,5'i balığı, balık hali ya da pazardan alırken, Yenice ilçesinde bu oran (%91,3) daha yüksektir ($p<0,05$).

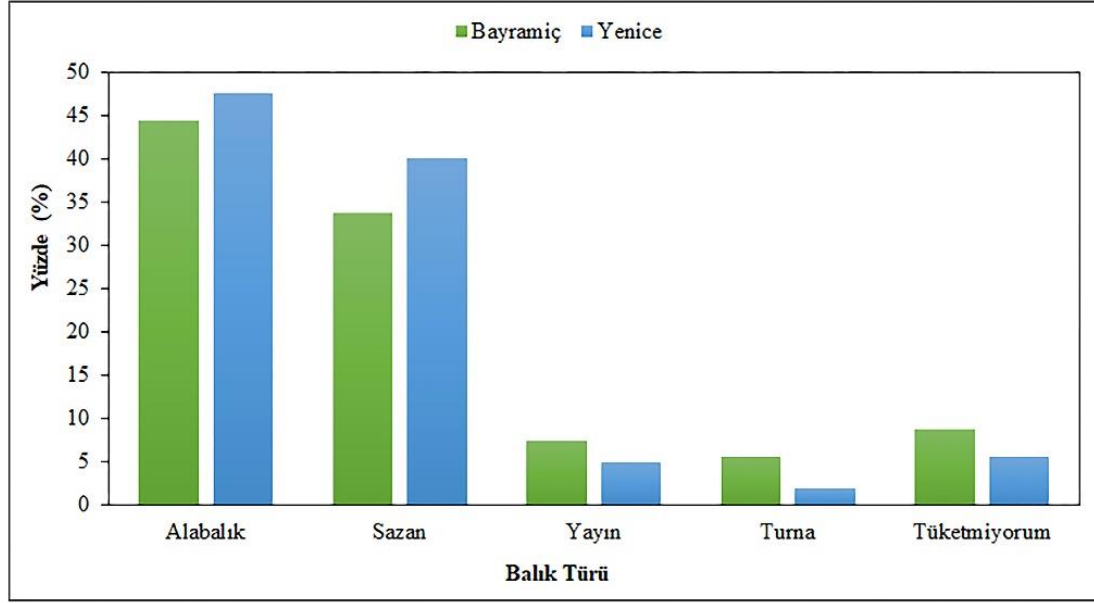
Tablo 2. Demografik Etkenler.

Değişkenler	Değişkenler	Bayramiç		Yenice	
		n	%	n	%
Cinsiyet	Erkek	86	53,8	83	51,9
	Kadın	74	46,3	77	48,1
Yaş	20-29	60	37,5	38	23,8
	30-39	51	31,9	61	38,1
	40-49	34	21,3	38	23,8
	50 yaş ve üstü	15	9,4	23	14,4
Öğrenim Durumu	İlköğretim	30	18,8	72	45,0
	Lise	58	36,3	56	35,0
	Ön lisans/Lisans	69	43,1	29	18,1
	Lisansüstü	3	1,9	3	1,9
Meslek	İşçi	46	28,8	26	16,3
	Memur	13	8,1	6	3,8
	Serbest Meslek	22	13,8	67	41,9
	Çalışmıyor	79	49,4	61	38,1
Toplam Gelir Düzeyi	2000 TL'den az	30	18,8	49	30,6
	2000-3500 TL	32	20,0	39	24,4
	3500-5000 TL	76	47,5	49	30,6
	5000 TL üzeri	22	13,8	23	14,4
Aile Birey Sayısı	1	22	13,8	31	19,4
	2	5	3,1	13	8,1
	3	45	28,1	25	15,6
	4 ve üzeri	88	55,0	91	56,9
Medeni Hali	Bekar	22	13,8	31	19,4
	Evli	138	86,3	129	80,6

**Şekil 1.** Katılımcıların tercih ettiği deniz balığı.

Tablo 3. Katılımcıların su ürünleri tüketim tercihleri.

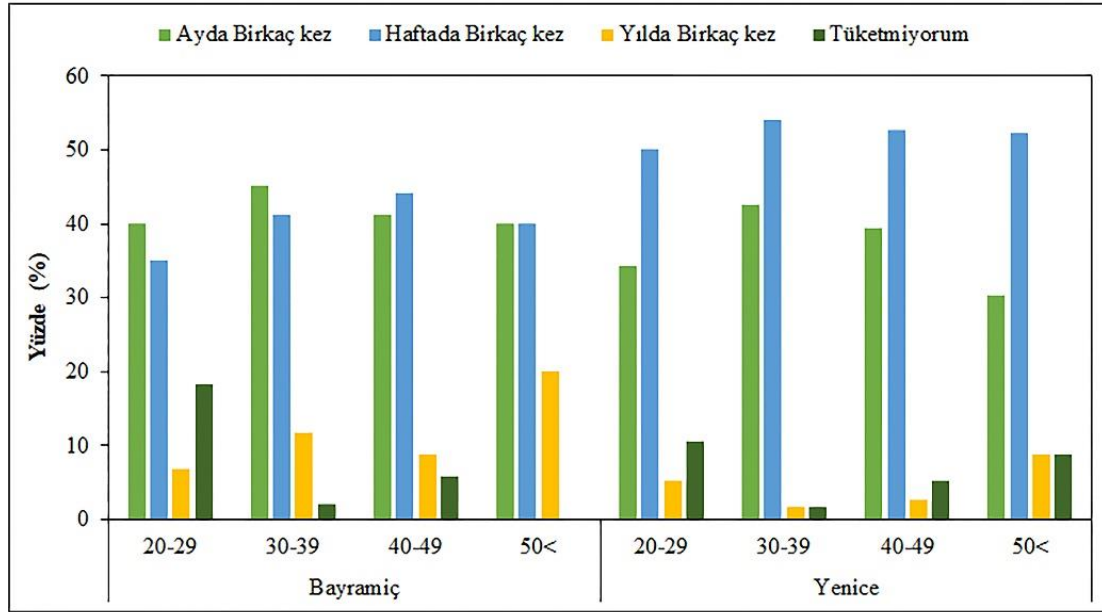
Değişkenler	Bayramiç		Yenice		
	n	%	n	%	
Et tüketim tercihi	Balık eti	17	10,6	17	10,6
	Beyaz et (Balık eti dışında)	86	53,8	99	61,9
	Kırmızı et	51	31,9	40	25,0
	Tüketmiyorum	6	3,8	4	2,5
Balık eti tüketme sıklığı	Haftada Birkaç kez	63	39,4	84	52,5
	Ayda Birkaç kez	67	41,9	61	38,1
	Yılda Birkaç kez	16	10	6	3,8
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Balık eti tercih etmeme sebebi	Pahalı Olması	37	23,1	25	15,6
	Tadı/kokusu	43	26,9	20	12,5
	Yemesi zor (kılçıklı, vb.)	17	10,6	31	19,4
	Sık tüketirim	63	39,4	84	52,5
Aylık balık tüketim miktarı	<1 kg	26	16,3	5	3,1
	1-3 kg	86	53,8	83	51,9
	>4 kg	34	21,3	63	39,4
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Balık eti tercih etme sebebi	Sağlıklı olması	66	41,3	81	50,6
	Lezzetli olması	58	36,3	45	28,1
	Aile alışkanlığı	22	13,8	25	15,6
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Deniz-tatlı su balığı tercihi	Deniz balığı	44	27,5	88	55
	Tatlı su balığı	42	26,3	12	7,5
	Her ikisi de	60	37,5	51	31,9
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
En çok balık tükettiği mevsim	İlkbahar-Yaz	49	30,6	50	31,3
	Sonbahar-Kış	82	51,3	100	62,5
	Her Mevsim	15	9,4	1	0,6
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Balık tüketme biçimi	Taze	118	73,8	145	90,6
	Konserve	12	7,5	2	1,3
	Diğer (Dondurulmuş, vb.)	16	10	4	2,5
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Balık pişirme yöntemi	Kızartma	72	45	89	55,6
	Izgara	62	38,8	49	30,6
	Fırın	12	7,5	13	8,1
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Su ürünleri tüketme alışkanlığı	Midye	62	38,8	43	26,9
	Karides	30	18,8	15	9,4
	Ahtapot/Kalamar	12	7,5	16	10
	Tüketmiyorum	56	35	86	53,8



Şekil 2. Katılımcıların tercih ettiği tatlı su balığı.

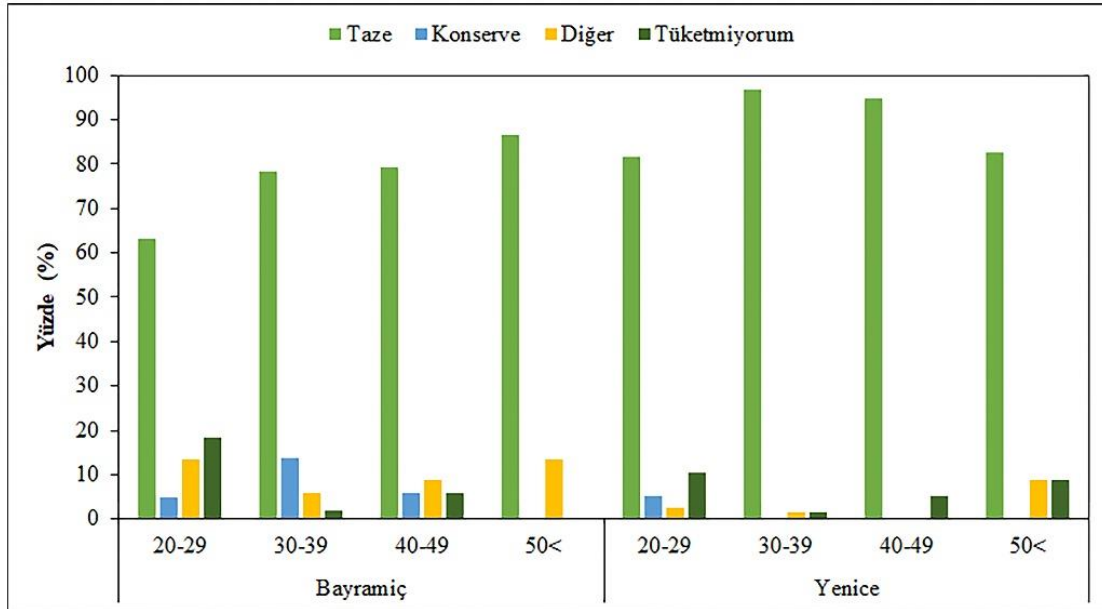
Tablo 4. Katılımcıların balık satın alma durumu.

Değişkenler		Bayramiç		Yenice	
		n	%	n	%
Balık fiyatları hakkındaki görüş	Ucuz	19	11,9	10	6,3
	Normal	81	50,6	91	56,9
	Pahalı	38	23,8	41	25,6
	Fikrim yok	22	13,8	18	11,3
Balık satın alma üst limiti	<25 TL	63	39,4	82	51,3
	25-50 TL	82	51,3	69	43,1
	>50 TL	1	0,6	0	0
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Balık satın alma kriteri	Lezzetli olması	74	46,3	86	53,8
	Ekonomik olması	55	34,4	34	21,3
	Zahmetsiz temizlenmesi/pişirilebilmesi	17	10,6	31	19,4
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6
Balığı satın alma yeri	Balık hali veya pazar	116	72,5	146	91,3
	Market	18	11,3	1	0,6
	Kendim tutarım veya oltacıardan alırım	12	7,5	4	2,5
	Tüketmiyorum	14	8,8	9	5,6



Şekil 3. Katılımcıların yaşlarına göre balık tüketim sıklığı.

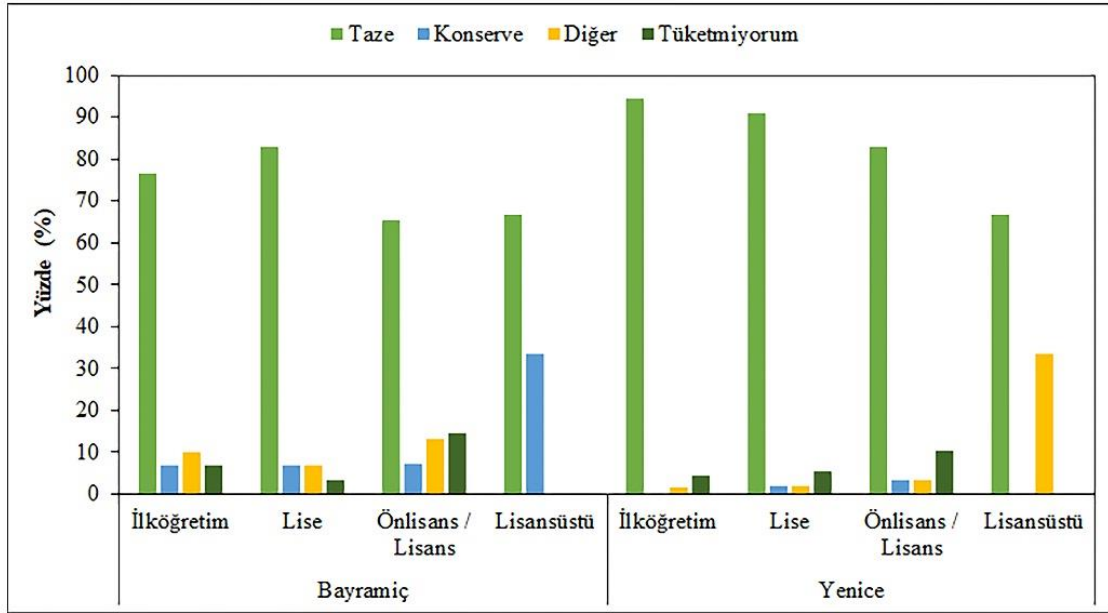
Her iki ilçedeki farklı yaş gruplarının balık tüketim sıklığı incelendiğinde, ayda birkaç kez balık tüketen katılımcıların çoğunluğunun her iki ilçe içinde 30-39 yaş aralığında olduğu belirlenmiştir. Bayramiç ilçesinde haftada birkaç kez balık tüketen katılımcıların en çok 40-49 yaş aralığında, Yenice ilçesinde ise 30-39 yaş aralığında olduğu saptanmıştır (Şekil 3). İlçeler arasında belirlenen oransal farklılık istatistiksel olarak önemlidir ($p < 0,05$).



Şekil 4. Katılımcıların yaş gruplarına göre balık tüketme şekli.

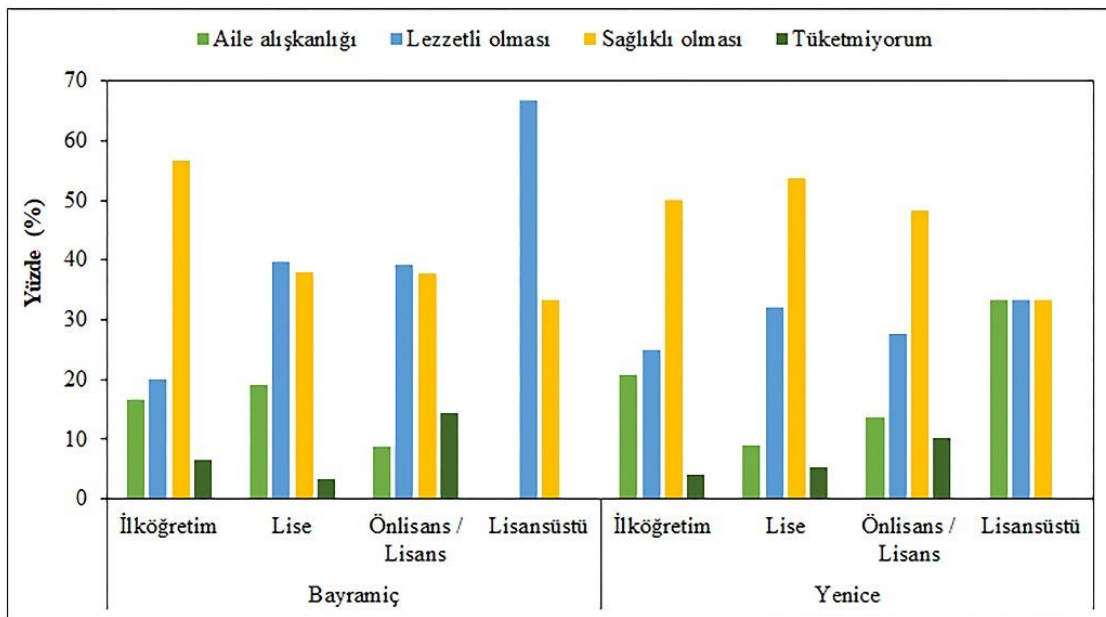
Konserve olarak balık tüketme şekli Bayramiç ve Yenice ilçelerinde, 20-29 yaş aralığındaki katılımcıların oranı benzerdir. Ancak aynı yaş aralığında balığı taze olarak tüketenlerin oranı Yenice'de %81,58 ve Bayramiç'te %63,33'tür. Bayramiç'te bu yaş aralığındaki katılımcıların %13,33'ü balığı diğer şekillerde (dondurulmuş, tuzlanmış, vb.) tükettiğini ifade etmişlerdir (Şekil 4). Balık tüketme şekli taze olan katılımcıların oranı Bayramiç ilçesinde en çok 50 yaş ve üzeri

(%86,677), Yenice ilçesinde ise en çok 30-39 yaş aralığındadır (%96,72). Bununla birlikte ilçeler arasındaki fark istatistiksel açıdan önemlidir ($p<0,05$).



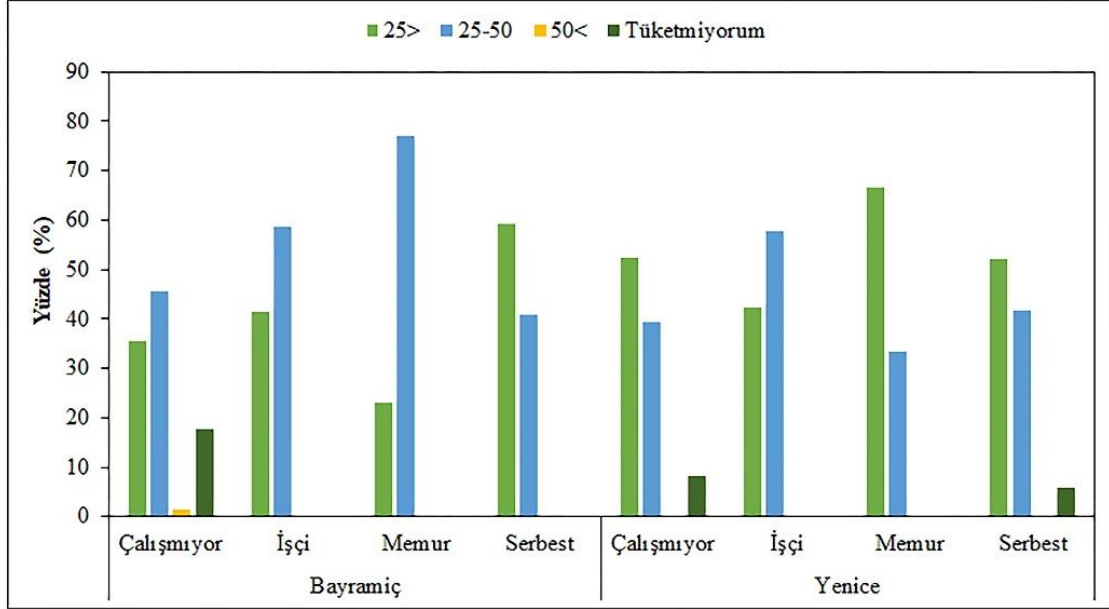
Şekil 5. Katılımcıların öğrenim durumuna göre balık tüketme şekli.

Bayramiç ilçesinde katılımcıların öğrenim durumu en çok üniversite ve üzeri, Yenice ilçesindeki katılımcıların öğrenim durumu ise en çok ilköğretimdir. Bu farklılığa rağmen her iki ilçedeki katılımcıların büyük çoğunluğu, balığı taze olarak tüketmeyi tercih etmektedir. Bununla birlikte katılımcıların öğrenim durumuna göre, ikinci sırada en çok tercih edilen balık tüketim şekli farklılık göstermektedir ($p<0,05$). Buna göre ikinci sırada en çok tercih edilen balık tüketim şekli Bayramiç ilçesinde konserve iken, Yenice ilçesinde diğer şekillerde (dondurulmuş, vb.)'dir (Şekil 5).



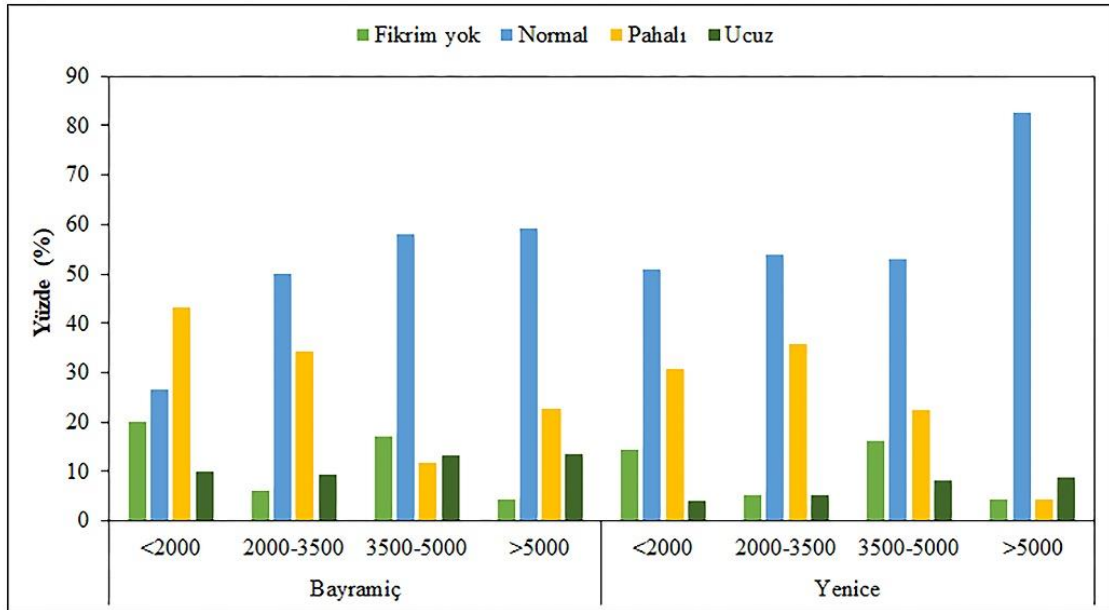
Şekil 6. Katılımcıların öğrenim durumuna göre balık tercih sebepleri.

Balık tercih sebebini lezzeti, aile alışkanlığı ve sağlıklı olması olarak belirten katılımcıların eğitim düzeyleri ilçeler arasında farklılık göstermektedir ($p<0,05$). Bayramiç ilçesinde balık tercih sebebini sağlıklı olması olarak belirten katılımcıların %57'sinin öğrenim durumu ilköğretim iken, Yenice ilçesindeki katılımcıların %54'ünün öğrenim durumu lisedir (Şekil 6).



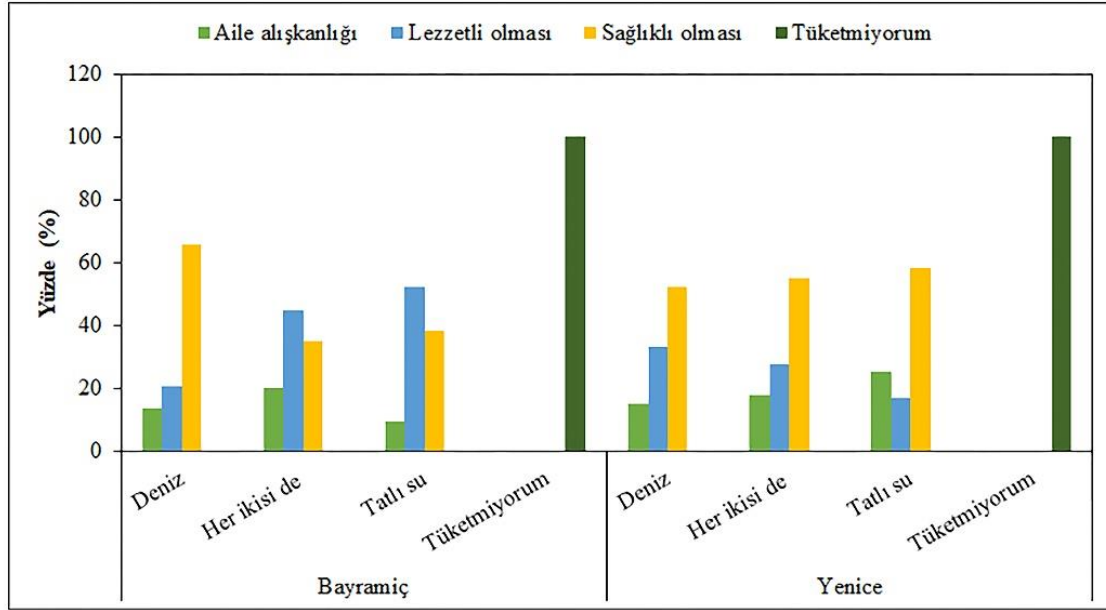
Şekil 7. Katılımcıların meslek gruplarına göre balık satın alma üst limiti (TL).

Balık satın alma üst limiti 25-50 TL aralığında olduğunu ifade eden işçi meslek grubuna sahip katılımcıların oranı, ilçeler arasında benzerlik göstermektedir (Şekil 7). Ancak memur meslek grubunda yer alan katılımcıların Bayramiç ilçesinde %77'si, Yenice ilçesinde ise %33'ü 25-50 TL'yi balık satın alma üst limiti olarak ifade etmektedir. İlçelerdeki memur meslek grubunda yer alan katılımcıların balık satın alma üst limiti arasındaki farklılık istatistiksel olarak önemlidir ($p<0,05$).



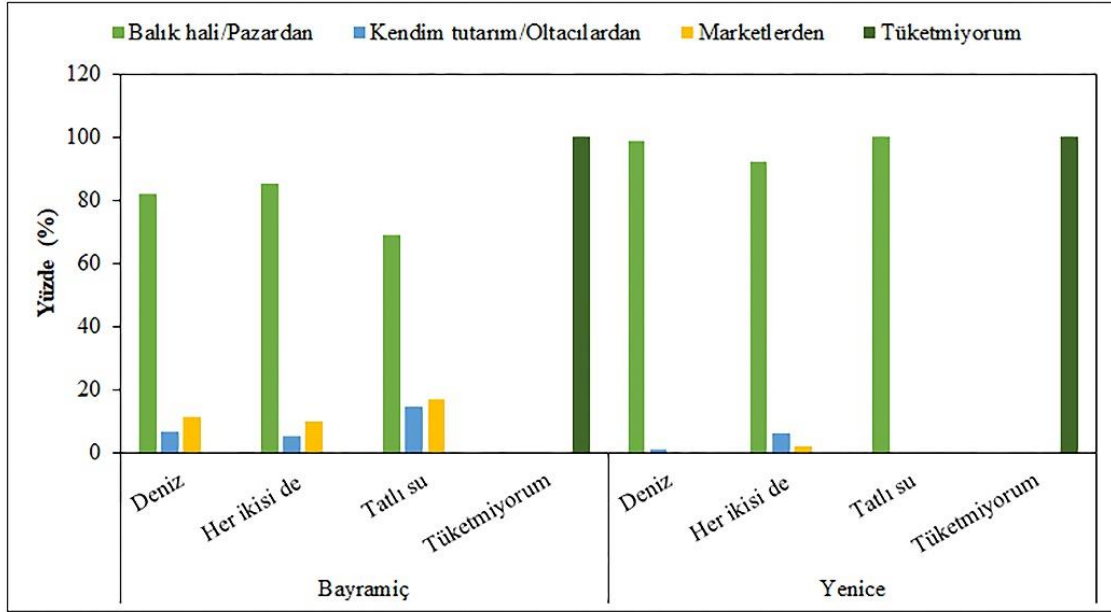
Şekil 8. Katılımcıların hane halkı gelirine göre (TL) balık fiyatları görüşleri.

Katılımcıların hane gelir durumuna göre balık fiyatları hakkındaki görüşleri karşılaştırıldığında, Bayramiç ilçesindeki <2000 TL altında gelire sahip katılımcıların %27 'si, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise %51 'i fiyatların normal olduğunu ifade etmiştir. Bununla birlikte aynı gelire sahip Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %10'u, Yenice ilçesindeki katılımcıların yalnızca %4'ü fiyatların ucuz olduğu görüşündedir. Yüksek gelire (>5000 TL) sahip Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %22,7 'si ve Yenice ilçesindeki katılımcıların %4,3 'ü fiyatların pahalı olduğu görüşündedir (Şekil 8). Katılımcıların hane gelir durumuna göre balık fiyatları hakkındaki görüş farklılıklarının istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır ($p<0,05$).



Şekil 9. Katılımcıların deniz-tatlı su balığı tercihi göre balığı tercih sebebi.

Çalışmada, Bayramiç ilçesindeki katılımcılardan %65,9 'u Yenice ilçesinde ise %52,3 'ü deniz balığını sağlıklı olmasından dolayı tercih ettiklerini belirtmişlerdir (Şekil 9). Ayrıca Bayramiç ve Yenice ilçesindeki katılımcılar sırası ile %38,1 ve %58,3 oranda tatlı su balığını sağlıklı olduğu için tercih ettiklerini ifade etmişlerdir.



Şekil 10. Katılımcıların deniz-tatlı su balığı tercihinine göre balığı satın alma yerleri.

Bayramiç ilçesinde deniz balığını tercih eden katılımcıların %81,8 'i, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise %98,9 'u balık satın alma yerini balık hali/pazar olarak ifade etmiştir (Şekil 10). Bayramiç'teki katılımcıların %14,3 'ü tatlı su balığını "kendim tutarım/oltacıardan satın alırım" olarak ifade ederken, Yenice'deki katılımcıların tamamı tatlı su balığını balık halinden ya da pazardan temin ettiğini belirtmiştir. İlçeler arasındaki bu fark istatistiksel olarak önemlidir ($p < 0,05$).

4. TARTIŞMA ve SONUÇ

Yenice ve Bayramiç ilçelerindeki bireylerin et tüketim tercihleri arasında ilk sırada beyaz et ürünleri yer alırken, balık bu sınıflandırmada üçüncü sırada yer almaktadır. Sonuçlar ülkemizde yapılan diğer çalışmalarla benzerdir. Bu çalışmalar beyaz etin daha fazla tercih edilmesinin sebebini daha ucuz olması, kolay bulunabilirliği ve zahmetsiz pişirilmesi olarak bildirmiştir (Yüksel vd., 2011; Olgunoğlu vd., 2014; Selvi vd., 2019). Yenice'deki katılımcılar pişirilmesi ve yemesindeki zorluklardan dolayı balık etini tercih etmediklerini bildirirken, Bayramiç'teki katılımcıların büyük çoğunluğu pahalı olmasından dolayı balık eti tüketmediklerini ifade etmiştir. Trabzon ve Giresun'da yapılan benzer bir çalışmada balık etinin tüketilmeme sebepleri arasında pişirme ve yeme zorluğu, pahalı olması gibi faktörler olduğunu belirtmiştir (Aydın ve Karadurmuş, 2013). Selvi vd. (2019) tarafından yapılan başka bir çalışmada ise Çanakkale'nin Çan ilçesindeki tüketicilerin balık etini tercih etmeme sebebi pahalı olması, tat ve koku, hijyen ve tazeliğe güvenilmemesi olarak bildirilmiştir.

Katılımcıların gelir düzeyine göre balık fiyatları hakkındaki görüşleri incelendiğinde; Yenice ilçesindeki tüm gelir grubundaki katılımcılar balık fiyatlarının normal olduğu görüşünde iken, Bayramiç ilçesindeki <2000 TL gelir düzeyindeki katılımcılar, balık fiyatlarının pahalı olduğu görüşündedir. Selvi vd. (2019), gelir düzeyi <2000 TL olan katılımcılarında balık fiyatları hakkındaki görüşü sırasıyla fikrim yok ve pahalı olarak saptamıştır. Abdikoğlu vd. (2015), Tekirdağ'da yaptıkları çalışmada tüketicilerin balık fiyatları hakkındaki görüşünün çoğunlukla normal olduğunu bildirirken, Karakulak vd. (2020), Erzurum ilinde yaptıkları çalışmada katılımcıların balık fiyatlarını pahalı bulduğunu ve buradaki en önemli faktörün bölgenin gelir seviyesi ve lojistik masrafları ile ilişkili olduğunu vurgulamıştır.

Bayramiç ilçesinde farklı meslek gruplarına mensup katılımcıların büyük çoğunluğu balık satın almadaki üst limitini 25-50 TL olarak ifade ederken, Yenice ilçesindeki çalışmayan ve memur

grubundaki katılımcılar bu limiti 25> TL, işçi grubundaki katılımcılar 25-50 TL olarak ifade etmiştir. Karakulak vd. (2020) tarafından yapılan çalışmada, kamu sektöründe çalışanların %12,1'inin, özel sektörde çalışanların %14,5'inin, çalışmayanların %21'inin balığın fiyatına dikkat ettiği bildirilmiştir.

Her iki ilçedeki katılımcıların balık tüketme biçiminin yaş grubu ve eğitim seviyesine bağlı olarak değişiklik göstermediği ve çoğunlukla katılımcıların balığı taze olarak tercih ettikleri belirlenmiştir. Ülkemizin farklı bölgelerinde yapılan benzer çalışmalarda katılımcıların balığı en çok işlenmemiş (taze) olarak tükettiği bildirilmiştir (Bolat ve Cevher 2018; Selvi vd., 2019; Karakaya, 2020; Genç vd. 2020; Kuşat ve Şahan, 2021). Ayrıca Bayramiç ilçesindeki katılımcıların %41,3'ü, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise %50,6'sı balığı sağlıklı olmasından dolayı tercih ettiklerini ifade etmişlerdir. Çiçek vd. (2014) ve Genç vd. (2020) tarafından yapılan çalışmalarda da tüketicilerin balığı en çok sağlıklı olduğu için tükettikleri belirlenmiştir.

Gözener vd. (2016) tarafından Ordu'nun Fatsa ilçesinde yapılan ve katılımcıların çoğunluğunun eğitim düzeyinin ilköğretim olduğu bir çalışmada, balık eti tüketilmesinin sebepleri arasında lezzetli olması (%26,76) ve besin değerinin yüksek olması (%25,35), kolay temin edilmesi (%25,35) gösterilmiştir. Katılımcıların %38,1'inin lise ve %36,9'unun üniversite eğitim düzeyinde olduğu diğer bir çalışmada (Selvi vd., 2019), katılımcıların sağlıklı olmasından dolayı balık eti tercih ettikleri raporlanmıştır. Çalışmamızda, Bayramiç ilçesindeki katılımcıların çoğunluğunun (%43,1) eğitim düzeyinin ön lisans/lisans, Yenice ilçesindeki katılımcıların çoğunluğunun (%45,0) ilköğretim olduğu saptanmıştır. Buna göre çalışmamızdan elde edilen sonuçlar, tüketicilerin balık tüketme sebebinin eğitim düzeyi ile ilişkili olmadığını göstermiştir. Karakulak vd. (2020), Erzurum ilindeki 30-50 yaş aralığındaki katılımcıların %35,8 'inin ve yaşları 50 ve üzerinde olan katılımcıların %45,3 'ünün balığı sağlık olduğu için tükettiklerini saptamıştır. Şen ve Şahin (2017) Mersin'de yaptıkları çalışmada ise 21-30 yaş grubu arasındaki katılımcıların, balığı taze olarak tüketmeyi tercih ettiklerini bildirerek, gelişmiş ülkelerde pratik olmasından dolayı balığın konserve, tütülenmiş ve salamura gibi şekillerde de tüketildiğine vurgu yapmışlardır. Çalışmamızda, Bayramiç ilçesindeki 20-29 ve 30-39 yaş grubunda yer alan katılımcıların ayda birkaç kez, 40-49 yaş grubundaki katılımcıların haftada birkaç kez balık tükettiği, Yenice ilçesindeki katılımcıların ise farklı yaş gruplarının balık tüketim sıklığının haftada birkaç kez olduğu belirlenmiştir. Buna göre her iki ilçedeki katılımcıların balık tüketim sıklığının yaşa bağlı olmadığı tespit edilmiştir. Ankara'da yapılan benzer bir çalışmada da balık tüketim miktarı ile yaş arasında bir ilişki olmadığı bildirilmiştir (Özer vd., 2016).

Yenice ve Bayramiç ilçelerindeki katılımcıların en çok sonbahar-kış mevsimlerinde balık tükettiği ve balığı pazardan temin ettikleri belirlenmiştir. Ayrıca her iki ilçedeki katılımcıların kişi başı aylık balık tüketim miktarının 1-3 kg olduğu saptanmıştır. Erzincan'da yapılan benzer bir çalışmada (Karakaya, 2020) katılımcıların balığı sabit balık satıcısından temin ettiği ve balığı kış mevsiminde tükettiği, Konya ilinde yapılan bir diğer çalışmada (Bolat ve Cevher 2018) katılımcıların balığı kış mevsiminde tükettiği ve marketlerden temin ettiği bildirilmiştir. Aydın ve Karadurmuş (2013), Trabzon ve Giresun illerinde yaptıkları çalışmada katılımcıların balığı, balıkçı tezgahlarından aldığını ve balık tüketiminin kişi başı aylık 1-2 kg olduğunu bildirmiştir. Çankırı ilinde yapılan çalışmada (Genç vd., 2020), katılımcıların balığı haftada bir olarak tükettikleri ve balık satın alma yeri olarak en çok süpermarketleri tercih ettiği, Kastamonu'da yapılan çalışmada (Dilek vd., 2019), katılımcıların balığı en çok pazardan aldığı ve ayda bir kilogramdan az balık tükettiği belirlenmiştir. Kuşat ve Şahan (2021) ise Uşak ilinde yaptıkları bir araştırmada katılımcıların balığı en çok kış aylarında (%71,9), haftada bir olarak (%38,1) tükettiklerini ve balığı çoğunlukla pazar yerinden tedarik ettiklerini (%58,1) bildirmiştir. Çalışmamızdaki veriler literatür ile benzerlik göstermektedir. Buna göre tüketicilerin balığı temin ettikleri yer değişiklik gösterse de balığı tüketme zamanının değişmediği söylenebilir.

Yenice ilçesindeki katılımcıların %55'i deniz balığı türlerini tercih ederken, Bayramiç ilçesinde gerek deniz gerekse tatlı su balığını tercih edenlerin oranı benzerdir. Tüketiciler deniz balığı olarak en çok hamsi ve sardalyeyi tercih ederken, tatlı su balığı olarak en çok alabalığı tercih etmiştir.

Ülkemizdeki demografik yapıya bağlı su ürünleri tüketim alışkanlıkları ile ilgili yapılan diğer çalışmalarda da benzer sonuçlara ulaşılmıştır (Orhan ve Yüksel, 2010; Dilek vd., 2019; Karakulak vd., 2020). Bununla birlikte Yenice ilçesindeki katılımcılar, deniz ve tatlı su balıklarını sağlıklı olduğu için, Bayramiç ilçesindeki katılımcılar ise yalnızca deniz balıklarını sağlıklı olduğu için tercih etmektedir. Bununla birlikte Bayramiç ilçesindeki katılımcılar tatlı su balıklarını lezzetli olduğu için tüketmektedir. Su ürünleri tüketiminin değerlendirildiği çalışmamızda, Bayramiç'teki bireylerin %45'i ve Yenice'deki bireylerin %55,6'sı balığı en çok kızartma şeklinde tükettiklerini belirtmişlerdir. Literatürde yapılan benzer çalışmalar da balığın büyük oranda tavada pişirme ya da kızartma olarak tüketildiğini göstermiştir (Selvi vd., 2019; Bolat ve Telli, 2019; Genç vd., 2020)

Çalışmamızda katılımcıların, balık dışında tüketilen su ürününün en çok midye olduğu saptanmıştır. Ayrıca Yenice'de katılımcıların %53,8'inin, Bayramiç'te %35'inin balık haricinde su ürünü tüketmediği tespit edilmiştir. Bu durumun nedeni benzer çalışmalarda bölgelerin kırsalda bulunması, kültürü ve yeme alışkanlıkları ile ilişkilendirilmiştir (Akkuş, 2018; Kılıç vd., 2019; Karakulak vd., 2020).

Üç tarafı denizlerle çevrili ülkemizin kıyı sınırları uzunluğu 8.333 km olup 25 akarsu havzası, 200 doğal göl, 293 baraj gölü ve yaklaşık 1000 göleti ile su ürünleri avcılığı ve yetiştiriciliği bakımından geniş imkânlar sunmaktadır (Yılmaz, 2014). Buna rağmen Türkiye'de kişi başına balık tüketiminin Dünya ve Avrupa ortalamalarının altında kaldığı görülmektedir. TÜİK (2020) verilerine göre; ülkemizde kişi başına ortalama su ürünleri tüketimi 2019 yılında 6,26 kg olarak bildirilmiş olup, dünyadaki tüketim oranlarının oldukça altındadır. Literatürde bunun nedeni fiyat ve yeme alışkanlıkları, tedarik, muhafaza ve hazırlanmasındaki güçlükler olarak bildirilmiştir. Ayrıca hamsi ve istavrit gibi pelajik türleri sıklıkla tüketildiği, satın alırken işlenmemiş ve taze ürünlerin tercih edildiği görülmektedir. Bu doğrultuda; çalışan nüfusun her geçen gün arttığı ülkemizde, kolay satın alınabilen, pişirilebilen ve tüketilebilen işlenmiş su ürünlerinin halkımıza arzı, tüketim miktarının artmasını sağlayabilir. Bununla birlikte kültür balıkçılığı desteklenerek özellikle geçim kaynağı tarım ve hayvancılık olan bölgelerde balık etinin sağlık açısından faydaları konusunda toplumu bilgilendirme çalışmaları yapılmalıdır. Sağlıklı ve kaliteli protein kaynağı olan balık ve diğer su ürünleri tüketiminin artırılması ve giderek artan protein ihtiyacının karşılanması için kamu kuruluşları, özel sektörler, sivil toplum örgütleri ve eğitim kurumları ile uyumlu iş birlikleri geliştirmelidir. Ülkemizin farklı bölgelerinde, halkın su ürünleri tüketim alışkanlıklarının belirlenmesine yönelik çalışmaların yapılması da bu kapsamda büyük önem arz etmektedir.

FİNANS

Bu çalışmanın yürütülmesinde herhangi bir finans desteği alınmamıştır.

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan eder.

YAZAR KATKILARI

Kurgu, metodoloji: KS; verilerin toplanması: SÖT, GK; istatistiksel analiz: SÖT; verilerin değerlendirilmesi, makale yazımı, düzenleme: KS, BK. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

ETİK ONAY BEYANI

Bu çalışma Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Etik Kurulu onayı ile yürütülmüştür (Tarih: 24.05.2021, No: 2021-YÖNP-0375).

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

KAYNAKLAR

- Abdikoğlu, D.İ., Azabağaoğlu, M.Ö., Unakıtan, G. (2015). Tekirdağ ilinde balık tüketim eğilimlerinin belirlenmesi. *Balkan ve Yakındoğu Sosyal Bilimler Dergisi*, 1(1), 69-75.
- Akkuş, S. (2018). *Batman ili balık tüketim alışkanlığının belirlenmesi*. [Yüksek lisans tezi, Munzur Üniversitesi].
- Anonim (2020). Tarım Ürünleri Piyasaları. Alıntılama adresi: <https://arastirma.tarimorman.gov.tr/tepge/Menu/27/Tarim-Urunleri-Piyasalari> (23.08.2020).
- Anonim (2021a). Çanakkale Nüfusu. Alıntılanma adresi: <https://www.nufusu.com/il/canakkale-nufusu> (27.11.2021).
- Anonim (2021b). T. C. Yenice Kaymakamlığı İlçemiz Tanıtım Bilgileri. Alıntılanma adresi: <http://www.canakkaleyenice.gov.tr/ilcemiz-tanitim-bilgileri> (27.11.2021).
- Anonim (2021c). Bayramiç Hakkında. Alıntılanma adresi (27.11.2021): <http://www.bayramic.bel.tr/HOME/INDEX/BELDEMIZ/BAYRAMIC-HAKKINDA>
- Atar, H. H., & Alçiçek, Z. (2009). Su Ürünleri Tüketimi ve Sağlık. *TAF Preventive Medicine Bulletin*, 8(2), 173-176.
- Aydın, M., & Karadurmuş, U. (2013). Trabzon ve Giresun bölgelerindeki su ürünleri tüketim alışkanlıkları. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 3(9), 57-71.
- Bolat, Y., & Cevher, H. (2018). Konya ili (Türkiye) su ürünleri tüketim alışkanlıkları üzerine bir anket çalışması. *Süleyman Demirel Üniversitesi Egirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 14(3), 241-252. <https://doi.org/10.22392/egirdir.398151>
- Bolat, Y., & Telli, Ö. (2019). Denizli İli Su Ürünleri Tüketim Alışkanlıklarının Belirlenmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 15(1), 80-90. <https://doi.org/10.22392/egirdir.446836>
- Çiçek, E., Akgün, H., & İlhan, S. (2014). Elazığ İli balık eti tüketim alışkanlığı ve tercihinin belirlenmesi. *Aquaculture Studies*, 2014(1), 1-11. <https://doi.org/10.17693/yunus.21364>
- Dilek, S., Paruğ, Ş., Paruğ, A., & Keskingöz, H. (2019). Seafood Consumption Preferences and Fish Demand in Kastamonu. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 7(11), 1844-1857. <https://doi.org/10.24925/turjaf.v7i11.1844-1857.2751>
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2020). Path to Zero Hunger by 2030. Alıntılama adresi: <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/1003923/> (28.08.2020).
- Genç, Y., Albayrak, M., & Güldal, H. T. (2020). Balık tüketiminde tüketim tercihlerini etkileyen faktörlerin analizi: Çankırı İli örneği. Analysis of factors affecting consumption preferences in fish consumption: Case of Çankırı Province. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 93-101. <https://doi.org/10.12714/egejfas.37.1.11>
- Gözener, B., Sayılı, M., & Antar, Ş. (2016). Ordu ili Fatsa ilçesinde hanelerin balık tüketim alışkanlıklarının tespiti. *Gaziosmanpaşa Bilimsel Araştırma Dergisi*, 12(2016), 31-43.
- Karakaya, E. (2020). Erzincan ili balık tüketim alışkanlıklarının belirlenmesi. *Menba Kastamonu Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 6(1), 18-29.
- Karakulak, Y., Arslan, G., & Yanık, T. (2020). Erzurum İli Merkez İlçelerinin Su Ürünleri Tüketim Davranışları Üzerine Araştırmalar. *Acta Aquatica Turcica*, 16(2), 290-300. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.669336>
- Kılıç, E., Soylu, M., & Uzmanoglu, M. S. (2019). Determination of Consumption Habits of Aquatic Products in Ardahan Province. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 7(7), 1028-1039. <https://doi.org/10.24925/turjaf.v7i7.1028-1039.2536>
- Kuşat, M., & Şahan, M. (2021). Su Ürünleri Tüketim Tercihleri Üzerine Uşak İlinde Bir Anket Çalışması. *Acta Aquatica Turcica*, 17(3), 376-385. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.848663>

- Newbold, P. (1995). *Statistics for Business and Economics*. Prentice-Hall International, New Jersey.
- Olgunoğlu, İ. A., Bayhan, Y. K., Olgunoğlu, M. P., Artar, E., & Ukav, İ. (2014). Determination of habits of fish meat consumption in the province of Adıyaman. *Electronic Journal of Food Technologies*, 9(1), 21-25.
- Orhan, H., & Yüksel, O. (2010). Burdur ili su ürünleri tüketimi anket uygulaması. *Ziraat Fakültesi Dergisi*, 5(1), 1-7.
- Özer, O. O., Gül Yavuz, G., & Gül, U. (2016). Demografik faktörlerin balık eti tüketimindeki etkisi: Ankara ili örneği. *Türk Tarım-Gıda Bilim ve Teknoloji dergisi*, 4(5), 356-364.
- Selvi, K., Kandemir, G., & Özdikmenli Tepeli, S. (2019). Determination of factors affecting on the fish consumption habit in rural areas: The case of Çan (Çanakkale). *COMU Journal of Marine Science and Fisheries*, 2(2), 132-141.
- Şen, İ., & Şahin, A. (2017). Mersin’de yaşayan tüketicilerin balık tüketim tercihlerini demografik faktörler açısından ele alan bir araştırma. *Afyon Kocatepe Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 19(1), 33-46. <https://doi.org/10.5578/jeas.48561>
- TÜİK (Türkiye İstatistik Kurumu) (2021). Alıntılama adresi (06.11.2021).: <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Su-Urunleri-202037252#:~:text=T%C3%9C%C4%B0K%20Kurumsal&text=Su%20%C3%BCr%C3%BCnl eri%20%C3%BCretimi%202020%20y%C4%B1%C4%B1nda%20bir%20%C3%B6nceki%20y%C4%B1la%20g%C3%B6re%20256,bin%20811%20ton%20olarak%20ger%C3%A7ekle%C5%9Fti>
- Yılmaz, E., 2014. Türkiye’de İçsu Balıkçılığının Mevcut Durumu. *Ziraat Mühendisliği*, (361), 28-32.
- Yüksel, F., Kuzgun, N. K., & Özer, E. İ. (2011). Tunceli ili balık tüketim alışkanlığının belirlenmesi. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 2(3), 28-36.

Heavy Metal Contamination Status and Risk Assessment in Surface Sediments of Köyceğiz Lagoon Estuary System (KLES) (South-West Anatolia)

Köyceğiz Lagün Östarin Sisteminde (Güney-Batı Anadolu) Yüzey Sedimentlerinde Ağır Metal Kirliliğinin Durumu ve Risk Değerlendirmesi

Murat Yabanlı¹, Aykut Yozukmaz¹, İdris Şener^{1*}, Tülin Çoker¹, Hatice Hasanhoçoğlu Yapıcı²
Esra Çetin Kasa³

¹Department of Aquatic Sciences, Faculty of Fisheries, Muğla Sıtkı Koçman University, Muğla, Türkiye.

²Department of Seafood Processing Technology, Faculty of Fisheries, Muğla Sıtkı Koçman University, Muğla, Türkiye.

³Department of Geological Engineering, Faculty of Engineering, Muğla Sıtkı Koçman University, Muğla, Türkiye.

*Corresponding author: idris_943@hotmail.com

Received: 22.09.2021

Accepted: 24.11.2021

Published: 01.03.2022

How to Cite: Yabanlı, M., Yozukmaz, A., Şener, İ., Hasanhoçoğlu Yapıcı, H. & Çetin Kasa, E. (2022). Heavy Metal Contamination status and risk assessment in surface sediments of Köyceğiz Lagoon Estuary System (KLES) (South-West Anatolia). *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 109-120. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.993135>

Abstract: This study reports the presence of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Cd, Pb) in the sediment and water column in the Köyceğiz Lagoon Estuary System (KLES) (South-West Anatolia). The mean heavy metal concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the water were found as Cr: 3.72-8.36, Ni: 6.51-9.48, Cu: 1.29-11.88, Cd: ND-0.08, Pb: ND-0.34. The heavy metal concentrations in water samples were found to be below the internationally acceptable limits. The mean heavy metal concentrations (mg kg^{-1}) in the sediment were found as Cr: 1.75-4.25, Ni: 5.24-12.69, Cu: 0.25-0.51, Cd: <0.01, Pb: 0.04-0.13. As a result of the analyses conducted concerning contamination factor (CF), geo-accumulation index (I_{geo}), pollution load index (PLI), monomial potential ecological risk index (ER), and total potential ecological risk index (RI) for heavy metals in the sediment, it was deduced that there was not any pollution and moderate or high ecological risks.

Keywords

- Heavy metal
- Environmental pollution
- Ecological risk
- Lagoon

Özet: Bu çalışmada, Köyceğiz Lagün Östarin Sisteminin (Güney-Batı Anadolu) sediment ve su kolonundaki ağır metallerin (Cr, Ni, Cu, Cd, Pb) varlığı ortaya konmuştur. Sudaki ortalama ağır metal konsantrasyonları ($\mu\text{g L}^{-1}$), Cr: 3,72-8,36, Ni: 6,51-9,48, Cu: 1,29-11,88, Cd: TE-0,08, Pb: TE-0,34 olarak bulunmuştur. Su örneklerinde belirlenen ağır metal konsantrasyonlarının uluslararası kabul edilebilir limitlerin altında olduğu tespit edilmiştir. Sedimentteki ortalama ağır metal konsantrasyonları (mg kg^{-1}) Cr: 1,75-4,25, Ni: 5,24-12,69, Cu: 0,25-0,51, Cd: <0,01, Pb: 0,04-0,13 olarak belirlenmiştir. Sedimentte belirlenen ağır metal konsantrasyonları yönünden yapılan kontaminasyon faktörü (CF), jeobirikim indeksi (I_{geo}), kirlilik yük indeksi (PLI), monomial potansiyel ekolojik risk indeksi (ER) ve toplam potansiyel ekolojik risk indeksi (RI) analizleri sonucunda, herhangi bir kirlilik tespit edilmemiş olup orta veya yüksek ekolojik risklerin olmadığı sonucuna varılmıştır.

Anahtar kelimeler

- Ağır metal
- Çevre kirliliği
- Ekolojik risk
- Lagün

1. INTRODUCTION

Coastal lagoons are important areas for fish species, and due to their abundant nutrient sources, they are compared to nurseries with optimum nutrition and development for juvenile fish (Whitfield,



1999; Innal and Giannetto, 2020). Being under the impact of both marine and freshwater ecosystems, lagoon areas are very rich aquatic habitats. For this reason, fish, sea turtles, and other aquatic animals use these habitats for feeding (Gilbert, 2001). The lagoon management concept emerged when it was understood that the protection of lagoons is extremely important for the development of aquatic animals. The scope of lagoon management includes protecting the ecological characteristics of lagoons, preventing the depletion of valuable biological resources, and destruction of sensitive habitats (Manzo et al., 2016).

Iztuzu Lagoon has emerged with the set formed by Iztuzu Beach. Located within the borders of Ortaca, Muğla (Southern West Turkey), Iztuzu Beach is a Mediterranean coast with 4.5 km. length. This beach is crescent-shaped and has fine sand. The beach has also lagoons with labyrinth-shaped in its northeastern part through which waters from Köyceğiz Lake reach into the Mediterranean Sea in the west of the beach (Sari et al., 2017). The Times from the UK declared Iztuzu Beach and Lagoon as “The Best Open Space Europe” in 2008 after 6-year research (Anonymous, 2018). In 2013, the beach was selected as the best 7th beach in Europe by TripAdvisor. The beach is one of the important spawning areas of the protected loggerhead turtle *Caretta caretta* and Nile soft-shelled turtle *Trionyx triunguis* species in the Eastern Mediterranean basin. *C. caretta* species is also frequently encountered in the lagoon area. In this special region, sometimes the freshwaters of Köyceğiz Lake, which is located in the north of the lagoon, flows into the seawater, and sometimes seawater flows into the lagoon due to the tide effect in Dalyan mouth location. The lagoon area is overcrowded during the high season (April-October). The transportation from the hotels to the beach is generally provided via boats and this short trip mostly lasts almost 30 minutes. Pollution stress factors for the canal and lagoon are tourism, restaurants, boat traffic, agricultural activities, and transportation from Köyceğiz Lake.

Pollutants in water can be defined as physical, chemical, or biological factors that cause harmful effects on aquatic life and consumers. With the development of urbanization and industrialization, several harmful pollutants are discharged into water (Srivastava et al., 2020). Inorganic and organic pollutants (e.g. nutrients, dioxins/furans, heavy metals) pose serious risks to many aquatic organisms (Scott and Sloman, 2004; Storelli and Marcotrigiano, 2003). Ecological risk assessment is very important to eliminate the negative effects of pollutants in aquatic ecosystems that can affect aquatic life. With the understanding of the importance of ecological risk assessment in recent years, many studies have been conducted in lagoon ecosystems (Maanan et al., 2015; Mendoza-Carranza et al., 2016; Shaheen et al., 2019).

In this study, (1) the heavy metal concentrations detected in the water samples were compared to the internationally acceptable limits. (2) pollution risk assessment in terms of heavy metals was made in sediments by using some indexes and (3) potential ecological risk levels were determined.

2. MATERIAL and METHODS

For heavy metal analyses, surface water and sediment samples were taken with grap (Van Veen type 0.1 m² sampling area) twice a year (in winter and summer) from the 5 stations (Figure 1). During the study, the temperature, pH, and salinity values of the lagoon and open sea surface waters were measured with a multiprobe water quality measurement device (YSI Professional Plus).

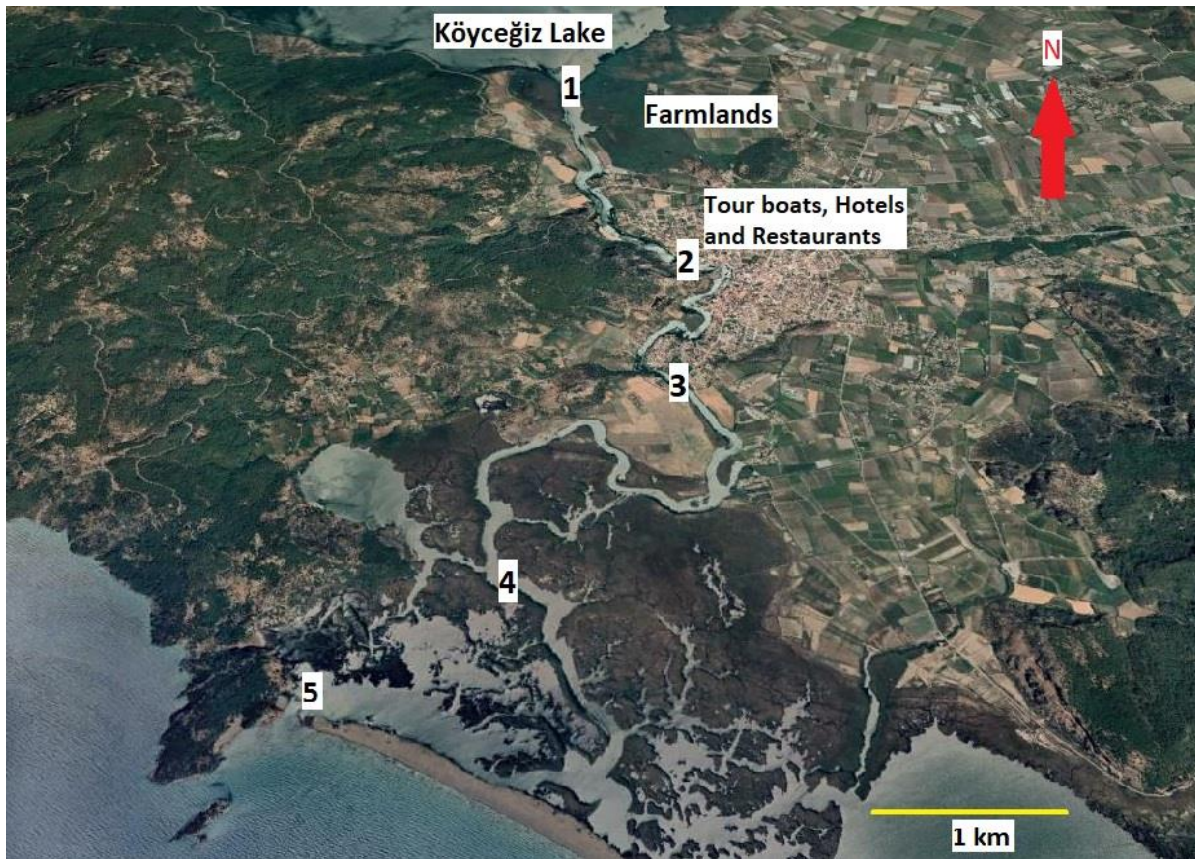


Figure 1. The sampling points for heavy metals.

2.1. Heavy metal analyses in water and sediment samples

The water samples taken from each one of the stations were filtered through Whatman GF/F filter paper in the laboratory, then 15 ml was put into Falcon-type covered tubes. Until the analyses, to prevent metal ions dilution from changing, 5 ml nitric acid (HNO_3 65%, suprapur) per liter was added onto water samples. Water samples were kept in the refrigerator at $+4^\circ\text{C}$ until further analysis (ASTM, 1985).

After sediment samples were stirred in a plastic cup, 5 sub-samples with 10 gr. were taken and put into polyethylene containers separately and nitric acid was added onto them (Moody and Lindstrom, 1977). From the samples that had been brought to the laboratory under cool conditions, 0.5 gr for each one of the samples were taken and mineralized in 3 ml $\text{HCl-HNO}_3\text{-H}_2\text{O}$ solution for 1 hour at 95°C . The mineralized sample was then diluted to 10 ml with ultra-pure water and filtered through $0.70\ \mu\text{m}$ GF/F, then it was made ready for the analysis (Sastre et al., 2002). Heavy metal concentrations in the water and sediment samples were determined with Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS, Agilent 7700x). For elements Cr, Mn, Cu, Zn, Cd, and Pb, the detection limits (LOD) were 0.038, 0.064, 0.016, 0.102, 0.0005, and $0.017\ \mu\text{g kg}^{-1}$, respectively.

The accuracy and certainty of the results of the heavy metal analysis were checked via standard reference matter (Sigma-Aldrich® CRM016- Fresh Water Sediment 3 for Trace Metals) analysis. The applied method for sediment in determining recovery rate was applied for CRM016-050 with five repetitions. Table 1 presents mean concentrations and recovery rates (%) of certified reference matter used for checking the quality of the applied analytical method in heavy metal analyses. According to the results, a 90% recovery rate was obtained.

Table 1. The analysis results of certificate reference matter (CRM016) for trace metals and recovery rate results (mg kg^{-1}).

Element	CRM016-050	This study	%Recovery
Cr	14.5	13.8 \pm 0.8	95.17
Ni	16.7	15.1 \pm 1.3	90.42
Cu	15.5	14.2 \pm 1.1	91.61
Cd	0.47	0.43 \pm 0.07	91.49
Pb	14.1	13.9 \pm 0.6	98.58

2.2. The calculation of contamination factor

In the studies which reveal heavy metal contamination in sediment, contamination factor (CF) has been a commonly used method. Although the calculation of CF is extremely simple, it provides strong data about the current situation. The calculation was made according to the formula of Tomlinson et al. (1980) below:

$$CF = \frac{C_{metal}}{C_{background}}$$

In the formula, C_{metal} refers to the obtained metal concentration; $C_{background}$ refers to the estimated mean concentration in sediment for that metal. These reference values are cited from Taylor and McLennan (2001). Contamination factor results were evaluated according to Hakanson (1980) as below:

$$\begin{aligned} CF < 1 & \text{ low contamination,} \\ 1 \leq CF < 3 & \text{ moderate contamination,} \\ 3 \leq CF < 6 & \text{ high contamination,} \\ CF > 6 & \text{ very high contamination} \end{aligned}$$

2.3. The calculation of the geo-accumulation index

Geoaccumulation index (I_{geo}) is a scale of values used for specifying the level of terrestrial-based heavy metal accumulation in sediment. It was developed by Müller (1969) for revealing anthropogenic modifications in heavy metal concentrations in coastal areas and is calculated via the formula below:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_{metal}}{1.5 \times C_{background}}$$

In the formula C_{metal} and $C_{background}$ refer to the same concepts as in CF formula. The obtained results were evaluated in relation with 7 levels suggested by Müller (1981). These levels are shown below:

$$\begin{aligned} I_{geo} = 0 & \rightarrow \text{level 0} \rightarrow \text{Unpolluted/practically uncontaminated} \\ = 0-1 & \rightarrow \text{level 1} \rightarrow \text{Unpolluted to moderated/uncontaminated to moderately contaminated} \\ = 1-2 & \rightarrow \text{level 2} \rightarrow \text{Moderated polluted/moderately contaminated} \\ = 2-3 & \rightarrow \text{level 3} \rightarrow \text{Moderated to high polluted/moderately to heavily contaminated} \\ = 3-4 & \rightarrow \text{level 4} \rightarrow \text{Highly polluted/heavily contaminated} \\ = 4-5 & \rightarrow \text{level 5} \rightarrow \text{Highly to extremely polluted/heavily to extremely contaminated} \\ = > 5 & \rightarrow \text{level 6} \rightarrow \text{Extremely polluted/ Extremely contaminated} \end{aligned}$$

2.4. The calculation of Pollution load index (PLI)

PLI is used for determining pollution load in sediment. It is calculated by the formula below (Tomlinson et al., 1980):

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n) \times 1/n$$

In the formula, CF refers to contamination factor; n refers to metal number. According to the obtained results, for sediment it is suggested as; $PLI = 0$ "Distinguished", $PLI < 1$ "No pollution", $PLI > 1$ "Polluted".

2.5. Potential ecological risk indexes

The potential ecological risk index developed by Hakanson (1980) was used to evaluate the negative effects of pollutants on the environment and therefore the ecological sensitivity of pollutants. Monomial (for a single element) potential ecological risk index (ER) was calculated according to the formula below:

$$ER = T_i \times CFI$$

where CFI is the contamination factor value calculated for metal i , and T_i refers to the toxic response coefficient for metal i . In this study, the toxic response coefficients suggested by Hakanson (1980) were used as Cr = 2, Ni, Cu, Pb = 5, Cd = 30. The obtained ER results were evaluated as $ER < 40$ “low ecological risk”, $40 \leq ER < 80$ “moderate ecological risk”, $80 \leq ER < 160$ “considerable ecological risk”, $160 \leq ER < 320$ “high ecological risk” and $ER \geq 320$ “very high ecological risk” (Li et al., 2017).

In addition, total potential ecological risk index (RI) evaluation was made for all studied elements. RI represents the sensitivity of various biological communities and the possible risks posed by heavy metals (Ogundele et al., 2020). RI was calculated according to the formula below:

$$RI = \sum_{i=1}^n ER$$

where n refers to the number of metals studied. RI values were graded as follows: $RI < 150$ “low ecological risk”, $150 \leq RI < 300$ “moderate ecological risk”, $300 \leq RI < 600$ “severe ecological risk” and $RI > 600$ “serious ecological risk” (Hakanson, 1980; Guo et al., 2010; Ogundele et al., 2020).

2.6. Statistical analyses

For the statistical analyses of the data, IBM SPSS version 22.0 was used. To compare stations, one-way ANOVA followed by post hoc LSD was applied.

3. RESULTS and DISCUSSION

The temperature, salinity and pH values measured from the surface of the lagoon and open sea are presented in the Table 2.

Table 2. Minimum and maximum temperature, salinity and pH values of surface water.

	Water Temperature (°C)	Salinity (mg L ⁻¹)	pH
Lagoon	18.77-19.65	17.92-25.21	9.02-9.33
Open sea	20.75-20.83	34.11-36.29	8.32-8.96

The mean heavy metal concentrations of surface water samples and guideline values based on the WHO (2011), USEPA (1995, 2009), EC (1998) are presented in Table 3.

Heavy metals are accepted as a major anthropogenic contaminant in coastal zones. Due to their toxicity, persistence, and bioaccumulation characteristics, they present a threat to both human beings and aquatic organisms (DeForest et al., 2007; Ruilian et al., 2008). In this study, the highest concentrations in water samples were found as Ni>Cr>Cu>Pb>Cd respectively. In a study conducted in Huelva (Spain) region, in estuaries waters the concentrations were found to be similar to our study as Cu>Pb>Cd (Vicente-Martorell et al., 2009). ANOVA followed by Tukey post hoc LSD tests revealed no statistical differences between stations in terms of heavy metal concentrations in the water samples ($p > 0.05$). It was determined that the heavy metal concentrations detected in the water samples did not exceed the minimum limits set by WHO (2011), USEPA (1995, 2009), and EC (1998) (Table 3).

Table 3. The mean heavy metal concentrations were determined in water samples and guideline values ($\mu\text{g L}^{-1} \pm \text{s.e.}$).

Elements	Stations					WHO (mg L^{-1})	USEPA (mg L^{-1})	EC (mg L^{-1})
	1	2	3	4	5			
Cr	3.78 \pm 0.36	3.72 \pm 0.11	4.56 \pm 0.28	5.73 \pm 0.97	8.36 \pm 1.04	0.05	0.1	0.05
Ni	9.48 \pm 1.27	7.36 \pm 1.05	6.61 \pm 0.42	6.51 \pm 1.01	8.11 \pm 0.91	0.02	0.1	0.02
Cu	4.43 \pm 0.61	4.53 \pm 0.33	1.29 \pm 0.14	1.31 \pm 0.27	11.88 \pm 2.26	2	1.3	2
Cd	0.08 \pm 0.02	*N.D.	*N.D.	*N.D.	0.02 \pm 0.004	0.003	0.005	0.005
Pb	0.32 \pm 0.09	0.34 \pm 0.09	0.32 \pm 0.10	*N.D.	*N.D.	0.01	0.015	0.005

*N.D.: not detected.

The heavy metal concentrations in water samples reported from previous studies in the Köyceğiz-Dalyan Lagoon basin are given in Table 4.

Table 4. A comparison of the results of the current study with previous studies in the region (min-max $\mu\text{g L}^{-1}$).

Element	Location	Concentration	Current study	References
Cr	Dalyan channel	27.76 - 209.60	3.72 - 8.36	Avşar et. al. (2017)
	Köyceğiz Lake	25.82 - 38.57		
	Sülüngür Lake	25.34 - 55.63		
	Alagöl Lake	173.20 - 291.40		
	Kocagöl Lake	37.00		
	Köyceğiz Lagoon System	0.71 \pm 0.28		Genç and Yılmaz (2017)
Ni	Dalyan channel	1.00 - 32.00	6.51 - 9.48	Avşar et. al. (2017)
	Köyceğiz Lake	2.00 - 9.00		
	Alagöl Lake	< 0.10 - 101.00		
	Sülüngür Lake	7.00 - 12.00		
	Köyceğiz Lagoon System	0.03		Genç and Yılmaz (2017)
Cu	Dalyan channel	< 0.02	1.29 - 11.88	Avşar et. al. (2017)
	Köyceğiz Lake	< 0.02 - 31.00		
	Alagöl Lake	< 0.02		
	Sülüngür Lake	< 0.02		
Cd	Köyceğiz Lagoon System	1.15 \pm 0.34	0.02 - 0.08	Genç and Yılmaz (2017)
Pb	Dalyan channel	14.14 - 169.14	0.32 - 0.34	Arslan and Avşar (2020)
	Köyceğiz Lake	14.82 - 91.15		
	Alagöl Lake	149.50 - 173.40		
	Sülüngür Lake	13.69 - 29.00		

Ni and Cu concentrations detected in the water samples in this study were found to be at higher levels when compared to previous studies conducted in the region (Table 4). However, Ni and Cu values in water did not exceed the international limits specified in Table 3. In previous studies conducted in Köyceğiz Lake and Dalyan canal, it was stated that heavy metal pollution in the water may be caused by agricultural activities, thermal springs in the region, and the transport of substances from tributaries waterways (Yılmaz, 2009; Genç and Yılmaz, 2016; Arslan and Avşar, 2020).

3.1. Determined Pollution Indices in Sediment Samples

Table 5 presents the mean values obtained from heavy metal analyses of sediment samples.

Table 5. The mean heavy metal concentrations determined in sediment samples ($\text{mg kg}^{-1} \pm \text{s.e.}$).

Elements	Stations				
	1	2	3	4	5
Cr	4.25 ± 0.13	3.52 ± 0.41	1.75 ± 0.22	3.79 ± 0.57	2.44 ± 0.32
Ni	12.69 ± 0.59	10.21 ± 1.06	5.24 ± 0.96	12.37 ± 1.14	8.56 ± 0.99
Cu	0.51 ± 0.09	0.46 ± 0.08	0.30 ± 0.06	0.30 ± 0.05	0.25 ± 0.04
Cd	< 0.01				
Pb	0.13 ± 0.01	0.13 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.13 ± 0.03	0.08 ± 0.02

3.2. CF

CF values calculated for each metal in all the stations were found below 1. Accordingly, there was low contamination in terms of sediment in the studied stations ($\text{CF} < 1$). In a study conducted in Manaduky estuaries on the western coast of India, likewise our study, low contamination ($\text{CF} < 1$) was determined in sediment in terms of the same elements (Kumar and Edward, 2009). In the sediment from Delimi River (Nigeria), significant contamination was found at the level of $3 \leq \text{CF} \leq 6$ in terms of Cd, high contamination was found in terms of Cd and Cr ($\text{CF} > 6$) in Emet Stream (Kutahya, Turkey) as well as in terms of Ni in Orhaneli Stream (Bursa, Turkey) (Sabo et al., 2013; Omwene et al., 2018).

3.3. I-geo

According to I-geo results, there was not any heavy metal contamination observed in sediment samples taken from the studied stations ($\text{I-geo} = 0$). In the sediment from Köyceğiz Lagoon System, a highly polluted in terms of Cr was observed in the summer season (Genç and Yılmaz, 2016). In a study carried on Mangkabong lagoon (Malaysia), there was not found any contamination in terms of copper in sediment samples (level 0) like this study, however in terms of lead, level 1 I-geo was determined (Praveena et al., 2008). The I-geo results determined for Seyhan Dam Lake (Adana, Turkey), report that sediment was moderated polluted (level 2) and moderated to high polluted (level 3) in terms of cadmium and unpolluted in terms of chromium and copper (Çevik et al., 2009). When I-geo results calculated for surface sediment of Gulf of Suez were examined, extreme contamination in some of the stations especially in terms of nickel was observed (Khaled et al., 2006). In another study conducted in the Central Black Sea (Turkey), it was claimed that there was not any contamination in the sediment in terms of Cr, Cu, and Pb but moderately high contamination was detected in terms of Cd (Şimşek and Bakan, 2017).

3.4. PLI

As a result of calculations made in terms of evaluated heavy metals, PLI value was found as 0.04 which indicated that the sediment was “unpolluted” as it was below 1. Genç and Yılmaz (2016), determined metal pollution caused from anthropogenic activities in Köyceğiz Lagoon System as a result of PLI calculations and claimed that this pollution increased during summer months. Omwene et al. (2018) found PLI values between 0.65-2.58 which they obtained as a result of different calculations from different stations in Mustafakemalpaşa, Orhaneli, and Emet Streams in North-Western Turkey. These high PLI values were reported to be potentially caused by industrial and mining activities in the region as well as by geological conditions. In another study which had similar results with the current study, PLI values were detected as < 1 in an effluent channel and Dikrong River in India (Chakravarty and Patgiri, 2009; Kumar and Thakur, 2017).

3.5. ER and RI

According to the potential risk index calculations for a single heavy metal, ER was found as < 40 in sediment samples taken from all the stations for each heavy metal under consideration. Therefore, low ecological risk was determined in terms of the studied heavy metals and it was concluded that there was no hazardous ecological risk for the aquatic life of Iztuzu Canal and Lagoon. Similarly, some researchers reported ER values as < 40 for all the elements under consideration except Cd, in the coast

of Tamil Nadu (India) (Devanesan et al. 2017), coastal lagoons in south-east Brazil (Fernandes, 1997), and a lagoon in southern Mexico (Mendoza-Carranza et al., 2016). Genç and Yılmaz (2018), found ER values as $80 \leq ER \leq 160$ for Cd during the winter season in Köyceğiz Lagoon System.

In this study, the RI values obtained for all stations are <150 , and there is a low ecological risk for the lagoon and the canal. In contrast to this study, moderate ecological risk in port sediment in Tianjin (China) and a lagoon in southern Mexico (Guo et al., 2010; Mendoza-Carranza et al., 2016), a very high ecological risk at some stations in Nador Lagoon (Morocco) (Maanan et al., 2015) were observed.

4. CONCLUSION

Ranking of heavy metals in water and sediment for the study area was determined as $Ni > Cr > Cu > Pb > Cd$ according to the sum of the mean element concentrations of all the stations for the channel and lagoon. As a result of the analysis, it can be concluded that the heavy metal concentrations determined in the water samples do not exceed the internationally acceptable limits. According to CF, I-geo, PLI, ER, RI index calculations made for heavy metal concentrations detected in sediment, there is not any significant pollution and moderate or high ecological risk observed in this study.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors would like to thank Dr. Daniela GIANNETTO (Mugla Sitki Kocman University, Mugla, Turkey) and Dr. Nisan YOZUKMAZ (Pamukkale University, Denizli, Turkey) for their contribution to the editing of the manuscript and for helpful comments. A part of this study was presented as an oral presentation at International Marine & Freshwater Sciences Symposium (MarFresh2018).

FUNDING

This study was supported by Mugla Sitki Kocman University Scientific Research Projects Office (BAP 13/106 and BAP 16/016).

CONFLICT of INTEREST

The authors declare that they have no conflict of interest.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Murat YABANLI, Aykut YOZUKMAZ, İdris ŞENER and Tülin ÇOKER performed the samples collection, laboratory process, interpretation of the data and writing the paper. Hatice HASANHOCAOĞLU YAPICI and Esra ÇETİN KASA contributed in samples collection and data processing.

ETHICAL STATEMENTS

Not applicable.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The data used during the current study are available from the corresponding author on a reasonable request.

REFERENCES

Anonymous. (2018). <https://www.thetimes.co.uk/article/green-spaces-dalyan-turkey-2jh3x5cnxwp> [Accessed 14 November 2018]

- Arslan, Ş., & Avşar, Ö. (2020). Assessment of heavy metal pollution in Köyceğiz-Dalyan coastal lagoon watershed (Muğla) SW Turkey. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(15), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05690-3>
- ASTM. (1985). Standard Specification for Reagent Water. Annual Book of Standards. Vol. 11.01. Philadelphia, PA, D1193-77.
- Avşar, Ö., Avşar, U., Arslan, Ş., Kurtuluş, B., Niedermann, S., & Güleç, N. (2017). Subaqueous hot springs in Köyceğiz Lake, Dalyan Channel and Fethiye-Göcek Bay (SW Turkey): Locations, chemistry and origins. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 345, 81-97. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2017.07.016>
- Chakravarty, M., & Patgiri, A.D. (2009). Metal pollution assessment in sediments of the Dikrong River, NE India. *Journal of Human Ecology*, 27(1), 63-67. <https://doi.org/10.1080/09709274.2009.11906193>
- Çevik, F., Göksu, M.Z.L., Derici, O.B., & Fındık, Ö. (2009). An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1), 309-317. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0317-3>
- DeForest, D.K., Brix, K.V., & Adams, W.J. (2007). Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic Toxicology*, 84(2), 236-246. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.02.022>
- Devanesan, E., Gandhi, M.S., Selvapandiyam, M., Senthilkumar, G., & Ravisankar, R. (2017). Heavy metal and potential ecological risk assessment in sediments collected from Poombuhar to Karaikal Coast of Tamilnadu using Energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF) technique. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*, 6(3), 285-292. <https://doi.org/10.1016/j.bjbas.2017.04.011>
- EC. (1998). Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption.
- Fernandes, H.M. (1997). Heavy metal distribution in sediments and ecological risk assessment: the role of diagenetic processes in reducing metal toxicity in bottom sediments. *Environmental Pollution*, 97(3), 317-325. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00004-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00004-3)
- Genç, T.O., & Yılmaz, F. (2016). Risk Assessment and Accumulation of Metals in Sediment of Köyceğiz Lagoon System, Turkey. *Journal of Advances in Agriculture*, 6(1), 804-812. <https://doi.org/10.24297/jaa.v6i1.5386>
- Genç, T. O., & Yılmaz, F. (2017). Metal accumulations in water, sediment, crab (*Callinectes sapidus*) and two fish species (*Mugil cephalus* and *Anguilla anguilla*) from the Köyceğiz lagoon system–Turkey: an index analysis approach. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 99(2), 173-181. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2121-7>
- Genç, T. O., & Yılmaz, F. (2018). Heavy metals content in water, sediment, and fish (*Mugil cephalus*) from Koycegiz lagoon system in Turkey: Approaches for assessing environmental and health risk. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 20(1), 71–82. <http://jast.modares.ac.ir/article-23-321-en.html>
- Gilabert, J. (2001). Seasonal phytoplankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: Mar Menor. *Journal of Plankton Research*, 23(2): 207-217. <https://doi.org/10.1093/plankt/23.2.207>
- Guo, W., Liu, X., Liu, Z., & Li, G. (2010). Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 729-736. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>

- Hakanson, L. (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975–1001s. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Innal, D., Giannetto, D. (2020). Occurrence of *Gambusia holbrooki* Girard, 1859 (Poeciliidae) in four Mediterranean river estuaries of Turkey, nursery habitats of several native and threatened species. *Acta Zoologica Bulgarica* 72(4), 553-560. http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/00SIO_4_01
- Khaled, A., El Nemr, A., & El Sikaily, A. (2006). An assessment of heavy-metal contamination in surface sediments of the Suez Gulf using geoaccumulation indexes and statistical analysis. *Chemistry and Ecology*, 22(3), 239-252. <https://doi.org/10.1080/02757540600658765>
- Kumar, S.P., & Edward, J.K. (2009). Assessment of metal concentration in the sediment cores of Manakudy estuary, south west coast of India. *Indian Journal of Marine Science*, 38(2): 235-248. <http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/4674>
- Kumar, V., & Thakur, R.K. (2017). Pollution load of SIDCUL effluent with reference to heavy metals accumulated in sediments using pollution load index (PLI) and geo-accumulation index (I-geo) at Haridwar (Uttarakhand), India. *Journal of Environment and Biosciences*, 31(1), 163-168.
- Li, N., Tian, Y., Zhang, J., Zuo, W., Zhan, W., & Zhang, J. (2017). Heavy metal contamination status and source apportionment in sediments of Songhua River Harbin region, Northeast China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 3214-3225. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7132-0>
- Maanan, M., Saddik, M., Maanan, M., Chaibi, M., Assobhei, O., & Zourarah, B. (2015). Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48, 616-626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.034>
- 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, 192-200. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.04.003>
- Mendoza-Carranza, M., Sepúlveda-Lozada, A., Dias-Ferreira, C., & Geissen, V. (2016). Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: a case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environmental Pollution*, 210, 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.014>
- Moody, J.R., & Lindstrom, R.M. (1977). Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry*, 49(14), 2264-2267. <https://doi.org/10.1021/ac50022a039>
- Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108-118s.
- Müller, G. (1981). The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemiker Zeitung*, 105: 157-164s.
- Ogundele, L.T., Ayeku, P.O., Adebayo, A.S., Olufemi, A.P., & Adejoro, I.A. (2020). Pollution Indices and Potential Ecological Risks of Heavy Metals in the Soil: A Case Study of Municipal Wastes Site in Ondo State, Southwestern, Nigeria. *Polytechnica*, 3: 78-86. <https://doi.org/10.1007/s41050-020-00022-6>
- Omwene, P.I., Öncel, M.S., Çelen, M., & Kobya, M. (2018). Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpaşa stream located in the world's largest borate basin (Turkey). *Chemosphere*, 208, 782-792. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.031>
- Praveena, S.M., Ahmed, A., Radojevic, M., Abdullah, M.H., & Aris, A.Z. (2008). Multivariate and geoaccumulation index evaluation in mangrove surface sediment of Mengkabong Lagoon, Sabah. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(1), 52-56. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9460-3>

- Ruilian, Y.U., Xing, Y., Yuanhui, Z.H.A.O., Gongren, H.U., & Xianglin, T. U. (2008). Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China. *Journal of Environmental Sciences*, 20(6), 664-669. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62110-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62110-5)
- Sabo, A., Gani, A.M., & Ibrahim, A.Q. (2013). Pollution status of heavy metals in water and bottom sediment of River Delimi in Jos, Nigeria. *American Journal of Environmental Protection*, 1(3), 47-53. <https://doi.org/10.12691/env-1-3-1>
- Sari, F., Koseler, A., & Kaska, Y. (2017). First observation of multiple paternity in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, nesting on Dalyan Beach, Turkey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 488, 60-71. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.11.018>
- Sastre, J., Sahuquillo, A., Vidal, M., & Rauret, G. (2002). Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwave-assisted total digestion versus aqua regia and nitric acid extraction. *Analytica Chimica Acta*, 462(1), 59-72. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(02\)00307-0](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)00307-0)
- Scott, G.R., & Sloman, K.A. (2004). The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*, 68(4), 369-392. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.016>
- Shaheen, S.M., Abdelrazek, M.A., Elthoth, M., Moghanm, F.S., Mohamed, R., Hamza, A., ... & Rinklebe, J. (2019). Potentially toxic elements in saltmarsh sediments and common reed (*Phragmites australis*) of Burullus coastal lagoon at North Nile Delta, Egypt: a survey and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 649, 1237-1249. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.359>
- Srivastava, V., Zare, E.N., Makvandi, P., Zheng, X.Q., Iftexhar, S., Wu, A., ... & Sillanpaa, M. (2020). Cytotoxic aquatic pollutants and their removal by nanocomposite-based sorbents. *Chemosphere*, 127324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127324>
- Storelli, M.M., & Marcotrigiano, G.O. (2003). Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 46(4), 397-400. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00230-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00230-8)
- Şimşek, A., & Bakan, G. (2017). Assessment at mid-Black Sea coast of Turkey for recovery valuable heavy metals from sediments. *European Water*, (58), 173-177. http://www.ewra.net/ew/pdf/EW_2017_58_25.pdf
- Taylor, S.R., & McLennan, S.M. (2001). Chemical composition and element distribution in the Earth's crust. *Encyclopedia of Physical Science and Technology*, 312, 697-719. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227410-5/00097-1>
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., & Jeffrey, D.W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- USEPA. (1995). Nickel Drinking Water Health Advisory. U.S. Environmental Protection Agency, PB96-189345.
- USEPA. (2009). National primary drinking water regulations. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 816-F-09-004.
- Vicente-Martorell, J.J., Galindo-Riaño, M.D., García-Vargas, M., & Granado-Castro, M.D. (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2-3), 823-836. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.106>
- Yilmaz, F. (2009). The comparison of heavy metal concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in tissues of three economically important fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) inhabiting Koycegiz Lake-Mugla (Turkey). *Turkish Journal of Science & Technology*, 4(1).

- Whitfield, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(2), 151-186. <https://doi.org/10.1023/A:1008994405375>
- WHO. (2011). Guidelines for drinking-water quality- 4th ed. World Health Organization, Geneva.
-

Extended North Distribution of *Penicillus capitatus* Lamarck 1813 off the Turkish Shores

Penicillus capitatus Lamarck 1813'un Türk Kıyılarında Kuzeye Doğru Yayılımı

Levent Çavaş* 

Dokuz Eylül University, Faculty of Science, Department of Chemistry (Biochemistry Division), İzmir, Türkiye

*Corresponding author: levent.cavas@deu.edu.tr

Received: 26.09.2021

Accepted: 08.12.2021

Published: 01.03.2022

How to Cite: Çavaş, L. (2022). Extended North Distribution of *Penicillus capitatus* Lamarck 1813 off the Turkish Shores. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 121-130. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1000857>

Abstract: Existence of *Penicillus capitatus* Lamarck 1813 has been known along the southern coastline of Turkey since 2010. On the other hand, no record of *P. capitatus* off the northern Aegean coastline of Turkey has so far been reported. The present paper reports the observation of *P. capitatus* in the coastline of Dikili, north of the Aegean shores of Turkey. In conclusion, it seems that the physicochemical parameters of the Aegean Sea are very suitable for *P. capitatus* and therefore, its observation in all locations of the Aegean Sea is most likely to be expected. Regular monitoring is recommended for this newly observed and habitat-forming species in the Turkish Coastline of the Aegean Sea.

Özet: *Penicillus capitatus* Lamarck 1813'un Türkiye'nin güney kıyılarında varlığı 2010 yılından bu yana bilinmektedir. Bununla birlikte, *P. capitatus*'un Türkiye'nin Kuzey Ege kıyılarından kaydı henüz yapılmamıştır. Bu makale, *P. capitatus*'un Türkiye'nin Kuzey Ege kıyılarında yer alan Dikili'den kaydını rapor etmektedir. Sonuç olarak, Ege Denizinin fizikokimyasal parametrelerinin *P. capitatus*'un yayılımı için uygun olduğu ve Ege Denizinin birçok yerinden kaydının kuvvetle mümkün olacağı değerlendirilmektedir. Türkiye'nin Ege Kıyılarında yeni gözlenen ve habitat oluşturan bu tür için düzenli izleme faaliyetleri önerilmektedir.

Keywords

- extended distribution
- marine seaweed
- new habitats
- *Penicillus capitatus*

Anahtar kelimeler

- artan yayılım
- deniz algi
- yeni habitatlar
- *Penicillus capitatus*

1. INTRODUCTION

Penicillus capitatus Lamarck 1813 is a marine seaweed in the Mediterranean Sea. According to Guiry and Guiry (2021), the distribution of this species is reported from Atlantic Islands, North America, Central America, Caribbean Islands, Western Atlantic, South America, Africa, Middle East, Southwest Asia, Australia and New Zealand. When the Mediterranean Sea is considered, Guiry and Guiry (2021) also listed the observation of *P. capitatus* from the Adriatic Sea (Gallardo et al. 1993), Balearic Islands (Ballesteros, 1992; Gallardo et al. 1993; Ribera et al. 1997), Corsica (Gallardo et al., 1993), France (Gallardo et al., 1993; Anon, 2017), Greece (Athanasiadis, 1987; Gallardo et al., 1993; Tsirika and Haritonidis, 2005; Tsiamis et al., 2014), Italy (Gallardo et al., 1993; Furnari et al., 1999; Rindi et al., 2002), Spain (Gallardo et al., 1985; Gallardo et al., 1993; Flores-Moya et al., 1995) and Veneto (Sfriso, 2011).

The first observation of *P. capitatus* in Turkey was reported from the Gulf of Antalya by Turna et al (2010). They reported that their samples were collected between May-June 2006 and June 2007. Sandy and mud substrates in which *Cymodocea nodosa* meadows are mentioned in the habitats of



P. capitatus. The depth of the location of the sampling station was reported between 0.5 – 22 m by the authors.

In 2010, Okudan et al (2010) reported another paper for extended distribution of *P. capitatus* along the southern Mediterranean coastline of Turkey. The localities that the authors observed *P. capitatus* are Muğla (Fethiye) and Antalya (Konyaaltı, Olympus, Gulf of Maden, Beş Adalar, Üç Adalar, Phaselis, Göynük, Sıçan Adası and Side). From the report of Okudan et al (2010), it is understood that *P. capitatus* distributed to the east and west after the first observation of *P. capitatus* by Turna et al (2010). Okudan et al (2010) reported *P. capitatus* as an invasive species and its adaptation to the Turkish waters is also underlined in their paper. However, it has not been considered as an invasive species by other reports (Tsiamis and Gerakaris, 2014). After 2010, no observation from Turkish shores has so far been reported yet. This paper reports the new record of *P. capitatus* from the northern shores of the Aegean Sea, Dikili (Turkey). Dikili is far away from Antalya, and it is most likely that *P. capitatus* must be existed between Antalya and Dikili. The present paper reports the extended distribution of *P. capitatus* along the northern Turkish shores by presenting morphometric parameters of the samples.

2. MATERIALS and METHODS

The first observation of *P. capitatus* in Dikili coastline was observed in the summer of 2020 (August). The google map coordinates of the location (39°07'27'' N, 26° 51' 06'' E) were shown in Figure 1.

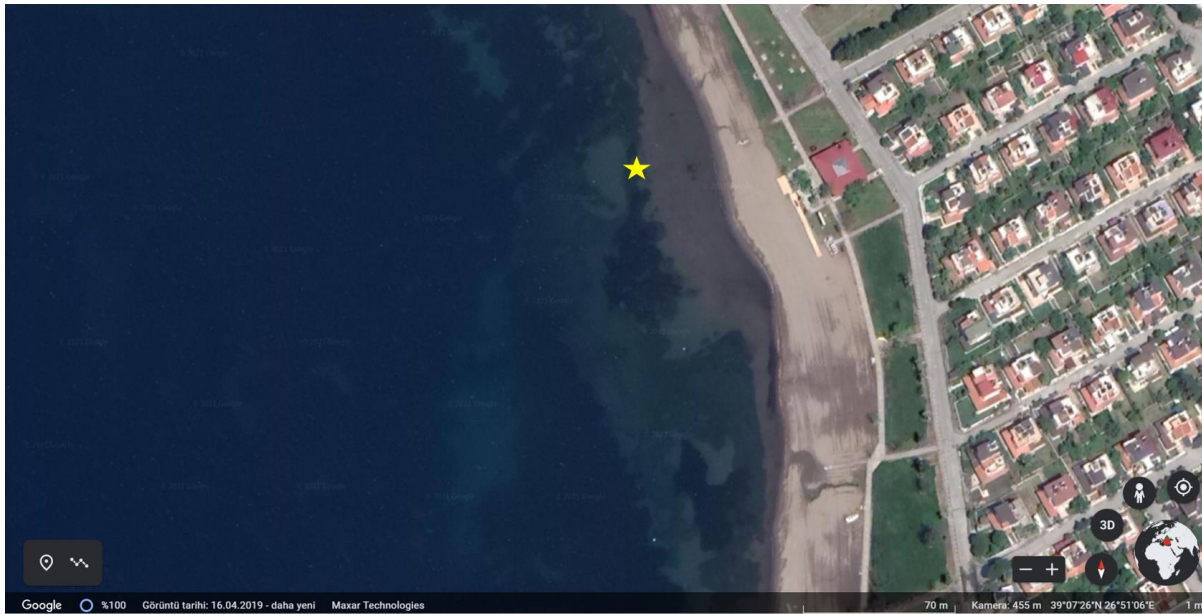


Figure 1. The google earth coordinates and photo of the region. The yellow symbol within the image shows the observed *P. capitatus* samples in the region (Google earth V 9.151.0.1. (December 08, 2021). Dikili, İzmir. 39°07'27'' N, 26° 51' 06'' E, Eye alt 70 m. <http://www.earth.google.com> [December 12, 2021].

Since we have been working on the invasive *Caulerpa cylindracea* in this station for more than 15 years, *P. capitatus* did not exist before 15 years in this region. In the summer of 2020, *P. capitatus* covered meadows were around 6 m². To be sure that this species was adapted to new habitat, and it is observable after one year, a snorkel diving was done in the same region in August-2021. In 2021, extended distribution was observed in the same region, the *P. capitatus* covered meadows were measured more than 20 m². The seawater temperature was measured as 24 °C. The depth in which *P. capitatus* was observed was between 2.5 – 7.0 m. Since the observation was carried out by snorkelling,

deeper areas were not checked. A sample of *P. capitatus* was deposited to the Flora and Fauna Research Center in Dokuz Eylül University. The code of the sample in this centre is FFDEU-CAVAS-009.

3. RESULTS and DISCUSSION

P. capitatus has been known from the southern coastlines of Turkey since 2006 (Turna et al, 2010). Although Turna et al (2010) was published their report in 2010, the observation year was reported as 2006 in their paper. The species is known as Neptune's shaving brush because of its unique morphological characteristics. Since they are very remarkable under the water, their observation is very easy, and this species can be controlled by using citizen science methodology. We have been monitoring invasive *Caulerpa cylindracea* distribution in Dikili since 2002. Therefore, it was very easy for our group to recognize this species under the water. The morphological characteristics are very similar compared to the samples mentioned by Turna et al (2010) and Okudan et al (2010). The main morphological parts of *P. capitatus* are base, stalk and capitulum. The mean length of the individuals and capitulum are 4.4 ± 0.6 cm and 1.5 ± 0.3 cm, respectively. The mean diameter of the rhizoids is found to be 0.9 ± 0.2 cm. From these morphological parameters, it could be said that the *P. capitatus* population in Dikili is homogenous and they must have come to the region at the same time. The underwater view of *P. capitatus* meadows are shown in Figure 2a and b. The photos in Figures 2a and b from the same region were taken in August-2020 and August-2021, respectively.



a)



b)

Figure 2. Underwater view of *Penicillus capitatus* meadows in a) August-2020 and b) August-2021.

As can be seen from these photos, *P. capitatus* meadows formed mixed vegetations with *Cymodocea nodosa* in August 2020. On the other hand, it is extremely important to note that no *Cymodocea nodosa* was observed in the same region in August-2021. After the collection of 20 individuals from one of the dense meadows in the station, morphological photos of the capitulum, stalk, and base of individuals were taken and present in Figure 3-7. The capitulum of the samples is very unique including brush-like branches (Figure 3).



Figure 3. Capitulum of *Penicillus capitatus* collected from Dikili, İzmir-Turkey.

The stalk part of the *P. capitatus* samples is also very well in line with the characteristics that are previously reported by Turna et al (2010) and Okudan et al (2010) from the Antalya vicinity. Branches of the capitulum of *P. capitatus* collected from Dikili are shown in Figure 4.

A close photo of the branches is shown in Figure 5 in which calcification of the branches is clearly seen. The round and randomly distributed pores are also clearly observable on the branches (Figure 6). The rhizoid structure of *P. capitatus* is depicted in Figure 7.

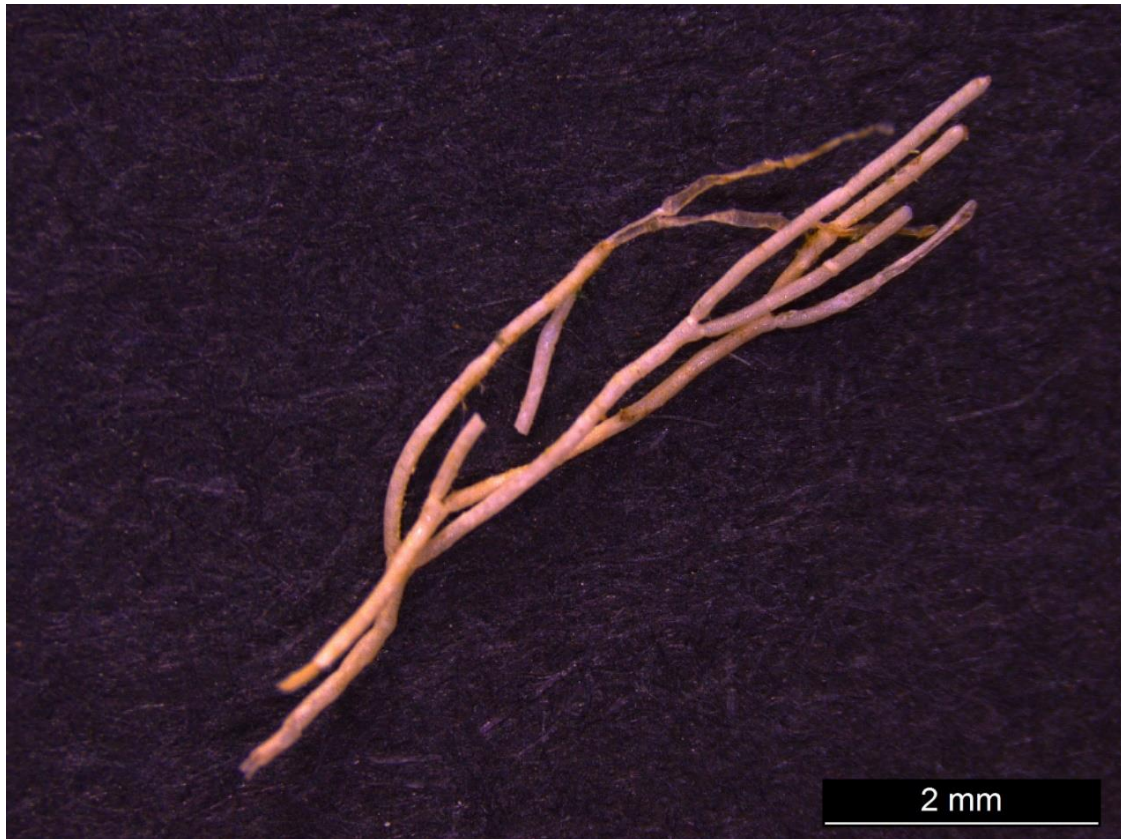


Figure 4. Branches of the capitulum of *Penicillus capitatus* collected from Dikili, İzmir-Turkey.



Figure 5. Calcification on the branches of the capitulum of *Penicillus capitatus* collected from Dikili, İzmir-Turkey.



Figure 6. Round and randomly distributed pores on the branches of *Penicillus capitatus* collected from Dikili, İzmir-Turkey.



Figure 7. Rhizoid structure of *Penicillus capitatus* collected from Dikili, İzmir-Turkey.

From Figure 7, tangled structures of the fine branched rhizoids are observed. Since the substrate was muddy-sandy, the rhizoids are with muddy structures. Substrate residues were not cleaned not to damage the fine structure of the rhizoids. It is very recommended marine scientists to study fauna within the rhizoids. From the structure and the organisms observed within rhizoids (unpublished data), *P. capitatus* in the region can behave an ecological engineer and it may alter the biodiversity in the region. So far, only an alien dendronotacean nudibranch *Melibe viridis* (Kelaart, 1858) was reported by Ozvarol (2013) from the meadows of *P. capitatus* in Antalya, Turkey. *Caulerpa scallpelliformis* and *Acetabulum acetabularia* were two other seaweeds reported by Ozvarol (2013) in the same region. Identification of two anti-fungal triterpenoid compounds, capisterones A and B, against *Lindra thalassiae* in *P. capitatus* may play role in the ecological engineering of this species (Puglisi et al, 2004). Even if this species was previously observed in Sithonia-Greece (Athanasiadis 1987), this paper reports its existence in the northern shores of the Turkish Aegean Sea for the first time.

Citizen science is nowadays being one of the important tools in scientific projects. Turkey has 8333 km long shores in the Mediterranean Sea. Therefore, observation of this species will be very easy via citizen science from two perspectives: *i*) underwater view of this species exhibits very different structure compared to other species in the same habitat, therefore, all snorkeling people can easily recognize and report this species to the authorities (Figure 2a and b), *ii*) Even if the common name of the species is known as “Neptune's Shaving Brush”, it resembles like micro-pine forest (*Pinus pinea*) under the water. Due to this remarkable difference, snorkeling people will have a curiosity to look at it carefully like we did in the initial phases of this investigation.

In conclusion, observation of *P. capitatus* in Dikili shows that this species is continuing its distribution to the north of the Aegean Sea along the Turkish shores. Since *P. capitatus* has a very characteristic morphological structure, it is very easy to recognize this species under the water. It is highly recommended to check the distribution of this species between Antalya and Dikili and the Greek Islands in the Aegean Sea. Since its habitat-forming characteristics are reported previously (Tsiamis and Gerakaris, 2014), the north of the Aegean Coastline of Turkey should be monitored regularly.

ACKNOWLEDGEMENT

Dr Kerem Canlı (Dokuz Eylül University, Department of Biology) is acknowledged for his help on the microscopic images.

FUNDING

No financial support was received for the present study.

CONFLICT of INTEREST

The author declares that he has no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Levent Cavas is only author in the paper.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data supporting the findings of the present study are available from the corresponding author upon reasonable request.

REFERENCES

- Anon. (2017). *Inventaire national du Patrimoine naturel*. Website. Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle. Accessed September 2017.
- Athanasiadis, A. (1987). *A survey of the seaweeds of the Aegean Sea with taxonomic studies on species of the tribe Antithamnieae (Rhodophyta)*. pp. i-vii, [1]-174. Gothenburg: University of Gothenburg.
- Ballesteros, E. (1992). Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània espanyola, IX. Espècies interessants de les illes Balears. *Folia Botanica Miscellanea*, 8, 77-102.
- Flores-Moya, A., Soto, J., Sánchez, A., Altamirano, M., Reyes, G. & Conde, F. (1995). Checklist of Andalusia (S. Spain) seaweeds. II. Chlorophyceae. *Acta Botanica Malacitana*, 20, 19-26.
- Furnari, G., Cormaci, M. & Serio, D. (1999). Catalogue of the benthic marine macroalgae of the Italian coast of the Adriatic Sea. *Boccone*, 12, 1-214.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2021). AlgaeBase. *World-wide electronic publication*, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 04 August 2021.
- Gallardo, T., Gómez Garreta, A., Ribera, M.A., Alvarez, M. & Conde, F. (1985). *A preliminary checklist of Iberian benthic marine algae*. pp. 83. Madrid: Real Jardín Botánico.
- Gallardo, T., Gómez Garreta, A., Ribera, M.A., Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G., Boudouresque, C.F. (1993). Checklist of Mediterranean Seaweeds, II. Chlorophyceae Wille s.l. *Botanica Marina*, 36(5), 399-422. <https://doi.org/10.1515/botm.1993.36.5.399>
- Okudan, E , Özvarol, Y , Gökoğlu, M. (2010). Türkiye Deniz Florası için yeni bir tür olan *Penicillus capitatus* Lamarck, 1813 (Chlorophyta, Bryopsidales, Udoteacea) türünün dağılım alanları. *Ecological Life Sciences*, 5(3), 203-208. Retrieved from; <https://dergipark.org.tr/en/pub/nwsaecolife/issue/19790/211809>
- Özvarol, Y. (2013). The Distribution of the Alien Gastropod *Melibe viridis* (Kelaart, 1858) (Opisthobranchia: Tethyidae) in the Mediterranean Shores of Turkey. *Journal of Fisheries Sciences.com*, 7(2), 121-124.
- Puglisi, M.P., Tan, L.T., Jensen, P.R., & Fenical, W. (2004). Capisterones A and B from the tropical green alga *Penicillus capitatus*: unexpected anti-fungal defenses targeting the marine pathogen *Lindra thallasiae*. *Tetrahedron*, 60(33), 7035-7039. <https://doi.org/10.1016/j.tet.2003.10.131>
- Ribera, G., Coloeu, M., Rodriguez Prieto, C. & Ballesteros, E. (1997). Phytobenthic assemblages of Addaia Bay (Menorca, Western Mediterranean): composition and distribution. *Botanica Marina*, 40, 523-532. <https://doi.org/10.1515/botm.1997.40.1-6.523>
- Rindi, F., Sartoni, G. & Cinelli, F. (2002). A floristic account of the benthic marine algae of Tuscany (Western Mediterranean Sea). *Nova Hedwigia*, 74(1-2), 201-250. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2002/0074-0201>
- Sfriso, A. (2011). *Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche. Ambiente di transizione italiani e litorali adiacenti*. pp. [1]-318, pls 1-94. Bologna: Arpa Emilia-Romagna.
- Tsiamis, K., Panayotidis, P., Economou-Amilli, A. & Katsaros, C. (2014). Seaweeds of the Greek coasts. II. Ulvophyceae. *Mediterranean Marine Science*, 15, 449-461. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.574>
- Tsiamis, K. & Gerakaris V. (2014). On some peculiar macroalgal communities from Greece. Proceedings of the 5th Marine Symposium of Marine Vegetation, Porotoroz, Slovenia, 27-28 October, pp. 244-245.
- Tsirika, A. & Haritonidis, S. (2005). A survey of the benthic flora in the National Marine Park of Zakynthos (Greece). *Botanica Marina*, 48, 38-45. <https://doi.org/10.1515/BOT.2005.002>
- Turna, İ, Özvarol, Y, Cormaci, M. (2010). First Record of *Penicillus capitatus* Lamarck (Bryopsidales, Udoteaceae) from the Mediterranean Coast of Turkey. *Journal of Applied*

Biological Sciences, 4(1), 29-31. Retrieved from;
<https://dergipark.org.tr/tr/pub/jabs/issue/34907/387153>

Small-Scale Rainbow Trout Cage Farm in the Inland Waters of Turkey is Sustainable in Terms of Carbon Footprint (kg CO₂e)

Türkiye İç Sularında Küçük Kapasiteli Gökkuşuğu Alabalığı Kafes Yetiştiriciliği Karbon Ayak İzi Bakımından Sürdürülebilirlik

Gürkan Diken^{1*}, Hayati Köknaroglu², İsmail Can³

¹ Isparta University of Applied Sciences, Faculty of Eğirdir Fisheries, Isparta 32260, Türkiye.

² Isparta University of Applied Sciences, Department of Animal Science, Isparta 32260, Türkiye.

³ Canlar Alabalık, Çandır, Sütçüler, Isparta, 32950, Türkiye.

*Corresponding author: gurkandiken@isparta.edu.tr

Received: 06.10.2021

Accepted: 28.10.2021

Published: 01.03.2022

How to Cite: Diken, G., Köknaroglu, H., & Can, İ. (2022). Small-Scale Rainbow Trout Cage Farm in the Inland Waters of Turkey is Sustainable in terms of Carbon Footprint (kg CO₂e). *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 131-145. <https://doi.org/10.22392/actaquatr.1005447>

Abstract: As a climate change assessment criterion, carbon footprint CO₂ equivalent (CF, CO₂e) is used to evaluate the sustainability of aquaculture in terms of its contribution to greenhouse gas emissions. In this study, the three-year CF of rainbow trout production with a cage farming project capacity of 49 tonnes/year was calculated. The average production capacity of the farm for three years was 52.72 %. Total CF expended was the summation of CF expended on feed, general management, transportation, machinery, and equipment. CF expended on the consumed compound diet had the highest contribution to total CF with 73.69 %. The second highest contributor to total CF was general management with a share of 13.08 % and, of this amount, diesel and labor constituted 78.49 and 19.36 % of it, respectively. Total CF expended per kg and 1 000 fish was 1.13 and 292.52 kg CO₂e. Mean values for CF expended per kg carcass, per Mcal energy deposited in the carcass, and per gram of protein deposited in carcass were 1.69, 1.48, and 9.43 kg CO₂e, respectively. On average, CF expended per Mcal of cultural energy expended during production was 0.35 kg CO₂e. The mean of CF of FCR_e, defined as total CF of consumed compound diet divided by total liveweight gain was 0.99 kg CO₂e. Results showed that aquaculture is a low carbon-emitting sector thus is sustainable and this advantage should be considered when meeting people's protein demand.

Keywords

- cage
- carbon footprint
- CO₂
- rainbow trout
- sustainability

Özet: İklim değişikliği değerlendirme kriteri olarak karbon ayak izi CO₂ eşdeğeri (KAİ, CO₂e), su ürünleri yetiştiriciliğinin sera gazı emisyonuna yaptığı katkı bakımından sürdürülebilirliğinin değerlendirilmesinde kullanılır. Bu çalışmada, 49 ton/yıl kafes yetiştiriciliği proje kapasitesine sahip gökkuşuğu alabalığı üretiminin üç yıllık KAİ değerleri hesaplanmıştır. Çiftliğin üç yıllık ortalama üretim kapasitesi 52,72%'dir. Harcanan toplam KAİ değeri, yem, genel yönetim, taşıma, makine ve ekipman için harcanan KAİ'nin toplamından oluşmuştur. Toplam KAİ değeri içinde karma diyet için harcanan KAİ, % 73,69 oranıyla en yüksek seviyede bulunmuştur. Toplam KAİ içinde ikinci en yüksek katkısı % 13,08'lik pay ile genel yönetim oluşturmuştur ve bu katkıdaki dizel ve işçiliğin payı sırasıyla % 78,49 ve % 19,36 olarak bulunmuştur. Kg ve 1 000 balık başına harcanan toplam CF 1,13 ve 292,52 CO₂e olarak hesaplanmıştır. Kg karkas, karkasta biriken Mcal enerji ve karkasta biriken gram protein başına harcanan KAİ değerleri sırasıyla 1,69, 1,48 ve 9,43 kg CO₂e olarak bulunmuştur. Üretim döneminde harcanan her Mcal kültürel enerji başına düşen KAİ değeri 0,35 kg CO₂e olarak tespit

Anahtar kelimeler

- kafes
- karbon ayakizi
- CO₂
- gökkuşuğu alabalığı
- sürdürülebilirlik



edilmiştir. Tüketilen karma diyetin toplam KAI'sinin toplam canlı ağırlık kazancına bölünmesiyle tanımlanan FCR_e için KAI değeri 0.99 kg CO_{2e} olarak hesaplanmıştır. Sonuçlar, düşük karbon yayan bir sektör olan su ürünleri yetiştiriciliğinin sürdürülebilir olduğunu ve insanların protein talebini karşılarken bu avantajın göz önünde bulundurulması gerektiğini göstermiştir.

1. INTRODUCTION

In parallel with the increase in world aquaculture, aquaculture in Turkey is also increasing (FAO, 2021; GDFa, 2021). World rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) production of 495 727 tonnes in 2000 increased by 84.89% in 2019 and reached 916 540 tonnes (FAO, 2021). The production of Turkish rainbow trout farming of 44 533 tons in 2000 increased by 223.76 % and reached 144 182 tonnes in 2020 (GDFa, 2021). According to the 2019 data, Turkey holds 2nd place with 13.43 % of the global rainbow trout production (FAO, 2021). In 2021, rainbow trout production constituted 34.21 % of Turkey's aquaculture production (GDFa, 2021).

The biggest source having an impact on climate change, which is defined as long-term changes in the atmosphere, is anthropogenic fossil fuels (UN, 2021). Greenhouse gas (GHG) emissions that cause climate change result in the accumulation of heat near the Earth's surface atmosphere (Shahid and Behnassi, 2014; UN, 2021). Some of the heat reflected from the Earth is captured by the GHGs in the atmosphere and re-radiated back to the Earth's surface, causing a temperature rise, potentially causing climate damage (Shahid and Behnassi, 2014). Greenhouse gases that absorb infrared radiation in the atmosphere include water vapor, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, hydrofluorocarbons, perfluorocarbons, and sulfur hexafluoride (Shahid and Behnassi, 2014). And these emissions are mainly from energy, industry, transportation, agriculture, and land use (UN, 2021). Based on the monitoring of the effects of climate change, the unit of measure of carbon footprint (CF) resulting from materials entering the system is calculated in terms of CO₂ equivalents (CO_{2e}) per product (Alley et al., 2007; Weidema et al., 2008; Liu et al., 2016). GHG emissions during the production, transportation, processing, and storage of fisheries and aquaculture activities are low, but it still contributes to GHG emissions (Cochrane et al., 2009). However, there are significant differences in emissions for sub-sectors and types of cultures. Considering the current practices, the CF of aquaculture can be improved (Cochrane et al., 2009). In this respect, in the face of operational changes in aquaculture and increasing production efficiency due to intensive production systems, determining the CF that reduces GHG in terms of environmental and sustainability should be evaluated in connection with meeting the global demand for protein and food safety (Boyd et al., 2020). It has been reported that life cycle assessments of aquaculture and studies examining some socioeconomic indicators and environmental effects have significant potential in producing recommendations and policies for the blue growth of the aquaculture industry. Based on this, it was recommended that the aquaculture industry, which is dependent on the environment, should be supported by public policies within the scope of its sustainable goals, and in this context, similar studies should be carried out on future forecasts of food grown to make more consistent recommendations to policymakers (Henriksson et al., 2017). While the CF of aquaculture is lower than that of beef and pork farming, it is similar to or lower than that of poultry (Sonesson et al., 2010). Aquaculture with a low CF is a potential production area in terms of sustainability. In addition, cage farming has low investment and energy costs, relatively low environmental impacts, and a lower CF than other systems in terms of protein production (Angel et al., 2019). Although Raul et al., (2020) reported that there is no clear data on the total GHG emissions of aquaculture as GHG emission source or the GHG emissions of culture systems. Hu et al. (2016) stated that GHG emission from aquaculture in 2009 was 9.30×10^{10} g CO_{2e} and this will increase to 3.83×10^{11} g CO_{2e} in 2030 which will account for 5.72 percent of anthropogenic N₂O emissions. The total GHG emissions of bivalves, catfish, cyprinids, freshwater

fish, Indian major carps, marine fish, salmonids, shrimps and prawns, and tilapias which accounted for 93 % of aquaculture production in 2017 were calculated as 245 MtCO_{2e}. Considering that the remaining 7 % of production would have the same emission intensity, total emissions would be estimated as 263 MtCO_{2e}. Based on an estimate of 53.5 GtCO_{2e}/year of total anthropogenic emissions in 2017, aquaculture accounts for approximately 0.49 % of total anthropogenic emissions (MacLeod et al., 2020).

Literature review showed that even though there have been studies examining the sustainability of aquaculture in terms of cultural energy use in Turkey (Diken et al., 2021), there is a lack of studies examining the sustainability of aquaculture in terms of CF. Thus, the purpose of this study was to evaluate the CF of small-scale rainbow trout cage farms in the inland waters of Turkey and to produce some suggestions for policymakers and producers in Turkey.

2. MATERIAL AND METHOD

2.1. Management of rainbow trout:

This study is a follow-up study determining the carbon footprint (CF) of small-scale rainbow trout cage farms in the inland waters of Turkey and it stemmed from data used in Diken et al. (2021) study. Thus in order not to repeat it, feeding, rearing, and management information of rainbow trout can be followed in the aforementioned article. However, for readers' information summary of feeding and rearing information is provided in Table 1.

2.2. Carbon footprint (kg CO_{2e}) analysis:

The CF (kg CO_{2e}) inputs and outputs of cage farmed trout were calculated according to the unit values in Table 2. The proximate composition of Diet-1 used consisted of 46 % crude protein (CP), 19 % crude oil (CO), 10 % crude ash (CA), 1.5 % crude fiber (CF), and had 4 000 Mcal ME kg⁻¹. Proximate composition of Diet-2, 3 and 4 consisted of 45 % CP, 20 % CO, 9.5 % CA, 1.7 % CF, and 4 000 Mcal ME kg⁻¹. Considering proximate composition information, the diets were formulated according to feed ingredients (fish meal, fish oil, soybean meal, wheat grain, wheat by-products, vitamins, and minerals) provided in the prospectus (Table 3). The CF values of Diet-1, 2, 3, and 4 were calculated by multiplying the number of feed ingredients by the unit value (kg CO_{2e}) obtained from the literature (Table 4). In addition to CF coming from feed ingredients, CF for pelleting which sums to 0.13 kg CO_{2e} per kg (Hognes et al., 2011) was also added to CF coming from feed ingredients to find the total CF of diet which summed to 0.97 kg CO_{2e} per kg (Table 4).

Table 1. Feeding and rearing information of rainbow trout.

Feeding days	T (°C)	W/w		Number of RT			Diets	A&V (kg)	FCR
		Size (g)	Σ (kg)	Stock	Live	Dead			
First-year									
Rearing Period (days): 120-150 / Stock (m ³): 50 fish&1.70 kg (initial), 32.50 fish&9.33 kg (harvest)									
30	14-16	30-50	4 250	125 000	122 000	3 000	D1/ 5 000		1.05
30-60	14-10	60-120	9 000	122 000	121 948	52	D2/ 7 500		1.0
60-90	9-10	120-180	16 500	121 948	121 915	33	D3/ 9 000	5&5	1.0
90-120	9-12	150-200	25 500	121 915	121 877	38	D4/10 000		1.05
120-150	12-16	200-250	35 000	121 877	121 800	77	Σ 31 500		1.02
Second-year									
Rearing Period (days): 130-160 / Stock (m ³): 38 fish&1.71 kg (initial), 24.52 fish&6.00 kg (harvest)									
30	13-15.5	45	4 275	95 000	92 150	3 850	D1/ 3 000		1.0
30-60	13-10	60-85	7 275	92 150	92 000	150	D2/ 4 000		1.0
60-100	9-10	100-135	11 250	92 000	91 975	25	D3/ 5 000	5&7.5	1.0
90-130	9-12	150-180	16 250	91 975	91 968	7	D4/ 6 250		1.0
130-160	12-14	200-250	22 500	91 968	91 950	18	Σ 18 250		0.99
Third-year									
Rearing Period (days): 150-175 / Stock (m ³): 34 fish&1.60 kg (initial), 21.93 fish&5.33 kg (harvest)									
30	12-15	25	4 000	85 000	82 300	2 700	D1/ 2 500		0.94
30-50	12-10	50-60	6 500	82 300	82 277	23	D1/ 2 000		
50-80	9-11	80-120	8 000	82 277	82 255	22	D2/ 4 000	4&5	1.0
80-120	12-14	100-150	12 000	82 255	82 250	5	D3/ 4 000		1.0
120-150	14-15	200-250	16 000	82 250	82 250		D4/ 4 250		0.94
150-175	16	250	20 000				Σ 16 750		0.96

Description; RT; rainbow trout, First-year (2016-2017), Second-year (2017-2018), Third-year (2018-2019), DAH; days after hatching, W/w; wet weight, ΣW/w; total wet weight, T; temperature, Diets; commercial diet-D1 (46% CP and 19% CO) D2, D3, D4 (45% CP and 20% CO) A&V; antibiotic & vitamin.

The CF expended for the consumed compound diet was calculated by multiplying the total kg of each diet consumed and the CF values of each diet. A similar approach was also applied in calculating the CF expended for general management, transportation, machinery, and equipment. The CF expended for general management included the CO₂e expended for antibiotics, vitamins, labor, diesel, and oxygen. While calculating the CF expended for transportation, the distance between the hatchery and the farm, the number of fingerlings transported to the farm was taken into account. The CF expended on machinery and equipment was calculated by multiplying the amount of machinery and equipment by the kg CO₂e value of the item and dividing it by its depreciation rate. Total CF expended was the summation of CF expended on feed, general management, transportation, machinery, and equipment (Table 5). While calculating the energy content of the carcass and fillet, the methodology given in Diken et al. (2021) was used. Some calculations used in the study are as follow:

CF expended for kg liveweight gain = total CF expended / weight gain during the feeding period.

CF expended per kg marketed carcass = total CF expended / (total final weight x dressing percentage of carcass).

CF expended per kg marketed fillet = total CF expended / (total final weight x dressing percentage of fillet).

CF expended per Mcal energy deposited in harvested fish = total CF expended / energy deposited in harvested fish during feeding.

CF expended per Mcal energy deposited in carcass = total CF expended / energy deposited in carcass during feeding.

CF expended per Mcal energy deposited in fillet = total CF expended / energy deposited in fillet during feeding.

CF expended per gram of protein deposited in harvested fish = total CF expended / total amount of protein accumulated in the harvested fish.

CF expended per gram of protein deposited in carcass = total CF expended / total amount of protein accumulated in the carcass.

CF expended per gram of protein deposited in fillet = total CF expended / total amount of protein accumulated in the fillet.

CF expended per Mcal of cultural energy expended during production = total CF expended / total cultural energy expended.

CF of FCR_e = total CF of consumed compound diet / total liveweight gain.

CF input for total production, kg, and 1 000 harvested/marketed fish and output for production years are provided in Table 5.

3. RESULTS AND DISCUSSION

This study was conducted at a private farm having a full capacity of 49 tonnes/year, however, the farm used 71.43, 45.9, and 40.82% of its full capacity for the first, second and third year, respectively with an overall average of 52.72% (Table 1). Our overall capacity use (52.72%) was similar to that of the project capacity of inland waters of Turkey which was 59.86% (GDFA, 2021).

CF input for total production, kg, and 1 000 harvested/marketed fish are given in Table 5. CF expended on the compound diet per kg of harvested/marketed fish for the first, second, third year, and the mean of three years was 0.87, 0.78, 0.81, and 0.82 kg CO_{2e}, respectively. When Figure 1 is examined, it is observed that CF expended on consumed compound diet constituted 79.59, 71.73, and 66.42 % of total kg CO_{2e} expenditure for first, second and third year, respectively.

CF shares of Diet-1, 2, 3, and 4 in CF expended on consumed compound diet are given in Figure 2. Compared to the third year, an increasing trend was observed in the CF shares of the compound diets consumed in the first and second years. The reason for this is that in the third year, the initial stocking weight of rainbow trout fingerlings was much lighter (Table 1), thus third-year fingerlings consumed a higher amount of Diet-1. Depending on the fish growth, as the feed consumption increases an increase in CF expended on the compound diet is observed (Figure 2). Ziegler et al. (2021) found that in salmon production, feed constituted 85 % of total CF which had a higher ratio than ours, however, in our study the farm did not use its full capacity.

Considering that CF expended on general management, transportation, machinery, and equipment would not increase much as the farm used full capacity, it would be assumed that if the farm used its full capacity, the share of feed in total CF would increase and reach reported by Ziegler et al. (2021). CF expended on the general management per kg of harvested/marketed fish and per 1 000 harvested/marketed fish is provided in Table 5.

Table 2. Carbon footprint (kg CO₂e) values for inputs and outputs of the rainbow trout cage rearing.

Items	Unit		References
Inputs		MCal unit ⁻¹	
Fish fingerling	kg	1.45	Calculated according to Mehrabi et al. (2012)
Inputs		kg CO ₂ e unit ⁻¹	
Feed & feed ingredients			
<i>fish meal</i>	kg	0.99	Hognes et al. (2011)
<i>fish oil</i>	kg	0.99	Hognes et al. (2011)
<i>soybean meal</i>	kg	0.541	Moe et al. (2014)
<i>wheat grain</i>	kg	0.51	Hognes et al. (2011)
<i>wheat middlings</i>	kg	0.306	Vellinga et al. (2013)
<i>vitamin</i>	kg	1.62	Rotz et al. (2019)
<i>mineral</i>	kg	1.62	Rotz et al. (2019)
<i>pellets production</i>	kg	0.13	Hognes et al. (2011)
Diet-1	kg	0.97	Calculated
Diet-2, 3, 4	kg	0.97	Calculated
Antibiotic	kg	2.02	Ecoinvent database V3.4
Vitamin	kg	1.62	Rotz et al. (2019)
Labour	h	0.70	Nguyen and Hermansen (2012)
Diesel	L	3.11	Robertson et al. (2015)
Oxygen	kg	0.2865	Šulc and Ditl (2021)
Transportation	tonne.km	0.722	Robertson et al. (2015)
Cage net and rope	kg	8.13	Ecoinvent database V3.4
Iron	kg	3.98	Qi et al. (2018)
Boat (<i>sheet iron</i>)	kg	2.45	Ecoinvent database V3.4
Boat (<i>engine iron</i>)	kg	3.98	Qi et al. (2018)
Styrofoam flotation	kg	6.735	Sivakkumar et al. (2020)
Vault (<i>cement</i>)	kg	0.208	Henry et al. (2014)
Vault (<i>iron</i>)	kg	3.98	Qi et al. (2018)
Outputs (per kg of processed fish as)		MCal unit ⁻¹	
Harvested fish		1.93	Calculated according to Welker et al. (2018)
Carcass		1.02	Calculated according to
Fillet		0.72	Tatıl (2019)

The mean of three years for CF expended on the general management per kg of harvested/ marketed fish and per 1 000 harvested/ marketed fish was 0.16 and 39.46, respectively. CF expended on the general management constituted 10.23, 15.13, and 15.46% of total CF expenditure for the first, second, and third year, respectively. CF expended on general management was composed of diesel, labor, oxygen, antibiotics, and vitamins used and each item's share in CF expended on general management was 78.49, 19.36, 1.66, 0.25, and 0.24 %, respectively (Figure 3).

Table 3. Proximate composition of feed ingredients and formulation of compound Diet-1 and Diet-2, 3, and 4*.

Proximate composition of feed ingredients								
P	Fish meal	Fish oil	Soybean meal	Wheat grain	Wheat middlings	Vitamin	Mineral	Σ
CP	66.95	0	46.40	13.08	15.81			
CO	8.83	100	1.09	2.10	3.00			
CA	15.40	0	7.95	2.06	3.64	100	100	
CF	0.70	0	6.08	3.11	6.97			
ME	3 559	8 766	2 712	2 789	2 623			
Constituent of Diet-1 providing (46.0% CP, 19.43% CO, 10.86% CA, 2.16% CF, 3 994.60 ME kg ⁻¹)								
%	50.47	14.48	23.15	9.23	1.67	0.50	0.50	
CP	33.79	0	10.74	1.21	0.26			46.00
CO	4.46	14.48	0.25	0.19	0.05			19.43
CA	7.77	0	1.84	0.19	0.06	0.50	0.50	10.86
CF	0.35	0	1.41	0.29	0.12			2.16
ME	1 796.23	1 269.32	627.83	257.42	43.80			3 994.60
Constituent of Diet-2, 3, and 4 providing (44.99% CP, 20.08% CO, 10.69% CA, 2.11% CF, 4 031.97 ME kg ⁻¹)								
%	50.31	15.12	20.54	10.36	2.67	0.50	0.50	
CP	33.68	0	9.53	1.36	0.42			44.99
CO	4.44	15.12	0.22	0.22	0.08			20.08
CA	7.75	0	1.63	0.21	0.10	0.50	0.50	10.69
CF	0.35	0	1.25	0.32	0.19			2.11
ME	1 790.53	1 325.42	557.04	288.94	70.03			4 031.97

*Diet-1 (46% CP, 19% CO, 10% CA, 1.5% CF, 4 000 Mcal ME kg⁻¹), and Diet-2, 3, and 4 (45% CP, 20% CO, 9.5% CA, 1.7% CF, 4 000 Mcal ME kg⁻¹). The proximate composition of the feed ingredients is taken from IAFFD (2020) and the proximate compositions of the formulation are arranged. P: proximate; CP: crude protein; CO: crude oil; CA: crude ash; CF: crude fiber; ME: metabolic energy. The difference is reflected in the calculation due to rounding.

Table 4. Carbon footprint (kg CO₂e) value of kg of Diet-1, 2, 3, and 4*.

FI	CO ₂ e value (kg CO ₂ e kg ⁻¹) (A)	Diet-1		Diet-2, 3, 4	
		Percent in compound diet (B)	Value (kg CO ₂ e kg ⁻¹) (A*B)/100	Percent in compound diet (C)	Value (kg CO ₂ e kg ⁻¹) (A*C)/100
FM	0.99	50.47	0.50	50.31	0.50
FO	0.99	14.48	0.14	15.12	0.15
SM	0.541	23.15	0.13	20.54	0.11
WG	0.51	9.23	0.05	10.36	0.05
WM	0.306	1.67	0.01	2.67	0.01
V	1.62	0.50	0.01	0.50	0.01
M	1.62	0.50	0.01	0.50	0.01
PP	0.13		0.13		0.13
		Σ	0.97	Σ	0.97

*FI: feed ingredients; FM: fish meal, anchovy; FO: fish oil; SM: soybean meal; WG: wheat grain; WM: wheat middlings; V: vitamin; M: mineral; PP; pellets production. The difference is reflected in the calculation due to rounding.

Table 5. Carbon footprint (CF, kg CO₂e) input for total production, kg and 1 000 harvested/marketed fish and output for production years.

Items	Unit*	First-year	Second-year	Third-year	Mean
CF expended on consumed compound diet	Total	30 434.39	17 632.68	16 184.37	21 417.15
	kg	0.87	0.78	0.81	0.82±0.04
	1 000 fish	249.87	191.76	196.77	212.80±32.20
CF expended on general management	Total	3 913.52	3 718.85	3 767.67	3 800.01
	kg	0.11	0.17	0.19	0.16±0.04
	1 000 fish	32.13	40.44	45.81	39.46±6.89
CF expended on transportation	Total	779.76	116.96	1 299.60	732.11
	kg	0.02	0.01	0.06	0.03±0.03
	1 000 fish	6.40	1.27	15.80	7.82±7.37
CF expended on machinery and equipment	Total	3 113.66	3 113.66	3 113.66	3 113.66
	kg	0.09	0.14	0.16	0.13±0.03
	1 000 fish	25.56	33.86	37.86	32.43±6.27
Total CF expended	Total	38 241.34	24 582.15	24 365.30	29 062.93
	kg*	1.09	1.09	1.22	1.13±0.07
	1 000 fish	313.97	267.34	296.23	292.52±23.53
CF expended for compound diet, Mcal day ⁻¹	Total	255.75	136.69	112.39	168.28
	kg	0.01	0.01	0.01	0.01±0.01
	1 000 fish	2.10	1.49	1.37	1.65±0.39
CF expended per kg liveweight gain		1.24	1.35	1.52	1.37±0.14
CF expended per kg marketed carcass		1.35	1.35	1.50	1.40±0.09
CF expended per kg marketed fillet		1.90	1.90	2.12	1.97±0.13
CF expended per Mcal energy deposited in harvested fish		0.62	0.66	0.74	0.68±0.06
CF expended per Mcal energy deposited in carcass		1.30	1.47	1.68	1.48±0.19
CF expended per Mcal energy deposited in fillet		2.00	2.45	2.82	2.42±0.41
CF expended per gram of protein deposited in harvested fish		7.45	8.08	9.12	8.21±0.84
CF expended per gram of protein deposited in carcass		8.55	9.27	10.47	9.43±0.97
CF expended per gram of protein deposited in fillet		12.04	13.06	14.75	13.28±1.37
CF expended per Mcal of cultural energy expended during production		0.35	0.35	0.36	0.35±0.01
CF of FCR _e		0.99	0.97	1.01	0.99±0.02

*CF: expended per kg harvested fish. SD: standard deviation. The difference is reflected in the calculation due to rounding.

CF expended on transportation per 1 000 harvested/marketed fish for the first, second, the third year, and the mean of three years was 6.40, 1.27, 15.80, and 7.82 Mcal, respectively (Table 5). CF expended on transportation varied among production years and the reason for this was that as mentioned in the materials and methods section, the distance of hatchery varied for years and compound diet was delivered to the farm, and fish were harvested/marketed at the farm meaning that no transportation was involved. Total CF expended on machinery and equipment was the same for three years as each year the same amount of machinery and equipment is used. However, when CF is reported for per kg of harvested/marketed fish and per 1 000 harvested/marketed fish, on average it was 0.13 and 32.43, respectively (Table 5). CF expended on general management and machinery and equipment per kg of harvested/marketed fish and per 1 000 harvested/marketed fish were lowest for

the first year and highest for the third year and the reason for this was that production amount decreased as the year proceeded. Considering that CF expended on machinery and equipment is the same for three years and meaning that it does not change with the production capacity, using a full capacity of 49 tonnes a year would decrease CF per kg of harvested/marketted fish to 0.06. This brings the importance of using full production capacity.

Total CF expended was the sum of CF expended on the compound diet, general management, transportation, machinery, and equipment. Total CF expended per kg of harvested/marketted fish for first, second, the third year, and the average of three years was 1.09, 1.09, 1.22, and 1.13 kg CO₂e, respectively. And total CF expended per 1 000 harvested/marketted fish for the first, second, third year and the mean of three years was 313.97, 267.34, 296.23, and 292.52 kg CO₂e, respectively. In a study determining resource use efficiency and estimation of carbon and water footprints in fish farming systems using life cycle analysis, Hagos (2012) found that cobia cage farm had the highest CF at 8 kg CO₂e/kg fish output, whereas Asian sea bass recirculation farm had the lowest CF at 1.7 kg CO₂e/kg fish output.

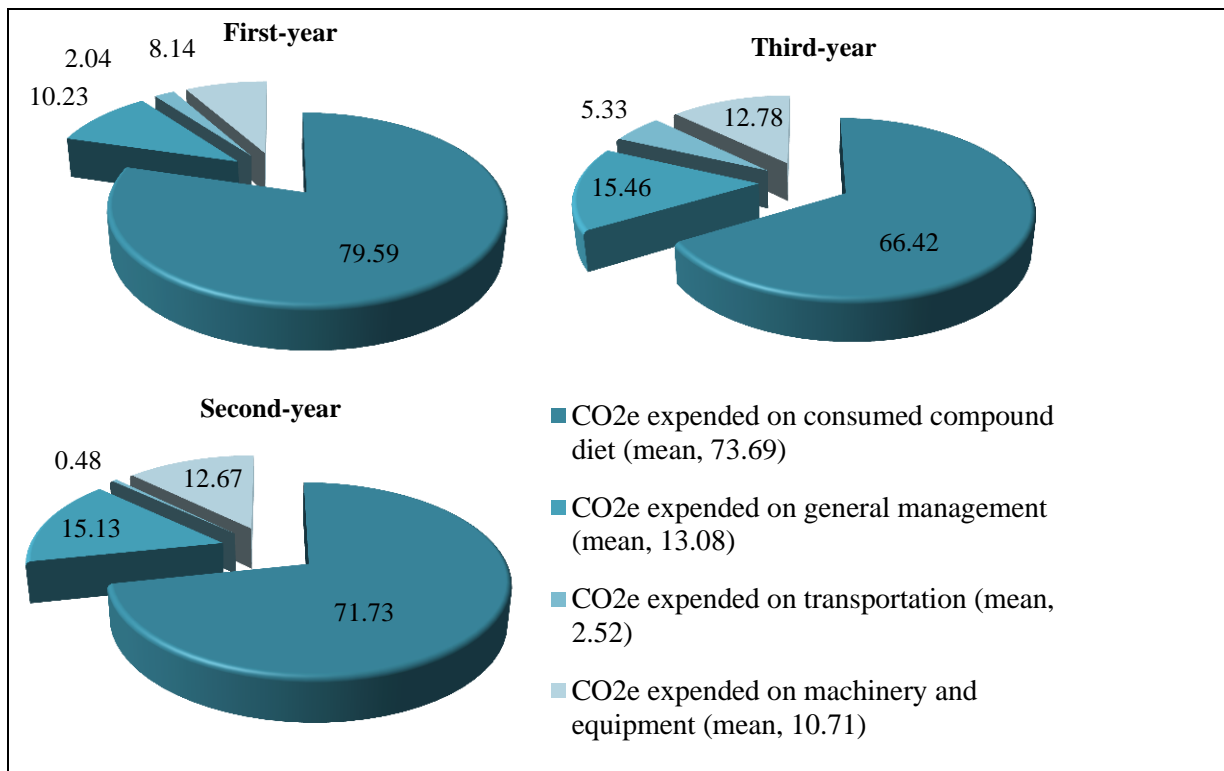


Figure 1. Carbon footprint (kg CO₂e) shares the total expended carbon footprint (kg CO₂e) according to the three-year values (%).

CF expended for a kg of liveweight gain for the first, second and third year was 1.24, 1.35, and 1.52, respectively. It was observed that as the farms had higher use of full capacity, they had lower values for CF expended for a kg of liveweight gain. Pelletier and Tyedmers (2007) reported that cultured Atlantic salmon required 1.2-2.7 kg of CO₂e per kg liveweight and their results were similar to ours.

CF expended for a kg of carcass and fillet on average was 1.69 and 2.39, respectively, and this value was in agreement with Boyd (2013) who reported that CF for per kg of meat for aquacultured fish was 2-7 kg CO₂e/kg meat. On the other hand, Robb et al. (2017) reported similar values to ours for the striped catfish culture system but lower values for carp culture and Nile tilapia. Our values were higher than those reported by Srinivasa et al. (2016) who researched the composite fish culture,

shrimp culture, seabass, and by Kauffman et al. (2018) who researched shrimp in the pond. The reason for the difference in our and their values stem from the species used and production system. Our system was more intensive than theirs.

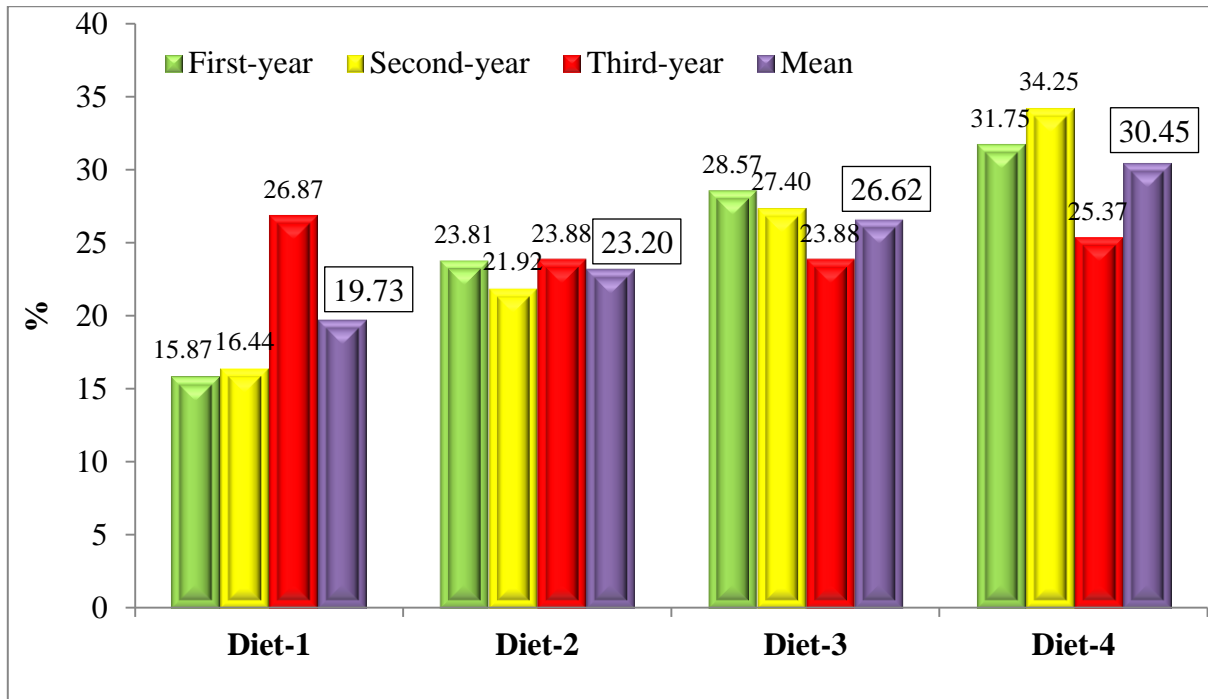


Figure 2. Carbon footprint (kg CO₂e) shares of Diet-1, 2, 3, and 4 in carbon footprint (kg CO₂e) expended on consumed compound diet (%).

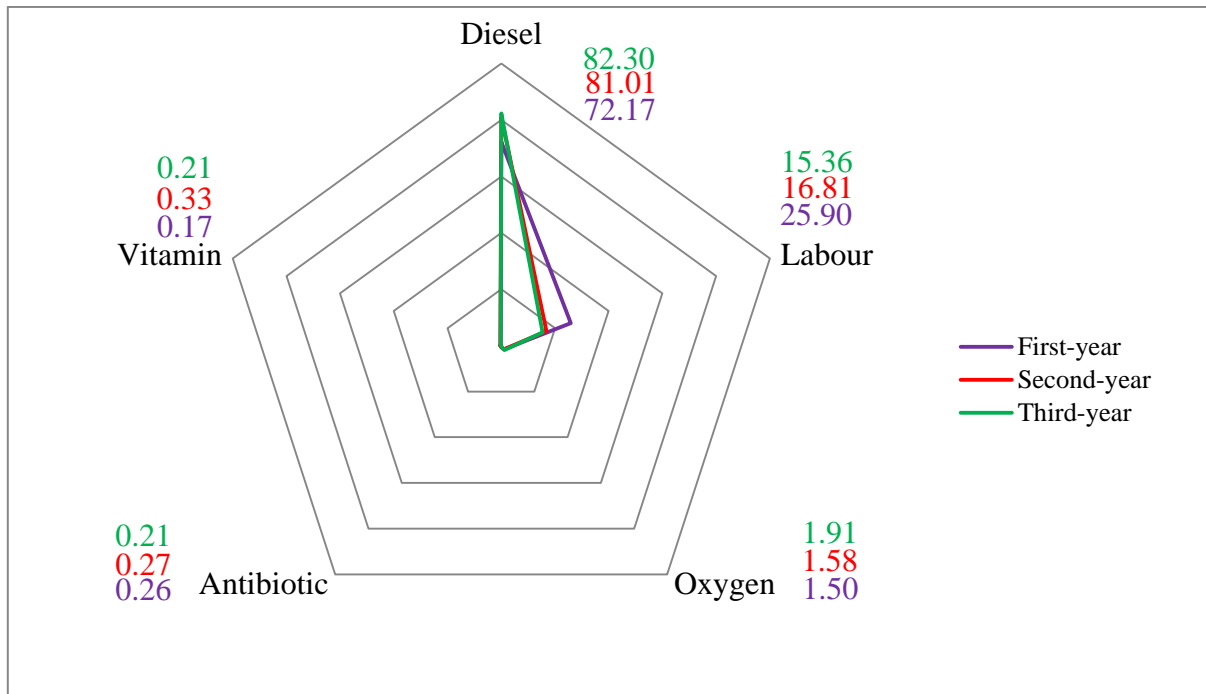


Figure 3. Contribution of each item to carbon footprint (kg CO₂e) expended on the general management (%).

CF expended for harvested fish was lower than that reported for sheep, beef, cow, pork, and poultry (Nemry et al., 2001; Rotz et al., 2010; Rotz et al., 2019). CF expended for kg marketed carcass was 1.35, 1.35, 1.50, and 1.40 for first, second, third year and the mean of three years, respectively (Table

5) and this was around 41 % higher than that expended for kg marketed fillet and the reason for this is the dressing percentage for carcass and fillet (81 % vs 57.5 %). Compared to CF expended for a kg of harvested fish, CF increased 24 and 74 %, as the harvested fish was processed into carcass and fillet (1.13 vs 1.40 vs 1.97). On average CF expended per Mcal energy deposited in harvested fish was 0.68, and this value increased 118 and 256 %, as the harvested fish was processed into carcass and fillet (0.68 vs 1.48 vs 2.42). On average CF expended per gram of protein deposited in harvested fish was 8.21, and this value increased 15 and 62 %, as the harvested fish was processed into carcass and fillet (8.21 vs 9.43 vs 13.28). Protein retention efficiency defined as the unit of protein produced per unit of protein fed was 31, 21, 18, and 15 %, for salmon, chicken, pork, and beef, respectively (MH, 2017), indicating that salmon produce twice the amount of protein as beef per unit of protein fed, therefore representing an attractive, alternative source of meat protein (Boyd et al., 2020). In our study, protein retention efficiency for harvested fish, carcass, and the fillet was around 36, 31, and 22 % respectively, showing that rainbow trout is also a good converter of feed protein into edible meat protein. According to the CF expended for the carcass and fillet, in terms of traceability of the CF, bringing the fillet waste products into the circular economy as a recycling source will support the sustainability of the blue economy.

CF expended per Mcal of cultural energy expended during production was on average 0.35, meaning that for each 2.86 Mcal cultural energy expenditure during the production period kg CO_{2e} was expended. This shows the interrelationship between carbon emission and cultural energy use as they both depend on external energy (fossil fuel) input. We propose the calculation of CF of FCR_e, which is calculated as total CF of consumed compound diet / total liveweight gain, as an approach similar to the FCR value in the sustainability of aquaculture. With this approach, one can interrelate FCR with CF stemming from feed intake. The three-year mean of the CF of FCR_e value was calculated as 0.99 kg CO_{2e}.

When the results of the study are compared with other sectors, it can be concluded that the aquaculture sector contributes little to GHG emissions (Swaminathan, 2012) and aquaculture can be considered as a low carbon economy (Pernet and Browman, 2021). Creating risk assessment reports of fisheries and aquaculture (Diken, 2020), covering plans for climate change adaptation studies (Kalıpcı et al. 2021), and determining the carbon footprint on a sectorial basis will be an important evaluation criterion for decision-makers in the protection and evaluation of aquaculture potential.

FUNDING

There was no funding for the research.

CONFLICT of INTEREST

The authors declare that they have no conflict of interest

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Other than data collection which was collected by İsmail Can and Gürkan Diken, other parts were equally shared by Gürkan Diken and Hayati Kaknoroğlu

ETHICAL STATEMENTS

In this study, animals are not used.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The data used to support the findings of this study are included in the article.

REFERENCES

- Alley, R., Berntsen, T., Bindoff, N. L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Friedlingstein, P., ... & Zwiers, F. (2007). Climate change 2007: The physical science basis. *Summary for policymakers, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva*. (Accessed 15 August 2021). https://www.slvwd.com/sites/g/files/vyhlf1176/f/uploads/item_10b_4.pdf
- Angel, D., Jokumsen, A. & Lembo, G. (2019). Aquaculture production systems and environmental interactions, 103-118pp. In: *Organic Aquaculture Impacts and Future Developments*, Lembo, G., Mente E. (Eds.), 192p. Springer, Gewerbestrasse. Switzerland.
- Boyd, CE. (2013). Assessing the carbon footprint of aquaculture. Pond aquaculture often is carbon dioxide neutral. (Accessed 02 October 2021). <https://www.globalseafood.org/advocate/assessing-carbon-footprint-of-aquaculture/>
- Boyd, C.E., D'Abramo, L.R., Glencross, B.D., Huyben, D.C., Juarez, L.M., Lockwood, G.S., McNevin, A.A., Tacon, A.G.J., Teletchea, F., Tomassa Jr, J.R., Tucker, C.S. & Valenti, W.C. (2020). Achieving sustainable aquaculture: Historical and current perspectives and future needs and challenges. *Journal of the World Aquaculture Society*, 51(3), 578-633. <https://doi.org/10.1111/jwas.12714>
- Cochrane, K., De Young, C., Soto, D. & Bahri, T. (2009). Climate change implications for fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries and aquaculture technical paper*, 530, 212.
- Diken, G. (2020). Antropojenik İklim Değişikliğinin Balıkçılık ve Su Ürünleri Üzerine Etki ve Yönetim Stratejilerine Genel Bir Bakış. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 5(3), 295-303. <https://doi.org/10.35229/jaes.718925>
- Diken, G., Köknaroğlu, H. & Can, İ. (2021). Cultural energy use and energy use efficiency of a small-scale rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) cage farm in the inland waters of Turkey: A case study from Karacaören-I Dam Lake. *Aquaculture Studies*, 21(1), 31-39. http://doi.org/10.4194/2618-6381-v21_1_04
- FAO (2021). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Fisheries and aquaculture department fishery statistical collections global aquaculture production. (Accessed 12 August 2021). <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/en>
- GDFA (2021). Republic of Turkey Ministry of Agriculture and Forestry, General Directorate of Fisheries and Aquaculture. Su ürünleri istatistikleri Ankara-2021. (Accessed 12 August 2021). <https://www.tarimorman.gov.tr/BSGM/Belgeler/Icerikler/Su%20%C3%9Cr%C3%BCnleri%20Veri%20ve%20D%C3%B6k%C3%BCmanlar%C4%B1/Su-Urunleri-%C4%B0statistikleri-temmuz-2021-1.pdf>
- Henry, A.F., Elambo, N.G., Tah, J.H.M., Fabrice, O.E. & Blanche, M.M. (2014). Embodied energy and CO₂ analyses of mud-brick and cement-block houses. *AIMS's Energy*, 2(1), 18-40.
- Henriksson, P.J.G., Tran, N., Mohan, C.V., Chan, C.Y., Rodriguez, U.P., Suri, S., Mateos, L.D., Utomo, N.B.P., Hall, S., Phillips, M.J. (2017). Indonesian aquaculture futures—Evaluating environmental and socioeconomic potentials and limitations. *Journal of Cleaner Production*, 162, 1482-1490. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.133>
- Hagos, K.W. (2012). Survey of resource use efficiency and estimation of carbon and water footprints in fish farming systems using life cycle analysis. University of Rhode Island. Kingston, USD, 225pp.
- Hognes, E.S., Ziegler, F. & Sund, V. (2011). Carbon footprint and area use of farmed Norwegian salmon (SINTEF Fisheries and Aquaculture Report: A22673). <http://hdl.handle.net/11250/2479729>
- Hu, Z., Wu, S., Ji, C., Zou, J., Zhou, Q. & S. Liu. (2016). A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in southeast China.

- Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 1505-1515.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-5383-9>
- IAFFD (2020). The International Aquaculture Feed Formulation Database. Feed ingredient composition database. (Accessed 8 April 2020). <https://www.iaffd.com/feed.html?v=4.3>
- Kalıpcı, E., Başer, V., Türkmen, M., Nihal, G.E.N. Ç. & Cüce, H. (2021). Türkiye Kıyılarında Deniz Suyu Sıcaklık Değişiminin CBS ile Analizi ve Ekolojik Etkilerinin Değerlendirilmesi. *Doğal Afetler ve Çevre Dergisi*, 7(2), 278-288. <https://doi.org/10.21324/dacd.829938>
- Kauffman, J.B., Bernardino, A.F., Ferreira T.O., Bolton, N.W., Gomes, L.E.D.O. & Nobrega, G.N. (2018). Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. *Ecology and Evolution*, 8(11):5530-5540. <https://doi.org/10.1002/ece3.4079>
- Liu, Y., Rosten, T.W., Henriksen, K., Hognes, E.S., Summerfelt, S. & Vinci, B. (2016). Comparative economic performance and carbon footprint of two farming models for producing Atlantic salmon (*Salmo salar*): Land-based closed containment system in freshwater and open net pen in seawater. *Aquacultural Engineering*, 71, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.01.001>
- MacLeod, M. J., Hasan, M. R., Robb, D. H. & Mamun-Ur-Rashid, M. (2020). Quantifying greenhouse gas emissions from global aquaculture. *Scientific reports*, 10(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68231-8>
- MH (2017). Marine Harvest ASA. Salmon farming industry handbook 2017. (Accessed 02 October 2021). <http://hugin.info/209/R/2103281/797821.pdf>
- Moe, A., Koehler-Munro, K., Bryan, R., Goddard, T. & Kryzanowski, L. (2014, October). Multi-criteria decision analysis of feed formulation for laying hens. In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, San Francisco, CA, USA* (pp. 8-10).
- Mehrabi, Z., Firouzbakhsh, F., & Jafarpour, A. (2012). Effects of dietary supplementation of synbiotic on growth performance, serum biochemical parameters and carcass composition in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings. *Journal of animal physiology and animal nutrition*, 96(3), 474-481. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0396.2011.01167.x>
- Nemry, F., Theunis, J., Brechet, T. & Lopez, P. (2001). Greenhouse gas emissions reduction and material flows. Institute Wallan, Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, Belgium.
- Nguyen, T.L.T., & Hermansen, J.E. (2012). System expansion for handling co-products in LCA of sugar cane bio-energy systems: GHG consequences of using molasses for ethanol production. *Applied energy*, 89(1), 254-261. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.07.023>
- Pelletier, N. & Tyedmers, P. (2007). Feeding farmed salmon: is organic better? *Aquaculture*, 272(1-4), 399-416. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.06.024>
- Pernet, F. & Browman, H.I. (2021). The future is now: marine aquaculture in the anthropocene. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), 315–322. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa248>
- Qi, Z., Gao, C., Na, H. & Ye, Z. (2018). Using forest area for carbon footprint analysis of typical steel enterprises in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 132, 352-360. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.05.016>
- Raul, C., Pattanaik, S.S. & Prakash, S. (2020). Greenhouse Gas Emissions from Aquaculture Systems. *World aquaculture*, 57-61.
- Robb, D.H., MacLeod, M., Hasan M.R. & Soto, D. (2017). Greenhouse gas emissions from aquaculture: a Life Cycle Assessment of three Asian systems. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 609, Rome.

- Robertson, K., Symes, W. & Garnham, M. (2015). Carbon footprint of dairy goat milk production in New Zealand. *Journal of dairy science*, 98(7), 4279-4293. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-9104>
- Rotz, C.A., Montes, F. & Chianese, D.S. (2010). The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of dairy science*, 93(3), 1266-1282. <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2162>
- Rotz, C.A., Asem-Hiablle, S., Place, S. & Thoma, G. (2019). Environmental footprints of beef cattle production in the United States. *Agricultural systems*, 169, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.11.005>
- Shahid, S.A. & Behnassi, M. (2014). Climate change impacts in the Arab Region: review of adaptation and mitigation potential and practices 15-38pp. In: *Vulnerability of Agriculture, Water and Fisheries to Climate Change: Toward Sustainable Adaptation Strategies*, Behnassi, M., Ramachandran, G., Muteng'e M.S., Shelat, K.N. (Eds), 336p. Springer; Dordrecht, Nederland.
- Sivakkumar, S.N., Shankar, D.S., Yahiyakhan, J., Venkatachalam, M.N., Shanmugam, D. & Mangottiri, V. (2020, November). A Sustainable Approach to the Prevalent Problems in Tactical Urban Construction of Temporary Structures. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 955, No. 1, p. 012013). IOP Publishing.
- Sonesson, U., Davis, J. & Ziegler, F. (2010). Food production and emissions of greenhouse gases: an overview of the climate impact of different product groups.
- Srinivasa Rao, Ch., Prabhakar, M., Maheswari, M., Srinivasa Rao, M., Sharma, K.L., Srinivas, K., Prasad, J.V.N.S., Rama Rao, C.A., Vanaja, M., Ramana, D.B.V., Gopinath, K.A., Subba Rao, A.V.M., Rejani, R., Bhaskar, S., Sikka A.K. & Alagusundaram, K. (2016). National Innovations in Climate Resilient Agriculture (NICRA), Research Highlights 2015-16. Central Research Institute for Dryland Agriculture, Hyderabad, India.
- Swaminathan, M.S. (2012). Aquaculture and sustainable nutrition security in a warming planet, Keynote Address 1. In R.P. Subasinghe, J.R. Arthur, D.M. Bartley, S.S. De Silva, M. Halwart, N. Hishamunda, C.V. Mohan & P. Sorgeloos, eds. *Farming the Waters for People and Food*. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010, Phuket, Thailand. 22–25 September 2010. pp. 3–19. FAO, Rome and NACA, Bangkok.
- Šulc, R. & Ditl, P. (2021). A technical and economic evaluation of two different oxygen sources for a small oxy-combustion unit. *Journal of Cleaner Production*, 309, 127427. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127427>
- UN (2021). United Nations. Climate Action, What Is Climate Change? (Accessed 14 August 2021). <https://www.un.org/en/climatechange/what-is-climate-change>
- Tatlı T. (2019). Bor mineralinin Gökkuşluğu Alabalığının (*Oncorhynchus mykiss*) büyüme performansına ve besin kompozisyonuna etkileri. M.Sc. Thesis, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Vellinga, T.V., Blonk, H., Marinussen, M., Van Zeist, W.J. & Starmans, D.A.J. (2013). *Methodology used in feedprint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization* (No. 674). Wageningen UR Livestock Research.
- Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J. & Løkke, S. (2008). Carbon footprint: a catalyst for life cycle assessment?. *Journal of Industrial Ecology*, 12(1), 3-6. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00005.x>
- Welker, T. L., Overturf, K., Abernathy, J., Barrows, F. T., & Gaylord, G. (2018). Optimization of dietary manganese for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, fed a plant-based diet. *Journal of the World Aquaculture Society*, 49(1), 71-82. <https://doi.org/10.1111/jwas.12447>

Ziegler, F., Winther, U., Hognes, E.S., Emanuelsson, A., Sund, V. & Ellingsen, H. (2021). Greenhouse gas emissions of Norwegian seafoods: From comprehensive to simplified assessment. *Journal of Industrial Ecology*. *Journal of Industrial Ecology*, 1-12. <https://doi.org/10.1111/jiec.13150>

Acta Aquatica Turcica

(e-ISSN: 2651-5474)

Copyright Release Form

Manuscript Submit Date:/...../.....

Manuscript Title :

The author(s) warrant(s) that;

- The manuscript is original and is not being forwarded for publish and assessment to publication elsewhere after sending *Acta Aquatica Turcica* (Acta Aqua.Tr.)
- The publishing, printing and distribution of the article is belong to the legal entity under name *Acta Aquatica Turcica* (Acta Aqua.Tr.).
- The written and visual materials such as the text, tables, figures and graphics etc. of the manuscript don't contain any copyright infringement, and the all legal permissions for them have been taken by the author(s).
- The all scientific, ethic and legal responsibility of the article is belong to author(s).

Notwithstanding the above, the Contributor(s) or, if applicable the Contributor's Employer, retain(s) all proprietary rights other than copyright, such as

- ✓ The patent rights,
- ✓ The using rights of the all authors will be published in book or other work without paying fees,
- ✓ The rights to reproduce the article for their own purposes provided are not sell under the seal of secrecy of distribution rights, and in accordance with the following conditions has been accepted by us.

Full Name, Address of Corresponding Author:

E-Mail : Signature :

Full Name	Address	Signature

Acta Aquatica Turcica
Phone : +90 246 2146401 Fax: +90 246 2146445
<http://dergipark.org.tr/actaquatr>
actaquatr@isparta.edu.tr

Author Guidelines

PAGE SIZE

Page should be A4 (21 cm x 29.7 cm) size.

MARGINS

Top: 2.5 cm Right: 2.5 cm Left: 2.5 cm Bottom: 2.5 cm Gutter: 0 cm

TEXT FORMATING

Font : Times New Roman
Font size : 12-point
Alignment : Justified
Indent : 1.25 cm
Line spacing : 2
Line numbers : Continuously throughout the manuscript
Page numbers : Automatic numbered in the bottom center of the pages

TITLE PAGE

The title page should be uploaded to the system separately from the manuscript file. The title page should contain only the following information.

- *Title*

Title should be brief and informative reflecting the study. Abbreviations and formulae usage is not recommended.

- *Running title*

A short (running) title with a maximum of 75 characters should be given to reflect the title.

- *Authors names*

Name and surnames of the authors should be indicated clearly. Accuracy of the names spelling should be checked before submission.

- *Institution*

Format used: University/Institution, Faculty, Department, Province-COUNTRY

Example: Isparta University of Applied Sciences, Eğirdir Fisheries Faculty, Department of Aquaculture, Isparta-TURKEY

- *Corresponding author*

Please indicate the corresponding author who will be responsible for all the stages of publication, review, and post-publication. Contact information and mailing address of corresponding author should be given in the title page.

*Corresponding Author: Name Surname, e-mail: ...

- *ORCID's of the authors*

ORCID's of the authors should be identified. Please visit <https://orcid.org> to register an ORCID.

MANUSCRIPT FORMAT

Manuscripts in original articles, short communication, case report and reviews should be prepared in accordance with the format below*.

Original Article	Short Communication	Case Report	Review Article
Title Short title Authors Institutions Corresponding author e-mail ORCID's of the authors Title Abstract Keywords Turkish title* Turkish abstract* Turkish keywords*			
1. Introduction			
2. Material and Methods	2. FREE CONTENT	2. Case Report	2. FREE CONTENT
3. Results			
4. Discussion	3. Discussion		
5. Conclusion	4. Conclusion		
Acknowledgement			
Funding			
Conflict of Interest			
Author Contributions			
Ethical Statements			
Data Availability Statement			
References			

* **Note:** Turkish title, abstract and keywords supports are provided for non-Turkish authors.

ABSTRACT

Abstract should concisely contain the purpose of the study, the methods used, the prominent findings, and its contribution to the literature. It should be written both in Turkish and English with a maximum of 300 words.

KEYWORDS

Keywords should be chosen from words that are not included in the title and reflect the study. At least 3 (three), maximum 5 (five) keywords should be specified. There should be a comma (,) between words and a dot (.) after the last word.

Keywords: CITES, aquaponics, production protocol, mortality, immunology.

DECIMAL NUMBERS

Comma “,” should be used in Turkish manuscripts and dot “.” should be used in English manuscripts.

Turkish: %10,25

English: 10.25%

SCIENTIFIC NAMES

The species name should be given without abbreviation (*Cyprinus carpio*) in the first place in the text, and then the genus name should be abbreviated (*C. carpio*).

TABLES

The table title should be positioned above the table and should be written concisely. Abbreviations used in the table should be explained below the table. The table must be in the form of a straight guide, with no special design applied. Authors are encouraged to convey the table contents to the reader in the table footer, independently of the article. Font size for footers should be 10 points. Tables should be cited in the text as Table 1, Table 2, etc. The tables should be given in the nearest place where it cited. Tables must be editable. Tables in screenshot or picture format are not accepted.

FIGURES

The figure title should be short and concise, centered at the bottom of the figure. Figures should have a minimum resolution of 300 DPI. Figures should be cited in the text as Figure 1, Figure 2, etc. The figures should be given in the nearest place where it cited.

ACKNOWLEDGEMENT

In this section, those who help to the conduct the study apart from financial support, are indicated.

Example: The authors thank Ahmet Taş (Isparta University of Applied Sciences, Turkey) for his helps during the laboratory part of the study.

FUNDING

In this section, institutions that provide financial support to the conduct of the study are indicated using the grant number.

Example-1: This study was supported by the Scientific Research Projects Coordination Unit of Isparta University of Applied Sciences grant 3241-E2-14.

Example-2: No financial support was received for the present study.

CONFLICT OF INTEREST

Conflicts of interest of the author(s), if any, are indicated in this section.

Example: The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

The contributions of each author to the relevant stages of the study are indicated by using each work package and the first letters of the name and surname.

Example:

Fiction: IT; Literature: KL, TN; Methodology: CT, FU; Performing the experiment: FM, CT, FU; Data analysis: FU, TA; Manuscript writing: CT, FU, Supervision: CT. All authors approved the final draft.

ETHICAL APPROVAL STATEMENTS

The ethics committee approvals obtained for the study are indicated with information of institute, date, and number. Manuscripts that are not declare, although they require the Local Ethics Committee Approval in studies conducted

with vertebrates, and the Approval for Ethics Committee Approval of Non-Interventional Investigates in survey/interview studies will not be considered for scientific evaluation.

Example-1: Local Ethics Committee Approval was not obtained because experimental animals were not used in this study.

Example-2: This study was conducted with the approval of Animal Experiments Local Ethics Committee of Isparta University of Applied Sciences (Date: 01.07.2010, No: 21438139-147).

DATA AVAILABILITY STATEMENT

In this section, data availability statement should be declared by the authors regarding the anonymous availability of the data used in the manuscript. Acta Aequatica Turcica encourages authors to share research data used.

Example-1: The data that support the findings of this study are openly available in Figshare at <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.11815566.v1>

Example-2: The data used in the present study are available upon request from the corresponding author. Data is not available to the public due to privacy or ethical restrictions.

Example-3: Data supporting the findings of the present study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Example-4: Data sharing is not applicable for the present study as no new data was created or analyzed.

Example-5: Research data is not shared.

Example-6: Data supporting the findings of the present study are available in the supplementary material to this article.

CITATIONS

Citations are written in the following formats, in the order of the year, separated by a semicolon (;).

- Single author

(Author, Year)

-- It is thought to be ... (Küçük, 2008; Güçlü, 2018a; Güçlü, 2018b).

-- According to Küçük (2008), ...

- Two authors

(Author-1 and Author-2, Year)

-- They are among the important parameters (Küçük and Güçlü; 2001; Ekici and Koca, 2021a; Ekici and Koca, 2021b).

-- According to Ekici and Koca (2021b),...

- Three or more authors

(Author-1 et al., Year)

-- It can be repeated periodically (Yiğit et al., 2006a; Yiğit et al., 2006b; Boyacı et al., 2020).

-- According to Boyacı et al. (2020),...

REFERENCES LIST

References should be indented 1.25 cm from the second line and should be prepared according to APA version 7. Ideally, the names of all authors should be provided. Usage of "et al" in long author lists (more than 10) will also be accepted. Except for special uses, only the first letter of the title of all references should be capitalized, and all words in the names of the sources (journal, publishing house and congress) should be written with a capital letter.

1-Journal articles

The name of the journal (*italic*) without shortening, volume (*italic*), issue, page numbers and DOI number having an active link should be specified.

Petrauskienė, L., Utevskaja, O., & Utevskij, S. (2009). Can different species of medicinal leeches (*Hirudo* spp.) interbreed? *Invertebrate Biology*, 128(4), 324-331. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2009.00180.x>

Wagenaar, D. A., Hamilton, M. S., Huang, T., Kristan, W. B., & French, K. A. (2010). A hormone-activated central pattern generator for courtship. *Current Biology*, 20(6), 487-495. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.02.027>

2-Book

The title of book should be written in *italic*, and it should be followed with Publisher information.

Nesemann, H., & Neubert, E. (1999). *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag.

Sawyer, R. T. (1986). *Leech biology and behavior*. Oxford University Press.

3-Book section

The title of the chapter should be normal, the title of the book should be in *italic*, the editor(s), the page numbers of the section, the publisher and the DOI number (if available) having active link should be included.

Le Couteur, D., Kendig, H., Naganathan, V., & McLachlan, A. (2010). The ethics of prescribing medications to older people. In S. Koch, F. M. Gloth, & R. Nay (Eds.), *Medication management in older adults* (pp. 29-42). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-457-9_3

McCormack, B., McCance, T., & Maben, J. (2013). Outcome evaluation in the development of person-centred practice. In B. McCormack, K. Manley, & A. Titchen (Eds.), *Practice development in nursing and healthcare* (pp. 190-211). John Wiley & Sons.

4-Web pages / Online documents

The title of the page should be in *italic*, the name of the website and the active link to the page should be specified.

International Union for Conservation of Nature. (2010). *Chondrostoma nasus*. <https://www.iucnredlist.org/species/4789/97800985>

Wikipedia. (2021). *Toxicology*. <https://en.wikipedia.org/wiki/Toxicology>

5-Dissertations/Thesis

The title of the dissertation/thesis should be in *italic*, its type (Doctoral, Master's, Specialization in Medicine) and the name of the university should be specified.

Filik, N. (2020). Inhibition effect of phenolic compounds on the environmental sensing system of *Aeromonas hydrophila* strains isolated from cultured fish and determination of the clonal relationship between strains by pulsed field gel electrophoresis method. [Doctoral dissertation, Isparta University of Applied Sciences].

Ozdamar, A. M. (2019). Effects on growth and coloration of red pepper supplementation as pigment sources to diets of jewel cichlid (*Hemichromis guttatus*). [Master's thesis, Isparta University of Applied Sciences].

6-Conference, symposium presentations

Event date, presentation title (*italic*), presentation type (Oral presentation, Poster presentation), event name, city and country should be given.

Ceylan, M., Çetinkaya, O. (2017, October 4 - 6). Assessment of population structure and size of medicinal leech *Hirudo verbana*, inhabiting some model wetlands of Turkey [Oral Presentation]. International Symposium on Limnology and Freshwater Fisheries, Isparta, Turkey.

Snoswell, C. (2016, October 31 - November 3). Models of care for store-and-forward teledermatology in Australia [Poster presentation]. 7th International Conference on Successes and Failures in Telehealth, Auckland, New Zealand.

NOTE: Manuscripts that are not prepared in accordance with the journal writing rules will not be considered for scientific evaluation.

Yazım Kuralları

SAYFA BOYUTU

Sayfa A4 (21 cm x 29,7 cm) formatında olmalıdır.

KENAR BOŞLUKLARI

Üst: 2,5 cm Sol: 2,5 cm Alt: 2,5 cm Sağ: 2,5 cm Cilt payı: 0 cm

YAZI STİLİ

Yazı karakteri : Times New Roman
Yazı karakteri büyüklüğü : 12 punto
Paragraf : İki yana yaslı
Paragraf girintisi : 1,25 cm
Satır aralığı : 2
Satır numarası : Metnin tümünde satır numarası atanmalıdır
Sayfa numarası : Sayfaların altına gelecek şekilde otomatik numaralanmış

BAŞLIK SAYFASI

Başlık sayfası, makale dosyasından ayrı olarak sisteme yüklenmelidir. Başlık sayfasında sadece aşağıdaki bilgiler yer almalıdır.

- *Başlık*

Başlık kısa, bilgilendirici ve çalışmayı net olarak yansıtmalıdır. Kısaltma ve formül kullanımı önerilmez.

- *Kısa başlık*

Başlığı yansıtacak şekilde maksimum 75 karakterde kısa bir başlık verilmelidir.

- *Yazarlar*

Yazarların ad ve soyadları kısaltılmadan açık olarak yazılmalıdır. Makale yüklenmeden önce yazar isimlerinin doğruluğu kontrol edilmelidir.

- *Kurum bilgisi*

Kullanılan düzen: Üniversite/Enstitü, Fakülte, Bölüm, İl-ÜLKE

Örnek: Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Yetiştiriciliği Bölümü, Isparta-TÜRKİYE

- *Sorumlu yazar*

Makalenin tüm aşamalarından sorumlu olacak sorumlu yazar belirtilmelidir. Başlık sayfasında sorumlu yazarın iletişim bilgileri ve posta adresi verilmelidir.

*Sorumlu Yazar: Adı Soyadı, e-posta: ...

- *ORCID bilgileri*

Tüm yazarların ORCID bilgileri belirtilmelidir. Lütfen ORCID tanımlaması yapmak için <https://orcid.org> adresini ziyaret ediniz.

MAKALE FORMATI

Araştırma makalesi, kısa makale, olgu sunumu ve derlemeler aşağıdaki formata uygun olarak hazırlanmalıdır.

Araştırma Makalesi	Kısa Makale	Olgu Sunumu	Derleme
Başlık Kısa başlık Yazarlar Kurum bilgileri Sorumlu yazar e-posta adresi ORCID bilgileri Başlık Özet Anahtar kelimeler Title Abstract Keywords 1. Giriş			
2. Materyal ve Metot	2. SERBEST İÇEREİK	2. Olgu Sunumu	2. SERBEST İÇEREİK
3. Bulgular			
4. Tartışma	3. Tartışma		
5. Sonuç	4. Sonuç		
Teşekkür			
Finans			
Çıkar Çatışması Beyanı			
Yazar Katkıları			
Etik Onay Beyanı			
Veri Kullanılabilirlik Beyanı			
Kaynaklar			

ÖZET

Özet, çalışmanın amacını, kullanılan metotları, öne çıkan bulguları ve literatüre katkısını öz bir şekilde içermelidir. Hem Türkçe hem de İngilizce dillerinde maksimum 300 kelime olacak şekilde yazılmalıdır.

Not: Türk olmayan yazarlar için Türkçe Özet desteği sağlanmaktadır.

ANAHTAR KELİMELELER

Anahtar kelimeler başlıkta yer almayan, çalışmayı yansıtacak kelimelerden seçilmelidir. En az 3 (üç), en çok 5 (beş) kelime belirtilmeli; kelimeler aralarında virgül (,) son kelimedenden sonra ise nokta (.) gelmelidir.

Anahtar kelimeler: CITES, akuaponik, üretim protokolü, mortalite, immünoloji.

ONDALIK GÖSTERİM

Türkçe makalelerde “,” (virgül) İngilizce makalelerde ise “.” (nokta) olmalıdır.

Türkçe: %10,25

İngilizce: 10.25%

LATİNCE GÖSTERİM

Tür ismi, metinde ilk geçtiği yerde kısaltılmadan (Cyprinus carpio), sonrasında ise cinsi ismi kısaltılarak (C. carpio) verilmelidir.

TABLolar

Tablo başlığı, tablonun üstüne gelecek şekilde kısa ve öz olmalıdır. Tabloda yer alan kısaltmalar tablonun altında açıklanmalıdır. Tablo özel bir tasarım uygulanmamış, düz kılavuz şeklinde olmalıdır. İhtiyaç bulunması halinde tablo içi metinde yazı karakteri büyüklüğü 10 puntoya kadar düşürülebilir. Tablolara metin içinde Tablo 1, Tablo 2, ... şeklinde atıf yapılmalıdır. Tablolar, alıntılı oldukları yere en yakın yerde verilmelidir.

Tablolar düzenlenebilir olmalıdır. Ekran görüntüsü veya resim formatındaki tablolar kabul edilmemektedir.

ŞEKİLLER

Şekil başlığı, şeklin altına ortalanmış olarak kısa ve öz olmalıdır. Şekiller minimum 300 DPI çözünürlükte olmalıdır. Şekillere metin içinde Şekil 1, Şekil 2, ... şeklinde atıf yapılmalıdır. Şekiller, alıntılı oldukları yere en yakın yerde verilmelidir.

TEŞEKKÜR

Bu bölümde finansal destek dışında çalışmanın yürütülmesine katkı sunanlar belirtilir.

Örnek: Yazarlar çalışmanın laboratuvar bölümünde yardım eden Ahmet Taş'a (Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Türkiye) teşekkür etmektedir.

FİNANS

Bu bölümde çalışmanın yürütülmesine finansal destek sağlayan kurumlar destek numarası kullanılarak belirtilir.

Örnek-1: Bu çalışma 3241-E2-14 proje numarası ile Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir.

Örnek-2: Bu çalışmanın yürütülmesinde herhangi bir finans desteği alınmamıştır.

ÇIKAR ÇATIŞMASI BEYANI

Bu bölümde yazarların varsa çıkar çatışmaları belirtilir.

Örnek: Yazarlar, bu çalışmayı etkileyebilecek finansal çıkarlar veya kişisel ilişkiler olmadığını beyan eder.

YAZAR KATKILARI

Bu bölümde isim ve soy ismin ilk harfleri kullanılarak yazarların çalışmanın ilgili aşamalarına yaptıkları katkılar belirtilir.

Örnek:

Kurgu: BT; Metodoloji: CT, FU; Deneyin gerçekleştirilmesi: FM, CT, FU; Veri analizi: FU, TA; Makale yazımı: CT, FU, Denetleme: CT. Tüm yazarlar nihai taslağı onaylamıştır.

ETİK ONAY BEYANI

Bu bölümde çalışmanın yürütülmesinde alınan etik kurul onayının alındığı kurum, tarih ve numarası belirtilir. Omurgalı hayvanlarla yürütülen çalışmalarda Yerel Etik Kurul Onayı, anket/mülakat çalışmalarında ise Girişimsel Olmayan Araştırmalar Etik Kurulu Onayı gerektirdiği halde beyan edilmeyen makaleler bilimsel değerlendirmeye alınmamaktadır.

Örnek-1: Bu çalışmada deney hayvanları kullanılmaması nedeniyle Yerel Etik Kurul Onayı alınmamıştır.

Örnek-2: Bu çalışma Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Hayvan Deneyleeri Yerel Etik Kurul onayı ile yürütülmüştür (Tarih: 01.07.2010, No: 21438139-147).

VERİ KULLANILABİLİRLİK BEYANI

Bu bölümde makalede kullanılan verilerin anonim kullanılabilirliğine ilişkin beyanda bulunulmalıdır. Acta Aquatica Turcica dergisi, yazarları araştırma verilerini paylaşmaya teşvik etmektedir.

Örnek-1: Bu çalışmada kullanılan veriler Figshare platformunda <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.11815566.v1> DOI adresi ile erişime açıktır.

Örnek-2: Bu çalışmada kullanılan verilere ilgili yazardan talep üzerine erişilebilir. Veriler, gizlilik veya etik kısıtlamalar nedeniyle kamuya açık değildir.

Örnek-3: Bu çalışmada kullanılan veriler makul talep üzerine ilgili yazardan temin edilebilir.

Örnek-4: Bu çalışmada yeni veri oluşturulmadığı veya analiz edilmediği için veri paylaşımı bu makale için geçerli değildir.

Örnek-5: Araştırma verileri paylaşılmaz.

Örnek-6: Bu çalışmada kullanılan veriler bu makalenin ekinde mevcuttur.

ATIFLAR

Atıflar yıl sırasına göre ve aralarında noktalı virgül (;) olacak şekilde aşağıdaki formatlarda yazılır:

- Tek yazar:

(Yazar, yıl)

-- ... olduğu düşünülmektedir (Küçük, 2008; Güçlü, 2018a; Güçlü, 2018b).

-- Küçük (2008)'e göre ...

- İki yazar:

(Yazar-1 ve Yazar-2, yıl)

-- ... önemli parametreler arasında yer almaktadır (Küçük ve Güçlü; 2001; Ekici ve Koca, 2021a; Ekici ve Koca, 2021b).

-- Ekici ve Koca (2021b)'a göre ...

- Üç ve daha çok yazar:

(Yazar vd., yıl)

-- ... dönemsel olarak tekrarlayabilmektedir (Yiğit vd., 2006a; Yiğit vd., 2006b; Boyacı vd., 2020)

-- Boyacı vd. (2020)'e göre ...

KAYNAKLAR

Kaynaklar APA 7. versiyona göre yazılmalıdır. Tüm yazarların isimleri verilmelidir, ancak 10. yazardan sonra "vd." kısaltması da kabul edilmektedir. Özel kullanımlar hariç olmak üzere tüm eser türlerinde eser isminin sadece ilk harfi büyük, eserin yayınlandığı veya sunulduğu dergi, yayınevi, kongre isimlerinde geçen tüm kelimeler büyük harfle başlanarak yazılmalıdır.

1-Makale

Dergi ismi kısaltılmadan (italik), cilt (italik), sayı, sayfa numaraları ve aktif link içerecek şekilde DOI numarasına yer verilmelidir:

Petrauskienė, L., Utevskaya, O., & Utevsky, S. (2009). Can different species of medicinal leeches (*Hirudo* spp.) interbreed? *Invertebrate Biology*, 128(4), 324-331. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2009.00180.x>

Wagenaar, D. A., Hamilton, M. S., Huang, T., Kristan, W. B., & French, K. A. (2010). A hormone-activated central pattern generator for courtship. *Current Biology*, 20(6), 487-495. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.02.027>

2-Kitap

Kitap başlığı italik olacak şekilde ve yayın kuruluş ismi olacak şekilde verilmelidir.

Nesemann, H., & Neubert, E. (1999). *Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag.

Sawyer, R. T. (1986). *Leech biology and behavior*. Oxford University Press.

3-Kitap bölümü

Bölüm başlığı normal, kitap başlığı italik olacak şekilde, editör(ler), bölümün sayfa numaraları, yayıncı kuruluş ve varsa aktif link içerek şekilde DOI numarasına yer verilmelidir:

Le Couteur, D., Kendig, H., Naganathan, V., & McLachlan, A. (2010). The ethics of prescribing medications to older people. In S. Koch, F. M. Gloth, & R. Nay (Eds.), Medication management in older adults (pp. 29-42). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-457-9_3

McCormack, B., McCance, T., & Maben, J. (2013). Outcome evaluation in the development of person-centred practice. In B. McCormack, K. Manley, & A. Titchen (Eds.), Practice development in nursing and healthcare (pp. 190-211). John Wiley & Sons.

4-Web sitesi

Sayfa başlığı italik, websitesinin ismi ve sayfanın aktif linki olacak şekilde verilmelidir.

International Union for Conservation of Nature. (2010). Chondrostoma nasus. <https://www.iucnredlist.org/species/4789/97800985>

Wikipedia. (2021). Toxicology. <https://en.wikipedia.org/wiki/Toxicology>

5- Tezler

Tez başlığı italik olacak şekilde, tez türü (Doktora, Yüksek lisans, Tıpta Uzmanlık) ve üniversite ismi belirtilmelidir.

Filik, N. (2020). Kültür balıklarından izole edilen Aeromonas hydrophila suşlarında fenolik bileşenlerin çevreyi algılama sistemi üzerine inhibisyon etkisi ve suşlar arasındaki klonal ilişkinin pulsed field jel elektroforez yöntemiyle belirlenmesi [Doktora tezi, Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi].

Özdal, A. M. (2019). Effects on growth and coloration of red pepper supplementation as pigment sources to diets of jewel cichlid (Hemichromis guttatus) [Yüksek lisans tezi, Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi].

6- Konferans, sempozyum sunumları

Etkinlik tarihi, sunu başlığı (italik), sunum türü (Sözlü sunum, Poster sunum), etkinlik adı, şehir ve ülke verilmelidir.

Ceylan, M., Çetinkaya, O. (2017, Ekim 4 - 6). Assessment of population structure and size of medicinal leech Hirudo verbana, inhabiting some model wetlands of Turkey [Sözlü sunum]. International Symposium on Limnology and Freshwater Fisheries, Isparta, Türkiye.

Snoswell, C. (2016, Ekim 31 - Kasım 3). Models of care for store-and-forward teledermatology in Australia [Poster sunum]. 7th International Conference on Successes and Failures in Telehealth, Auckland, Yeni Zelanda.

NOT: Dergi yazım kurallarına uygun olarak hazırlanmayan makaleler değerlendirmeye alınmamaktadır.