

“

SU ÜRÜNLERİ

ALANINDA ULUSLARARASI ARAŞTIRMA VE DEĞERLENDİRMELER

Aralık 2024

EDİTÖR

PROF. DR. AYSEL ŞAHAN

”

Genel Yayın Yönetmeni / Editor in Chief • C. Cansın Selin Temana

Kapak & İç Tasarım / Cover & Interior Design • Serüven Yayınevi

Birinci Basım / First Edition • © Aralık 2024

ISBN • 978-625-5955-82-1

© copyright

Bu kitabın yayın hakkı Serüven Yayınevi'ne aittir.

Kaynak gösterilmeden alıntı yapılamaz, izin almadan hiçbir yolla çoğaltılamaz.

The right to publish this book belongs to Serüven Publishing. Citation can not be shown without the source, reproduced in any way without permission.

Serüven Yayınevi / Serüven Publishing

Türkiye Adres / Turkey Address: Kızılay Mah. Fevzi Çakmak 1. Sokak

Ümit Apt No: 22/A Çankaya/ANKARA

Telefon / Phone: 05437675765

web: www.serüvenyayınevi.com

e-mail: serüvenyayınevi@gmail.com

Baskı & Cilt / Printing & Volume

Sertifika / Certificate No: 47083

SU ÜRÜNLERİ

Alanında Uluslararası Araştırma ve Değerlendirmeler

ARALIK 2024

EDİTÖR

PROF. DR. AYSEL ŞAHAN

İÇİNDEKİLER

BÖLÜM 1

KEBAN BARAJ GÖLÜ ÇEMİŞGEZEK AVLAK SAHASINDA BULUNAN KEREVİT POPULASYONUNUN EKOLOJİK ÖZELLİKLERİNİN SU ALTI DALIŞ TEKNİĞİ İLE BELİRLENMESİ <i>Önder AKSU</i>	7
--	---

BÖLÜM 2

SULAK ALANLARIN İŞLEVLERİ VE KULLANIM DEĞERLERİ <i>Ataman Altuğ ATICI</i>	19
--	----

BÖLÜM 3

İŞINLAMA TEKNOLOJİSİ: SU ÜRÜNLERİNDE UYGULAMALAR <i>Levent İZCİ</i>	33
--	----

BÖLÜM 4

DENİZLERDE BİOFOULİNG: PROBLEMLER, YENİLİKÇİ TEKNOLOJİLER VE YÖNETİM STRATEJİLERİ <i>Sera Övgü KABADAYI YILDIRIM</i>	49
--	----

BÖLÜM 5

AKDENİZ EKOSİSTEMİNDE LESEPSİYEN BALIKLAR VE PARAZİTİZM <i>Sevkan Özütok</i>	67
---	----

BÖLÜM 6

MİKROPLASTİK KİRLİLİĞİNİN SUCUL CANLILAR ÜZERİNDEKİ TOKSİK ETKİLERİ <i>Elif PAÇAL</i>	83
---	----

BÖLÜM 7

ASTAKSANTİN VE SU ÜRÜNLERİNDE KULLANIMI <i>Sibel DOĞAN</i>	95
<i>Özden BARIM ÖZ</i>	95

BÖLÜM 1

KEBAN BARAJ GÖLÜ ÇEMİŞGEZEK AVLAK SAHASINDA BULUNAN KEREVİT POPULASYONUNUN EKOLOJİK ÖZELLİKLERİNİN SU ALTI DALIŞ TEKNİĞİ İLE BELİRLENMESİ

Önder AKSU

Bu çalışma Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir. Proje Numarası: MFMUB019-15

1. GİRİŞ

Kerevitler (tatlı su istakozu) ekolojik, ekonomik ve sosyal açıdan önem taşımaktadır. Genel olarak lüks bir gıda maddesi olarak tüketilmeleriyle birlikte bazı ülkelerde de özel günlerde geleneksel bir gıda maddesi olarak tüketilmektedirler (Hogger, 1988; Momot, 1995; Harlıoğlu ve Holdich, 2001). Bununla birlikte, düşük kaloriye sahip bir protein kaynağı olup, B vitamini, sodyum, potasyum, kalsiyum ve magnezyum yönünden de zengin bir besindir (Godard, 1988). Ayrıca, kerevit etinin C vitamini ve karoten içeriği birçok ticari balık türünden daha yüksektir (Harlıoğlu ve Köprücü, 2000).

Çoğu Amerika ve Avustralya kıtalarında olmak üzere 500'den fazla kerevit türü bulunmaktadır (Hobbs, 1988). Ülkemizde ise sadece Astacidae ailesine ait *Astacus leptodactylus* türü doğal olarak bulunmaktadır (Holthius, 1961; Geldiay ve Kocataş, 1970; Balık ve ark., 2005). Bu türün genel olarak karapaks ve kısıkaçlarının görünüşü ile ayırt edilebilen iki alt türünün (*Astacus leptodactylus leptodactylus* ve *Astacus leptodactylus salinus*) ülkemiz sularında dağılım gösterdiği belirtilmiştir (Geldiay ve Kocataş, 1970). Bu tür birçok ülkeye (örnek olarak Polonya, İtalya, Almanya, İngiltere, İspanya ve Fransa) de doğal veya yapay olarak oluşturulmuş ortamlardan hasat edilmek amacıyla stoklanmıştır. Stoklandığı ülkelerin birçoğunun bazı bölgelerinde büyük popülasyonlar oluşturmuştur (Köksal, 1988; Gutierrez ve ark., 1999; Harlıoğlu, 2004; Harlıoğlu ve ark., 2004; Aksu, 2008).

A. leptodactylus'la birlikte, yurdumuzda doğal ortamı Orta Avrupa olan *Austropotamobius torrentium*'un iki popülasyonunun varlığı Trakya bölgemizde (Velika ve Madara Nehirleri) rapor edilmiştir. *A. torrentium*'un yurdumuzdaki varlığının doğal olarak mı yoksa sonradan stoklama ile mi oluşturulduğu konusundaki çalışmalar sürdürülmektedir (Harlıoğlu ve Güner, 2006; Harlıoğlu ve Güner, 2007; Trontelj ve ark., 2005; Aksu, 2008).

Kerevitler neredeyse her su ortamında bulunurlar. Türkiye'nin doğal kerevit türü olan *Astacus leptodactylus* Türk kereviti olarak ve aynı zamanda dar kısıkaçlı kerevit veya Galiçya kereviti olarak da bilinir (Atay, 1984; Köksal, 1988).

Su yüzeyinin üzerinde veya su altında şnorkel, tüplü veya nargile dalgıçları veya uzaktan kumandalı araçlar (ROV), doğrudan gözlem teknikleri arasında yer alır. Sudaki organizmalar hakkında doğal ortamlarında doğru ve sıklıkla benzersiz bilgiler edinmenin en etkili yoludur. Birçok çalışma türü sulu organizma dağılımının ve bolluğunun geniş ölçekli envanterleri (Hankin ve Reeves, 1988), son derece özel davranış gözlemleri (Drew ve ark., 1976), habitat kullanımına ilişkin değerlendirmeler (Fausch ve White, 1981), popülasyon büyüklüğü ve yapısının tahminleri (Griffith, 1981), donanım performansının değerlendirilmesi (Jones ve ark., 2008) ve balık bolluğunu tahmin etmek için yumurtlama alanlarının durumu (Dauble ve Watson, 1997) gibi

doğrudan gözlem yöntemlerini içerir. Görsel gözlem yöntemleri üç geniş kategoriye ayrılır: dalgıçlar tarafından doğrudan sualtı gözlemi (şnorkel, tüplü ve nargile), yüzeysel gözlem (kara, hava, tekne ve hava izleme) pencereler ve uzak yöntemler (kameralar ve ROV'ler) şeklindedir (Thurow ve ark., 2012).

Doğrudan gözlem yöntemlerinin avantajları arasında kavramsal sadeliği, çok yönlülüğü, maliyet etkinliği, müdahaleci olmama ve yerinde davranışsal bilgi edinme yeteneği gelmektedir. Çoğu doğrudan gözlem yöntemleri hem profesyoneller hem de meslekten olmayanlar için basit ve erişilebilirdir. Hatta öğrenci gönüllüleri veya kulüplerin ve sivil toplum örgütlerinin üyeleri dahi sayımlar ve temel anketler için proje yürütülürken eğitilebilir (Thurow, 1994). Geleneksel yöntemlerle karşılaştırıldığında, daha az personele ihtiyaç duyulur ve daha kısa örnekleme süresi sağlar, böylece maliyet ve örnekleme verimliliğini artırır (Hankin ve Reeves, 1988). Örneğin, şnorkel daha az personel gerektirir ve elektrofishing işleminden daha az zaman harcar (Mullner ve ark., 1998; Thurow ve ark., 2006). Doğrudan gözlem yöntemleri de potansiyel riskleri önler, tehlike altındaki veya hassas türlerin örneklenmesi sırasında diğer yöntemler daha zarar vericidir. Çünkü balıklar kullanılmaz, fiziksel hasar veya barotrauma yaşamaz ve stres genellikle en aza indirilir. Doğrudan gözlem yöntemlerinin çok yönlülüğü, habitatın tanımlanmasını sağlar. Yakalama örnekleme yöntemleriyle ortaya çıkan rahatsızlık olmadan tür dağılımlarının yapısı ve değerlendirilmesi yapılır. Örneğin, alt tabaka ve balıklar ağlar tarafından sürüklenip trollerden zarar görmez (Thurow ve ark., 2012).

SCUBA dalgıçları tarafından resif balıklarının sualtı görsel sayımı, resif balık topluluklarının bileşimini ve bolluğunu hızlı bir şekilde değerlendirmek için yaygın olarak kullanılan ve kullanışlı bir tekniktir, ancak balıkların uzaklığı ve uzunluğu tahminlerinde yanlışlık ve hatalardan muzdariptir (Harvey ve ark., 2004). Görsel gözlem yöntemlerinin doğrulanması, habitatlarını örnekleme zorlaştıracak şekilde davranan ve kullanan türler için özellikle önemlidir. Örneğin, boğa alabalığı karmaşık bir habitatı işgal eder (Goetz, 1994; Jakober ve ark., 2000; Dunham ve ark., 2003) ve özellikle düşük sıcaklıklarda kriptik davranış sergiler (Pratt, 1984; Thurow ve Schill, 1996; Thurow, 1997). Sonuç olarak, şnorkelle yüzerek doğrudan su altı gözlemi, boğa alabalıklarını tespit etmede başarısız olabilir veya gerçek bolluklarını hafife alabilir (Thurow ve Schill, 1996).

Türkiye'de iç sularda ve denizlerde su canlılarının popülasyon özellikleri genellikle avlama veya yakalama teknikleri sonucu elde edilen canlıların özelliklerinin belirlenmesi ile yapılmaktadır. Diğer taraftan Avrupa ve Amerika'da bu tekniklerin yanında su altı dalış tekniği de kullanılmaktadır. Keban Baraj Gölü'nde de su altına dalış yapılarak doğrudan gözlem çalışmaları çok az sayıda bulunmaktadır (Taş ve ark., 2023). Su altı dalış yapılarak popülasyon özelliklerinin belirlenmesi ek faydalar sağlamaktadır. Bu projede kerevit popülasyonunun barınmaları, beslenmeleri, üremeleri ve diğer canlılar ile olan

etkileşimlerinin birebir su altında incelenerek Keban Baraj Gölü Çemişgezek Avlak Sahasında Bulunan Kerevit Populasyonunun Ekolojik Özelliklerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Çalışma Bölgesi

Su altı dalış tekniği kullanılarak kerevitlerin bazı biyolojik özelliklerinin araştırılması amacıyla Keban Baraj Gölü Çemişgezek Avlak Sahasında balıkçılardan aldığımız bilgiler doğrultusunda, kerevitlerin en yoğun olarak bulunduğu alanlarda dalışlar yapıldı (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Dalış yapılan bölge (URL-1, 2017; URL-2, 2021).

2.2. Çalışmada Kullanılan Materyal

Çalışmada dalış yapabilmek için dalış takımları kullanıldı. Bu malzemeler BC denge yeleş, çift parçalı neopren dalış elbisesi, açık dalış paleti, regülatör takımı, dalış maskesi, çelik dalış tüpü, batırıcı olarak kurşun ağırlık ve su altı fotoğraf çekimi için su altı aksiyon kamera şeklindedir.

2.3. Dalış Çalışmalarının Yapılışı

Dalış çalışmalarına Mayıs 2020 yılından itibaren başlandı. Çemişgezek avlak sahasına gidilerek kıyından derinliğe doğru dalma şeklinde çalışmalar yürütüldü (Resim 2.1). Dalış bitiminde su yüzeyine çıkış işlemi tekrar kıyıya doğru yükselerek çıkış şeklinde yapıldı. Dalış çalışmaları badili olarak en az iki kişi ile yapıldı. Dalış derinliği regülatör setinde bulunan derinlik ölçer ile belirlendi. Dalış tüplerinin dolumu Doğu Dalış Spor Kulübü'ne ait kompresör vasıtasıyla yapıldı.



Resim 2.1. Su altı dalış çalışması.

2.4. Fotoğraf Çekimi ve Örnek Alımı

Dalış esnasında fotoğraflar JScam ve gopro marka aksiyon su altı kameraları ile çekildi. 30 adet erkek ve 30 dişi kerevit ise el ile toplanarak boyları ve ağırlıklarının belirlenmesi için yüzeye çıkarıldı (Resim 2.2).



Resim 2.2. Kerevitlerin el ile toplanması.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

3.1. Kerevitlerin Buldukları Derinlikler ve Zemin

Kerevitler yaz aylarında genellikle yaklaşık 10 m su derinliklerinde bulunur ve kış aylarında cinsiyetlerine göre farklılık göstermekle beraber 25 m derinliklere kadar indikleri gözlemlenir (Aksu, 2008).

Dalışlar sonucunda kerevitlerin daha çok gizlenmelerine imkân sağlayan taşlık ve kayalık zeminlerde buldukları gözlemlendi. Kerevitlerin çamurlu ve kumlu alanları tercih etmedikleri ancak bu tür alanların tabanında bitkilerin bulunması durumunda o bölgelerde de dolaştıkları görüldü. Dalış esnasında kerevitler 3 m'den 25 m'ye kadar derinliklerde görülmekle birlikte yoğun olarak 10 ve 16 m'ler arasında oldukları tespit edildi.

Kerevit büyük miktarlarda organik madde üzerinden beslenirler (Momot, 1995) ve kerevitler omnivordur ve döküntüler, algler, makroomurgasızlar ve balıklarla beslenirler (Magoulick ve Piercey, 2016; Rosewarne ve ark., 2016). Kerevitler buldukları ortamlarda bulunan midyeler üzerinden beslenirler (Kutluyev ve ark., 2013). Bu çalışmada da kerevitlerin midyelerin buldukları alanlarda yoğun olarak bulunmaları onlar üzerinden beslenmelerinden de kaynaklanmaktadır.

3.2. Barınaklar

Yuva yapan kerevitler, sıklıkla otlak ve sulak alan habitatlarına bağlı olan, yakalanması zor türlerden oluşan bir gruptur (Taylor ve ark., 2007; Welch ve ark., 2008; Reynolds ve ark., 2013). Ancak kısmen kazma davranışlarından dolayı bu kerevitleri takip etmek zor olabilir. Tüm kerevitler yuva kurabilirken, yuva yapma eğilimlerine göre üç gruba ayrılırlar: birincil, ikincil ve üçüncül oyukçuklar (Hobbs, 1942). Bundan böyle oyuk kerevit olarak anılacak olan birincil oyuk oyuk kerevit türleri, yaşamlarının çoğunu tüneller ve odalardan oluşan bir sistemden oluşan, koruma, barınak ve yeraltı suyuna erişim sağlayan yuvalarda geçirir (Hobbs, 1942).

Keban Baraj Gölü'nde yaşayan *Astacus leptodactylus* barınak oluşturmaya ancak doğal ortamda bulunduğu barınakları kullanan bir kerevittir. Bu çalışmada da kerevitlerin kendi barınaklarını oluşturmayıp buldukları barınakları kullandıkları gözlemlenmiştir.

Kerevitlerin gündüz saatlerinde pasif oldukları gece daha aktif oldukları yazarlarca rapor edilmiştir. Ancak yapılan çalışmalar kerevitlerin barınak kullanımını amacının ışıktan kaçmaktansa, birincil olarak korunmak olduğu anlaşılmıştır (Harlıoğlu ve Aksu, 2002; Aksu ve Harlıoğlu, 2003). Kerevitlerin barınak olarak genellikle taş altlarını, kovukları (Resim 3.1), bitki aralarını ve insan kaynaklı lastik, boru, şişe gibi atıkların içlerini kullandıkları gözlemlendi.

Kerevitlerin barınak olarak doğal yapıların yanında, ortam insanlar tarafından bırakılan borular, araba lastikleri ve benzeri içine girilebilecek maddeleri de barınak olarak kullanmaktadırlar (Aksu ve Harlıoğlu, 2016). Bu çalışmada da kerevitlerin buldukları yuvarlak plastik nesnelere, şişeleri ve benzeri yapay yapıları barınak olarak kullandıkları gözlemlenmiştir.



Resim 3.1. *Kaya kovuklarında saklanan bir kerevit*

KAYNAKLAR

- Aksu, Ö., Harlıoğlu, M.M.**, 2003. Tatlı Su Istakozu (*Astacus leptodactylus*)'nun Barınak Kullanımı. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 15(2): 127-134.
- Aksu, Ö.** 2008. Keban Baraj Gölü Keban Avlak sahasından yakalanan *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823)'un bazı populasyon özellikleri ve doğal ortamına barınak yerleştirmenin hasada etkisi. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, 85 s.
- Aksu, Ö., Harlıoğlu, M.M.**, 2016. *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823)'un doğal ortamına barınak yerleştirmenin hasada etkisi. *Ecological Life Sciences* 11 (2), 1-10.
- Atay, D.** 1984. Kabuklu su ürünleri ve üretim tekniği. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınlar, Ankara, 192 s.
- Balık, İ., Çubuk, H., Özkök, R., Uysal, R.** 2005. Some biological characteristics of crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) in Lake Eğirdir. *Turkish Journal of Zoology*, 29: 295-300.
- Dauble, D.D., Warson, D.G.** 1997. Status of Chinook salmon populations in the mid-Columbia River, 1948-1992. *North American Journal of Fisheries Management*, 17: 283-300.
- Drew, E.A., Lythgoe, J.N., Woods, J.D.** 1976. Underwater research. Academic Press, New York, 430 p.
- Dunham, J., Rieman, B., Chandler, G.** 2003. Influence of temperature and environmental variables on the distribution of bull trout within streams at the southern margin of its range. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 894-905.
- Fausch, K.D., White, R.J.** 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 1220-1227.
- Geldiay, R., Kocataş, A.** 1970. Türkiye *Astacus* (Decapoda) populasyonlarının dağılışı ve taksonomik tespiti, *Ege Üniversitesi Fen Fakültesi İlmî Raporlar Serisi*, 94: 3-11.
- Goddard, J.S.** 1988, Food and feeding. In *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*, pp. 145-166, eds. Holdich, D.M., Lowery, R.S., Chapman and Hall, London.
- Goetz, F.A.** 1994. Distribution and juvenile ecology of bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Cascade Mountains. *Yüksek Lisans Tezi*. Oregon State University, Corvallis.
- Griffith, J.S.** 1981. Estimation of the age-frequency distribution of stream-dwelling trout by underwater observation. *Progressive Fish-Culturist*, 43: 51-53.
- Gutierrez, P., Martinez, J.M., Bravo-Utrera, M.A., Montes, C.** 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. In *Crayfish in Europe as Alien Spe-*

cies – How to make the best of a bad situation, pp. 161-192, eds. Gherardi, F. & Holdich, D.M., Brookfield.

- Hankin, D.J., Reeves, G.H.** 1988. Estimating total fish abundance and total habitat area in small streams based on visual estimation methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45:834-844.
- Harlioğlu, M.M., Köprücü, K.** 2000, An investigation on the vitamin A2, C, E and β -carotene contents of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz. *Firat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 12(2): 277-281.
- Harlioğlu, M.M., Holdich, D.M.** 2001, Meat yields in the introduced crayfish, *Pacifastacus leniusculus* and *Astacus leptodactylus*, from British waters. *Aquaculture Research*, 32: 411-417.
- Harlioğlu, M.M., Aksu, Ö.**, 2002. The importance of sex, individual size and hide size in the hide use of freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(3-4): 311-317.
- Harlioğlu, M.M., Barım, Ö., Türkgülü, İ., Harlioğlu, A.G.** 2004. The potential fecundity of an introduced population of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823). *Aquaculture*, 230: 189-195.
- Harlioğlu, M.M., Güner, U.** 2006. Studies on the recently discovered crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Shrank, 1803), in Turkey: morphological analysis and meat yield. *Aquaculture Research*, 37: 538-542.
- Harlioğlu, M.M., Guner, U.** 2007. A new record of recently discovered crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Shrank, 1803), in Turkey. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 387: 1-5.
- Harvey, E., Fletcher, D., Shortis, M.R., Kendrick, G.A.** 2004. A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research*, 55: 573-580.
- Hobbs, H.H.** 1942. The crayfishes of Florida (v. 3, n. 2). Gainesville, Florida: University of Florida under the auspices of the Committee on University Publications
- Hobbs, Jr.H.H.** 1988. Crayfish distribution, adaptive radiation and evolution. *In freshwater crayfish: biology, management and exploitation*, pp. 52-83, eds. Holdich, D.M. & Lowery, R.S., Croom-helm, London.
- Hogger, J.B.** 1988. Ecology, population biology and behaviour. *In freshwater crayfish: biology, management and exploitation*, pp. 114-144, eds. Holdich, D.M. & Lowery, R.S., Croom-helm, Cambridge.
- Holthius, L.B.** 1961. Report on a collection of Crustacea and Stamotopoda from Turkey and the Balkans, Zool. *Verhandlungen*, 47: 1-67.
- Jakober, M.J., McMahon, T.E., Thurow, R.F.** 2000. Diel habitat partitioning by bull charr and cutthroat trout during fall and winter in Rocky Mountain streams. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 79-89.

- Jones, E.G., Summerbell, K., O'Neill, F.** 2008. The influence of towing speed and fish density on the behaviour of haddock in a trawl cod-end. *Fisheries Research*, 94: 166-174.
- Köksal, G.**, 1988. *Astacus leptodactylus* in Europa. In *freshwater crayfish, biology, management and exploitation*, pp. 365-400, eds. Holdich D.M. & Lowery, R.S., Cambridge.
- Kutluyer, F., Aksu, Ö., Aksu, Ö.** 2013. Kerevitlerin beslenmesinde (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) alternatif besin olarak Zebra midyesinin (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) Kullanılması. Tunceli Üniversitesi Bilim ve Gençlik Dergisi, 1(2): 63-70.
- Magoulick, D.D., Piercey, G.L.** 2016. Trophic overlap between native and invasive stream crayfish. *Hydrobiologia*, 766: 237–246.
- Momot, W.T.** 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science*, 3(1): 33-63.
- Mullner, S.A., Hubert, W.A., Wesche, T.A.** 1998. Snorkeling as an alternative depletion electrofishing for estimating abundance and length-class frequencies of trout in small streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 947-953.
- Pratt, K.L.** 1984. Habitat selection and species interactions of juvenile westslope cutthroat trout (*Salmo clarki* Lewisi) and bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the upper Flathead River basin. *Yüksek Lisans Tezi*. University of Idaho, Moscow.
- Reynolds, J.D., Associates, J.R., Souty-Grosset, C., Richardson, A.M.M., Reynolds, J., Richardson, A.** 2013. Ecological roles of crayfish in freshwater and terrestrial habitats. *Freshwater Crayfish*, 19(2):2076–4332.
- Rosewarne, P.J., Mortimer, R.J.G., Newton, R.J., Grocock, C., Wing, C.D., Dunn, A.M.** 2016. Feeding behaviour, predatory functional responses and trophic interactions of the invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) and signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Freshwater Biology*, 61: 426–443.
- Taylor, C.A., Schuster, G.A., Cooper, J.E., Di Stefano, R.J., Eversole, A.G., Hamr, P., Hobbs, III H.H., Robison, H.W., Skelton, C.E., Thoma, R.F.** 2007. A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increase awareness. *Fisheries*, 32(8):372–389.
- Taş, Z., Kızak, V., Aksu, Ö.** 2023. Keban Baraj Gölü Pertek Avlak Sahasında Bulunan Midye Populasyonlarının Ekolojik Özelliklerinin Su Altı Dalış Tekniği İle Belirlenmesi. In *Su Ürünleri Alanında Uluslararası Araştırmalar ve Değerlendirmeler*. (eds) Şahan, A. Serüven Yayınevi, Ankara, 223 s.
- Thurrow, R.F.** 1994. Guide to underwater methods for study of salmonids in the Intermountain West. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, General Technical Report INT-GTR-307, Ogden, Utah.
- Thurrow, R.F., Peterson, J.T., Guzevich, J.W.** 2006. Utility and validation of day and night snorkel counts for estimating bull trout abundance in 1st to 3rd order

streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 26: 217-232.

- Thurow, R.F., Dolloff, C.A., Marsden, J.E.** 2012. Visual observation of fishes and aquatic habitat [Chapter 17]. In: Zale, Alexander; Parrish, Donna L.; Sutton, Trent M., eds. *Fisheries Techniques*, 3rd edition. Herndon, VA: American Fisheries Society.
- Thurow, R.F., Schill, D.J.** 1996. Comparison of day snorkeling, night snorkeling and electrofishing to estimate bull trout abundance and size structure in a second-order Idaho stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 314-323.
- Thurow, R.F.** 1997. Habitat utilization and die behavior of juvenile bull trout (*Salvelinus confluentus*) at the onset of winter. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 1-7.
- Trontelj, P, Yoichi, M. Boris, S.** 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 34: 212–226.
- URL-1,** 2021. <http://cografyharita.com/haritalarim/2eturkiye-akarsular-haritasi.png>, 15 Eylül 2021.
- URL-2,** 2021. Türkiye Akarsular Haritası. <https://www.google.com.tr/maps/place/Keban+Baraj%C4%B1+ve+Hidroelektrik+Santralii/@38.8611252,38.9294658,10z/data=!4m5!3m4!1s0x40771f3437a51ff9:0x74c693e8ea5a974a!8m2!3d38.806449!4d38.7561418>, 15 Eylül 2021.
- Welch, S.M., Waldron, J.L., Eversole, A.G., Simoes, J.C.** 2008 Seasonal variation and ecological effects of Camp Shelby burrowing crayfish (*Fallicambarus gordonii*) burrows. *The American Midland Naturalist*, 159(2):378–384

BÖLÜM 2

SULAK ALANLARIN İŞLEVLERİ VE KULLANIM DEĞERLERİ

Ataman Altuğ ATICI¹

¹ Doç. Dr. Ataman Altuğ ATICI, Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Su Ürünleri
Fakültesi, Su Ürünleri Temel Bilimler Bölümü

Sulak Alanların İşlevleri ve Kullanım Değerleri

1. GİRİŞ

Sulak alan üzerine birçok tanım bulunmasına rağmen RAMSAR Sözleşmesi'nde "Doğal veya yapay, devamlı veya geçici, suları durgun veya akıntılı, tatlı, acı veya tuzlu, denizlerin gelgit hareketlerinin çekilme devresinde altı metreyi geçmeyen derinlikleri kapsayan, başta su kuşları olmak üzere canlıların yaşama ortamı olarak önem taşıyan bütün sular, bataklık, sazlık ve turbiyeler ile bu alanların kıyı kenar çizgisinden itibaren kara tarafına doğru ekolojik açıdan sulak alan kalan yerler" sulak alan olarak ifade edilmektedir (Finlayson, 2018; SAYBİS, 2024). Ülkemize ait Sulak Alanların Korunması Yönetmeliği ve çevre ile ilgili kanununda da bu ifade bulunmaktadır.

Semeniuk ve Semeniuk (1995) ise sulak alanları mevsimsel, aralıklı veya kalıcı olarak su ile dolan topraklar veya doğal veya başka şekilde su altında kalan, tatlı veya tuzlu araziler olarak tanımlamıştır. Araştırmacılar, karakteristik olarak sulak alanın yalnızca sürekli olarak su altında kalan kısmının sulak alan olarak kabul edildiği Batı Avustralya'ya dikkat çekmiş ve böylece sulak alanların çevresel tanımına farklı bir açıdan yaklaşmıştır.

Sulak alanlar Nil, Dicle ve Fırat nehirleri gibi su altında kalan verimli taşkın yatağı ortamlarında uygar toplulukların gelişmesine destek olmuşlardır. Sulak alanlar, ovalarda pirinç üretimi yoluyla Asya'daki ve dünyanın nemli bölgelerindeki geniş insan nüfuslarının desteklenmesinde önemli bir rol oynamış ve oynamaya devam etmektedir. (Hook, 1993).

Sulak alanların korunması ve akılcı kullanımına ilişkin uluslararası bir anlaşma olan RAMSAR Sözleşmesi'ne göre, dünya çapında 2.5 milyon kilometrekareden fazla alanı kapsayan 2300'ün üzerinde belirlenmiş sulak alan bulunmaktadır (RAMSAR, 2024). Bu alanlar ekolojik önemleri nedeniyle tanınmakta ve sözleşme kapsamında korunmaktadır.

RAMSAR Sözleşmesine 1994 senesinde dahil olan Türkiye diğer ülkeler gibi kendisine ait sulak alanları korumayı ve yönetmeyi kabul etmiştir. Ülkemizin sahip olduğu sulak alanlardan 14'ü RAMSAR alanı (184.487 ha), 59'u Ulusal Öneme Sahip Sulak Alan (869.697 ha) ve 27'si de Mahalli Öneme Sahip Sulak Alan (41.720 ha) olmak üzere 100 adet tescilli ve toplam alanı 1.095.904 ha olan sulak alan yer almaktadır (SAYBİS, 2024). Son yapılan çalışmalar ile toplam sulak alan alanı 1.647.164,34 (ha) ve toplam tescil edilen alan 1.196.262,61 (ha) olarak yenilenmiştir. Ülkemizde Tarım ve Orman Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü Hassas Alanlar Dairesi Başkanlığı'nda bulunan Sulak Alanlar Şube Müdürlüğü tarafından sulak alanların tespit edilmesi, planlanması ve korunması çalışmaları yapılmaktadır.

Sulak alanlar nehirler ve göller, kıyı alanları ve iç kesimlerdeki çöküntüler dahil olmak üzere çeşitli ortamlarda bulunabilir (Mitsch ve Gosselink, 2015).

Yüzen yapraklar, su dolu gövdeler ve oksijen taşıma sistemleri gibi özel özellikler geliştirerek sulak alan ortamına uyum sağlayan suyu seven bitkilerin veya hidrofitlerin varlığıyla karakterize edilirler (Tiner, 2017). Bu bitkiler besin döngüsü, karbon tutumu ve yaban hayatı için habitat oluşturma gibi önemli ekosistem hizmetlerini sağlar (Eyvaz & Albahasawi, 2023).

2. Sulak Alanların Yeryüzündeki Dağılımı

Sulak alanlar Antarktika hariç Arktik tundralardan tropik bölgelere, kıyılardan iç bölgelere kadar dünyanın her yerinde bulunur (Tiner, 2017). Ancak, Mitsch ve Gosselink (2015) tarafından sulak alan ilgili yayımlanmış olan bir kitapta sulak alanların dağılımının iklim, topoğrafya ve diğer çevresel faktörlere bağlı olarak değiştiği, sulak alanların Dünya kara yüzeyinin tahmini % 4-6'sını oluşturduğunu bildirilmiştir. 1999 yılındaki RAMSAR toplantısı için hazırlanan raporda ise sulak alan kaynaklarının kapladığı alanlarla ilgili kabul edilebilir bir rakam vermek mümkün olmamakla birlikte en iyi tahminin minimum 7.48-7.78 milyon km² yüzey alanı olduğu, bunun da yaklaşık %11.1-11.6'ya karşılık geldiği rapor edilmiştir. Aynı raporda diğer bilgi kaynakları dikkate alınırsa, bu minimum değerinin %14.9-30'a karşılık gelen 9.99-44.62 milyon km²'ye çıkarılabileceği de belirtilmiştir (Junk, 2024). Çizelge 1'de kıta ve sulak alan türüne göre sulak alan alanların miktarları gösterilmektedir.

Çizelge 1. *Kıtaya ve sulak alan türüne göre toplam sulak alan alanı (1000 hektar) (CCRU, 2003)*

Kıtalar	Mangrov	Bitkisiz sediment	Tuzlu / acı bataklık	Tatlı su bataklığı	Tatlı su ormanları	Toplam
Kuzey Amerika	510	16906	2575	192	3258	22931
Latin Amerika	4224	9223	1707	289	1010	12230
Avrupa	0	2374	500	66	330	3271
Asya	1439	8011	1027	2	657	9697
Afrika	3686	4632	487	48	310	5477
Avustralya	2253	4641	461	167	4090	9361
Toplam	12112	45788	6758	765	9657	62967

Bununla birlikte en büyük sulak alan kompleksleri, yüksek yağışların ve mevsimsel taşkınların sulak alan oluşumu için ideal koşullar yarattığı tropik ve subtropik bölgelerde bulunmaktadır (Zedler ve Kercher, 2005).

3. Sulak Alanları Sınıflandırma Sistemi

Ekolojik açıdan ele alındığında sulak alanlar, fizyografik bir bölgedeki en ıslak ekosistem türleri (nehirler, göller, haliçler ve deniz ortamı) ile en kuru ortamlar (Dünya yüzeyinin arazi dokusuna, kaya türüne, jeolojik yapıya ve tarihe dayalı geniş ölçekli alt bölümleri) arasındaki sürekliliğin belirli bir kesimidir (LePage, 2011).

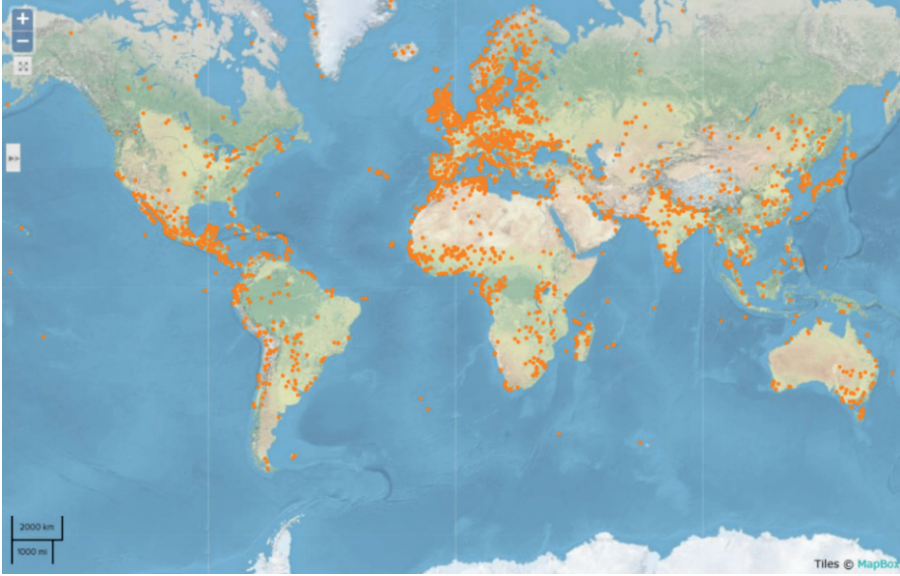
Sulak alanlar göl, nehir, palustrin, deniz ve haliç olmak üzere genel olarak beş temel sisteme ayrılabilir (Frazier, 1996). Bunlar benzer hidrolojik, jeomorfolojik, kimyasal veya biyolojik faktörlerin etkisini paylaşan karmaşık sulak alan ve derin su habitatlarından oluşur.

Sulak alanların sınıflandırılmasında, sahip olduğu farklı özellikteki ekolojik ortamlar ve işlevleri göz önüne alınmıştır. Yapılan ilk sınıflandırılma çalışmaları ABD’de başlamış olup, bu çalışmalara bakıldığında çok sayıda ayrıntıya sahip sulak alan çeşitlerinin ortaya çıktığı görülmüştür. Daha genel sınıflandırma örneklerine ise Marsh (1991) tarafından yapılan fizyografik konum ile hidrolojik koşulların esas alındığı “yüzeysel sulak alanlar, yeraltı suyu sulak alanları, nehir ve göl kıyısı sulak alanları ile bunlardan en az ikisini içeren kombine sulak alanlar” verilebilir (Korkanç, 2004).

European Community (1993) tarafından yapılan sınıflandırmada ise sulak alanlar kıyısız sulak alanlar, nehir ve taşkın ovaları, göller, haliç ve deltalar, tatlı su bataklıkları, turbalıklar ve yapay sulak alanlar olarak yedi farklı sınıflandırma oluşturulmuştur. Bu sulak çeşitleri ülkemizde yer alan sulak alanların özelliklerini daha çok yansıtmaktadır (Korkanç, 2004).

RAMSAR sözleşmesine göre yapılan sınıflandırma sistemi ise, denizel ve kıyısız sulak alanlar, karasal sulak alanlar ve yapay sulak alanlar olmak üzere daha sade olup, sulak alanların daha hızlı ve kesin sınıflandırılmasına olanak sağlamaktadır (Kabii, 1998).

1975 yılında Uluslararası Öneme Sahip Sulak Alanlara İlişkin Sözleşme yürürlüğe girerken ilginç bir şekilde, sulak alanlar kendi uluslararası sözleşmelerine sahip olan tek önemli alanlar olmuştur (Turner ve ark., 2000). Bu sözleşme (anlaşmanın imzalandığı İran şehrinden sonra RAMSAR Sözleşmesi olarak da bilinir), öncelikle su kuşlarının yaşam alanı olarak sulak alanların korunmasını ve akıllıca kullanılmasını amaçlayan hükümetler arası bir antlaşmadır. Ancak o tarihten bu yana sözleşme, biyolojik çeşitlilik ve insan topluluklarının refahı için sulak alanların korunmasına ilişkin tüm hususları kapsayacak şekilde geliştirilmiştir. Aralık 2003’te, RAMSAR veri tabanı, 1328 sulak alan alanına sahip 138 sözleşmeli tarafı listelemiştir (Emerton ve Kekulandala, 2003). Güncel verilere göre ise Şekil 1’de dağılımları yer alan 2524 sulak alan alanına sahip (belirlenen alanların yüzey alanı 257.501.572 ha) 172 sözleşmeli taraf listelenmektedir (RAMSAR, 2024).



Şekil 1. RAMSAR statüsünde yer alan sulak alanların dağılımı (RAMSAR, 2024)

Ülkemiz RAMSAR Sözleşmesine 13 Kasım 1994 tarihinde dahil olmuş olup, 14 adet RAMSAR sulak alanına (yüzey alanı 184.487 ha) sahiptir (RAMSAR, 2024). Şekil 2'de 17 Nisan 2013 tarihinde RAMSAR sözleşmesine dahil edilen Nemrut Kalderası yer almaktadır (Şekil 2).



Şekil 2. Bitlis İlindeki Nemrut Gölü Ramsar Alanı Uluslararası Sulak Alanı

Halen kullanımda olan Ramsar sulak alan sınıflandırması, 1990 yılında Taraflar Konferansı tarafından kabul edilmiştir. Buna göre sulak alanlar deni-

zel ve kıyasal sulak alanlar, karasal sulak alanlar ve yapay sulak alanlar olmak üzere üç ana kategoriye ayrılmıştır. Bu kategoriler, toplam 40 sulak alan türünü veren başka alt bölümlere de sahiptir (Kabii, 1998).

4. Sulak Alanların İşlevleri

Sulak alanlar, tortu/toksik madde tutma, besinlerin uzaklaştırılması ve/veya dönüştürülmesi, yeraltı suyunun yeniden doldurulması/deşarj edilmesi, taşkın akışının değiştirilmesi, yaban hayatı habitatı ve rekreasyon gibi bir dizi önemli işlevi sağlar (Keddy, 2000; Nyman, 2011; Atıcı ve ark., 2018; Atıcı ve ark., 2022). Nahlik ve ark. (2010) şu ana kadar literatürde açıklanan ekosistem hizmetlerinin bir özetini sunmaktadır. Sağladıkları hizmetlere göre yirmi beş işlevi beş geniş gruba ayırmışlardır. Bu gruplamalar yapıyı, işlevleri, süreçleri, ürünleri ve kullanımları içerir ve her grup belirli ekosistem hizmetlerinin bir listesini kapsar ve her grup ayrıca belirli ekosistem hizmetlerine bölünmektedir (Çizelge 2).

Çizelge 2. Ekosistem hizmetleri (Nahlik ve ark. 2010'dan uyarlanmıştır)

Başlıca Hizmet Çeşitleri	Spesifik Ekosistem Hizmetleri	Başlıca Hizmet Çeşitleri	Spesifik Ekosistem Hizmetleri
Yapı	Biyolojik çeşitlilik	Gerçekleşen süreçler	Besin döngüsü
	Yaban hayatı yaşam alanı		Birincil üretim
İşlevleri	Karbon tutumu	Sağlanan ürünler	Azot giderimi
	Su arıtma		Tahıllar, yumru kökler, lifler
	Besin tutma	Balık, kabuklu deniz ürünleri, kabuklular	
	Sel önleme	Kullanımlar	Rekreasyon
	Balıkçılığa destek		Ruhani uygulamalar
	Yiyecek tedarigi		İnsan refahı
	Toprak gelişimi		Kuş gözlemciliği
	Fırtına azaltma		Ekoturizm
	Nadir tür desteği		Dinlenme alanı
	Atık asimilasyonu		
	İklim değişikliğinin azaltımı		

Sulak alanların işlevleri arasında sulak alan bitkileri tarafından sağlanan katkılar, sulak alan yaban hayatı ve balıkçılık, karbon depolama, su kalitesinin iyileştirilmesi, sel suyu depolama gibi birçok özellik yer almakta olup, çeşitli araştırmacılar tarafından önerilen diğer işlevleri de Çizelge 3'de sunulmuştur.

Çizelge 3. Çeşitli araştırmacılar tarafından tanımlanan sulak alan fonksiyonlarına örnekler (Jafari, 2009).

Hammer (1992)	Smith ve ark. (1995)	National Research Council (NRC, 1992; 1995)	Cronk and Fennessey (2001)
Yaşamsal destek	Kısa ve uzun süreli yüzey suyunun depolanması	Kısa ve uzun süreli yüzey suyunun depolanması	Hidroloji
Hidrolojik modifikasyon	Yeraltı suyunun depolanması	Yüksek su tablasının korunması	Biyojeokimya
Su kalitesi değişimleri	Yeraltı suyu akışının düzenlenmesi	Elementlerin döngüsü ve dönüşümü	Bitki ve hayvan yaşam alanı
Erozyonu önlemesi	Enerji dönüşümü	Çözünmüş elementlerin tutulması, uzaklaştırılması	
Açık alan ve estetik	Besinlerin döngüsü	Balık ve kabuklu deniz hayvanları için yaşam alanı	
Jeokimyasal depolama	Element ve bileşiklerin uzaklaştırılması	Su kuşları ve diğer yaban hayatı için yaşam alanı	
	Partiküllerin tutulması	Turba birikimi	
	Organik karbon üretimi	İnorganik sedimentlerin birikimi/Sediment kontrolü	
	Karakteristik bitki ve hayvan topluluklarının korunması	Karakteristik bitki topluluklarının korunması	
		Tarihi ve arkeolojik değerlerin korunması	
		Karakteristik enerji akışının korunması	
		Su kalitesinin iyileştirilmesi	
		Eğitim ve araştırma	
		Rekreasyon alanı	

Not: Tüm sulak alan türleri tüm fonksiyonları sergilemektedir.

Çizelge 2 ve Çizelge 3'te görüldüğü üzere sulak alanlar kırsal bölgelerde ki bu faydalarının yanında kentsel alanlardaki mükemmel doğal kaynaklardan biri olarak kabul edilmektedir (Şekil 2). Sulak alanlar geniş hizmet yelpazesine en önemli yeşil-mavi altyapı bileşenlerinden biridir. Sulak alanların optimum kullanımı kentsel alanların sosyal ve çevresel sürdürülebilirliğini artırmaktadır (RAMSAR, 2024). Özellikle kentsel alanlarda yer alan sulak alanlar kentsel ekosistemlerin temel bir unsurudur.

Kentsel sulak alanlar, insan topluluklarına çeşitli ekosistem hizmetleri ve hayati öneme sahip unsurları sağlar (Boyer ve Polasky, 2004). Bunlar arasında kıyı bölgesinin korunması (Temmerman ve ark., 2013), su kalitesinin düzeltil-

mesi (Verhoeven ve ark., 2006; Quin ve ark., 2015;), hava kirliliğinin azaltılması, karbon tutulması (Mitsch ve ark., 2013) ile rekreasyon ve dinlenme alanı (Das ve Basu, 2020) yer almaktadır (Şekil 3). Kentsel alandaki sulak alanlar ve göletler gibi mavi altyapının diğer olumlu etkileri arasında kentsel ısı adalarının etkisinin kontrol edilmesi yer almaktadır. Bu etki esas olarak güneş ışınımının daha fazla emilmesine, konveksiyonla soğutmanın azalmasına ve su buharlaşmasının azalmasına yol açan yüzey özelliklerindeki değişikliklerden kaynaklanmaktadır (Ampatzidis ve Kershaw, 2020). Ayrıca kentsel sulak alanların kendi mikro iklimini gösterdiği ve genellikle çevredeki alanlara göre daha soğuk olduğu bilinmektedir (Gunawardena ve ark., 2017; Şimşek ve Ödül, 2018). Böylece yaşam kalitesinin ve çevrenin iyileştirilmesine yardımcı olurlar ve bu da sürdürülebilir kentsel gelişime yol açar (Seifollahi-Aghmiuni ve ark., 2019).



Şekil 3. Kentsel sulak alanların sunduğu ekolojik ve kültürel değerler (Alikhani ve ark. 2021'den uyarlanmıştır).

Sulak alanlar aynı zamanda küresel biyolojik çeşitliliğin korunmasında da önemli bir rol oynamaktadır. Buna göre sulak alanlar biyolojik çeşitliliğin sıcak noktaları olarak bilinmektedir (Bennett ve Mulongoy, 2006). Bununla beraber ekolojik açıdan hassas (Zhou ve ark., 2020), ancak uyumlu sistemler oldukları için dünya üzerinde en fazla tehlike altında olan ekosistemlerdir (Bassi ve ark., 2014). Bu özellikler sulak alanların kökeni, coğrafi konumu, su ve kimyasal rejimi, baskın türler, toprak ve sediment özellikleri nedeniyle büyük bir çeşitlilik sunmasına neden olmuştur (Finlayson ve Davidson, 1999).

5. Sulak Alanlar Neden Önemli?

Yeryüzündeki en önemli ekosistemlerden olan sulak alanlar, çeşitli döngüler ile birlikte üretken olmasının yanında tropik ormanlardan sonra zengin bir canlı çeşitliliğine ve dolayısıyla beslenme, üreme ve barınma gibi faaliyetleri gerçekleştirebilecek bir ortama sahiptir. Sahip olduğu işlevler ve değerler ile ülkelere ve insanlara geniş bir boyutta ekolojik, sosyal ve ekonomik hizmetler sunmaktadır. Ülke sahip olduğumuz sulak alanlarımız Avrupa ve Ortadoğu ülkelerine göre önemli bir yere sahiptir. Özellikle çok sayıda göçmen kuşun göç yollarını Türkiye üzerinden gerçekleştirmesi ülkemizdeki sulak alanların değerini arttırmaktadır (Mitsch ve Gosselink, 2015; SAYBİS. 2024). Van Gölü Havzası içerisinde yer alan ve RAMSAR sözleşmesine dahil edilen Nemrut Kalderası'na her yıl çok sayıda insan uğramaktadır (Şekil 4).



Şekil 4. Doğal güzellikleri ile turizm faaliyetlerine katkıda bulunan Nemrut Kalderası

Sulak alanların ülkeler sağladığı ekonomik katkı da oldukça fazladır. Çizelge 4'te, yapılan 89 adet çalışmaya göre, bitki örtüsüz sedimentli sulak alanların (hektar başına yılda 374 \$) en yüksek ekonomik değere sahip olduğu, ardından tatlı su ormanlık sulak alanların (hektar başına yılda 206 \$) geldiği bildirilmiştir (CCRU, 2003).

Çizelge 4. Sulak alan türüne göre sulak alanların ekonomik değerleri (CCRU, 2003).

Sulak alan tipi	Sulak alan ekonomik değeri (Hektar başına yıllık ABD \$)
Bitki örtüsüz tortulu sulak alan	374
Tatlı Su Ağacı	206
Tuz su/Acı Bataklık	165
Tatlı Bataklık	145
Mangrov	120

Çizelge 5'te sulak alanların işlevlerine göre sağladığı ekonomik değerler sunulmaktadır (Groot, 1992).

Çizelge 5. Fonksiyonuna göre sulak alanların ekonomik değerleri (Groot, 1992)

Sulak alan fonksiyonu	Sulak Alanın Ekonomik Değeri (Hektar başına yıllık ABD \$)
Taşkın kontrolü	464
Sportif balıkçılık	374
Olanaklar / Rekreasyon	492
Su Filtreleme	288
Biyçeşitlilik	214
Habitat bakımı	201
Sportif kara avcılığı	123

Su temini	45
Çeşitli malzemeler	45
Yakacak odun	14

Çizelge 6, sulak alanların küresel ekonomik değerlerini, sulak alan türüne ve kıtaya göre toplamaktadır. Dünyadaki 63 milyon hektarlık sulak alanın toplam ekonomik değerinin yılda 3.4 milyar dolar olduğu tahmin edilmektedir (CCRU, 2003). Van Gölü Havzası içerisinde yer alan önemli sulak alanlardan bazıları Şekil 5'te verilmiştir.

Çizelge 6. Küresel Sulak Alanların Kıtaya ve Sulak Alan Türüne Göre Toplam Ekonomik Değeri (yılda binlerce ABD \$) (CCRU, 2003)

Kıtalar	Mangrov	Bitkisiz sediment	Tuzlu / acı bataklık	Tatlı su bataklığı	Tatlı su ormanları	Toplam
K Amerika	30.014	550.980	29.810	1.728	64.315	676.846
Latin Amerika	8.445	104.782	3.129	531	6.125	123.012
Avrupa	0	268.333	12.051	253	19.503	300.141
Asya	27.519	1.617.518	23.806	29	149.597	1.818.534
Afrika	84.994	159.118	2.466	334	9.775	256.687
Avustralya	34.696	147.779	2.120	960	83.907	269.462
Toplam	185.667	2.848.575	73.382	3.836	333.223	3.444.682

Sulak alanlardan en önemli işlevlerden biri de özellik denizel ve kıyısul sulak alanlarda büyük ölçekte gerçekleşen mavi karbonun tutulması olayıdır. Mavi karbon, Sulak Alanlar Sözleşmesi kapsamında kıyıda canlı organizmalar (örneğin mangrov ormanları, tuz bataklıkları ve deniz çayırları) ve deniz ekosistemleri tarafından yakalanan ve biyokütle ve çökeltelerde depolanan karbon olarak tanımlanmaktadır (Convention on Wetlands, 2021). Özellikle bozulmamış kıyı sulak alanları, tropikal yağmur ormanlarından 55 kat daha hızlı uzun vadeli karbon tutma oranlarına sahip güçlü bir karbon havuzudur (McLeod ve ark., 2011).



Şekil 5. Van Gölü Havzası'nda yer alan bazı önemli sulak alanlar

Kıyasal sulak alanlar deniz otları için hektar başına ortalama 512 ton karbon, tuz bataklıkları için hektar başına 917 ton karbon ve mangrovlar için hektar başına 1.028 ton karbon olmak üzere önemli miktarda atmosferik karbon depolamaktadır (Pendleton ve ark., 2012). Bu mavi karbon stabildir ve yüzlerce veya binlerce yıl kalabilir. Tersine bir durum olursa, bozulduktan ve boşaltıldıktan sonra, yalnızca depolanan karbon salınmakla kalmaz, aynı zamanda devam eden karbon tutma potansiyeli de kaybolur (Pendleton ve ark., 2012).

Doğal sulak alanlar dışında su kirliliği kontrolü için inşa edilen yapay sulak alanlar da dünya çapında kabul gören bir teknoloji haline gelmiştir. Son tespitler, Avrupa ve Kuzey Amerika'da 7.000'den fazla inşa edilmiş sulak alan olduğunu ve orta ve Güney Amerika, Avustralya ve Yeni Zelanda'nın yanı sıra Afrika ve Asya'da sayının arttığını göstermiştir (Jafari, 2009).

6. Sonuç

Sulak alan ekosistemleri, çeşitli ve karmaşık bir dizi doğrudan ve dolaylı kullanım değerlerine sahiptir. Doğrudan kullanım değerleri, sulak alanın su temini ve balık ve bitki kaynakları gibi sulak alan ürünlerinin hasadı için kullanılmasını içerirken, dolaylı olarak alınan faydalar ise sulak alanın türüne, toprak ve su özelliklerine ve buna bağlı biyotik etkilere bağlı olarak taşkın suyu tutma, yeraltı suyunun yeniden doldurulması / boşaltılması, besin azaltımı vb. gibi çevresel işlevler sıralanabilir. Sulak alanlar su kalitesini artırıcı bir özelliğe sahip olmakla birlikte çoğu göçmen kuş olan yüzlerce vahşi yaşam türünün poplasyonunun sürdürülmesinde önemli bir yere sahiptir.

1900'lü yıllardan bu yana dünyadaki sulak alanların yarısından fazlasının yok olduğu çeşitli araştırmalarda bildirilmiştir. Yok olmasında etkili olan unsurlar arasında çevresel sorunlar ile birlikte yönetimsel sorunlar da etkili olmaktadır. Önemli işlevlere sahip olan sulak alanların sağladığı ekolojik katkıları ve ekonomik faydaları yakalayabilen ülkeler bu önemli alanları daha dikkatli bir şekilde korumakta ve yönetebilmektedir.

KAYNAKÇA

- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water*, 13(22), 3301.
- Ampatzidis, P.; Kershaw, T. A review of the impact of blue space on the urban microclimate. *Sci. Total Environ.* 2020, 730, 139068.
- Atıcı, A.A., Şen, F., & Elp, M. (2018). Van sazlıklarındaki doğu sivrisinek balığı (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859)'nın ekolojik riskleri. *Menba Kastamonu Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 4(2), 29-37.
- Atici, A.A., Sepil, A., & Sen, F. (2022). Biological Characteristics of the Invasive *Gambusia holbrooki* in the Wetland, the Lake Van Basin, Turkey. *Journal of Ichthyology*, 62(4), 594-604. <https://doi.org/10.1134/S0032945222040014>
- Bassi, N., Kumar, M.D., Sharma, A., & Pardha-Saradhi, P. (2014). Status of wetlands in India: A review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2, 1-19.
- Bennett, G., & Mulongoy, K.J. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. In *Secretariat of the convention on biological diversity, Montreal, Technical Series* (Vol. 23, p. 100). Montreal, QC, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Boyer, T., & Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24(4), 744-755.
- CCRU (2003) Global wetland database developed for the DINAS-COAST Project
- Convention on Wetlands. (2021). *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.
- Cronk, J.K., & Fennessy, M.S. (2001). Wetlands plants: biology and ecology. *Lewis, Boca Raton*.
- Das, A., & Basu, T. (2020). Assessment of peri-urban wetland ecological degradation through importance-performance analysis (IPA): A study on Chatra Wetland, India. *Ecological Indicators*, 114, 106274.
- Emerton, L., & Kekulandala, L.D.C.B. (2003). Assessment of the Economic Value of Muthurajawela Wetland. IUCN Sri Lanka Published.
- European Community. (1993). Wetland Conservation, Actions Committed by the European Community, Directorate-General XI Environment, Nuclear Safety and Civil Protection.
- Eyvaz, M., & Albahnasawi, A. (2023). Introductory Chapter: Wetlands–Characteristics, Functions, and Values. In *Wetlands–New Perspectives*. IntechOpen.
- Finlayson, C., & Davidson, N. (1999). Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory. *Prof. Summ. Rep.* 1999, 15. Available online: <https://www.ramsar.org/node/23484> (accessed on 8 November 2021).
- Finlayson, C.M. (2018). Ramsar convention typology of wetlands. In: Finlayson CM, Everard M, Irvine K, McInnes R, Middleton BA, van Dam AA, Davidson NC (eds) *The wetland book I: structure and functions, management, and methods*.

Springer, Cham, pp 1529–1532.

- Frazier, S. (1996). An overview of the world's Ramsar sites. *Wetlands International Publ.*29. 58 p.
- Groot, R.S. de (1992) *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*, Wolters-Noordhoff, Groningen, The Netherlands.
- Gunawardena, K.R., Wells, M.J., & Kershaw, T. (2017). Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of the Total Environment*, 584, 1040-1055.
- Hammer, D.A. (2014). *Creating freshwater wetlands*. CRC Press.
- Hook, D.D. (1993). Wetlands: history, current status, and future. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 12(12), 2157-2166.
- Jafari, N. (2009). Ecological integrity of wetland, their functions and sustainable use. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 1(3), 045-054.
- Junk, W.J. (2024). World wetlands classification: a new hierarchic hydro-ecological approach. *Wetlands Ecology and Management*, 1-27.
- Kabii, T. (1998). Ramsar wetland classification: implications on the conservation and wise use of wetlands in Africa.
- Keddy, P.A. (2010). *Wetland ecology principles and conservation* (Vol. 614). Cambridge University Press.
- Korkanç, S.Y. (2004). Sulak Alanların Havza Sistemi İçindeki Yeri. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 6(6), 117-126.
- LePage, B.A. (2011). Wetlands: a multidisciplinary perspective. *Wetlands: Integrating multidisciplinary concepts*, 3-25.
- McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H., & Silliman, B.R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560.
- Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A.M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C.J., ... & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape ecology*, 28, 583-597.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. (2015). *Wetlands*. 5th ed. Hoboken, New Jersey, USA: John Wiley & Sons.
- Nahlik, A.M., Kentula, M.E., Ringold, P., Landers, D., & Weber, M. (2010) Potential indicators of ecosystem services in wetlands. 2010 Society of Wetland Scientists Annual Meeting, Salt Lake City, 27 June-2 July 2010
- NRC. (1992). National Research Council, *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*. National Academy Press.
- NRC. (1995). National Research Council, *Wetlands, Characteristics and Boundaries*. National Academy Press, Washington, DC. p.307.
- Nyman, J.A. (2011). Ecological functions of wetlands. *Wetlands: Integrating Multidisciplinary Concepts*, 115-128.

- Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B.C., Crooks, S., Jenkins, W.A., Sifleet, S., ... & Baldera, A. (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems.
- Quin, A., Jaramillo, F., & Destouni, G. (2015). Dissecting the ecosystem service of large-scale pollutant retention: The role of wetlands and other landscape features. *Ambio*, 44, 127-137.
- RAMSAR. (2024). The Ramsar Convention on Wetlands. Erişim linki: <https://www.ramsar.org/> (Erişim tarihi: 25 Ekim 2024).
- SAYBİS. 2024. T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü Ulusal Sulak Alan Envanteri Yönetim Bilgi Sistemi. Erişim linki: <https://saybis.tarimorman.gov.tr/> (Erişim tarihi: 24 Kasım 2024).
- Seifollahi-Aghmiuni, S., Nockrach, M., & Kalantari, Z. (2019). The potential of wetlands in achieving the sustainable development goals of the 2030 Agenda. *Water*, 11(3), 609.
- Semeniuk, C.A., & Semeniuk, V. (1995). A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. *Vegetatio*, 118, 103-124.
- Smith, R.D., Ammann, A.P., Bartoldus, C.C., & Brinson, M.M. (1995). An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices.
- Şimşek, Ç.K., & Ödül, H. (2018). Investigation of the effects of wetlands on micro-climate. *Applied Geography*, 97, 48-60.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M., Ysebaert, T., & De Vriend, H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, 504(7478), 79-83.
- Tiner, R.W. (2017). *Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.2017.
- Turner, R.K., Van Den Bergh, J.C., Söderqvist, T., Barendregt, A., Van Der Straaten, J., Maltby, E., & Van Ierland, E.C. (2000). Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, 35(1), 7-23.
- Verhoeven, J.T., Arheimer, B., Yin, C., & Hefting, M.M. (2006). Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2), 96-103.
- Zedler, J.B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39-74.
- Zhou, J., Wu, J., & Gong, Y. (2020). Valuing wetland ecosystem services based on benefit transfer: A meta-analysis of China wetland studies. *Journal of Cleaner Production*, 276, 122988.

BÖLÜM 3

İŞINLAMA TEKNOLOJİSİ: SU ÜRÜNLERİNDE UYGULAMALAR

Levent İZCİ¹

¹ Prof. Dr. Levent İZCİ, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Bölümü

1. GİRİŞ

Tüm gıda ürünlerinde öne çıkan ve en yoğun biçimde uygulanan teknolojilerden biri “Isıl İşlem Teknolojileri”dir. Bu teknolojinin farklı teknolojilerle birlikte uygulanması elde edilecek üründe daha etkili sonuç alınmasını sağlayarak ürünün raf ömrüne olumlu yansımaktadır. Gıda sektörü, her geçen gün yeni teknolojilerin uyarlandığı sürekli gelişim halinde olan sektörlerden biridir.

Radyasyon birçok teknolojik uygulamada kullanılan standart endüstriyel teknolojidir (Ehlermann, 2016). Gıda ürünlerinde ürün kalitesinin korunması ve kayıpların en aza indirgenmesi “Gıda Sektöründe” günümüzün önemli arayışları içerisinde yer alan konulardandır. “Işınlama Teknolojisi” bazı teknolojilere göre yeni ve gıdalarda uygulanan ısı olmayan işlem teknolojilerinden biridir.

Yüksek kalitede ve daha uzun raf ömrüne sahip gıda üretimi, gıda endüstrisinin en önemli sorunlarından biridir. Özellikle de su ürünleri patojenik bakteriler, virüsler ve parazitlerle kontamine olabilir. Işınlama teknolojisi bu konuda çözüm sunabilir (Ceylan & Özoğul, 2019). Işınlamanın mikroorganizmalar, böcekler ve parazitler gibi canlı organizmalar üzerinde doğrudan ve dolaylı etkileri olup, koruyucu etkisi vardır (Arapcheska vd., 2020). Kontaminasyonu önleme çabalarına karşın spor oluşturmeyen patojenik mikroorganizmaların neden olduğu gıda kaynaklı hastalıklarda artışın olduğu belirtilmekle birlikte özellikle çiğ olarak satılan gıdalardan birincil işleme yoluyla ortadan kaldırılmasının mümkün olmadığı ifade edilmektedir (Farkas, 1998).

Gıdanın ışınlanması, gıda ürünlerinin raf ömrünü veya sağlık risklerini azaltmak için iyonlaştırıcı radyasyona maruz bırakma işlemidir. Uygulama kobalt 60 (⁶⁰Co) veya sezyum 137 (¹³⁷Cs) izotoplarından gama emisyonu veya X-ışınları ya da makine kaynaklarından hızlandırılmış elektronlar olarak uygulanır. Böylece hücre düzeyinde DNA zarara uğratarak biyokimyasal sürece müdahale edilerek zararlı mikroorganizmaların yok edilmesiyle gıdanın kalitesi korunabilir (Grodner & Andrews, 1991).

Bu enerji kaynaklarının hiçbiri gıdada veya ambalajında radyoaktiviteye neden olmaz ve bu işlem, gıdaların mikrobiyolojik güvenliğini ve depolama kararlılığını önemli ölçüde iyileştirmek de dahil olmak üzere birçok teknolojik uygulamaya sahiptir (Farkas & Mohácsi-Farkas, 2011).

Dünya çapında ışınlanmış gıdalara baharatlar, kurutulmuş meyveler, kuruyemişler, tavuk eti, domuz eti, sığır eti, taze meyveler, kurbağa bacağı ve su ürünleri örnek olarak verilebilir (Steele, 2000).

Su ürünlerinde karşılaşılan en büyük sorunlardan biri bozulma ve patojenik mikroorganizmalarla kontaminasyon nedeniyle bozulmaya karşı çok hassas olmalarıdır. Işınlama sadece gıda güvenliği değil ürün kalitesini bozmadan

patojenleri etkisizleştirmede etkili bir işlemdir (Arvanitoyannis vd., 2009).

Bu bölümde, günümüzde gıda endüstrisinde dikkat çeken ısı olmayan işlem teknolojilerinden biri olan ‐Işınlama Teknolojisi” ve su ürünlerinde kullanımını üzerine değerlendirmelere yer verilecektir.

2. GIDALARDA IŞINLAMA TEKNOLOJİSİNİN GELİŞİM SÜRECİ

Gıda, insanların yaşaması için gereklidir ve yalnızca insanların sağlığını doğrudan etkilemekle kalmaz, aynı zamanda ekonomik kalkınma ve sosyal istikrarda da önemli bir rol oynar. Gıdanın kalitesi ve güvenliği, tüm toplumu genel olarak ilgilendiren başlıca konulardandır (Yang vd., 2024).

Gıda ışınlama, 100 yılın üzerinde bir geçmişe sahip olup (Pillai & Shayanfar, 2017) genellikle Kobalt-60 (^{60}Co) ve Sezyum-137 (^{137}Cs) radyoizotoplarının kullanıldığı, 20. yüzyılın ikinci yarısında yerleşik bir teknoloji ve güvenli bir gıda işlemi olarak geliştirilmiştir (Farkas & Mohácsi-Farkas, 2011). Gıdaların ışınlanmasında farklı ışınlama türleri mevcuttur. Gama ışınlaması (^{60}Co ve ^{137}Cs), X-ışını ışınlaması [(X-ışını tüplerinden veya doğrusal hızlandırıcılardan (LINAC)) ve e-ışını ışınlaması (doğrusal hızlandırıcılardan veya diğer hızlandırıcı yapılardan), dünyada kullanılan üç ana gıda ışınlama teknolojisi türü olup (Pillai & Shayanfar, 2017; Indiarito vd., 2020) atomlardaki yörünge kabuklarından elektronları atarak atomları iyonlaştırabilir. Bu nedenle, ‐iyonlaştırıcı” radyasyon terimi kullanılmaktadır (Pillai & Shayanfar, 2017). Uluslararası Atom Enerjisi Kurumu (IAEA) ve Amerika Birleşik Devletleri (ABD) Savunma Tehdit Azaltma Ajansı (DTRA) gibi bazı kuruluşların, sorun oluşturabilecek nedenlerden izotop tabanlı teknolojiyi doğrusal hızlandırıcı tabanlı E-ışını ve X-ışını teknolojileriyle değiştirme çabasında olduğu belirtilmektedir. Günümüzde bazı durumların (^{60}Co ’ın bulunabilirliği, maliyeti, taşıma zorluğu, koruma maliyeti, yenileme ve imha etme maliyeti) gama ışınlama teknolojilerinin gelecekte herhangi bir ekonomik değere sahip olmasını engelleyeceği vurgulanmaktadır (Pillai & Shayanfar, 2017).

İyonlaştırıcı radyasyon çeşitli biçimleriyle 1895/1896’da Röntgen ve Becquerel tarafından keşfedilmiştir (Diehl, 2002; Ehlermann, 2016). 1905’te gıda maddelerinin durumunda ve genel saklama kalitelerinde bir iyileştirme sağlamakla ilgili icat nedeniyle İngiliz Patenti verildiği belirtilmiştir (Diehl, 2002). 1920’lerin başlarında Fransız bilim insanları ışınlamanın gıdalarda koruyucu olarak kullanılabileceğini keşfetmiştir (Andress vd., 1998). 1930 yılında da paketlenmiş bir gıdadaki tüm bakterileri X-ışını ile öldürülmesiyle ilgili olarak Fransız Patenti verildiği ifade edilmiştir (Diehl, 2002). Bakteriler üzerindeki öldürme etkisinin tespiti ile başlangıçta deneysel olan çalışmalar, soğuk savaş dönemlerinde yeterli miktarda radyoaktif maddenin varlığıyla da hızlanmıştır (Ehlermann, 2016).

1930’un sonlarında nükleer fisyon ve kullanılabilir ^{60}Co ’ın elde edilmesi

gıdaların radyasyonla korunmasının önemli kilometre taşı oluşturmuştur (Goldblith, 1966). Bu teknoloji II. Dünya Savaşına kadar ABD’de kullanılmıyorken bu dönemde ABD Ordusu meyve, sebze, kuru ürünler, balık ve ette bir dizi denemelere sponsor olmuştur. 1963 yılında ABD Gıda ve İlaç Dairesi (FDA) tarafından buğday ve buğday ununda böcek kontrolü amacıyla kullanımına izin verdiğinde, ABD’de gıda ışınlama onaylanmıştır (Andress vd., 1998). Gıdalarda ışınlama teknolojisinin güvenilirliği konusunda hayvan deneyleri ile birlikte birçok çalışma değerlendirilmiş ve endişelenecek bir şey olmadığına işaret edilmiştir. Bu durumun, Gıda Işınlama Alanında Uluslararası Proje kapsamında yürütülen çalışmalardan (1971-1981) elde edilen veriler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO), Uluslararası Atom Enerjisi Kurumu (IAEA) ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından belirlenen toksikoloji, mikrobiyoloji, beslenme ve kimya alanındaki uzmanlar tarafından değerlendirildiği (1976-1980) belirtilmektedir (Loaharanu, 1990). Ayrıca FAO, IAEA ve WHO’un Gıda Işınlaması Uzman Komitesi (JECFI) herhangi bir gıda ürününün 10 kilogray (kGy)’a kadar genel ortalama dozda ışınlanmasının toksikolojik bir tehlike oluşturmadığı sonucuna vardığını belirtmiştir (Truswell, 1987; Loaharanu, 1990). Avrupa Birliği (AB) Parlamentosu direktifleri (1999/2/EC ve 1999/3/EC) uyarınca ışınlama teknolojisi bazı ülkelerde ve bazı ürünlerde kullanılmaktadır. Ancak ürün veya ürün bileşenlerine uygulamaların paket üzerinde belirtilmesi gerektiği ifade edilmiştir (Pillai ve Shayanfar, 2017). Bazı tüketicilerde, bu tip ürünlerdeki isteksizlikler devam etmekle birlikte ışınlanmış ürünlerin piyasada bulunduğu ve tüketicilerin bilgi sahibi olduğu ülkelerde bu konudaki tüketici güveni artma eğilimindedir (Ehlerman, 2016).

Gıda ışınlamasının, gıda işleme ve muhafazası için köklü ve etkili bir teknoloji oluşuyla, hastalıklara neden olan patojenleri ve parazitleri ortadan kaldırmasıyla gıda kayıplarının azaltılmasına ve gıda güvenliğinin sağlanmasına yardımcı olacağı belirtilmektedir (Singh & Singh, 2019). Kimyasal böcek ilaçları kullanmadan böcekleri ve parazitleri öldürür. Bu şekilde gıdaların bozulmasının önüne geçilmesinde de etkileri büyük olmaktadır (Wolke, 2002). Isıl olmayan işlem teknolojilerinden olan bu teknoloji ilgi görmüş ve giderek yaygın olarak kabul gören modern gıda işleme yöntemlerinden biri haline gelmiştir (Yang vd., 2024). Çok sayıda sağlık örgütü ve ülkede birçok uygulama için ışınlama onaylanmıştır. Işınlama teknolojisinin geleneksel koruma yöntemlerine göre gıdanın stabilitesini ve güvenliğini artırmak için daha etkili ve uygun bir yöntem olarak kabul edildiği ifade edilmektedir. Ayrıca, gıdanın besin değerini ve duyu kalitesini önemli ölçüde azaltmadığı da belirtilmektedir (Arapocheska vd., 2020).

3. GIDALARDA IŞINLAMA TEKNOLOJİSİNDE KULLANILAN TERİMLER

Gıdaların iyonlaştırıcı radyasyonlarla işlenmesi, yirminci yüzyılın en kapsamlı incelenen teknolojilerinden biridir. İyonlaştırıcı radyasyonun gıdaların dezenfeksiyonu için kullanımı 1960'lara dayanır, askeri ve uzay görevlerine yönelik gıdalarda ve bağışıklık sistemi zayıflamış hastaların tedavisinde kullanılmış, sonrasında da daha düşük radyasyon seviyelerinde gıdaların dezenfeksiyonunda ve ürünlerin raf ömürlerinin uzatılmasında yararlı olacağı belirtilmiştir (Zanardi vd., 2018).

Işınlama; Gıdanın radyasyona maruz bırakıldığı bir koruma yöntemidir (Indiarito vd., 2020).

Doz; Işınlanan gıdanın birim kütesinin absorbladığı radyasyon enerjisinin miktarıdır (kGy). (Aydemir Atasever & Atasever, 2007).

RAD; Radyasyon absorblama dozudur (100 rad=1 Gy) (Aydemir Atasever & Atasever, 2007).

Gray (Gy); Işınlanan 1 kg madde tarafından absorbe edilen 1 joule miktarındaki enerjiye eşitliğini belirten ifadedir (Truswell, 1987; Stefanova vd., 2010).

KiloGray (kGy); Işınlanan gıdanın 1 kg'ı başına absorblanan ortalama radyasyon enerjisinin kilo joule olarak miktarıdır (1 kGy =1000 Gy) (Aydemir Atasever & Atasever, 2007).

Gıdalar için öngörülen uygulama dozu < 1 kGy (düşük), 1-10 kGy (orta) ve >10 kGy (yüksek) biçiminde sınıflandırılmıştır (Stefanova vd., 2010; Indiarito vd., 2020; Arapcheska vd., 2020). Düşük doz, radurizasyon (Parazitleri etkisiz hale getirebilecek, 0.1-1 kGy'lik dozu içeren işlemdir), orta doz, radisidasyon (*Salmonella* spp ve *Listeria monocytogenes* gibi mikroorganizmaları ortadan kaldıracak, 1-10 kGy'lik dozu içeren işlemdir) ve yüksek doz, radapertizasyon (Gıda sterilizasyonunda kullanılan tüm mikroorganizmaları ortadan kaldıracak, 10 kGy üzerindeki doz içeren işlemdir) (Indiarito vd., 2023; Hashim vd., 2024).

4. SU ÜRÜNLERİNDE IŞINLAMA TEKNOLOJİSİ

Gıda güvenliği insan sağlığı için önemlidir. Gıda kaynaklı hastalıklar insan sağlığı için yaygın bir tehdit oluşturmaktadır. Gıda güvenliği modern gıda işleme ve dağıtım sistemlerine sahip gelişmiş ülkelerde bile ekonomik üretkenliğin azalmasının önemli bir nedenidir (Arapcheska vd., 2020).

Her geçen gün gıda kalitesi ve güvenliği önemli bir konu haline gelmekte olup dünya nüfusunun 2050 yılında 11 milyara ulaşması beklenmektedir. Ayrıca tüketici taleplerinden biri olan, her ürünü yıl boyunca bulabilme isteği, sektörü yeni teknolojilerin arayışına yöneltmektedir. Gıdaların ışınlanması

benzersiz oluşuyla ve ısı olmayan yönüyle günümüzde dikkat çeken teknolojilerdendir (Pillia ve Shayanfar, 2017).

Su ürünleri doğal yapıları, çeşitli yaşam alanları ve üretim süreçleri nedeniyle insan sağlığını etkileyebilecek patojenik mikroorganizmalar, virüsler ve ayrıca parazitler dahil olmak üzere biyolojik tehlikelere karşı oldukça hassastır (Loaharanu, 1997; Gautam ve Venugopal, 2021). Geleneksel işleme tekniklerinin bu tehlikeleri tam olarak ortadan kaldıramayabileceği, ışınlamanın doğası gereği paketlenmiş ve sevkiyata hazır ürünlerde uygulanabilirliği bu ürünlerin güvenilirliğini artıracak bir yöntem olarak belirtilmiştir (Gautam ve Venugopal, 2021).

Günümüzde su ürünlerinin kalitesinin korunmasında, elektron ışını ile ışınlamanın çeşitli su ürünlerinde (dondurulmuş su ürünleri parçaları, karides, kabuklu su ürünleri, balık filetoları vb.) patojenik mikroorganizmaları ve parazitleri önemli ölçüde etkisiz hale getirebileceği ve kalitenin bazı kombinasyonlarla daha etkili bir şekilde korunabileceği ifade edilmiştir (Wei vd., 2022).

Sommers & Rajkowski (2011) gama ışınlamanın dondurulmuş su ürünlerine (tarak, istakoz eti, mavi yengeç, kılıç balığı, ahtapot ve kalamar) aşıl原因an gıda kaynaklı patojenleri etkisiz hale getirme yeteneğini araştırmışlardır. Araştırmacılar *Listeria monocytogenes*, *Staphylococcus aureus* ve *Salmonella* gıda patojenlerini etkisiz hale getirmek için gerekli dozun dondurulmuş et ve sebzelerden daha düşük olduğunu belirtmiştir.

İstiridyelerde (*Crassostrea brasiliana*) gama ışını (^{60}Co) *Vibrio parahemolyticus* ve *Salmonella* hayatta kalma durumu ve duyuşsal özelliklerine etkisinin araştırıldığı bir çalışmada, uygulanan en yüksek dozda (3 kGy) istiridyelerin ölmediği, koku, lezzet ve görünümünde bir değişiklik olmadan bu patojenlerin etkisiz hale getirildiği vurgulanmıştır (Jakabi vd., 2003).

Lethrinus miniatus, *Lutjanus sebae*, *Scomberomorus commerson*, *Sillago ciliata*, *Mugil cephalus*, *Lutes culcarifer*, *Portunus pelagicus*, *Metapenaeus* spp. ve *Penaeus plubujus* 0, 1, 3 ve 5 kGy dozlarında ışınmış, 1 kGy'lik bir doz, toplam bakteri sayısında 1.5-4 log azalmaya neden olduğu, 1 kGy'lik bir dozun duyuşsal kaliteyi olumsuz yönde etkilemeden herhangi bir türün depolama ömrünü uzatabileceği ifade edilmiştir (Poole vd., 1994). Yapılan başka bir çalışmada da, yarı kurutulmuş su ürünlerinde uygulanan gama ışınlamanın norovirüs üzerinde etkili olduğu tespit edilmiştir (Kang vd., 2016). Norovirüs, ABD'de gıda kaynaklı hastalıkların önemli bir bölümüne neden olan kolay bulaşabilen ishal, bulantı, kusma, karın krampları, baş ağrısı ve ateş gibi belirtilerle (Genellikle 24-48 saat) kendini gösteren gastroenterit patojendir (Wu, 2018).

Gama ışınının (^{60}Co), halk sağlığı açısından önemli patojenlerin (*Salmonella* Typhimurium, *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* ve *Listeria ivanovii*) hazır yemek ürünlerinde kullanılan kurutulmuş deniz yosunu (Laver) rulosu gibi su ürünlerinde, patojen riskini en aza indirmek için kullanılabileceği

belirtilmiştir (Jo vd., 2005). Kurutulmuş su ürünlerinde gama ışınının farklı dozları (0, 1, 3 ve 5 kGy) uygulanmış ve kurutulmuş su ürünlerinin güvenliğini artırmak için kullanılabilirliği ifade edilmiştir (Choi vd., 2010).

Acharjee vd. (2014), *Pseudapocryptes elongates*, *Scomberomorus cavalla*, *Xenentodon cancila* ve *Otolithoides pama* türlerinden örnekleme yapmış ve 3 kGy gama ışınlanmanın önemli ölçüde halk sağlığı için sorun oluşturabilecek patojenik yükü azalttığına dikkat çekmiştir.

Kwamegi adında geleneksel (Kore) üründe yapılan bir çalışmada, çığ tüketimi nedeniyle sağlık problemi yaratabilecek *Staphylococcus aureus*, *Bacillus cereus*, *Salmonella Typhimurium* ve *Escherichia coli*'nin 4 kGy dozunda uygulanan ışınlama ile ortamdaki kaldırılabilirliği sonucuna varılmıştır (Chawla vd., 2003).

Prakash vd. (2015) *Sphyræna acutipinnis*'in güneşte kurutulmuş örneklere ışınlama (^{60}Co , 5 kGy) uygulamıştır. Işınlanmış örneklerde duyuşal özelliklerin iyi olduğunu toplam bakteri sayısının azaldığını, mantar, *Salmonella* ve *Vibrio*'nun ise tamamen ortadan kalktığını saptamıştır.

Abreu vd. (2009), dondurulmuş ve farklı dozlarda (0, 2, 4 ve 6 kGy) ışınlanmış (^{60}Co) başlı karideslerde 6 kGy'lik dozun patojenik mikroorganizmalardan *Vibrio cholerae* O1 ve *Salmonella enteritidis*'i inhibe ettiğini tespit etmiştir. Ayrıca 6 kGy'ye kadar olan dozların duyuşal genel kabul edilebilirliği azalttığı, ancak rengini ve doku kabulünü, sululuğun yoğunluğunu ve ürünün karakteristik aromasını ve lezzetini bozmadığını saptamıştır.

Suklim vd. (2014), *Portunus pelagicus* eti üzerine 2, 4 ve 6 kGy dozlarında ışınlama (^{60}Co) uygulayarak fiziksel, duyuşal ve *Listeria monocytogenes* inaktivasyonunu değerlendirmiştir. Çalışmada, düşük doz gama ışınlanmasının tekstür ve L^* renk değerinde kabul edilemez değişiklikler olmadan yengeç etinin güvenliğini artırabileceği belirtilmiştir.

Song vd. (2010), ticari kalamar Jeotkal temin ederek sterilize etmiş ve sonrasında da üç farklı mikroorganizmadan (*Listeria monocytogenes*, *Staphylococcus aureus* ve *Vibrio parahaemolyticus*) üç suşlu kokteyl hazırlayarak örneklere ilave ettikleri araştırmada, 0-5 kGy arasında ışınlama uygulamışlardır. Düşük doz (1 kGy veya üzeri) ışınlanmanın, sınırlı alternatif sterilizasyon yöntemlerine sahip olan kalamar Jeotkal'de mikrobiyal kaliteyi artırabileceği ve gıda kaynaklı patojen riskinin azaltabileceği sonucuna varılmıştır. Geleneksel tuzlanmış-fermente kabuklu su ürününde farklı uygulamalarla birlikte E-ışınının uygulanmasının ürünlerde norovirüsün azaltılmasına ve bu yönüyle ilgili endüstride kullanılabilme potansiyeline dikkat çekilmiştir (Han vd., 2021).

Cynoscion guatucupa filetolarının paketlenerek ışınlandığı (0, 1.5, 4 ve 6.5 kGy) bir çalışmada, doza bağlı olarak incelenen mikroorganizmaların azaldığı, 4 kGy'lik dozun taze ürünün duyuşal kalitesini etkilemeden filetoların raf ömrünü (4 ± 1 °C'de) 16 gün uzattığı tespit edilmiştir (Cenci vd., 2025).

Lee vd. (2002), *Cololabis seira*'dan elde edilen *Kwamegi* ürününü gama ışını (^{60}Co) ile farklı dozlarda (0, 3, 5, 7 ve 10 kGy) ışınlamış ve bazı kalite özelliklerine etkisini araştırmışlardır. *Kwamegi*'nin korunması için 7-10 kGy dozun etkili ve ideal bir doz olduğu belirtilmiştir. Ayrıca 60 günlük depolama sonunda kontrol grubu örnekleri bozulmuşken ışınlanmış ürünlerin kalitesinin yeterli olduğu tespit edilmiştir.

Chouliara vd. (2005), filetoları çıkartarak vakumlanmış çipuraları (*Sparus aurata*) buzla soğutarak gama ışınına (^{60}Co , 1 ve 3 kGy) tabi tutmuşlardır. Doz düzeyinin artışıyla bakteriler üzerindeki etkinin de arttığını belirlemişler ve duyuşal olarak genel kabul edilebilirliğin ışınlama uygulanan (3 kGy) örneklerde 28 gün, ışınlama uygulanmayan örneklerde ise 9-10 gün olduğunu saptamışlardır. *S. auratus* ile yapılan başka bir araştırmada gama ışınlamanın (^{60}Co) kalite üzerine etkileri araştırılmış, ışınlanmış örneklerde analizi yapılan bakteri sayısının ve analizi yapılan kimyasal bozulma parametrelerindeki değerlerin ışınlanmamış örneklere göre daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada genel kabul edilebilirliğin ışınlanmamış örneklerde 13 gün, 2.5 kGy dozla ışınlanan örneklerde 15 gün ve 5 kGy doz ile ışınlanan örneklerde de 17 gün olduğu belirlenmiştir (Özden vd., 2007).

Jaczynski & Park (2003) surumide E-ışını ile ışınlamanın mikrobiyal yüke etkisini araştırmış ve 4 kGy elektron ışın dozunun *S.aureus* üzerinde 7-12 log azalma sağlayabileceğini ifade etmişlerdir.

Park vd. (2015) Kore mutfağında yer alan yengeçten (*Portunus trituberculatus*) yapılan *Ganjang-gejang* ürününe 3, 6, 9, 12 ve 15 kGy dozlarında gama ışını kullanarak mikrobiyal, fizikokimyasal ve duyuşal özellikleri yönüyle değerlendirmiştir. Işınlanmış (9 kGy üzeri) örneklerde toplam mezofilik bakteri ve mantar tespit edilememişken uygulanan doza bağılı olarak duyuşal puanların önemli düzeyde azaldığı tespit edilmiştir. Ancak *Ganjang-gejang*'ın duyuşal kalitesinin, donma noktasında özellikle de kuru buz üzerinde ışınlama uygulamasıyla daha iyi korunabileceğini tespit etmiştir.

Farklı balık pazarlarından alınan farklı balık türlerinde (*Tilapia*, kefal, uskumru ve sardalya) ışınlama teknolojisinin etkilerinin incelendiği bir araştırmada, toplam bakteri sayısının, *S. aureus*'un ışınlama dozuna bağılı olarak azaldığı, düşük ve orta dozun besin bileşenlerini önemli ölçüde etkilemediği, gama ışınlamasının da balık kalitesinin korunmasında etkili bir yöntem olduğuna dikkat çekilmiştir (Mohamed vd., 2023).

Listeria monocytogenes su ürünleri açısından önemli patojenlerdendir. Ürünlerde *L. monocytogenes*'in kontrolünde, gama ışınlamanın nisin ile birlikte uygulanmasının ışınlama dozunu 5 kGy dozdan 3 kGy doza düşürülerek sağlanabileceği belirtilmiştir (Koluman & Dikici, 2016).

Ton balığı filetolarında farklı dozlarda (0-0.6 kGy) X-ışını uygulamanın

etkilerinin araştırıldığı bir çalışmada, 0.6 kGy uygulama dozunda *Salmonella*'da 6 log'dan fazla azalma sağlayabildiği, X-ışınının çığ olarak tüketilmesi amaçlanan su ürünleri için iyi bir koruyucu teknoloji olduğu dışında ekonomik kayıpların önlenmesinde etkili olabileceği vurgulanmıştır (Mahmoud vd., 2016).

Doğruyol & Mol (2017) uskumru (*Scomber scombrus*) filetolarından sous vide yapmış ve sonrasında 2.5 ve 5 kGy dozlarında gama ışınlama uygulamış, duyuşal olarak 5 kGy doz uygulanan sous vide örneklerinin kabul edilebilirliğinin diğer sous vide örneklerine göre daha fazla olduğunu saptamıştır. Ayrıca iki teknolojinin birlikte uygulanmasının gıda güvenliği açısından faydasına değinmiştir.

Yu vd. (2023) Atlantik somonunda SARS-CoV-2 kontaminasyonunun sağlık riskleri ve soğuk zincir endüstrisinde etkilerinden yola çıkarak, SARS-CoV-2'yi yok etmek için farklı dozda E-ışını (2-10 kGy) uygulamalarını gerçekleştirmiştir. SARS-CoV-2'yi ortadan kaldıran dozda bazı kalite özelliklerinde değışikliklerin olduğunu belirtirken, kontrol ve ışınlanmış somonun duyuşal değerlendirmesinde önemli bir farkın olmadığını 2-7 kGy E-ışınının kaliteyi önemli bir şekilde düşürmediğini, somonda SARS-CoV-2'nin inaktivasyonu için 2 kGy dozun yeterli olduğunu belirtmişlerdir. Benzer bir araştırmada da E-ışınının, soğuk zincir yoluyla taşınan gıdalardaki SARS-CoV-2 kontaminasyonunu azaltmak için etkili ısı olmayan işlem potansiyeline sahip olduğu belirtilerek soğuk zincir yoluyla insanlarda SARS-CoV-2 enfeksiyon riskini azaltabileceğine dikkat çekilmiştir (Lou vd., 2023).

Temizlenmiş taze karideslerde (*Macrobrachium rosenbergii* ve *Penaeus monodon*) farklı dozlarda (0.5, 1.5, 2.5, 3, 5, 10 ve 20 kGy) uygulanan ışınlamanın etkileri muhafaza (-20 °C) sürecinde değerlendirilmiş, 10 kGy ve daha düşük doz karideslerde mikroyapı ve mekanik özelliklerde önemli bir değışikliğe neden olmamıştır. Her iki türde de 2.5 kGy ve üzeri dozlar melanozisi azaltmıştır. Dondurulmuş depolamayla birlikte 2.5-5 kGy'lik doz mekanik özellikleri, görsel kaliteyi korumuş ve mikrobiyal özellikleri iyileştirmiştir. Bu yöntemin yüksek kaliteli, minimum düzeyde işlenmiş, katkı maddesi içermeyen su ürünlerine yönelik artan tüketici taleplerini karşılayabileceği belirtilmiştir (Mahto vd., 2015).

Zhao vd. (2023), SARS-COV-2'yi ortadan kaldıran dozların kalite üzerine etkilerinin incelendiği çalışmada, dondurulmuş ve E-ışını ile ışınlanarak muhafaza altına alınmış (-20 °C) karideslerde (*Penaeus vannamei*) fizikokimyasal ve duyuşal özellikleri değiştirmeden 4 kGy'lik E-ışını ile ışınlamanın uygun olacağını saptamıştır. SARS-COV-2'yi öldürücü dozun ürünlerdeki kalite özelliklerine etkisinin araştırıldığı bir diğer çalışmada da, Atlantik morinası (*Gadus morhua*) parça fileto yapılarak vakumlanmış ve soğuk zincir ile ışınlama alanına taşınmıştır. E-ışını (0, 2, 4, 7 ve 10 kGy) uygulanmış ve 4 kGy'lik doz

G. morhua için önerilmiştir (Yu vd., 2022).

At nalı yengecinden (*Carcinoscorpius rotundicauda*) elde edilen kitosana gama ışınlatma uygulanarak kaplama materyali olarak karides (*Penaeus merguensis*) ve balık (*Pampus argenteus* ve *Tenualosa ilisha*) örneklerinde kullanımının bazı kalite özelliklerine etkisi değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçların ışığında raf ömrüne olumlu yansımaları açısından endüstriyel olarak değerlendirilebileceğine dikkat çekilmiştir (Pati vd., 2021).

İstiridye (yarım kabuklu), ton balığı salatası ve somon suşisine norovirüs ilave edilmiş ve 0-5 kGy arasında değişen dozlarda X-ışını uygulamasının etkileri araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlardan X-ışını, su ürünleri endüstrisi için antiviral olarak umut vadeden bir teknoloji olarak nitelendirilmiştir (Wu vd., 2016). Benzer bir çalışmada da bütün kabuklu istiridyelerde (*Crassostrea virginica*) norovirüsün X-ışını ile inaktivasyonu incelenmiş, uygulanan X-ışınının (5 kGy) depolama (5 °C) sırasında istiridyelerin canlılığını önemli ölçüde etkilemediği, mikrobiyotayı önemli ölçüde azalttığı, renk ve sertliğini ise önemli ölçüde etkilemediği tespit edilmiştir (Wu vd., 2017).

Listeria monocytogenes, hazır yenilebilir su ürünlerinde ve gıda tedarikinin çeşitli alanlarında ciddi bir tehdit oluşturabilir. Dumanlanmış ve 5 suşlu *L. monocytogenes* karışımı ilave edilerek vakumlanmış kefal (*Mugil cephalus*) balıklarına X-ışını (0, 0.5, 1, 1.5 ve 2 kGy) uygulanmış ve depolanmıştır. 2 kGy'lik X-ışını dozunun duyusal kaliteyi değiştirmeden 10^4 kob/g'lık *L. monocytogenes*'i ortadan kaldırdığı tespit edilmiştir (Robertson vd., 2006).

Litopenaeus vannamei ile yapılan çalışmada, E-ışını ışınlatmasının gıdaların mikrobiyolojik kontrolünde etkili bir yöntem olduğu, dondurulmuş *L. vannamei*'nin besin içeriği ve diğer özellikleri bakımından kalitesini koruduğu saptanmıştır (Ling vd., 2023). Diğer bir çalışmada vakum paketlenmiş başları alınmış *L. vannamei* örnekleri, jel buz paketleri içinde bir tepside farklı dozlarda (2.5, 5, 7.5 ve 10 kGy) E-ışını uygulanarak depolanmıştır (2 °C). 7.5 kGy'ye kadar E-ışını ışınlatma dozunun, duyusal özellikleri etkilemeden biyokimyasal ve mikrobiyal aktiviteyi azaltmada etkili olduğu belirtilmiştir (Annamalai vd., 2020).

Nemipterus spp. surimisine 1-5 kGy dozda E-ışını uygulanmış, surimi jel oluşturma kabiliyetini geliştirmek için, işleme ve üretim sırasında 5 kGy dozunda E-ışını uygulaması önerilmiştir (Sakamut & Sajjabut, 2021).

Gıda alerjenleri önemli sağlık problemlerine yol açabilir. Gıda alerjenlerinin çoğunun ortadan kaldırılması ya da azaltılması konusunda ışınlatma teknolojilerinden yararlanılabileceği ifade edilmiştir (Pan vd., 2021).

5. SONUÇ

Kaynakların sınırsız olmadığı bir dünyada elde edilen ürünlerin sağlıklı ve güvenilir şekilde kullanılabilmesi oldukça önemlidir. Su ürünlerinde gıda güvenliği, kolay bozulan bir ürün olması ve bazı patojenleri barındırabilmesi bakımından işleme teknikleri ve muhafaza koşulları her bir ürün için ayrı ayrı değerlendirilecek konular arasındadır. Her yöntemde olduğu gibi “Işınlama Teknolojisi”nin uygulanmasında da bu konudaki otoriteler ve bu konuda yapılan çalışmaların çıktıları ışığında uygun yöntem ve dozun belirlenmesi kaliteli ve güvenli bir ürün elde edilmesine olanak sağlayabilecektir. Yapılan çalışmalar sonucunda çevreye veya insan sağlığına zarar vermeden gıda tedariki ve güvenliği sorunlarını çözmeye yardımcı olabilecek bir teknoloji olarak belirlenmiştir (Loaharanu, 1990). Bu yönüyle kalite kayıplarının azaltılarak güvenli ürün elde edilebilmesinin yanında ekonomik kayıpların önüne geçilmesi ve kaynakların daha rantabl kullanılmasını destekleyecektir. Işınlama teknolojisinin farklı işleme teknikleriyle birlikte kullanılmasıyla daha etkili sonuçların alınabileceği gibi daha az ışınlama dozu ile amaçlanan hedeflere ulaşılabilir. Işınlama işleminden önce ürünlerin tüm yönleriyle değerlendirilmesi, istenilen sonuçların elde edilmesi için önemli katkılar sağlayacaktır.

Ayrıca, Işınlama Teknolojisinin diğer gıda ürünlerinde olduğu gibi su ürünlerinde de yeni bir teknoloji olmasının bu konuda yapılan çalışmaların önemini daha da artırdığı düşünülmektedir. Gerek konuyla ilgili otoritelerce gerekse konuyla ilgili yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçların sektörel açıdan projeksiyonların oluşturulmasına ışık tutacağı kanısına varılmıştır.

KAYNAKLAR

- Abreu, V.K.G., Zapata, J.F.F., Figueiredo, E.A.T., Garruti, D.D.S., Freitas, E.R., Pereira, A.L.F., & Braga, A.R.C. (2009). Gamma irradiation on frozen and packaged headed shrimp. *Journal of Food Quality*, 32(4), 425-435.
- Acharjee, M., Ahmed, E., Kishore Munshi, S., & Noor, R. (2014). Validation of γ -irradiation in controlling microorganisms in fish. *Nutrition & Food Science*, 44(3), 258-266.
- Andress, E. L., Delaplane, K. S., & Schuler, G. A. (1998). *Food irradiation*. University of Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, EDIS.
- Annamalai, J., Sivam, V., Unnikrishnan, P., Kuppa Sivasankara, S., Kaushlesh Pansingh, R., Shaik Abdul, K., Murthy Lakshmi, N., & Chandragiri Nagarajarao, R. (2020). Effect of electron beam irradiation on the biochemical, microbiological and sensory quality of *Litopenaeus vannamei* during chilled storage. *Journal of Food Science and Technology*, 57, 2150-2158.
- Arapcheska, M., Spasevska, H., & Ginovska, M. (2020). Effect of irradiation on food safety and quality. *Current Trends in Natural Sciences*, 9(18), 100-106.
- Arvanitoyannis, I. S., Stratakos, A., & Mente, E. (2009). Impact of irradiation on fish and seafood shelf life: a comprehensive review of applications and irradiation detection. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 49(1), 68-112.
- Aydemir Atasever, M., & Ataseve, M. (2007). Işınlamanın gıda teknolojisinde kullanımı. *Atatürk Üniversitesi Veteriner Bilimleri Dergisi*, 2(3), 107-116.
- Cenci, M. P., Marchetti, M. D., Felix, M. L., Cova, M. C., Loredo, A. B. G., & Tomac, A. (2025). Screening the effect of ionizing radiation on microbiological quality, sensory acceptability and shelf life extension of lean fish fillets. *Radiation Physics and Chemistry*, 112408.
- Ceylan, Z., & Özoğul, Y. (2019). Irradiation technology. In *Innovative technologies in seafood processing* (pp. 115-129). CRC Press.
- Chawla, S.P., Kim, D.H., Jo, C., Lee, L.W., Song, H.P., & Byun, M.W. (2003). Effect of gamma irradiation on the survival of pathogens in Kwamegi, a traditional Korean semidried seafood. *Journal of Food Protection*, 66 (11), 2093-2096.
- Choi, J-il., Kim, H-J., Kim, J-H., Ahn, D-H., Chun, B-S., & Lee, Ju-W. (2010). Application of gamma ray irradiation to the microbiological safety of dried seafood products. *Kor. J. Fish Aquat. Sci.*, 43(2), 169-173.
- Chouliara, I., Savvaidis, I. N., Riganakos, K., & Kontominas, M. G. (2005). Shelf-life extension of vacuum-packaged sea bream (*Sparus aurata*) fillets by combined γ -irradiation and refrigeration: microbiological, chemical and sensory changes. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85(5), 779-784.

- Diehl, J. F. (2002). Food irradiation—past, present and future. *Radiation Physics and Chemistry*, 63(3-6), 211-215.
- Dogruyol, H., & Mol, S. (2017). Effect of irradiation on shelflife and microbial quality of cold-stored sous-vide mackerel fillets. *Journal of Food Processing and Preservation*, 41(2), e12804.
- Ehlerman, D.A.E. (2016). The early history of food irradiation, *Radiation Physics and Chemistry*, 129,10–12
- Farkas, J. (1998). Irradiation as a method for decontaminating food: A Review. *International journal of food microbiology*, 44(3), 189-204.
- Farkas, J., & Mohácsi-Farkas, C. (2011). History and future of food irradiation. *Trends in Food Science & Technology*, 22(2-3), 121-126.
- Goldblith, S.A. (1966). Historical development of food irradiation. In *Food irradiation, Proceedings of the international symposium on food irradiation*, Karlsruhe, 6-10 June, Jointly Organized by the IAEA and FAO, 3-17s.
- Gautam, R. K., & Venugopal, V. (2021). Electron beam irradiation to control biohazards in seafood. *Food Control*, 130, 108320.
- Grodner, R. M., & Andrews, L. S. (1991). Irradiation. In *Microbiology of marine food products* (pp. 429-440). Boston, MA: Springer US.
- Han, S., Jo, J. Y., Park, S. R., Choi, C., & Ha, S. D. (2021). Impact of chlorine dioxide and electron-beam irradiation for the reduction of murine norovirus in low-salted “jogaejeotgal”, a traditional Korean salted and fermented clam. *International Journal of Food Microbiology*, 342, 109073.
- Hashim, M. S., Yusop, S. M., & Rahman, I. A. (2024). The impact of gamma irradiation on the quality of meat and poultry: A review on its immediate and storage effects. *Applied Food Research*, 4(2), 100444.
- Indiarto, R., Pratama, A. W., Sari, T. I., & Theodora, H. C. (2020). Food irradiation technology: A review of the uses and their capabilities. *Int. J. Eng. Trends Technol*, 68(12), 91-98.
- Indiarto, R., Irawan, A. N., & Subroto, E. (2023). Meat irradiation: A comprehensive review of its impact on food quality and safety. *Foods*, 12(9), 1845.
- Jaczynski, J., & Park, J. W. (2003). Microbial inactivation and electron penetration in surimi seafood during electron beam processing. *Journal of Food Science*, 68(5), 1788-1792.
- Jakabi, M., Gelli, D. S., Torre, J. C., Rodas, M. A., Franco, B. D., Destro, M. T., & Landgraf, M. (2003). Inactivation by ionizing radiation of *Salmonella enteritidis*, *Salmonella infantis*, and *Vibrio parahaemolyticus* in oysters (*Crassostrea brasiliiana*). *Journal of food protection*, 66(6), 1025-1029.
- Jo, C., Lee, N. Y., Kang, H. J., Hong, S. P., Kim, Y. H., Kim, J. K., & Byun, M. W. (2005). Inactivation of pathogens inoculated into prepared seafood products for manufacturing kimbab, steamed rice rolled in dried seaweed, by gamma irradiation. *Journal of Food Protection*, 68(2), 396-402.

- Kang, S., Park, S. Y., & Ha, S. D. (2016). Application of gamma irradiation for the reduction of norovirus in traditional Korean half-dried seafood products during storage. *LWT-Food Science and Technology*, 65, 739-745.
- Koluman, A., & Dikici, A. (2016). Effect of nisin and gamma irradiation treatments on *Listeria monocytogenes* on some high economic valued aquaculture products. *Hacettepe Journal of Biology and Chemistry*, 44(3), 245-257.
- Lee, J. W., Cho, K. H., Yook, H. S., Jo, C., Kim, D. H., & Byun, M. W. (2002). The effect of gamma irradiation on the stability and hygienic quality of semi-dried Pacific saury (*Cololabis seira*) flesh. *Radiation Physics and Chemistry*, 64(4), 309-315.
- Ling, X.U., Lihao, W.U., Gong, C.H.E.N., Sisi, W.U., Kang, R.E.N., Yanyan, Z.H.O. U., Yunjian, W.U., Lianghao, Y.A.N., & Wenzhong, G.U.O. (2023). Effects of electron beam irradiation on the properties of frozen *Litopenaeus vannamei*. *Journal of Radiation Research and Radiation Processing*, 41(6), 60404.
- Loaharanu, P. (1990). Food irradiation: Facts or fiction?. *IAEA Bulletin*, 32(2), 44-48.
- Loaharanu, P. (1997). Irradiation as a cold pasteurization process of fish and seafood. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 28, 162-167.
- Luo, Z., Ni, K., Zhou, Y., Chang, G., Yu, J., Zhang, C., Yin, W., Chen, D., Li, S., Kuang, S., Zhang, P., Li, K., Bai, J., & Wang, X. (2023). Inactivation of two SARS-CoV-2 virus surrogates by electron beam irradiation on large yellow croaker slices and their packaging surfaces. *Food Control*, 144, 109340.
- Mahmoud, B. S., Nannapaneni, R., Chang, S., Wu, Y., & Coker, R. (2016). Improving the safety and quality of raw tuna fillets by X-ray irradiation. *Food Control*, 60, 569-574.
- Mahto, R., Ghosh, S., Das, M. K., & Das, M. (2015). Effect of gamma irradiation and frozen storage on the quality of fresh water prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) and tiger prawn (*Penaeus monodon*). *LWT-Food Science and Technology*, 61(2), 573-582.
- Mohamed, E. F., Hafez, A. E. S. E., Seadawy, H. G., Elrefai, M. F., Abdallah, K., El Bayomi, R. M., Mansour, A.T., Bendary, M.M., Izmirly, A.M., Baothman, B.K., Alwutayd, K.M., & Mahmoud, A. F. (2023). Irradiation as a Promising Technology to Improve Bacteriological and Physicochemical Quality of Fish. *Microorganisms*, 11(5), 1105.
- Özden, Ö., İnuğur, M., & Erkan, N. (2007). Preservation of iced refrigerated sea bream (*Sparus aurata*) by irradiation: microbiological, chemical and sensory attributes. *European Food Research and Technology*, 225, 797-805.
- Pan, M., Yang, J., Liu, K., Xie, X., Hong, L., Wang, S., & Wang, S. (2021). Irradiation technology: An effective and promising strategy for eliminating food allergens. *Food Research International*, 148, 110578.
- Park, J. N., Byun, E. B., Han, I. J., Song, B. S., Sohn, H. S., Park, S. H., Byun, E.H., Yoon, M., & Sung, N. Y. (2015). Effects of irradiation temperature on the sensory quality improvement of Gamma-irradiated Ganjang-gejang, Korean traditional

- marinated raw crab portunus trituberculatus in soybean sauce. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 18(2), 115-121.
- Pati, S., Sarkar, T., Sheikh, H. I., Bharadwaj, K. K., Mohapatra, P. K., Chatterji, A., Dash B.P., Edinur H.A., & Nelson, B.R. (2021). γ -Irradiated chitosan from *Carcinoscorpius rotundicauda* (Latreille, 1802) improves the shelf life of refrigerated aquatic products. *Frontiers in Marine Science*, 8, 664961.
- Pillai, S. D., & Shayanfar, S. (2017). Electron beam technology and other irradiation technology applications in the food industry. *Topic and Current Chemistry*, 375(6), 1-20.
- Poole, S. E., Mitchell, G. E., & Mayze, J. L. (1994). Low dose irradiation affects microbiological and sensory quality of sub-tropical seafood. *Journal of Food Science*, 59(1), 85-87.
- Prakash, S., Kailasam, S., & Patterson, J. (2015). Effect of radiation on the nutritional and microbial qualities of salted and sun-dried Sharpfin barracuda (*Sphyrna acutipinnis*). *International Journal of Radiation Biology*, 91(7), 540-546.
- Robertson, C. B., Andrews, L. S., Marshall, D. L., Coggins, P., Schilling, M. W., Martin, R. E., & Collette, R. (2006). Effect of X-ray irradiation on reducing the risk of listeriosis in ready-to-eat vacuum-packaged smoked mullet. *Journal of Food Protection*, 69(7), 1561-1564.
- Sakamut, P., & Sajjabut, S. (2021). Improvement of threadfin bream (*Nemipterus* spp.) surimi gel properties by Electron beam irradiation. *International Journal of Agricultural Technology*, 17(5), 1921-1934.
- Singh, R. & Singh, A. (2019). Food irradiation: An established food processing technology for food safety and security. *Defence Life Science Journal*, 4(4), 206-213.
- Sommers, C. H., & Rajkowski, K. T. (2011). Radiation inactivation of foodborne pathogens on frozen seafood products. *Journal of Food Protection*, 74(4), 641-644.
- Steele, J. H. (2000). Food irradiation: a public health opportunity. *International Journal of Infectious Diseases*, 4(2), 62-66.
- Song, H. P., Kim, B., Kim, Y. J., Lee, K. H., Kwon, J. H., & Jo, C. (2010). Radiation sensitivity of 3-strain cocktail pathogens inoculated into seasoned and fermented Squid and enhancement of microbial quality by irradiation. *Journal of Food Safety*, 30(1), 224-236.
- Suklim, K., Flick Jr, G.J., & Vichitphan, K. (2014). Effects of gamma irradiation on the physical and sensory quality and inactivation of *Listeria monocytogenes* in blue swimming crab meat (*Portunas pelagicus*). *Radiation Physics and Chemistry*, 103, 22-26.
- Stefanova, R., Vasilev, N.V., & Spassov, S.L. (2010). Irradiation of food, current legislation framework, and detection of irradiated foods. *Food Analytical Methods*, 3, 225-252.
- Truswell, A. S. (1987). Food irradiation. *British Medical Journal (Clinical research ed.)*, 294 (6585), 1437-1438.

- Wei, Q., Mei, J., & Xie, J. (2022). Application of electron beam irradiation as a non-thermal technology in seafood preservation. *Lwt*, *169*, 113994.
- Wolke, R. L. (2002). Food Irradiation. *Gastronomica*, *2*(1), 89-91.
- Wu, Y., Chang, S., Nannapaneni, R., Coker, R., Haque, Z., & Mahmoud, B. S. (2016). The efficacy of X-ray doses on murine norovirus-1 (MNV-1) in pure culture, half-shell oyster, salmon sushi, and tuna salad. *Food Control*, *64*, 77-80.
- Wu, Y., Chang, S., Nannapaneni, R., Zhang, Y., Coker, R., & Mahmoud, B. S. (2017). The effects of X-ray treatments on bioaccumulated murine norovirus-1 (MNV-1) and survivability, inherent microbiota, color, and firmness of Atlantic oysters (*Crassostrea virginica*) during storage at 5 °C for 20 days. *Food Control*, *73*, 1189-1194.
- Wu, Y. (2018). Effects of X-ray Irradiation on Quality and Shelf Life of Seafood Products. Mississippi State University.
- Yang, J., Pan, M., Han, R., Yang, X., Liu, X., Yuan, S., & Wang, S. (2024). Food irradiation: An emerging processing technology to improve the quality and safety of foods. *Food Reviews International*, *40*(8), 2321-2343.
- Yu, H., Zhang, J., Li, H., Zhao, Y., Xia, S., Qiu, Y., & Zhu, J. (2022). Effects of E-beam irradiation on the physicochemical properties of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Food Bioscience*, *50*, 101803.
- Yu, H., Zhang, J., Zhao, Y., Li, H., Chen, Y., & Zhu, J. (2023). Effects of specific doses of E-beam irradiation which inactivated SARS-CoV-2 on the nutrition and quality of Atlantic salmon. *Food Science and Human Wellness*, *12*(4), 1351-1358.
- Zhao, Y., Yu, H., Li, H., Qiu, Y., Xia, S., Zhang, J., & Zhu, J. (2023). Effect of E-beam irradiation on the qualitative attributes of shrimp (*Penaeus vannamei*). *Food Bioscience*, *52*, 102350.
- Zanardi, E., Caligiani, A., & Novelli, E. (2018). New insights to detect irradiated food: an overview. *Food Analytical Methods*, *11*, 224-235.

BÖLÜM 4

DENİZLERDE BİOFOULİNG: PROBLEMLER, YENİLİKÇİ TEKNOLOJİLER VE YÖNETİM STRATEJİLERİ

Sera Övgü KABADAYI YILDIRIM¹

¹ Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi- Isparta OR-
CID: :0000-0002-0060-2445

Giriş

Denizler ve okyanuslar, özellikle kıyı bölgelerinde hem deniz tabanında hem de su sütunu içinde çok sayıda sert substrat barındırmaktadır. Bu substratlar, üç ana grupta sınıflandırılabilir. İlk grup, su altı kayaları, resifler, sert zemin, kırılğan kayalar, taşlar ve ağaç gövdeleri gibi cansız doğal substratlardan oluşmaktadır. İkinci grup, yüzeyleri epibiont türler tarafından kolonize edilen makroalgler ve hayvanlar gibi canlı organizmaları içermektedir. Üçüncü grup ise, gemiler, boru hatları, kablolar ve kazıklar gibi metal, plastik, beton ve ahşap malzemelerden yapılmış insan yapımı denizel yapıları kapsamaktadır. Bu yapılar, kimyasal olarak nötr olabileceği gibi biofoulinge direnç sağlayan toksik özellikler de gösterebilir (Railkin, 2004).

Modern bakış açısıyla, sert substratlar üzerinde yaşayan organizma yoğunluklarını temsil eden birkaç büyük ekolojik grup bulunur. Bu gruplar şunlardır:

1. Kıta kenarları ve resif bölgelerinde, doğal, cansız (pasif) sert zemin substratlar üzerinde yaşayan popülasyonlar (bu gruba sert zeminler de dahildir).

2. Çok geniş alanları kaplaması ve üzerinde yoğun miktarda canlı organizma barındırması nedeniyle, resif popülasyonu bağımsız bir grup olarak ele alınabilir.

3. Canlı organizmaların yüzeylerinde yaşayan epibiont organizmalar grubu.

4. İnsan yapımı yapılar üzerinde yaşayan popülasyonlar.

5. Rifting ve insan kaynaklı okyanus yüzer alanında yaşayan popülasyonlar.

Doğal ve yapay substratların büyük bir kısmı, denizlerin ve okyanusların kıyı ve resif bölgelerinde bulunmaktadır. Suda yaşayan mikroorganizmalar ve çok hücreli hayvanlar ile bitkilerin büyük bir bölümü bu alanlarda yoğunlaşmış durumdadır. Mevcut tahminlere göre, bu alanların toplam yüzeyi sığ sulardaki yumuşak zeminlerle karşılaştırılabilir ve yaklaşık 2.74×10^7 km² 'dir. Hesaplamalar, dip popülasyonunun toplam biyokütlesinin %99'unun, Dünya'nın okyanus tabanının yalnızca %25'ine eşit bir alan içinde, kıtaların çevresinde yoğunlaştığını göstermektedir. Resif bölgesi, en yoğun yaşam alanı olarak öne çıkmaktadır. Bu kıyasal "canlı madde yoğunluğunda" hayvan biyokütlesi, açık okyanustakine kıyasla 10 ila 1000 kat daha fazladır (Railkin, 2004). Ancak tropikal okyanuslardaki mercan resifleri, istisnai biyotoplar olarak değerlendirilemez. Ilıman (boreal) sularda da sert substratlar üzerinde yoğun biyokütleler bulunmaktadır. Örneğin, Beyaz Deniz'in Solovetsky Körfezi'nde yaşayan 400'den fazla bentik omurgasız türünün %68'i taşlar, sert zeminler, makroalgler, omurgasızlar ve tunikatlar gibi sert doğal yüzeylerde yaşamaktadır (Grishankov, 1995).

Biofouling, denizel yapılarda mikroorganizmalar, algler, yumuşakçalar ve kabuklu türler gibi biyolojik organizmaların birikimi ile gerçekleşen karmaşık bir süreçtir. Bu biyolojik birikim, gemilerden enerji platformlarına, su altı boru hatlarından balık çiftliklerine kadar geniş bir yelpazedeki denizel altyapıyı etkileyerek ciddi ekonomik ve çevresel sorunlara yol açmaktadır. Özellikle yapı yüzeylerinde biriken organizmalar, su sürtünmesini artırarak enerji tüketimini yükseltmekte ve bakım maliyetlerini önemli ölçüde artırmaktadır (Şekil1.) (Guenther et al., 2010; Gutierre, 2012).



Şekil 1. Gemi yüzeyinde gözlemlenen biofouling (fotoğraf: Wayne Ferguson).

Hızla artan insan nüfusu, deniz ekosistemlerindeki batık statik yapay yapıların miktarını ve çeşitliliğini önemli ölçüde artırmıştır. Yüzen dubalar, enerji santralleri, petrol ve gaz kuleleri, tuzdan arındırma tesisleri, deniz tarım altyapıları ve türbinler gibi yapılar, bu genişleme sürecinde öne çıkan örneklerdir. Bu yapılar, mikroorganizmalar, makroalgler ve omurgasızlar tarafından sürekli kolonize edilmekte, bu da biofouling adı verilen oluşumu ortaya çıkarılmaktadır. Sonuç olarak, fouling organizmalar bu yapıların işlevleri ve çevresel etkileri üzerinde ciddi baskılar oluşturmaktadır (Hopkins et al., 2021).

Biofouling, yalnızca ekonomik değil, aynı zamanda ekolojik sonuçlar da doğurmaktadır. Süreç, istilacı türlerin taşınması ve yayılması için bir vektör görevi görerek yerel ekosistem dengelerini tehdit etmektedir. Gemilerin gövdelerine tutunan bu türler, gemilerle uzun mesafeler boyunca taşınarak yeni ekosistemlere ulaşmakta, bu durum biyoçeşitlilik üzerinde olumsuz etkiler yaratmakta ve ekosistem dengelerini bozabilmektedir. Türkiye'nin özellikle Akdeniz havzasındaki deniz ekosistemlerinde bu sorun ciddi boyutlara ulaşmış ve yerel ekosistemler üzerinde baskı oluşturmuştur. Yük gemileri ile taşınan *Mnemiopsis leidyi* türü yerel hamsi stoklarının üzerinde ekonomik kayıplara yol açacak derecede baskı oluşturmuştur. (Hopkins et al., 2021). Gemiler ile deniz yüzeyinde yüzen atıklar arasında belirgin farklar olsa da her ikisinin ortak bir noktası vardır: denizel organizmalar ve denizel bitkilerin farklı türlerini rastgele şekilde büyük mesafelere, hatta kıtalar arası dağıtmada önemli bir rol oynamaları (Railkin, 2004).

Son yıllarda, yenilikçi yaklaşımlar biofouling yönetiminde ön plana çıkmıştır. Biyosidal olmayan kaplama malzemeleri, robotik temizlik sistemleri ve biyolojik kontrol yöntemleri, çevre dostu ve daha etkin alternatifler olarak değerlendirilmektedir. Ayrıca, deniz ekosistemlerinin dinamiklerini göz önünde bulunduran entegre yönetim modelleri hem ekonomik hem de ekolojik sürdürülebilirlik açısından önemli fırsatlar sunmaktadır.

Bu bölüm, denizel yapılarda biofouling'in neden olduğu sorunları, mevcut kontrol teknolojilerini ve yönetim stratejilerini kapsamlı bir şekilde ele almayı amaçlamaktadır. Bu bağlamda, çalışmanın temel amacı, biofouling'in mekanizmalarını ve denizel yapılara olan etkilerini inceleyerek, yenilikçi teknolojiler ve sürdürülebilir yönetim stratejileri ile ilgili güncel bilgileri bir araya getirmektir.

Biofouling'in Mekanizmaları ve Türleri

Biofouling'in Oluşum Süreci

Denizlerde meydana gelen biyofouling, denizcilik sektöründe öne çıkan ve kritik bir konudur. Deniz organizmalarının denizde veya steril olmayan bir ortamda bulunan yüzeylerde toplanması ve çoğalması olarak tanımlanmaktadır (Flemming, 2002). Biofouling, su ortamında adsorbe edilmiş organik ve inorganik maddelerden oluşan bir başlangıç tabakasından art arda ilerler. Mikrobiyal film oluşumu, bitkiler ve hayvanlar da dahil olmak üzere makroskobik su organizmaları topluluğunun gelişmesine yol açar (Dang ve Lovell, 2016) Kolonizasyon, hayatta kalmak ve üremek için daha avantajlı bir ortamı teşvik eder. Fouling organizmalarının çoğu kolonizasyon için sert yüzeyleri seçer. Yaklaşık 127.000 sucül tür sert yüzeylerde yaşarken, 30.000'i yumuşak yüzeylerde yaşamaktadır (Railkin, 2004). Çok sayıda mikro ve makroorganizma denizlerde foulinge katkıda bulunur ve küresel olarak dört binden fazla fouling türü bilinmektedir. Fouling organizmaları sadece taşlar ve kayalar gibi

doğal sert yüzeylere değil, aynı zamanda gemi gövdeleri, navigasyon ekipmanları, oşinografik sensörler, su ürünleri yetiştiriciliği sistemleri, sabit yapılar, endüstriyel borular ve sabit batık sistemler dahil olmak üzere neredeyse tüm antropojenik yüzeylere de tutunur (Tian vd., 2021).

Deniz biyofilmi oluşumu, katı bir madde ile besin ve bakteri açısından zengin bir su ekosistemi arasındaki ilk temastan sonraki saniyeler içinde meydana gelen kimyasal, fiziksel ve biyolojik süreçlerin oldukça dinamik bir kombinasyonudur. Serbestçe yüzen bakteriler/ mikroorganizmalar katı yüzeye hızla tutunabilir ve biyofilm oluşturmak üzere kolonileşmeye başlar. Yerleşimden sonra bakteriler tutunmalarını güçlendirir ve hücre dışı polimerik madde (EPS) salgısının yüzeyde daha kalıcı hale gelmesiyle büyürler. Bakteriler hücre-hücre etkileşimine girebilir, diğer organizmalara davetiye gönderebilir ve Quorum Sensing (QS) kullanarak uygun bir konum için bireysel bakterileri organize edebilir. Birkaçı hariç (örneğin, bryozoanlar ve midyeler) makro foulantların çoğu, substratum üzerine yerleşmek için önceki bir sümüksü biyofilm tabakasına ihtiyaç duyar (Şahiner vd., 2023).

Suyun pH'sı, ortamın sıcaklığı, tuzluluk, basınç, besin seviyeleri, akış hızları, güneş radyasyonunun yoğunluğu ve coğrafi koordinatlar dahil olmak üzere biyofilm oluşumu sürecinde etkili faktörler olarak çok sayıda parametre tanımlanmıştır (Fussetani,2004; Dobretsov ve Abet, 2013). Ayrıca, açık deniz ve kıyıya yakın fouling türleri arasında bir fark gözlemlenmiştir ve birbirlerinden farklı özellikler sergilemektedir. pH, tuzluluk,türbülanslı akış ve sıcaklık gibi çevresel faktörlerin biyofilmin yapısı, oluşum süresi, topolojisi ve fizyolojisi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. İlk aşama, proteinler ve mikroorganizmalar gibi besin maddelerinin yapışmasıyla oluşan geri dönüşümlü bir yerleşimdir. Zayıf fiziksel kuvvetlerle desteklenen bu aşama saniyeler içinde başlar ve 100 nm'den daha az kalınlığa sahip bir tabaka oluşturur (Şahiner vd., 2023). Birkaç dakika içinde bakteriler ve diatomlar gibi mikroorganizmalar yerleşmeye başlar. Bu aşama, bu mikroorganizmalar tarafından ekzopolisakkaritlerin (EPS) salgılanmasıyla karakterize edilir ve bu da topluluğun bütünlüğünü korumada ve geri dönüşü olmayan bağlanma aşamasını başlatmada önemli bir rol oynar.1 mililitre deniz suyunun yaklaşık 1×10^6 bakteri içerdiği ve her bir biyofilmin 4000'den fazla farklı bakteri türünden oluştuğu tahmin edilmektedir (Caruso, 2020). Bu bakteriler, yerleşmelerinin ardından yüzeyin fiziko-kimyasal yapısında hızla bir dönüşüm başlatır. Üçüncü aşamada, protozoanlar bir haftalık bir süre içinde yüzeye yerleşmeye başlar ve makro oluşumuna katkıda bulunur. Makromoleküllerin birikmesi, büyümesi ve dağılması, denizel biyofilm oluşumunun son aşamaları olarak kabul edilir ve birkaç yıl boyunca gözlemlenebilir.

Biofouling oluşumlarında rol oynayan; su tutma kapasitesi, renk ve mikrotekstür gibi yüzey faktörleri en önemli faktörlerden bazılarıdır. Yüzey su tutma kapasitesi, fouling organizmaların kolonizasyonunu etkileyen hidrofiliklik,

hidrofobiklik, süper hidrofilitiklik ve süper hidrofobiklik gibi farklı davranışlar sergileyebilir. Hidrofobik bir yüzey düşük su tutma kapasitesi ve düşük yüzey enerjisi sergilerken, hidrofilitik bir yüzey yüksek su tutma kapasitesi ve yüksek yüzey enerjisi sergiler (Hugget vd., 2009; Sullivan ve Regan, 2017; Gambino vd., 2019).

Bununla birlikte, foulingin tür kompozisyonundaki küresel farklılıklar önemli bir sorundur. Uluslararası taşımacılık ve gemiciliğin yaygınlaşması, yerli olmayan deniz organizmalarının yayılması için önemli bir vektör olarak ortaya çıkmıştır. Limanlar ve barınaklar, gemi gövdelerinin foulingi nedeniyle egzotik türlerin girişi için yüksek riskli alanlar olarak kabul edilmektedir (Piola vd., 2009). Gemi gövdeleri yoluyla taşınan egzotik türlerin üreme potansiyeli gösterebileceğine, yerli türlerle rekabet edebileceğine ve deniz ekosistemleri üzerinde olumsuz bir etki yaratabileceğine dair kanıtlar gün geçtikçe artmaktadır (Tian vd.,2021).

Biofouling Çeşitleri

Fouling, temas yüzeyine tutunan organizma türlerine göre iki ana kategoride sınıflandırılmaktadır. Mikro fouling, bakteriler, diatomeler, mantarlar ve mikroalgler gibi mikroskobik organizmaların varlığı nedeniyle meydana gelir ve daha karmaşık makro fouling organizmaların yerleşmesini kolaylaştırmada önemli bir rol oynar (Almeida vd.,2020). Makrofaunal organizmalar, kolonileşen organizmaların vücut yapısına göre iki kategoride sınıflandırılır. Yumuşak makro fouling organizmalar; mikroalgleri, yumuşak mercanları, anemonları, tunikatları ve süngerleri kapsar ve bunların tümü katı bir destekleyici yapıdan yoksundur. *Ulva australis* ve *Ectocarpus* dahil olmak üzere makroalgler yaygın deniz yumuşak makro fouling organizmalarıdır. Sert makro fouling organizmalar; midyeler, tubewormlar, çift kabuklular ve polychaetler dahil olmak üzere sert bir destek yapısına sahip olan ve bir kez yerleştikten sonra ortadan kaldırılması oldukça güç olan hayvanları kapsamaktadır (Şahiner vd., 2023).

Biofouling'in Denizel Yapılara Etkileri

Geleneksel biofouling kontrol yöntemleri arasında biyosidal boyalar, mekanik temizlik ve kimyasal uygulamalar yer almakta olup, bu yöntemler uzun süredir yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Bununla birlikte, biyosidal kaplamalar deniz ekosistemleri üzerinde toksik etkilere neden olmakta ve kalıcı kirlilik sorunlarına yol açmaktadır. Örneğin, tribütülin (TBT) bazlı kaplamalar, uzun süre biofouling kontrolünde etkili olsalar da toksik etkileri nedeniyle birçok ülkede yasaklanmıştır. Bunun yerine, biyosidal olmayan kaplama teknolojileri ve çevre dostu yöntemlere olan ihtiyaç giderek artmaktadır (Hopkins vd., 2021).

Denizciliğin ortaya çıkışından bu yana, gemi gövdelerinde deniz organizmalarının birikmesi önemli bir sorun teşkil etmiştir. Şekil 1'de gösterildiği üzere, mikro ve makro organizmaların gemi üzerinde istenmeyen şekilde ço-

ğalması sadece sürüklenme kuvvetini ve geminin toplam ağırlığını arttırmakla kalmaz, aynı zamanda hidrodinamik sürtünmeyi de şiddetlendirerek daha fazla güç ve yakıt tüketimi gerektirir (Wrangle vd.,2020).

Kalınlığı 1 mm olan bir biofouling filminin hızda %15'lik bir azalmaya yol açtığı gösterilmiştir ve bu da foulingin deniz araçlarının performansı ve verimliliği üzerindeki zararlı etkisinin altını çizmektedir. Bir gemi gövdesinin altındaki %5'lik bir fouling örtüsünün sera gazı emisyonunda %14'lük bir artışa neden olduğu bildirilmiştir. Bu nedenle, tüm gemilerde biofoulingin etkili bir şekilde yönetilmesi için periyodik olarak kuruya çekme ve karina temizleme uygulaması gerekmektedir (Şahiner vd., 2023).

Gemiler için, *biofouling* nedeniyle oluşan sürtünme direnci, yakıt tüketiminde %20-30 oranında artışa ve buna bağlı olarak karbon emisyonlarında önemli bir yükselişe neden olmaktadır (Hopkins vd., 2021). Fouling organizmaların gemiler üzerindeki olumsuz etkisi yalnızca hızlarının azalmasıyla sınırlı değildir. Örneğin, gemi gövdesinin belirli bölgelerinde oluşan yoğun bir bryozoa tabakası gibi makroorganizma katmanları, antifouling kaplamalardan salınan toksik maddeleri engelleyebilir ve böylece bu kaplamaların etkinliğini azaltabilir (Railkin, 2004).

Çevresel etkiye ek olarak, fouling aynı zamanda ısı eşanjörlerinin ısı transfer verimliliğini azaltır ve petrol kuleleri ve köprü direkleri gibi sabit su altı malzemelerinde yüklü stres korozyonuna neden olur. Ayrıca, fouling organizmaların balıkçılık ekipmanları ve ağları üzerindeki zararlı etkisi, istiridye ve somon gibi ekonomik açıdan önemli su türlerinin nihai pazar fiyatlarında artışa neden olmuştur. Biofoulingin çeşitli endüstrilerdeki küresel ekonomik maliyetinin yıllık 1,5 ila 3 milyar ABD doları arasında değiştiği tahmin edilmektedir (Bloecher ve Floerl, 2021).

Gemilerde yola açtıkları sorunların yanında denizden su alınan boru hatlarında da fouling organizmaların etkileri büyüktür. Boru hatlarına deniz suyu giriş hızı oldukça yüksektir, bu durum larvaların borulara girişini kolaylaştırırken, boru iç yüzeyine yerleşmiş organizmalar için besin maddelerinin girişini de artırır. Genellikle dar çapa sahip olan boru hatlarında yoğun fouling, taşıma kapasitesini azaltarak sistemin işleyişini aksatır ve bazen (tıkanıklık durumunda) su ile soğutulan birimlerin ve mekanizmaların arızalanmasına yol açabilir. Boru iç yüzeylerinde yaygın olarak bulunan organizmalar arasında çift kabuklular, hidrozoanlar, poliketler, deniz midyeleri, bryozoanlar ve tunicatlar yer alır (Railkin, 2004).

Akuakültür Tesislerinde Biofouling

Deniz çiftliklerindeki fouling yönetiminin yoğunluğu, yetiştirilen tür- lere ve çevresel koşullara bağlı olarak değişmektedir ve bu süreç, altyapının (örneğin demir halatları, hatlar, ağlar ve kafesler) yanı sıra yetiştirilen stokun (örneğin çift kabuklular) yönetimini de kapsamaktadır. Balık çiftliklerinde bi- ofouling yönetiminin temel hedefleri arasında, ağ kafeslerinin tıkanması so- nucu azalan su akışı ve çözülmüş oksijen seviyelerinin önlenmesi, artan stres ve fouling topluluklarıyla doğrudan temas nedeniyle artan hastalık riskinin azaltılması ve yüklenme veya darbe nedeniyle altyapının zarar görmesinin en- gellenmesi bulunmaktadır. Bu tür etkilerin önüne geçilmesi için operasyonel ihtiyaçlar genellikle fouling yönetiminin temel itici gücüdür. Tipik bir Norveç somon çiftliğinde (sekiz üretim kafesi) fouling yönetimi maliyetlerinin, üre- tim döngüsü başına 420.000 ila 493.600 ABD doları olduğu belirlenmiş ve bu maliyetlerin bireysel tesislerin toplam üretim maliyetlerinin %2,2'sine karşılık geldiği bildirilmiştir. Akuakültür yapılarında sıkça görülen biofouling türleri, patojenler için rezervuar ve çoğalma kaynağı işlevi görebilir, bu da stokları etkileyebilir veya daha geniş hastalık dinamiklerini değiştirebilir.

Akuakültürün deniz zararlılarının ve patojenlerin yayılmasındaki rolü gi- derek daha fazla kabul görmekte, bu nedenle Yeni Zelanda ve diğer ülkelerde, sektörel uygulama standartları ve hükümet rehber dokümanları geliştirilmiştir (Hopkins vd., 2021).

Denizde bulunan balık / deniz ürünleri çiftliklerinde biyofouling büyü- mesini yönetmek için kullanılan yaygın yöntemler şunlardır:

- Biyosit İçeren Boyalar:
 - o Bakır bazlı antifouling boyalar gibi kimyasal kaplamalar.
- Yüksek Basıncılı Jetler / Güçlü Yıkama:
 - o Fiziksel temizlik yöntemi.
- Kimyasal Spreyler ve Banyolar:
 - o Biofouling önlemek için çeşitli kimyasal çözeltiler.
- Kapsülleme (Encapsulation):
 - o Biofouling oluşumunu önlemek için altyapı elemanlarının kaplanması.
- Temizleme için Çıkarma:
 - o Örneğin, balık çiftliklerindeki yırtıcı ağlarının çıkarılıp temizlenmesi.
- Kabuklu Deniz Ürünleri Yetiştiriciliğinde Fiziksel ve Mekanik Yöntem- ler:

o Biofoulingi fiziksel olarak uzaklaştırma işlemleri.

• Balık Yetiştiriciliği Operasyonlarında Uygulamalar:

o Düzenli ağ değişimleri veya temizlik.

o Biyolojik kontrol yöntemlerinin nadiren kullanımı. (Hopkins vd., 2021).

Biofoulingi Kontrol Altına Alma Stratejileri

Teknelerin korunmasında antifouling maddelerin kullanımı yeni bir kavram değildir; Romalılar ve Yunanlılar, teknelerini kurşun kaplamalarla korumuştur. Amerika'nın keşfi ve kolonizasyonu döneminde, gemiler katran ve donyağı ile kaplanmış, Britanya İmparatorluğu ise antifouling amacıyla gres yağı, kükürt katranı ve kükürt kullanmıştır; daha sonra bakır kaplamalar tercih edilmiştir. Ancak, 1800'lerin ortalarında, demir gemilerin kullanılmaya başlanmasıyla birlikte bakır kaplamaların demiri aşındırması nedeniyle yeni formülasyonlara ihtiyaç duyulmuş ve antifouling boyalar geliştirilmiştir. Bu boyalar, reçine bağlayıcılara bakır oksit, arsenik ve cıva oksit gibi toksik bileşenler eklenerek hazırlanmıştır. İkinci Dünya Savaşı sonrası dönemde, sentetik bakır bazlı boyalar en popüler seçenek haline gelmiş, ancak tributiltin (TBT) foulingi önlemede üstün performans göstererek ön plana çıkmıştır (Duque vd., 2013).

Fouling'in zararlı etkileriyle ilgili yüksek ekonomik maliyetler, yüzeylerde biyofilm oluşumunu sınırlandırmaya yönelik çeşitli stratejilerin geliştirilmesine neden olmuştur. Bu kapsamda, biyolojik kontrol yöntemleri, elektrokimyasal yaklaşımlar, besin sınırlaması, fiziksel müdahaleler, biyomimetik yüzey modifikasyonları ve bunların alt kategorileri gibi çeşitli biofouling azaltma mekanizmaları kullanılmaktadır.

Biyositlerin etkinliği ise birden fazla faktörden etkilenmektedir. Bunlar arasında biyositin kimyasal ve fiziksel özellikleri, hedef bakterinin türü ve fizyolojik durumu, biyofilmin yapısal özellikleri ve bakterinin bulunduğu çevresel koşullar yer almaktadır. Ayrıca, biyositlerin türü, konsantrasyonu ve reaksiyon sırasında oluşan yan ürünler, biyositlerin terapötik etkinliğini önemli ölçüde belirler. Dezenfeksiyonun başarısı ise pH, çözelti sıcaklığı ve temas süresi gibi çevresel değişkenlere bağlıdır. Bu faktörlerin etkileşimi, fouling kontrol stratejilerinin uygulanmasında dikkate alınması gereken temel unsurlardır (Şahiner vd., 2023).

Kimyasal yöntemler

Kimyasal yöntemler, denizcilik, membran, gıda ve ısı değiştiriciler gibi çeşitli endüstrilerde ve ortamlarda yaygın olarak kullanılan önleme yöntemleridir. Kimyasal reaksiyonlar ve difüzyon olguları, son zamanlarda biyosid bazlı antifouling (AF) boyaalarının performansında önemli mekanizmalar olarak keşfedilmiştir. Mikroorganizma faaliyetini engellemek için uzun yıllardır

kullanılmaktadırlar. Biyosit, mikroorganizmalara toksik etki göstererek hücre ölümüne neden olur ve biofoulingi engeller. Tribütülinin (TBT) bazlı antifouling boyaları, 1960'ların başından itibaren denizcilik endüstrilerinde kabul görmüştür. Ancak, deniz çevresi üzerinde engellenemez zararlı etkiler yaratması, örneğin imposex vakaları gibi, TBT bazlı boyaların 2008 yılında Uluslararası Denizcilik Örgütü (IMO) tarafından yasaklanmasına neden olmuştur. Son yirmi yılda, bakır bazlı antifouling (AF) boyaları, çoğu AF kaplamasında birincil biyosit olarak kullanılmaya başlanmıştır. Bakır (I) oksit, dünya çapında, Bakır tiyosiyanat, Cu tozu, Irgarol 1051, Çinko pirition, TCMS piridin, Folpet, Zineb ve Klorotalonil gibi diğer bileşiklerin yanında yaygın olarak kullanılmaktadır (Şahiner vd.,2023).

Deniz taşıtlarındaki fouling etkisini en aza indirmek; hız, manevra kabiliyeti, operasyonel performans ve dayanıklılık üzerindeki etkileri nedeniyle milyar dolarlık “antifouling kaplama” endüstrisinin temelini oluşturarak küresel araştırma ve geliştirme çalışmalarının önemli bir odak noktası olmaya devam etmektedir (Hopkins vd., 2021).

Günümüzde iki tür polimer matris salınım ajanı mevcuttur: çözünmeyen matris kaplamalar ve çözünür matris kaplamalar. Çözünmeyen matris kaplama, epoksi reçinesi, akrilat veya kloro-lastikler içeren ve çözünür antifouling ajanları içeren bir kaplama olup, su ortamında bozulamaz, cilalanamaz veya korozyona uğrayamaz. Filmi delip geçen deniz suyu, çözünür pigmentlerin çözülmesiyle oluşan bağlayıcı porlardan geçerek sürekli bir antifouling etkisi sağlamak için çözünmeye devam etmelidir. Öte yandan, çözünür antifouling matris kaplamaları, reçine veya türevleriyle birleşir. Su ortamı ile temas, karboksil grupları ve deniz suyunda bulunan sodyum ve potasyum iyonları ile reaksiyonu tetikler. Çözünür matris, dinamik koşullarda statik koşullara göre daha iyi bir antifouling etkisi gösterdiği kanıtlanmıştır (Şahiner vd., 2023).

Ancak, bakırın nispeten düşük konsantrasyonları bile, balıklar gibi hedef dışı organizmalar üzerinde zararlı etkilere yol açabilmektedir. Birçok toksisite çalışmasında çeşitli etkiler bildirilmiştir (Daffron vd., 2011). 2005 yılında, yalnızca Norveç'te 261 ton bakır, su ürünleri yetiştiriciliği endüstrisine satılmıştır. İlk 14 gün içinde cm^2 başına 200 ng'den fazla bakır salınımı yapan AF boyaları, Danimarka'da yasaklanmıştır. Mevcut araştırmaların çoğu, ağır metaller içeren kendiliğinden cilalanan kopolimer (SPC) kaplamalarının olumsuz etkilerini ve çevreye zararlı sonuçlarını azaltmaya odaklanmaktadır (Chiang vd., 2020).

Isı pompalarında kullanılan soğutma suyu da biofouling'e maruz kalmaktadır. Kimyasal kontrol genellikle, soğutma suyundaki mikroorganizmaları öldürmek veya biyositleri kullanarak bunların faaliyetlerini sınırlamak için uygulanır. Biyositler, oksitleyici ve oksitleyici olmayan olarak sınıflandırılmaktadır. Oksitleyici biyositlere örnek olarak klor, ozon, brom ve perasetik asit verilebilirken, oksitleyici olmayan biyositlere örnekler arasında akrolein, glu-

taraldehit, izotiyazolonlar, biodispersanlar ve ağır metal bileşenleri yer almaktadır. Mikro ve makro organizmalara karşı etkinliği ve nispeten düşük maliyeti nedeniyle klor, uzun yıllardır tercih edilen bir biyositir. Ancak, klor, doğal ortamda organik maddelerle reaksiyona girdiğinde kanserojen olan klorometan bileşimini üretebilmektedir (Gule vd.,2016).

Çevre Dostu Yaklaşımlar

Biofouling yönetim yöntemlerinin geniş çapta benimsenebilmesi için bu yöntemlerin maliyet açısından etkin, çevresel olarak zararsız ve insan sağlığı ve güvenliği açısından düşük riskli olması gerekmektedir (Hopkins vd.,2021). Bu bağlamda, “çevre dostu” antifouling maddelerinin geliştirilmesi, günümüzde acil bir gereklilik olarak öne çıkmaktadır. Bu maddeler, biofoulinge karşı etkili kaplamalar ve elektrikli antifouling sistemlerini içermektedir; bununla birlikte, birçok araştırmacı, deniz organizmalarının doğal savunma mekanizmalarından faydalanarak kimyasal çözümler üretmeye çalışmaktadır. Bu doğal bileşikler, deniz organizmalarının vücut yüzeylerini temiz tutmalarını sağlayan, biyosidal etki göstermeyen ancak güçlü anestetik, caydırıcı ve yerleşim önleyici özelliklere sahip antifouling maddeleri üretmektedir. Bu bileşiklerin, biyofilm oluşumunu engelleyici etkiler sağlayan maddeler olarak boyalara entegre edilmesi mümkündür.

Farklı kimyasal yapılar sergileyen çok sayıda bileşik, antifouling maddeleri olarak tanımlanmış ve bu grupta terpenler, azot içeren bileşikler, fenoller, steroidler gibi çeşitli bileşikler yer almaktadır. Ayrıca, doğal ürün karışımlarının sinerjik etkileri göz önünde bulundurularak, bu karışımların organotin bileşiklerinden çok daha etkili antifouling özellikler sunması beklenmektedir. Dr. Fussetani, doğal ürünlerin antifouling maddeleri olarak kullanımını inceleyen birçok çalışmayı sunmuş ve bu alanda en umut verici doğal ürünleri tanımlamıştır. Öne çıkan örnekler arasında, kırmızı alg *Laurencia elata*'dan izole edilen seskiterpen elatol, kırmızı alg *Delisea pulchra*'dan elde edilen furanonlar, sünger *Acanthella cavernosa* ve nudibranch türleri *Phyllidia pustulosa*, *P. ocelata*, *P. varicosa* ve *Phyllidiopsis krempfi*'den izole edilen izosiyanoterpenler ve 2,5,6-tribromo-1-methylgramine'den ilham alınarak geliştirilen 5,6-Dichloro-1-methylgramine (DCMG) yer almaktadır (Duque vd., 2013).

Kimyasal kontrol yöntemlerinin aksine, fiziksel kontrol yöntemleri son derece çevre dostu uygulamalardır ve potansiyel kimyasal kullanım sorunlarını ve bunun sonucunda ortaya çıkan çevresel tehlikeleri önler. Ne yazık ki fiziksel yöntemler, uzun süreli fouling kontrolü için toksik biyositlerin kullanımı ile karşılaştırıldığında pek de etkili değildir. Ayrıca, foulingi kontrol etmek için yapı ve yük potansiyeli gibi fiziksel özellikler yüzey özelliklerini değiştirilebilir.

Sünger kauçuk bilyalar, kolay bilya değişimi, basit çalışma prensipleri ve potansiyel maliyet tasarrufu nedeniyle ısı eşanjörlerinde verimli bir şekilde kullanılmaktadır. Genel olarak, daha iyi bir temizleme etkisi için, seçilen bilye-

lerin çapı iç boru çapından yaklaşık 1 ila 2 mm daha büyüktür. Soğutma suyu akışı bilyeleri taşıyarak her bir tüpün üzerine yayar ve yayılan bilyeler momentumlarıyla eşanjöre sürekli olarak vurarak ve çarparak fouling tabakasını ortadan kaldırır. Ne yazık ki, sünger kauçuk bilyeler tüp malzemesine bağlı olarak sürekli kullanımdan sonra aşınır ve zaman içinde değiştirilmesi gerekir bu nedenle sürdürülebilir bir yöntem olmaktan çıkar (Şahiner vd., 2023)

Fouling oluşan yüzeylerin temizlenmesi için alternatif bir yöntem, ≥ 18 KHz frekanslı ultrason teknikleri ile sağlanmaktadır. Ultrason dalgaları fouling alanı boyunca yayılabilir ve mekanik titreşim, ortama enerji aktaran elastik bir ses ve basınç dalgaları oluşturur. Ses dalgaları kavitasyon desteği ile sınımlı bölgeler oluşturur (Aghapour vd., 2020). Bir dizi çalışma ultrasonların etkilerini araştırmış ve ses dalgalarını kullanan ultrason teknolojisinin farklı frekanslarda öldürücü ve büyümeyi engelleyici etkisiyle farklı bakteri ve midye türleri üzerinde önemli bir rol oynadığını ortaya koymuştur (Ahmad vd., 2012). Bu nedenle, ultrason teknolojisi biofoulingi kontrol etmek ve azaltmak için kullanılacak yöntemlerden biridir.

Manyetik ve elektrik alanlar ile elektrik akımı, tıp, denizcilik, filtrasyon ve enerji gibi çeşitli endüstriyel alanlarda biofouling'i önlemek ve kontrol etmek için uzun yıllardır etkili bir şekilde kullanılmaktadır. Özellikle daha düşük elektrik akımları kullanılarak yapılan önlemler oldukça verimli olabilir (Shmidt-Malan vd., 2015). Bir çalışmada, darbeli elektrik alanlarının etkisiyle hidrozoanlar üzerinde uygulanan elektriksel stres, bu organizmaların dokunaç ve vücut uzunluklarının orijinal uzunluklarının neredeyse üçte birine kadar kasılmasına yol açmıştır (O'Loughlin vd., 2013). Bu bulgular, biofilm'lerin kontrolünde manyetik ve elektrik alanlarının büyük bir potansiyele sahip olduğunu göstermektedir.

Fiziksel ve kimyasal yöntemlere alternatif olarak, farklı mekanizmalarla farklı alanlarda foulingi kontrol etmek için biyolojik mücadele yöntemleri kullanılmıştır. Bakteriyel patojenite, nispeten çoklu ortam algılama yeteneğinin engellenmesini önleyebilir (Harper vd., 2014). Bakteriyofajlar (genellikle fajlar olarak bilinir) olarak bilinen bakterileri enfekte eden doğal virüslerin kullanımı, biyofilm gelişimi için bir başka biyolojik kontrol yöntemidir. Birçok bakteriyofaj genomu, biyofilm matris bileşenlerini bozabilen enzimler için genler içerdiği çalışmalarla ortaya konulmuştur. Son olarak kimyasal ve fiziksel yöntemlerin yanı sıra biyolojik kontrol, membran biyoreaktörlerinde (MBR'ler) önemli bir rol oynamaktadır. Metazoanlar, biyofilmin yapısını etkileyerek membran akışını iyileştirebilir. Ayrıca, bazı enzimler, örneğin Lizozim, biyofilm oluşumunu engellemek için kullanılmaktadır. Lizozim, bazı mikroorganizmalar üzerinde biyofilm oluşumunu inhibe etme yeteneğine sahiptir (Ahiwale vd., 2017).

Akıllı Yüzeyler

Mikroorganizmalar kolonileşmek ve hayatta kalmak için sürekli olarak yüzeylerde yarıklar, oluklar, girintiler ve çukurlar gibi yerleşim noktaları ararlar. Bu faktörler nedeniyle, daha önce de belirtildiği gibi, yüzey enerjisi, su tutma kapasitesi (hidrofobiklik ve hidrofiliklik), yüzey yükü, yüzey kimyasal bileşimi, yüzey topografisi, yüzey elastik modülü ve kaplama kalınlığı gibi yüzey mikrotekstürü ve malzeme özellikleri biyofilm yerleşimi ve büyümesi için çok önemlidir. Yumuşak ağaç lifi, poliüretan, Teflon-Si, PEG, silika, SiO₂, PEG hidrojel gibi yüzey malzemeleri ve daldırma kaplama, yumuşak litografi gibi fabrikasyon yöntemleri gibi farklı alt tabaka malzemeleri üzerinde kolay uygulama, biyofilmin önlenmesi ve bakteriyel yapışma üzerindeki olumsuz etki için yüzey mikro dokusunun değiştirilmesine yol açmaktadır ve Teflon-Si için plazma aşındırma geçmişe göre çok daha verimli, basit ve çevre dostu hale gelmiştir (Şahiner vd., 2023).

Süper-hidrofobik yüzeyler, mikroorganizmaların alt tabakalara yerleşimini etkileyen su tutma ve kendi kendini temizleme gibi özelliklere sahiptir. Genel olarak, mikroorganizmalar hidrofilik yüzeylerde kolonileşmeyi hidrofobik yüzeylere kıyasla daha çok tercih etmektedir. Doğal süperhidrofobik özelliklere sahip bitkilerden ilham alınarak geliştirilen yapay süperhidrofobik yüzeyler, biyofilm oluşumunu engellemek için umut vadeden materyallerdir. Bu yüzeyler, mikroorganizmaların yüzeye tutunmasını azaltarak fouling ile mücadelede etkili bir strateji sunmaktadır (Hwang vd., 2018; Greca vd., 2020).

Sonuç ve Öneriler

Suyun temel bir bileşen olduğu birçok yapay sistemde, temas yüzeylerinde biyofilm oluşumu önemli bir sorun olarak öne çıkmaktadır. Biofouling'in zararlarını önlemek amacıyla hem toksik hem de toksik olmayan birçok antifouling teknolojisi geliştirilmiştir. Toksik teknolojiler genellikle bakır tiyosiyanat, bakır tozu, Irgarol 1051, çinko piriton ve tributyltin (TBT) gibi biyosit içeren antifouling boyalarını içermektedir. Bu kimyasal yöntemler, fiziksel ve biyolojik yöntemlere kıyasla daha etkili olsa da çevresel zararları nedeniyle sürdürülebilir ve çevre dostu alternatiflerin geliştirilmesi gerekmektedir.

Toksik olmayan antifouling yöntemleri ise biyofilmleri fiziksel kuvvet veya biyolojik mekanizmalarla yüzeylerden uzaklaştırmayı hedefleyen stratejilerden oluşur. Çevresel olarak daha güvenli kabul edilen bu yöntemler, kimyasal yöntemlerle karşılaştırıldığında genellikle daha az etkilidir ve geniş ölçekli uygulamalar için yeterli verimliliği sağlayamamaktadır. Bu nedenle, daha etkili ve çevreyle uyumlu teknolojilere yönelik araştırmalar devam etmektedir.

Gelişen teknoloji ve artan bilgi birikimi, biofouling kontrolünü yeni bir boyuta taşımıştır. Günümüzde, biyofilm oluşturan organizmaların yüzeylere tutunmasını azaltan düşük sürtünme, düşük yapışma, süperhidrofobiklik veya

süperhidrofiliklik gibi yüzey özelliklerine ilişkin anlayış önemli ölçüde artmıştır. Doğadan ilham alınarak köpekbalığı derisi ve lotus yaprağı gibi yüzeylerin nano ve mikro ölçekteki özelliklerini taklit eden biyomimetik teknolojiler, çevre dostu antifouling çözümleri sunmaktadır. Ancak, tek başına bir biyomimetik yapı, karmaşık biyolojik topluluklarla başa çıkmak için yeterli değildir ve bu nedenle yüzey mühendisliği alanında daha fazla ilerleme gereklidir.

Deniz taşımacılığı sektöründe biofouling yönetimindeki ilerlemeler, kalıcı çevresel etkilere sahip biyositlere ve işlenmemiş deniz deşarjlarına olan bağımlılığı giderek azaltmaya yönelik bir dönüşüm göstermektedir. Örneğin, ticari gemilerde kullanılan antifouling kaplamalar, son derece etkili ancak bir o kadar toksik olan TBT bazlı ürünlerden, daha az toksik formülasyonlara doğru kaymıştır. Bunun yanı sıra, birçok yardımcı biyositin kullanımı da aşamalı olarak durdurulmuştur. Gemilerde biofouling yönetimine yönelik motivasyonlar başlangıçta operasyonel nedenlere (örneğin, hidrodinamik performansın iyileştirilmesi) dayansa da zamanla yasa ve düzenlemeler sektöre biyogüvenlik açısından ek sorumluluklar getirmiştir. Düzenleyici gereklilikler, hidrodinamik veya operasyonel açıdan büyük cezalar getirmeyen yüzeyler için biofouling yönetimine daha fazla dikkat ve iyileştirme yapılmasını zorunlu kılmaktadır. Bu durum, heterojen yüzeyler ve hidrodinamik açıdan karmaşık gemi yüzeylerinin biofouling yönetimi üzerinde yapılan araştırma ve geliştirme çalışmalarını teşvik etmekte olup, gelecekte batık yapay yapıların (SSAS) yönetimine de fayda sağlayabilecek yaklaşımların gelişmesine olanak tanımaktadır. Benzer bir eğilim, zaman içinde balast suyu yönetimini de iyileştirmiştir. Bu süreç, biosecurity risklerini yönetmek için balast değişimi uygulamalarını ve daha yakın dönemde, belediye veya karasal su arıtma sistemlerinden türetilen arıtma sistemlerinin kurulumunu kapsamaktadır (Hopkins vd.,2021).

Çevresel ve ekonomik kaygılar, toksik kimyasal yöntemlerin kullanımının kısıtlanmasını zorunlu kılmaktadır. Bu bağlamda, nano-mühendislik alanındaki yeniliklerle birlikte geniş spektrumlu, sürdürülebilir ve çevre dostu yüzey teknolojilerinin geliştirilmesi kritik öneme sahiptir. Mevcut kimyasal, fiziksel ve biyolojik antifouling yöntemleri, biofouling sorununu tamamen çözmede yetersiz kalmıştır. Bu nedenle, mevcut yöntemlerin ekolojik etkileri dikkate alınarak daha yenilikçi ve etkili yüzey teknolojilerinin geliştirilmesi gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- Ahmad, A.L.; Che Lah, N.F.; Ismail, S.; Ooi, B.S. Membrane Antifouling Methods and Alternatives: Ultrasound Approach. *Sep Purif Rev* 2012, 41, 318–346, <https://doi.org/10.1080/15422119.2011.617804>.
- Aghapour Aktij, S.; Taghipour, A.; Rahimpour, A.; Mollahosseini, A.; Tiraferri, A.A. Critical Review on Ultrasonic-Assisted Fouling Control and Cleaning of Fouled Membranes. *Ultrasonics* 2020, 108, 106228, <https://doi.org/10.1016/j.ultras.2020.106228>.
- Ahiwale, S.S.; Bankar, A.V.; Tagunde, S.; Kapadnis, B.P. A Bacteriophage Mediated Gold Nanoparticles Synthesis and Their Anti-Biofilm Activity. *Indian J Microbiol* 2017, 57, 188–194, <https://doi.org/10.1007/s12088-017-0640-x>.
- Alexandre I. Raïlkin. *Marine Biofouling: Colonization Processes and Defenses*; 2004, <http://doi.org/10.1201/9780203503232>
- Almeida, L.P.; Coolen, J.W.P. Modelling Thickness Variations of Macrofouling Communities on Offshore Platforms in the Dutch North Sea. *J Sea Res* 2020, 156, 101836, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2019.101836>.
- Bloecher, N.; Floerl, O. Towards Cost-effective Biofouling Management in Salmon Aquaculture: A Strategic Outlook. *Rev Aquac* 2021, 13, 783–795, <https://doi.org/10.1111/raq.12498>.
- Caruso, G. Microbial Colonization in Marine Environments: Overview of Current Knowledge and Emerging Research Topics. *J Mar Sci Eng* 2020, 8, 78, <https://doi.org/10.3390/jmse8020078>.
- Chiang, H Y.; Pan, J.; Ma, C.; Qian, P.-Y. Combining a Bio-Based Polymer and a Natural Antifoulant into an Eco-Friendly Antifouling Coating. *Biofouling* 2020, 36, 200–209, <https://doi.org/10.1080/08927014.2020.1749270>
- Dafforn, K.A.; Lewis, J.A.; Johnston, E.L. Antifouling Strategies: History and Regulation, Ecological Impacts and Mitigation. *Mar Pollut Bull* 2011, 62, 453–465, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.012>
- Dang, H.; and Lovell, C.R. Microbial Surface Colonization and Biofilm Development in Marine Environments. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 2016, 80, 91–138, <https://doi.org/10.1128/MMBR.00037-15>.
- Dobretsov, S.; Abed, R.M.M.; Teplitski, M. Mini-Review: Inhibition of Biofouling by Marine Microorganisms. *Biofouling* 2013, 29, 423–441, <https://doi.org/10.1080/08927014.2013.776042>.
- Duque, C., Tello, E., Castellanos, L., Fernández, M., & Arévalo-Ferro, C. (2013). Bacterial sensors in microfouling assays. In *State of the Art in Biosensors-Environmental and Medical Applications*. IntechOpen.
- Flemming, H.-C. Biofouling in Water Systems – Cases, Causes and Countermeasures. *Appl Microbiol Biotechnol* 2002, 59, 629–640, <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1066-9>.

<https://doi.org/10.33263/BRIAC132.185>

Fusetani, N. Biofouling and Antifouling. *Nat Prod Rep* 2004, 21, 94, <https://doi.org/10.1039/b302231p>.

Gambino, M.; Sanmartín, P.; Longoni, M.; Villa, F.; Mitchell, R.; Cappitelli, F. Surface Colour: An Overlooked Aspect in the Study of Cyanobacterial Biofilm Formation. *Sci Total Environ* 2019, 659, 342–353, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.358>.

Gizer, G., Önal, U., Ram, M., & Şahiner, N. (2023). Biofouling and mitigation methods: A review. *Biointerface Research in Applied Chemistry*.

Greca, L.G.; Rafiee, M.; Karakoç, A.; Lehtonen, J.; Mattos, B.D.; Tardy, B.L.; Rojas, O.J. Guiding Bacterial Activity for Biofabrication of Complex Materials via Controlled Wetting of Superhydrophobic Surfaces. *ACS Nano* 2020, 14, 12929–12937 <https://doi.org/10.1021/acsnano.0c03999>.

Grishankov, A.V., On the consortium structure of benthic communities from Solovetsky Bay (Onega Bay, the White Sea), *Vestn. Sankt-Peterburg. Univ. Ser. Biol.*, 17, 14, 1995.

Gule, N.P.; Begum, N.M.; Klumperman, B. Advances in Biofouling Mitigation: A Review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2016, 46, 535–555, <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1114444>.

Harper, D.; Parracho, H.; Walker, J.; Sharp, R.; Hughes, G.; Werthén, M.; Lehman, S.; Morales, S. Bacteriophages and Biofilms. *Antibiotics* 2014, 3, 270–284, <https://doi.org/10.3390/antibiotics3030270>.

Huggett, M.J.; Nedved, B.T.; Hadfield, M.G. Effects of Initial Surface Wettability on Biofilm Formation and Subsequent Settlement of *Hydroides Elegans*. *Biofouling* 2009, 25, 387–399, <https://doi.org/10.1080/08927010902823238>.

Hopkins, G., Davidson, I., Georgiades, E., Floerl, O., Morrisey, D., & Cahill, P. (2021). Managing biofouling on submerged static artificial structures in the marine environment—assessment of current and emerging approaches. *Frontiers in Marine Science*, 8, 759194.

Hopkins, G., Davidson, I., Georgiades, E., Floerl, O., Morrisey, D., & Cahill, P. (2021). Managing biofouling on submerged static artificial structures in the marine environment—assessment of current and emerging approaches. *Frontiers in Marine Science*, 8, 759194.

Hwang, G.B.; Page, K.; Patir, A.; Nair, S.P.; Allan, E.; Parkin, I. P. The Anti-Biofouling Properties of Superhydrophobic Surfaces Are Short-Lived. *ACS Nano* 2018, 12, 6050–6058, <https://doi.org/10.1021/acsnano.8b02293>

O’Loughlin, C. T.; Miller, L. C.; Siryaporn, A.; Drescher, K.; Semmelhack, M. F.; Bassler, B. L. A Quorum-Sensing Inhibitor Blocks *Pseudomonas Aeruginosa* Virulence and Biofilm Formation. *Proc Natl Acad Sci* 2013, 110, 17981–17986, <https://doi.org/10.1073/pnas.1316981110>

Piola, R. F.; Dafforn, K. A.; Johnston, E. L. The Influence of Antifouling Pra-

- ctices on Marine Invasions. *Biofouling* 2009, 25, 633–644, <https://doi.org/10.1080/08927010903063065>.
- Schmidt-Malan, S.M.; Karau, M.J.; Cede, J.; Greenwood-Quaintance, K.E.; Brinkman, C.L.; Mandrekar, J.N.; Patel, R. Antibiofilm Activity of Low-Amperage Continuous and Intermittent Direct Electrical Current. *Antimicrob Agents Chemother* 2015, 59, 4610–4615, <https://doi.org/10.1128/AAC.00483-15>.
- Sullivan, T.; Regan, F. Marine Diatom Settlement on Microtextured Materials in Static Field Trials. *J Mater Sci* 2017, 52, 5846–5856, <https://doi.org/10.1007/s10853-017-0821-3>.
- Tian, L.; Yin, Y.; Bing, W.; Jin, E. Antifouling Technology Trends in Marine Environmental Protection. *J Bionic Eng* 2021, 18, 239–263, <https://doi.org/10.1007/s42235-021-0017-z>.
- Wrangé, A.-L.; Barboza, F.R.; Ferreira, J.; Eriksson-Wiklund, A.-K.; Ytreberg, E.; Jonsson, P.R.; Watermann, B.; Dahlström, M. Monitoring Biofouling as a Management Tool for Reducing Toxic Antifouling Practices in the Baltic Sea. *J Environ Manage* 2020, 264, 110447, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110447>.

BÖLÜM 5

AKDENİZ EKOSİSTEMİNDE LESEPSİYEN BALIKLAR VE PARAZİTİZM

Sevkan ÖZÜTOK¹

¹ Çukurova Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Yetiştiricilik ABD, 01330/
Balcalı-Sarıçam, Adana, Türkiye, e-mail: smuglu@cu.edu.tr

GİRİŞ

Süveyş Kanalı, 1869 yılında Akdeniz ve Hint Okyanusu arasındaki ticari yolları kısaltmak amacıyla doğal olmayan yollarla açılmıştır. Kızıldeniz ve Hint-Pasifik bölgesinin Akdeniz ile bağlantısı yokken açılan kanal dolayısıyla ticaret için yol kısaltmış olsa da, oluşturulan bu suni durum birçok sucul organizmanın Akdeniz'e akışına yol açmıştır. Akdenize doğru geçen türler, özellikle de Doğu Akdeniz'de çeşitli ekolojik değişikliklere neden olmuştur. Bu şekilde insan eliyle oluşturulan değişiklikler, doğal çevreye yapılan müdahalelerin nasıl sonuçlar doğurabileceğinin görülmesi açısından önem arz etmektedir. Lesepsiyen göçünün yönü ve göçü etkileyen faktörler göze alındığında, Lesepsiyen balıkların sayısının gün geçtikçe artıyor olması, ekolojik etkileri güncel ve gelecekte de sürekliliğini koruyarak dinamik bir yapı sergilemektedir.

Lesepsiyen göçle ilgili yapılan yayınlarda (Golani ve ark., 2014) Hint-Pasifik türlerinin kuzeye doğru yayılımının sabit bir oran sergilemediği, aksine zamansal olarak değiştiği belirtilmiştir (Edelist ve ark., 2011). Sıcaklık artışına bağlı küresel iklim değişikliğinin su biyotasının öneminin artmasının Akdeniz'de bir "tropikalleşme süreci"ne işaret ettiğini belirtmiştir. Artan sıcaklıkla paralel olarak Lesepsiyen balıkların, bölgesel dağılımı ve seçiliminin uyarıldığını gösteren bilimsel veriler sunulmuştur (Ben Rais Lasram ve ark., 2010a; Ben Rais Lasram ve ark., 2010b; Ben-Yami ve Glaser, 1974; Por, 2009; Raitso ve ark., 2010). Ancak Bianchi ve Morri (2003) ve Golani (2010), sıcaklık artışına bağlı olarak Lesepsiyenlerin dağılımında aynı oranda artış yaşanmadığını da bildirmişlerdir. Bu durumu Lesepsiyenlerin dağılımının iklim değişikliğinden çok kanalın morfolojik yapısından kaynaklanmış olabileceği görüşündedirler (Arndt ve Schembri, 2015). Bu yüzden, Lesepsiyen göçün altında yatan nedenler tek bir faktörle açıklamaya çalışmak, bilimsel yaklaşıma uymamaktadır (Belmaker ve ark., 2013; Kalogirou ve ark., 2012). Lesepsiyen balık popülasyonları hakkındaki bilgiler, çoğunlukla Levant havzası ve Kuzeydoğu Akdeniz'de yapılan balık avcılığı istatistiklerine ve bölgesel ichtiyoloji araştırmalarından elde edilmiştir (Mavruk ve ark., 2017). Türk karasularında yapılan araştırmalar da, kanal boyunca taşınan Hint-Pasifik türlerinin trol balıkçılığında elde edilen verilere dayanarak ekolojik açıdan istilacı türler olarak açıkça belirtilmiştir (Çinar ve ark., 2011; Kebapcioğlu ve ark., 2010; Keskin ve ark., 2011; Yemişken ve ark., 2014). Lesepsiyen balıkların yer seçimindeki eğilim, daha çok baskın Lesepsiyen türlerin özellikle sığ derinliklere doğru olmuştur (Gucu ve Bingel, 1994; Gucu ve ark., 2010). Gucu ve arkadaşları (2010) İskenderun Körfezi'nin ve Mersin körfezinin infra-litoral alanının (30 m'ye kadar) Lesepsiyen balıklar açısından oldukça yoğun seyrettiği ve belirgin bir ichtiyofaunal karaktere sahip olduğunu tanımlamışlardır. Levant Havzası'nın da oldukça yoğun oligotrofisine rağmen, Kuzeydoğu Akdeniz nehir deşarjları ve doğal lagün alanların oluşturduğu sığ ve yumuşak bir taban yapısıyla Por'un "Lesepsiyen Bölgesi" tanımına uy-

gun bir ortam yaratmaktadır (Gucu ve Bingel, 1994; Avşar, 1999; Özsoy ve Sozer, 2006; Por, 2010).

GÖÇÜN YÖNÜ

Süveyş Kanalı'nın açılmasıyla beraber, Kızıldeniz'den çok sayıda balık türü Akdeniz'e giriş yaparken, Akdeniz'de yaşayan yalnızca birkaç balık türünün Kızıldeniz'e göç ettiği tespit edilmiştir (Madl, 1999). Elde edilen veriler, göçün yönünün Kuzeye doğru gerçekleştiğini açıkça göstermektedir.

Ben-Tuvia (1973) Lesepsiyen göçü üzerinde farklı hipotezler ortaya koymuştur. Bunlar;

1. Kızıldeniz'de Akdeniz'dekilerden daha fazla balık türü yaşamaktadır.

2. Hint-Pasifik kökenli türler, Atlanto-Akdeniz kökenli türlere göre çeşitli ekolojik ortamlara daha kolay adapte olabilmektedir. Buna göre; Kızıldeniz türlerinin çoğunlukla subtropikal koşullar altında hayatta kaldıkları bildirilmiştir (Por, 1973).

3. Göçün yaşandığı zamansal değişime bağlı olarak, balıkların yumurta ve larvalarının taşınması ve yayılımı, kanal akıntısı ve rüzgar yardımıyla gerçekleşmektedir.

Tortonese (1964), Süveyş Kanalı'nda hakim olan kuzey akıntısının, iki deniz arasındaki hidrolojik farklılıkların bir sonucu olarak meydana geldiğini rapor etmiştir. Buna göre, akıntı yönü yıl içerisinde Ağustos ve Eylül aylarında Güneye doğru gerçekleşmektedir. Akıntı yönündeki değişimlerin, Akdeniz'in yaz sıcaklık değerlerinin Kızıldeniz'e göre o dönem de bölgesel olarak yükselmesi ve Kızıldenizde muson ikliminin bir sonucu olarak meydana geldiği düşünülmektedir. Bu görüşün dışında Tortonese (1964), Kızıldeniz'in yüksek sıcaklık değerlerinin yıl içerisinde daha az değişiklik göstermesinin, balıkların fizyolojik sıcaklık istekleri doğrultusunda değerlendirildiğinde, yönelimin Kızıldeniz'e doğru akışa engel yaratmış olabileceğidir. Akdeniz'in orijinal ichtiyofaunasının genellikle subtropikal Atlantik-Akdeniz türler olması sebebiyle, göç yönü soğuk suları tercih eden türlerin kuzeye doğru yönelttiği, ayrıca subtropikal türlerin adaptasyonu tropik deniz sıcaklığından olumsuz etkilenmiştir.

Süveyş Kanalı'nı geçerek Akdeniz'e ulaşan 63 balık türü bulunurken, Akdeniz'e giren türler, Akdeniz'in kuzey kıyıları yoluyla batıya doğru yayılmaktadır (Tortonese, 1964; Golani, 1999) Kızıldeniz'de subtropikal Akdeniz kökenli 7 balık türü bildirilmiştir ve bu türlere Antilesepsiyen türler adı verilmiştir (Mater ve ark., 1995).

Lesepsiyen göçünü etkileyen pek çok faktörden; bazıları göçü olumsuz etkilerken bir kısmı ise göçü olumlu yönde etkilemiştir. Kızıldeniz ve Akdeniz'in hidrolojik ve ekolojik özellikleri göz önüne alındığında, iki farklı ekosistem arasındaki biyoekolojik benzerlikleri nedeniyle Lesepsiyen balıkların genellik-

le Doğu Akdeniz ekosistem koşullarına uyum gösterebilmeleri ve geniş popülasyon sayılarına ulaşabilmeleri göçü olumlu yönde etkilemiştir (Avşar 1999). Popülasyon sayı ve dağılımını etkileyen en önemli faktörlerin başında sıcaklık faktörü yer almaktadır. Tropikal kökenli bir balığın kendi ekosisteminden daha kuzeyde bir alanda yerleşebilmesi için yumurtaların ve larvaların büyüebilmesi için, bu bölgenin yıllık deniz suyu sıcaklık değerlerinin yumurtlayabilecek ve yumurtaların canlılığı sürdürebilecek kadar uygun olması gerekmektedir (Ben-Tuvia, 1966). İki ekosistem arasındaki sıcaklık değerleri özellikle yaz ayları karşılaştırıldığında aralarında çok fazla fark olmadığı görülmektedir. Doğu Akdeniz'de yıl içerisinde yüzey suyu sıcaklığı 16-27°C arasında olup en sıcak dönem olan Ağustos ayında 29,5°C'ye kadar çıkabilmektedir. Süveyş Körfezi'nin sıcaklık değerleri 18 °C'nin altına düşmediği görülmektedir. Bu bilgi, subtropikal bir bölge olan Doğu Akdeniz'in kanal açılmadan öncede sıcaklık değerlerinin tropikal deniz sıcaklığına yakın olduğunu açıkça ortaya koymuştur. Yukarıdaki sıcaklık bilgilerinden yararlanılarak, bu bölgelerin birbirine yakın sıcaklık değerlerinin, Süveyş Kanalı yoluyla Kızıldeniz'den Akdeniz'e giren bazı türlerin balıkların göçü, yerleşmesinde ve hayatta kalabilmek için gerekli olan tüm alt limitlere ulaştığını göstermektedir. Ancak Kızıldeniz'den Akdeniz'e göçmüş olmalarına rağmen balık türlerinin tümü, geldikleri bu yeni ekosistemde yerleşme ve hayatta kalma başarısı gösterememişlerdir (Başusta ve ark., 2002). Hayatta kalabilen ve ikamesini sürdüren Lesepsiye balıklar arasında sadece küçük bir popülasyon yoğunluğu olan türler de bulunmaktadır. Örneğin *Muraenesox cinerus* 1985 yılında İsrail kıyılarında Golani ve Ben-Tuvia tarafından bildirilmiş, ancak ilk kayıttan sonra ne levanten nede Kuzeydoğu Akdeniz'de herhangi bir bölgede rapor edilmemiştir (CIESM, 2006). Bu örnekte görüldüğü üzere, yeni bir ekosisteme göç olayın da, o türün o bölgede başarılı olarak popülasyon yoğunluğu sağlayabileceği anlamına gelmemektedir. Bir türün yeni bir ekosisteme yerleşebilmesi için bazı yeteneklere sahip olması gerekir. Ben-Tuvia (1973), başarılı bir göçün sağlanabilmesi için yalnızca yetişkin bireylerin Akdeniz'e geçmesi değil, aynı zamanda o bireylerin yeni ekosistem içerisinde çeşitli ekolojik koşulları da uyum sağlamanın gerekli olduğunu belirtmiştir. Böylece göçün seçim kavramı olduğu ve ekolojik koşulların üreme konusunda uyum yeteneği açısından en önemli sınırlayıcı faktör olduğu belirtilmiştir. Bu başarılı uyum yeteneği sergileyen türlerin (Tablo 1) birçoğu Akdeniz'deki beslenme habitatlarına diğer türler gibi benzer özelliklere sahip ekolojik koşullara uyum sağlama yeteneğindedirler. Beslenme habitatında yakalan uyum aynı zamanda türlerin üreme zamanlarının değişmesi ve yumurtlama zamanının da Akdeniz koşullarına uyum sağlamasını kolaylaştırmıştır.

Tablo 1: Lesepsiye Balık Türleri

<i>Abudefduf vaiigiensis</i>	<i>Galeocerdo cuvier</i>	<i>Muraenesox cinereus</i>
<i>Acanthurus monroviae</i>	<i>Parexocoetus mento</i>	<i>Omobranchus punctatus</i>
<i>Alepes djedaba</i>	<i>Pelates quadrilineatus</i>	<i>Oxyurichthys petersi</i>
<i>Anarhichas lupus</i>	<i>Gephyroberyx darwini</i>	<i>Pagellus bellottii</i>
<i>Apogon pharaonis</i>	<i>Pempheris vanicolensis</i>	<i>Papilloculiceps longiceps</i>
<i>Arius parkii</i>	<i>Halosaurus ovenii</i>	<i>semisquamatus</i>
<i>Atherinomorus lacunosus</i>	<i>Petrosirtes ancydon</i>	<i>Terapon puta</i>
<i>Beryx splendens</i>	<i>Centrolabrus exoletus</i>	<i>Tetrosomus gibbosus</i>
<i>Callionymus filamentosus</i>	<i>Pisodonophis semicinctus</i>	<i>Torquigener flavimaculosus</i>
<i>Carcharhinus altimus</i>	<i>Platycephalus indicus</i>	<i>Trachyscorpia cristulata</i>
<i>Carcharhinus falciformis</i>	<i>Plotosus lineatus</i>	<i>Tylerius spinosissimus</i>
<i>Chelon carinata</i>	<i>Pomadasystridens</i>	<i>Tylosurus choram</i>
<i>Crenidens crenidens</i>	<i>Psenes pellucidus</i>	<i>Tylosurus crocodilus</i>
<i>Cynoglossus sinusarabici</i>	<i>Pteragogus pelycus</i>	<i>Upeneus moluccensis</i>
<i>Diplodus bellottii</i>	<i>Rhabdosargus haffara</i>	<i>Upeneus por</i>
<i>Dussumieria elopsoidea</i>	<i>Sargocentron rubrum</i>	<i>Synaptura lusitanica</i>
<i>echinata</i>	<i>Coryogalops ochetica</i>	<i>Rhynchoconger trewavasae</i>
<i>Enchelycore anatina</i>	<i>Saurida undosquamis</i>	<i>Scorpaena stephanica</i>
<i>Epinephelus coioides</i>	<i>Scarus ghobban</i>	<i>Syngnathus rostellatus</i>
<i>Epinephelus malabaricus</i>	<i>Scomberomorus commerson</i>	<i>Centrolabrus exoletus</i>
<i>Etrumeus teres</i>	<i>Seriola carpenteri</i>	<i>Seriola rivoliana</i>
<i>Fistularia commersonii</i>	<i>Seriola fasciata</i>	<i>Siganus rivulatus</i>
<i>Gymnammodytes</i>	<i>Siganus luridus</i>	<i>Chaunax suttkusi</i>
<i>Hemiramphus far</i>	<i>Silhouettea aegyptia</i>	<i>Cheilopogon furcatus</i>
<i>Heniochus intermedius</i>	<i>Pinguipes brasiliensis</i>	<i>Sorsogona prionota</i>
<i>Herklotsichthys punctatus</i>	<i>Sillago sihama</i>	<i>Chilomycterus spilostylus</i>
<i>Himantura uarnak</i>	<i>Solea senegalensis</i>	<i>Sphoeroides marmoratus</i>
<i>Hippocampus fuscus</i>	<i>Priacanthus hamrur</i>	<i>Sphyrna mokarran</i>
<i>Hyporhamphus affinis</i>	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	<i>Syngnops japonicus</i>
<i>Iniistius pavo</i>	<i>Pterois miles</i>	<i>Diodon hystrix</i>
<i>Lagocephalus sceleratus</i>	<i>Spratelloides delicatulus</i>	<i>Fistularia petimba</i>
<i>Lagocephalus spadiceus</i>	<i>Sphoeroides pachygaster</i>	<i>Liza haematocheila</i>

<i>Lagocephalus suezensis</i>	<i>Sphyraena chrysotaenia</i>	<i>Lutjanus argentimaculatus</i>
<i>Leiognathus klunzingeri</i>	<i>Sphyraena flavicauda</i>	<i>Makaira indica</i>
<i>Rastrelliger kanagurta</i>	<i>Stephanolepis diaspros</i>	<i>Microchirus boscanion</i>
<i>Rhizoprionodon acutus</i>	<i>Rachycentron canadum</i>	<i>Microchirus hexophthalmus</i>

Kaynak: Zenetos ve ark., 2008.

Yerleşik konuma geçmiş ve belirli bir popülasyon yoğunluğuna ulaşmış Lesepsiyen balık türleri, beraberinde diğer yerel türlerle etkileşimi, çözülmesi gereken sorunları ve baskılayıcı sorunları da beraberinde getirmiştir. Sorunlardan en önemlilerinden tropik türlerin üzerinde taşınan hastalık etkenleri gelmektedir. Akıntıya ve sıcaklık farklılıklarına karşı beraberinde getirdikleri yeni parazitler aracılığıyla oluşabilecek, yeni parazit-konak etkileşimlerinin araştırılması ve izlenmesi gereken konuların başında gelmektedir.

PARAZİTLERİN TAŞINMASI VE YENİ HABİTATLARA ETKİSİ

Parazitler, doğrudan konağın büyüme, üreme ve hayatta kalma yetilerini azaltarak veya davranışlarını etkileyerek diğer bireylerle etkileşime girer ve diğer bir konağa geçer, böylece yeni konak arayışını ve hayatta kalma olasılığını arttırmaktadırlar (Møller, 2005). Böylece, av-avcı etkileşimlerine benzer şekilde, parazitler de konağın popülasyonunu, yoğunluğa bağlı bir şekilde dağılımını ve yoğunluğunu düzene içinde sürdürmektedir (Anderson ve May, 1978). Ancak, istilacı konaklar istila sırasında kendi bünyesinde bulundurduğu parazitlerini kaybetmez, dahası istila ettikleri alana parazitlerini beraberinde getirmektedirler (Lymbery ve ark., 2014). Daha geniş konak skalasına sahip parazitler ve tek düze yaşam döngüleri olan parazitler, özgül parazitlerden veya karmaşık yaşam döngülerine sahip parazitlere göre, birkaç ve ardışık farklı konak türüne enfeste etme olasılığını arttırmaktadır (Torchin ve ark., 2002; Poulin ve Morand, 2004; Lymbery ve ark., 2014). Ayrıca, istilacı türler yerel konak etkileşimiyle, yerel konakta yer alan yerel parazitleri de edinmenin yanı sıra (Colautti ve ark., 2004'e göre artan duyarlılık hipotezi), yerel parazit popülasyon boyutlarını da büyütebileceği ve yerel konakların parazit yüklerini değiştireceği yayılımın artacağı düşünülmektedir (Keane ve Crawley, 2002). Yapılan araştırmalar ışığında Başlangıçta, dört taksonomik gruba (Monogenea, Crustacea, Protozoa ve Digenea) ayrılmış 18 parazit türü, konaklarıyla birlikte Akdeniz'e nüfuz eden Lesepsiyen parazitler olarak tanımlanmıştır (Zenetos ve ark., 2008) ve son yıllarda bu liste diğer birçok parazit türünün eklenmesiyle güncellenmiştir (Diamant, 2007; Merella ve ark., 2007). Buna göre genel olarak tespit edilen parazit türleri aşağıdaki gibi sınıflandırılmıştır.

1. Protozoanlar (Tek Hücreli Parazitler)

· *Coccidia* (*Eimeria* spp.): Balıkların sindirim sisteminde yerleşerek bağırsak enfeksiyonlarına neden olmaktadır.

· *Myxosporea* (*Myxobolus* spp., *Ceratomyxa* spp.): Kas dokularında kist oluşturarak balığın hareket kabiliyetini azaltmaktadır.

· *Ichthyophthirius multifiliis* (Beyaz Benek Hastalığı): Tatlı su balıklarında sık görülür, deride beyaz kistlere yol açmaktadır.

2. Trematodlar (Yassı Solucanlar)

a) Monogenean:

· *Dactylogyrus* spp.: Solungaç paraziti, solunum problemlerine neden olmaktadır.

· *Gyrodactylus* spp.: Deride ve yüzgeçlerde bulunarak doku hasarına yol açmaktadır.

b) Digenea:

· *Lecithochirium jaffense*: Sindirim sistemi paraziti, Lesepsiyen balık türlerinde yaygın olarak görülmektedir.

· *Bucephalus labracis*: Karaciğer ve sindirim sistemi enfeksiyonlarına neden olmaktadır.

3. Nematodlar (Yuvarlak Solucanlar)

· *Anisakis simplex*: İnsanlarda da ciddi tehlike oluşturan zoonotik bir parazit,

· *Hysterothylacium aduncum*: Pelajik balıklarda yaygındır, her iki parazitte sindirim sistemi enfeksiyonlarına neden olmaktadır.

4. Cestodlar (Şerit Solucanlar)

· *Callitetrarhynchus gracilis*: Bağırsaklarda ve karın boşluğunda bulunur, balığın büyümesini etkilemektedir.

· *Diphyllobothrium* spp.: İnsanlara bulaşabilen bir zoonotik şerit parazitidir.

5. Copepod Parazitler

a) İzopodlar (Isopoda):

· *Gnathia* sp.: Kan emici parazit, balıkların solungaçlarında bulunmaktadır.

· *Cymothoa exigua*: Balığın diline yerleşerek fiziksel hasara neden olmaktadır.

b) Kopepodlar (Copepoda):

· *Caligus elongatus*: Solungaç ve deri paraziti, solunum sorunlarına yol açmaktadır.

· *Lernaea cyprinacea*: Deride ve kaslarda ciddi deformasyonlara neden olmaktadır.

6. Acanthocephala

· *Pomphorhynchus laevis*: Bağırsak duvarına tutunarak ciddi enfeksiyonlara yol açmaktadır.

· *Acanthocephalus lucii*: Konağın besin alımını azaltarak zayıflamasına neden olmaktadır.

İstilacı bir balık popülasyonunun yeni bir ortama geçişi ve adapte olmasının yanısıra üzerinde getirdiği parazitlerini de bu yeni ortama taşıdığı düşünüldüğün de oluşabilecek teoriler;

A. Tüm parazitlerin kaybetmesi yani “parazitsiz” bir konak popülasyonunun sağlanması;

B. Orijinal parazit faunasında bazı parazit gruplarının korunması ve bazı parazitlerin kaybı;

C. Orijinal parazit gruplarının tamamının veya çoğunluğunun korunması;

D. Orijinal parazit faunasının bir alt kümesini korunurken, otokton (istila bölgesine özgü) parazitlerin enfestasyonu, karışık bir parazit topluluğunun elde edilmesi,

E. Orijinal parazit faunasının tamamının kaybı ve otokton parazitlerin yerleşmesi, böylece tamamen yerli bir parazit topluluğunun istilacı türde yerleşmesi.

Şu anda mevcut veriler *Siganus spp.*(tavşan balığı)’ın, Kızıldeniz parazitlerinin bir alt kümesini korumuşlar ve bazı yerli parazitleri de edinmişlerdir (senaryo D) (Diamant, 1989; Diamant ve ark., 1999). Akdeniz’deki tavşan balıkları aslında Kızıldeniz Digenea, *Acanthocephala* ve *Nematoda*’larını kaybederken, *Gnathiid* izopodlarını, siliat *Cryptocaryon irritans*’ı ve digenean *Hemimeris apendiculatus*’u edinmişlerdir (Fischthal, 1980). Süveyş Kanalı parazitleri, konaklarıyla birlikte kanaldan geçişte hayatta kalma kapasitesine sahiptir. deride ve diğer dış yüzeylerde yaşayan ektoparazitler üzerindeki etkinin ekolojik değişkenlerin varlığı açısından endoparazitlere göre daha belirgin olması beklenmektedir. Ağızda, solungaçlarda bulunan parazitlerin korunması; ağız, solungaçlar, kanal boyunca konağın karşılaştığı her türlü zorlu ortam koşullarına eşit derecede maruz kalmadan korunmuşlardır. İstilacı parazit Akdeniz’e vardığında, parazitlerin hayatta kalmasını belirleyen temel faktörlerin başında, parazitin doğal yaşam döngüsünün karmaşıklık derecesine göre değiştiği görülmektedir. Basit, monoksenöz (tek konakçı) yaşam döngüsüne sahip olan, yani hayatta kalmak için yalnızca uygun bir balığa ihtiyaç duyan bir parazitin uzun vadede hayatta kalma olasılığı daha yüksektir. Bunun tersine, çok konaklı yaşam döngüsü stratejilerine sahip olan ve dolayısıyla balığa ek olarak en az

bir veya daha fazla konağa (planktonlar, omurgasızlar) ihtiyaç duyan heteroksenöz parazitler dezavantajlı konum almaktadır. Kızıldeniz organizmalarının yalnızca küçük bir yüzdesi aslında Akdeniz'e göç ettiğinden, heteroksenöz isteğe sahip olan parazitin bir dizi konak arayışında olması parazit için belirgin bir dezavantaj yaratacaktır. Parazit doğal gelişiminde oluşan farklılıklar, parazitin yeni biyocoğrafik bölgedeki konağın birlikte yaşam kapasitesi (parazitizm) açısından oldukça önemli bir rol üstlenmektedir.

Lessepsian balıklarda ilk kez 1972 yılında ektoparazit tespiti yapılmıştır. Araştırmalarda, Hem tavşan balığı (Siganidae) üzerindeki Monogenea (Paperna, 1972; Ktari ve Ktari, 1974) hem de kefal (Mugilidae) üzerindeki kopepodların (Botros, 1971), kolonize olmaya çalıştıkları habitatteki yerli konakla etkileşimi sonucunda enfeste oldukları ve böylece hayatta kaldıkları rapor edilmiştir. Süveyş Kanalı açılışından bu yana akış yönüne bağlı olarak tuzluluk, oksijen ve sıcaklık koşullarının değişmesine rağmen (Por, 1978) ektoparazitik izopodların (Trilles ve Bariche, 2006), monogeneaların (Pasternak ve ark., 2007) ve kopepodların (El-Rashidy ve Boxshall, 2009) konakla birlikte göç ettiğine dair bulgular günümüze kadar artarak devam etmektedir. Şimdiye kadar, Myxozoan parazitlerinin üç türü ve dört Digenea türü Kızıldeniz'den göç ettiği rapor edilmiştir (Fischthal, 1980; Diamant, 2010; Merella ve ark., 2016). Akdeniz ve Süveyş Kanalı'ndaki balon balığı parazitleri üzerine üç çalışma bulunmaktadır (El-Lamie ve Abdel-Mawla, 2012; Özak ve ark., 2012; Bakopoulos ve ark., 2017). Şu anda Lessepsian göçmen türleri arasında yalnızca *Lagocephalus sceleratus*'un hem yerli hem de istila edilmiş bölgeden parazitlere ilişkin kapsamlı bir raporu bulunmaktadır. *Lagocephalus guentheri* için güvenilir veriler yalnızca Akdeniz ve Süveyş Kanalı'ndan mevcuttur (El-Lamie ve Abdel-Mawla, 2012; Özak ve ark., 2012). *Lagocephalus suezensis* durumunda rapor edilen tek parazit Akdeniz'deki istilacı kopepod olan *Calligus fugu* (yeni ismi *C. lagocephali*) bildirilmiştir (Özak ve ark., 2012). *Torquigener flavimaculosus* için herhangi bir rapor bulunmamaktadır. Bu çalışmalar, *Lagocephalus guentheri*, *Lagocephalus sceleratus*, *Lagocephalus suezensis* ve *Torquigener flavimaculosus*'u inceleyerek Akdeniz'deki istilacı balon balıklarının parazit faunasını tanımlamayı ve bunlar hakkında yeni bilgiler sağlamayı amaçlamaktadır. Bu çalışmalar, balon balıklarında potansiyel olarak tehlikeli istilacı parazit türlerinin olası taşıyıcıları niteliksel ve niceliksel bir araya getirilmesi, sonunda da rollerine dair yeni bilgiler sağlayacağı düşünülmektedir.

Öneriler

· Düzenli parazitolojik izleme: Lessepsiyen balıkların parazit yüklerinin ve bu parazitlerin yerli balıklara etkisinin izlenmesi önem arz etmektedir.

· Eğitim ve farkındalık: Halkı, Anisakis gibi parazitlerin halk sağlığı riskleri konusunda bilinçlendirmek. Balon balıklarının tüketiminde tetradotoksin toksinin olası ölümcül sonuçları konusunda halkın bilinçlendirilmesi gerekmektedir.

· Ekosistem yönetimi: Akdeniz’de istilacı türlerin ve parazitlerin yayılımını azaltmaya yönelik biyoçeşitliliği koruma planlarının geliştirilmesi gerekmektedir.

· Araştırmaların desteklenmesi: Lesepsiye balıkların parazitolojisi ve istilacı türlerin yerel ekosistemlere etkisi üzerine bilimsel çalışmaların artırılması, doğal türlerin korunması açısından oldukça önemli rol üstlenmektedir.

KAYNAKLAR

- Anderson RM ve May RM (1978) Regulation of host-parasite population interactions: I. Regulatory processes. *J Anim Ecol* 47(1):219–247
- Arndt, E., ve Schembri, P. J. (2015). Common traits associated with establishment and spread of Lessepsian fishes in the Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 162(10), 2141–2153. doi:10.1007/s00227-015-2744-3
- Avsar, D. (1999) Physico-chemical characteristics of the Eastern Mediterranean in relation to distribution of the new Scyphomedusae (*Rhopilema nomadica*). *Turk J Zool* 23(2):605–616 (in Turkish)
- Bakopoulos, V., Karoubali, I., Diakou, A. (2017). Parasites of the lessepsian invasive fish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin 1789) in the eastern Mediterranean Sea. *J. Nat. Hist.* 51 (7–8), 421–434.
- Basusta N, Basusta AG, Koc HT. (2002) Distribution of lessepsian fishes in the Turkish Mediterranean coasts. Workshop on lessepsian migration. 20–21 July 2002. Gokceada-Turkey, pp 100–106
- Belmaker, J., Parravicini, V., Kulbicki, M. (2013). Ecological traits and environmental affinity explain Red Sea fish introduction into the Mediterranean. *Global Change Biology*, 19(5), 1373–1382. doi:10.1111/gcb.12132
- Ben Rais Lasram, F., Guilhaumon, F., Mouillot, D. (2010b). Global warming and exotic fishes in the Mediterranean Sea: Introduction dynamic, range expansion and spatial congruence with endemic species. In D. Golani, & B. Appelbaum-Golani (Eds.), *Fish invasions of the Mediterranean sea change and renewal.*, 35
- Ben Rais Lasram, F., Guilhaumon, F., Albouy, C., Somot, S., Thuiller, W., Mouillot, D. (2010a). The Mediterranean Sea as a “cul-de-sac” for endemic fishes facing climate change. *Global Change Biology*, 16(12), 3233–3245. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02224.x
- Ben-Tuvia A. (1966). Red sea fishes recently found in the Mediterranean. *Copeia* 2:254–275
- Ben-Tuvia, A. (1973) Man made changes in the Eastern Mediterranean Sea and their effect on the fishery resources. *Mar Biol* 19:197–203
- Ben-Tuvia, A. (1985) The impact of the lessepsian (Suez Canal) fish migration on the Eastern Mediterranean ecosystem. In: Moraitou-Apostolopoulou M, Kiortsis V, (eds) *Mediterranean marine ecosystem*, Plenum Pres, New York, 367–375
- Ben-Yami, M., ve Glaser, T. (1974). The invasion of *Saurida undosquamis* (Richardson) into the Levant Basin: An example of biological effect of interoceanic canals. *US National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin*, 72(2), 359–373.
- Bianchi, C. N., ve Morri, C. (2003). Global sea warming and “tropicalization” of the Mediterranean Sea: Biogeographic and ecological aspects. *Biogeographia*, 24, 319–327.

- Botros, G.A. (1971). Fishes of the Red Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 9, 221–348.
- CIESM, (2006) Atlas of exotic fishes in the Mediterranean. <http://www.ciesm.org/atlas/appendix1.html>, Cited 08.12. 2006
- Colautti R, Ricciardi A, Grigorovitch IA. (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecol Lett* 7(8):721–733.
- Çinar, M. E., Bilecenoglu, M., Ozturk, B., Katagan, T., Yokes, M. B., Aysel, V., Erdogan, H. (2011). An updated review of alien species on the coasts of Turkey. *Mediterranean Marine Science*, 12(2), 257–315. Retrieved from http://www.meditmar-sc.net/files/201106/03-134542466_MMS_v12n1_CINAR.pdf
- Diamant, A. (1989) Lessepsian migrants as hosts: a parasitological assessment of rabbitfish *Siganus luridus* and *S. rivulatus* (Siganidae) in their original and new zoogeographical regions. *Environmental quality and ecosystem stability: Vol. IV-B, Environmental quality* (ed. by E. Spanier, Y. Steinberger and M. Luria), pp. 187-194. ISEEQS Publication, Jeru salem
- Diamant, A. (2010). Red-Med immigration: a fish parasitology perspective, with special reference to the Myxosporea. In: Golani, D., Appelbaum-Golani, B. (Eds.), *Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal*. Pensoft Publishers, Sofia, pp. 85–97.
- Diamant, A., Banet, A., Paperna, I., von Westernhagen, H., Broeg, K., Kruener, G., Koerting, W., Zander, S. (1999). The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. II. The Red Sea and Mediterranean. *Helgoland Marine Research* 53: 195-208
- Diamant, A., Lipshitz, A., Ucko, M. (2007). Phylogeny of *Coccomyxa* (Myxosporea: Myxidiidae) spp. from littoral fish in Eilat, northern Red Sea, with the description of a new species. *Folia Parasitologica* 54: 109-116.
- Edelist, D., Spanier, E., Golani, D. (2011). Evidence for the occurrence of the Indo-Pacific stonefish, *Synanceia verrucosa* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Synanceiidae), in the Mediterranean Sea. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 41(2), 129–131. doi:10.3750/AIP2011.41.2.09
- El-Lamie, M.M. ve Abdel-Mawla, H.I. (2012). Investigation on common parasitic diseases in marine Puffer fish (*Lagocephalus lunaris*) in relation to heavy metal pollution in Lake Tamsah. *SCVMJ* 17 (2), 199–211.
- El-Rashidy, H.H. ve Boxshall, G.A. (2009). Parasites gained: alien parasites switching to native hosts. *J. Parasitol.* 95 (6), 1326–1329.
- Fischthal, J.H. (1980). Some digenetic trematodes of marine fishes from Israel's Mediterranean coast and their biogeography, especially those from Red Sea immigrant fishes. *Biologia Scripta* 9: 11-23
- Golani, D. (1999) The gulf of Suez ichthyofauna assemblage pool for lessepsian migration into the Mediterranean. *Isr J Zool* 45:79–90
- Golani, D. (2010). Colonization of the Mediterranean by Red Sea fishes via the Suez Canal Lessepsian migration. In D. Golani, B. Appelbaum-Golani (Eds.), *Fish*

- invasions of the Mediterranean sea change and renewal (pp. 145–188). Sofia: Pensoft Publishers.
- Golani, D., Massut, E., Quignard, J. P., Dulcic, J., Azzurro, E. (2014). CIESM atlas of exotic fishes in the Mediterranean. Retrieved from <http://www.ciesm.org/atlas/appendix1.html>
- Gucu, A. C., Bingel, F. (1994). Trawlable species assemblages on the continental shelf of the Northeastern Levant Sea (Mediterranean) with an emphasis on Lessepsian migration. *Acta Adriatica*, 35(1–2), 83–100.
- Gucu, A. C., Ok, M., Sakinan, S. (2010) Past and present of fish fauna in the NE Levant Sea and factor facilitating the colonization by Lessepsian fishery. In Report of the Technical Meeting on the Lessepsian Migration and its Impact on Eastern Mediterranean Fishery (pp. 88–108). FAO–EastMed Project.
- Kalogirou, S., Azzurro, E., Bariche, M. (2012). The on-going shift of Mediterranean coastal fish assemblages and the spread of non-indigenous species. In G. A. Lameed (Ed.), *Biodiversity enrichment in a Diverse World* (pp. 263–280). Croatia: Intech Publishing. doi:10.5772/ 50845
- Keane, R.M. ve Crawley, M. J. (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol Evol* 17(4):164–170.
- Kebapcioğlu, T., Özgür, E., Cardak, M., Gokoglu, M., Begburs, C. R. (2010). The status of the demersal fish community in the Gulf of Antalya, Turkey (Levantine sea). *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee*, 39, 617.
- Keskin, C., Turan, C., Erguden, D. (2011). Distribution of the demersal fishes on the continental shelves of the Levantine and North Aegean Seas (Eastern Mediterranean). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(3), 413–423. doi:10.4194/trjfas.2011.0311
- Ktari, F. ve Ktari, M.H. (1974). Presence dans Le golfe de Gabes de *Siganus luridus* (Ruppel, 1828) et de *Siganus rivulatus* (Forsskal, 1775) (Poissons Siganides) parasites par *Pseudohaliotrematoides polymorphus*. In: *Bulletin de l'Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Peche Salammbô (Tunisie)*, 3, pp. 95–98.
- Lymbery, A. J., Morine, M., Gholipour Kanani, H., Beatty, S. J., Morgan, D.L., (2014). Co-invaders: The effects of alien parasites on native hosts. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 3;2: 171-177.
- Madl, P. (1999) Essay about the phenomenon of lessepsian migration. Colloquial meeting of marine biology I. Salzburg, 1999. <http://www.sbg.ac.at/ipk/avstudio/pierofun/lm/lesseps.htm>. Cited 22.03.2006.
- Mater, S., Togulga, M., Kaya, M. (1995) Lesepsiyen Balık Turlerinin Türkiye Denizlerinde Dağılımı ve Ekonomik Önemi. II. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi Bildirileri. 11–13 Eylül, Ankara. 453–432p.
- Mavruk, S., Bengil, F., Yeldan, H., Manasırılı, M., Avsar, D. 2017. The trend of lessepsian

- fish populations with an emphasis on temperature variations in Iskenderun Bay, the Northeastern Mediterranean. *Fisheries Oceanography*, 26:542–554.
- Merella, P., Farjallah, S., Pais, A., Follesa, M.C., Garippa, G. (2007) *Fistularia commersonii* Ruppell, 1835: a Lessepsian host carrier of Indo-Pacific parasites into the Mediterranean Sea. *Parassitologia*, 49(Suppl. 2), 249
- Merella, P., Pais, A., Follesa, M.C., Farjallah, S., Mele, S., Piras, M.C., Garippa, G. (2016). Parasites and Lessepsian migration of *Fistularia commersonii* (Osteichthyes, *Fistulariidae*): shadows and light on the enemy release hypothesis. *Mar. Biol.* 163, 1–11.
- Møller AP (2005) Parasitism and the regulation of host populations. In: Thomas F, Renaud F, Guégan J-F (eds) *Parasitism and ecosystems*. Oxford University Press, Oxford, pp 43–53
- Özak, A.A., Demirkale, I., Yanar, A. (2012). First record of two species of parasitic copepods on immigrant pufferfishes (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) caught in the Eastern Mediterranean Sea. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 12, 675–681.
- Özsoy, E. ve Sozer, A. (2006). Forecasting circulation in the Cilician Basin of the Levantine Sea. *Ocean Science Discussions*, 3(5), 1481–1514. doi:10.5194/osd-3-1481-2006
- Paperna, I., 1972. Parasitological implications of fish migration through interoceanic canals. 17e Congr`ess International de Biologie (Monte-Carlo 25-27 Septembre 1972). In: Theme No 3: Les Consequences Biologiques Des Canaux Inter-Océans, 1–9.
- Pasternak, Z., Diamant, A., Abelson, A. (2007). Co-invasion of a Red Sea fish and its ectoparasitic monogenean, *Polylabris cf. mamaevi* into the Mediterranean: Observations on oncomiracidium behavior and infection levels in both seas. *Parasitol. Res.* 100, 721–727.
- Por, F.D. (1973) The nature of lessepsian migration through the Suez Canal. *Rapp Comm Int Mer Medit* 21:679–682.
- Por, F.D. (1978). Lessepsian migration. In: Billings, W.D., Golley, F., Lange, O.L., Olson, J. S. (Eds.), *Ecological Studies* 23. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
- Poulin, R. ve Mouillot, D. (2003) Host introductions and the geography of parasite taxonomic diversity. *J Biogeogr* 30:837–845.
- Raitsos, D. E., Beaugrand, G., Georgopoulos, D., Zenetos, A., Pancucci Papadopoulou, A. M., Theocharis, A., Papanthassiou, E. (2010). Global climate change amplifies the entry of tropical species into the eastern Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography*, 55(4), 1478–1484. doi:10.4319/lo.2010.55.4.1478
- Torchin, M. E, Lafferty, K. D., Kuris, A. M. (2002) Parasites and marine invasions. *Parasitology* 124:137–151
- Tortonese, E. (1964) The main biogeographical features and problems of the Mediterranean fish fauna. *COPEIA* 1:98–107

- Trilles, J.P.ve Bariche, M. (2006). First record of the indo-pacific *Cymothoa indica* (Crustacea, isopoda, cymothoidae), a lessepsian species in the Mediterranean Sea. *Acta Parasitol.* 51 (3), 223–230.
- Yemişken, E., Dalyan, C., Eryilmaz, L. (2014). Catch and discard fish species of trawl fisheries in the Iskenderun Bay (North-eastern Mediterranean) with emphasis on lessepsian and chondrichthyan species. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 380–389
- Zenetos, A., Mer, E., Verlaque, M., Galli, P., Boudouresque, C.-F., Giangrande, A., Inar, M. E., Bilecenoğlu, M. (2008). Additions to the annotated list of marine alien biota in the Mediterranean with special emphasis on Foraminifera and Parasites. *Mediterranean Marine Science*, 9/1: 119-165.

BÖLÜM 6

MİKROPLASTİK KİRLİLİĞİNİN SUCUL CANLILAR ÜZERİNDEKİ TOKSİK ETKİLERİ

Elif PAÇAL¹

¹ Çankırı Karatekin Üniversitesi, Şabanözü Meslek Yüksekokulu Tıbbi Hizmetler ve Teknikler Bölümü, Çevre Sağlığı Programı, Çankırı, Türkiye.
ORCID ID: 0000-0001-6271-4269

Giriş

Plastikler dayanıklı, hafif, düşük maliyetli olması nedeniyle günlük hayatımızın her alanındaki farklı kullanımlarıyla modern yaşamın vazgeçilmez bir parçası haline gelmiştir (Chen ve ark., 2021). Plastiklerin 1930'lu ve 1940'lu yıllardaki ticari gelişimlerinden bu yana tüketici pazarında giderek artan hacimlerde yer almaktadır (Cordier ve Uehara, 2019). Organik malzemelerden türetilen plastikler günümüzde çoğunlukla fosil ham maddelerden (Millet ve ark., 2018), yüksek moleküler kütle ve plastisiteye sahip petrokimyasal kaynaklardan üretilmektedir (Laskar ve Kumar, 2019). Plastikler, termoplastikler ve termosetler olmak üzere iki ana polimer gruba ayrılmaktadır. Termoplastikler ısıtıldığında eriyebilen, soğutulduğunda sertleşebilen bir plastik türüdür. Termoset plastikler işlendiğinde kimyasal değişime uğrayarak üç boyutlu bir ağ oluşturan sentetik malzemelerdir. Bu moleküller ısıtılıp oluşturulduktan sonra yeniden eritilemez ve yeniden şekillendirilemezler. Plastiklerin neredeyse %80'inini termoplastikler temsil etmektedir (Millet ve ark., 2018). Polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinil klorür (PVC), polistiren (PS), poliüretan (PU) ve fenolik reçine başlıca genel plastiklerdir. PP ve PE günlük plastik ürünlerde yaygın olarak kullanılan polimerlerdir (Chen ve ark., 2021). İlk sentetik plastiğin Leo Hendrik Baekeland tarafından 1907 yılında elde edilmesiyle piyasaya çıkacak diğer sentetik plastiklerinde önü açılmıştır (Yurtsever, 2018).

Geçtiğimiz yüzyılda küresel plastik üretimi yılda 320 milyon tona ulaşmıştır ve bunun %40'undan fazlasını tek kullanımlık ambalaj atıklar oluşturmaktadır. 2013 yılında Çin yaklaşık 63,0 milyon ton plastik üreterek küresel plastik üretiminin en büyük payını temsil etmektedir. Avrupa yaklaşık 50,0 milyon ton plastik üretimiyle en önemli ikinci bölge olmuştur (Yarahmadi ve ark., 2024). Dünya çapında yaklaşık 6300 milyon ton plastik atık üretilmiş, bunların yaklaşık %9'u geri dönüştürülmüş, %12'si yakılmış, kalan %79'u 2015 yılı itibarıyla çöplüklere ve doğal çevreye atılmıştır (Akanyange ve ark., 2022). Küresel boyutta üretilen plastik çöp miktarının 2025 yılına kadar 250 milyon ton civarına ulaşacağı öngörülmektedir (Yarahmadi ve ark., 2024). Türkiye'de kişi başına plastik madde kullanım miktarı 2014 yılı sonunda 94 kg olarak belirlenmiştir. Bu miktar gelişmiş batı toplumlarının altında, dünya ortalamasının ise iki katı düzeyindedir. Türkiye'de de dünyada olduğu gibi en fazla plastik tüketimi ambalaj ve yapı ürünü sektöründe olmuştur (Kayılı ve Çelebi, 2020).

20.yüzyılda plastik kullanımının yaygınlaşmasıyla beraber plastik atık miktarında artış meydana gelmiştir. Bu durum tüm canlılar ve çevre için tehlike oluşturmaya başlamıştır (Kayan ve Küçük, 2020). Çevreye bırakılan plastik çöpler, doğada gerçekleşen yağışlarla beraber okyanus yüzeylerine, kutuplara, hatta dünyanın en derin noktası olan Mariana çukurundaki sedimentlere kadar her noktaya ulaşmış durumdadır (Yurtsever, 2018). Plastikler organizmaların ve kimyasalların yüzeyine adsorbe edilmesiyle toksite oluşturmaktadır. Açık okyanusta rüzgar ve akıntıların oluşturduğu girdaplar plastik deniz atık-

larının birikmesine yol açmaktadır. Plastikler mikroplastikler ve nano plastikler, sosyal ve ekonomik kayıplara (örneğin, balıkçılık ekipmanlarının zarar görmesi, turizm gelirinde kayıp) neden olma potansiyeline sahiptir (Prata ve ark., 2019). Plastikler foto ve termo oksidatif bozunma yoluyla parçalanarak mikroplastikler olarak bilinen <5 mm parçacıklar üretirler (Prata ve ark., 2019). Mikroplastikler (MP) toprak, sucul sistemler, hava gibi çeşitli ekosistemlerdeki yaygınlıkları nedeniyle dünya çapında önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir (Koelmans ve ark., 2022). Mikroplastiklerin balık, midye, deniz kuşları, kamlumbağalar, ıstakozlar ve diğer deniz memelileri tarafından yutulduğu rapor edilmiştir (Kabir ve ark., 2023). PE mikroplastiklerin balıklarda 96 saatte $0,184 \text{ mg/L}^{-1}$ maruz kalması sonucu nörotoksik hasarlar oluştuğu rapor edilmiştir (De Sá ve ark., 2018). Mikroplastiklerin suda yaşayan canlılar üzerindeki potansiyel toksikolojik etkisine ilişkin çalışmalar günümüzde yoğun olarak devam etmektedir. Kitabın bu bölümünde hayatımızın her alanında yer alan mikroplastikler ve sucul canlılar üzerindeki toksik etkileri konusunda yapılan çalışmalar hakkında bilgiler sunulmuştur.

Mikroplastikler

Mikroplastiklerle ilgili ilk araştırmalar 1972 yılında E.J. Carpenter ve K. L. Smith tarafından en küçük plastik atıklar üzerinden gerçekleştirilmiştir (Laskar ve Kumar, 2019). Boyutu 5 mm'den küçük olan plastik parçalara mikroplastik adı verilir. Mikroplastikler havada, toprakta, tatlı sularda, okyanuslarda, kara biyotası, gıda ürünlerine kadar birçok alanda tespit edilmiştir (Koelmans ve ark., 2022). Mikroplastikler dünya çapında su kütlelerinde her yıl yaklaşık 2,7 milyon ton tespit edilmiştir. Çevredeki mikroplastik kaynakları birincil mikroplastik (mikro boncuklar veya plastik peletler) ve ikincil mikroplastik (parçalanmış büyük plastik ürünler) olarak sınıflandırılmaktadır (Mathew ve ark., 2024). Birincil mikroplastikler yüz temizleyicilerde, kozmetik sektöründe, tıpta kullanılmaktadır. İkincil mikroplastikler daha büyük plastik kalıntıların ultraviyole radyasyon, mekanik aşınma, mikrobiyolojik bozunma gibi süreçlerle parçalanmasıyla oluşmaktadır (Cole ve ark., 2011; Kazour ve ark., 2019). Kimyasal bileşimine göre çevrede en fazla bulunan mikroplastik polimerler polietilen (PE), polietilen tereftalat (PET), poliamid (PA), polipropilen (PP), polistiren (PS), polivinil alkol (PVA) ve polivinil klorür (PVC)'dür. Doğada bulunan mikroplastik polimerlerin yoğunlukları $0,8$ ile 2 g cm^{-3} arasında değişkenlik göstermektedir (Koelmans ve ark., 2022; Kabir ve ark., 2023). Dünya literatüründe tanımlanmış şekilsel mikroplastik türleri, peletler, parçalar ve liflerdir (Frias ve Nash, 2019).

Mikroplastiklerin Kaynakları

Mikroplastikler, karasal ve sucul ortamda yoğun olarak bulunmaktadır. Kara kökenli mikroplastik kaynakları su kütlelerindeki mikroplastiklerin %80-90'ından sorumludur (Osman ve ark., 2023). Birincil mikroplastikler,

endüstriyel ve evsel uygulamalar için üretilen mikroplastiklerdir. Yüz temizleyicilerinde, diş macunlarında, duş jelleri, peelingler gibi kozmetiklerde, sentetik giyisiler, temizlik ürünlerinde kullanılan plastik parçacıkları içermektedir. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin bir sonucu olarak makroplastik kalıntıların yapısal bütünlüğü bozularak parçalanmaya başlamasıyla ikincil mikroplastikler oluşur (Auta ve ark., 2017). PE ve PP mikroplastikler üretim hacmi, yüksek endüstriyel faaliyetler sonucu çevresel ortamlarda yoğun olarak tespit edilmiştir (Tunca, 2020). Atıksu arıtma tesislerinden geçiş, giyisilerin yıkanması sonucu tekstil faaliyetlerinden gelen lifler, tarım faaliyetlerinde bitkisel üretim için kullanılan plastik filmler, lastik aşınması, liflerin atmosferik birikimi gibi farklı kaynaklardan mikroplastikler oluşabilmektedir (Bozma ve ark., 2023). Mikroplastik içeren 6 kg sentetik giysiden tek yıkamada ortalama 700.000 lif açığa çıkmaktadır (Yarahmadi ve ark., 2024). Havada oluşan mikroplastik kaynaklarını ise bahçecilik topraklarında kullanılan sentetik partiküller, endüstriyel emisyonlar, trafikten salınan partiküller, giyisilerden ve mobilyalardan gelen plastik parçaları oluşturmaktadır (Esmeray ve Armutçu, 2020). Resim 1'de mikroplastiklerin oluşum alanları sunulmuştur.



Balık endüstrisi



Ambalaj atıkları



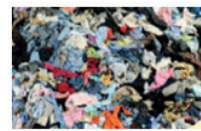
Atık su arıtma tesisi



Kozmetik endüstrisi



Plastik endüstrisi



Tekstil endüstrisi

Resim 1. Mikroplastik kaynakları (Bhan vd., 2024)

Mikroplastiklerin Sucul Ortamlara Giriş Yolları

Plastik parçacıkların çoğu suya benzer bir yoğunluğa sahiptir, böylece plastik parçacıklar suda yüzebilir veya askıda kalarak taşınabilmektedir. Yapılan araştırmalarda deniz çöpünün %60-80 arasında plastik çöplerden oluştuğu tahmin edilmektedir. Sulardaki mikroplastik yoğunluğunun tespit edildiği çalışmalarda, Atlantik Okyanusu'nun kuzeydoğu yüzey sularının %89 oranında mikroplastik parçacık içerdiği tespit edilmiştir (Yarahmadi ve ark., 2024). Ren nehrinin yüzey suyu örneklerinde bildirilen mikroplastik konsantrasyonları ortalama 892.777 parçacık km² olup, Ren ve Main nehirleri boyunca 228 ila 3,763 ve 786 ila 1,368 parçacık kg⁻¹ arasında değişmektedir (Ivleva ve ark., 2017). Sucul ortamlardaki plastiğin önemli bir kısmı karasal ortamlardan

kaynaklanmaktadır. Nehirler plastik parçacıkların taşınmasında birincil kaynak olarak gösterilmektedir. Bilim insanları mikroplastiklerin endüstriyel bir üretim tesisinin yanındaki nehirlere yıllık salınımının 95,5 tona ulaşabileceğini tahmin etmektedir (Yarahmadi ve ark., 2024). Akarsu ve nehirlere giren mikroplastığın en önemli kaynaklarından biri de atık su arıtma tesisleridir. Atık su giriş sistemlerinde yaklaşık 1-105 MP/L⁻¹ tespit edilmiştir. Denizlerdeki mikroplastik kaynaklarının büyük bir kısmını ikincil mikroplastiklerin parçalanması oluşturur (Kumar ve ark., 2024). Balıkçılık faaliyetleri sonucu oluşan atıklar (Ağlar vb.), tekstil endüstrisi, tarımsal atıklar makro ve mikro plastiklerin ana kaynağını oluşturmaktadır (Bellasi ve ark., 2020).

Mikroplastiklerin Sucul Canlılar Üzerindeki Toksik Etkileri

Deniz ortamında 1970’li yılların başında mikro ölçekli plastik parçacıklar keşfedilmiş ve o tarihten bu yana mikroplastiklerle ilgili araştırmalar yoğunlaşmıştır (Ma ve ark., 2019). Mikroplastik kirliliğinin kara ve sucul ortamdaki artışı canlılar üzerinde çeşitli zararlı etkiler oluşturmaktadır. Mikroplastikler suda yaşayan türlerin organlarına ve dokularına zarar verebilmektedir. Keskin ve aşındırıcı mikroplastik parçacıklar sindirim sistemi yırtılmalarına, iltehaplanmaya, organ fonksiyonun ve sağlığın tehlikeye girmesine neden olabilmektedir. Mikroplastikler yüzeylerinde çeşitli zararlı kimyasal maddelerin emilmesini sağlar. Mikroplastiklerin canlılar tarafından yutulmasıyla canlılar tehlikeli kimyasallara maruz kalmaktadır (Bhusare ve ark., 2024). Mikroplastiklerin sucul canlılar üzerindeki toksik etkileri moleküler ve hücresel düzeyde (gen ekspresyonları, hücre sinyali, antioksidan mekanizma, stres yanıtları, hücre metabolizması), sistemik etki düzeyinde (sindirim, immün ve nöromodülatör fonksiyonlar) ve apikal uç noktalar üzerindeki etkiler (büyüme, üreme, beslenme) şeklinde oluşmaktadır (Franzellitti ve ark., 2019). Mikroplastiklerin farklı sucul canlılar üzerindeki toksik etkileriyle ilgili bazı araştırma bulguları tablo 1.1’de sunulmuştur.

Tablo 1.1. Mikroplastiklerin Sucul Canlılar Üzerindeki Toksik Etkileri

Türler	Konsantrasyon	Maruz Kalma Süresi	Etkileri	Referans
Yumuşakça (<i>Scrobicularia plana</i>)	1 mg/L ⁻¹ PS	14 gün	AChE aktivitesinde azalma, solungaçlarda SOD, GPx ve GST aktivitesinde artış, CAT ve GPx aktivitesinde azalma	Ribeiro ve ark., 2017
Kıllı yengeç (<i>Eriocheir sinensis</i>)	40–40,000 µg/L ⁻¹ PS	21 gün	AChE, GPT, GOT, SOD, GSH, CAT, GPx aktivitelerinde azalma, mRNA gen ifadelerinde değişiklikler	Yu ve ark., 2018

Nematod (<i>Caenorhabditis elegans</i>)	1 mg/L ⁻¹ PS	3 gün	Hayatta kalma oranı, ömür uzunluğunda azalma	Lei ve ark., 2018
Zebra balığı (<i>Danio rerio</i>)	Doğal olarak yıpratılmış MPs 0.1 and 1 mg/L ⁻¹	21 gün	1 mg/L ⁻¹ maruz kalma sonucu laktat dehidrogenaz aktivitesi baskılanmış, beyin katalaz aktivitesinde artış	Félix ve ark., 2023
Su piresi (<i>Daphnia magna</i>)	10-20-40-80-160 mg/L ⁻¹ PVC	4-7-14-21 gün	SOD aktivitesi, GSH miktarı ve vtg gen regülasyonunda azalma	Liu ve ark., 2022
Japon pirinç balığı (<i>Oryzias latipes</i>)	0.01, 0.1 & 1% w/w PE PP PS	30 gün	CYP1A inhibisyonu, EROD aktivitesi ve DNA kırılmalarında artış	Pannetier ve ark., 2020
Aynalı sazan (<i>Cyprinus carpio</i>)	45.55-91.1-136.65 µg/L ⁻¹ PVC (10%-20%-30%)	30-60 günler	Mortalite, MDA konsantrasyonu azaldı. SOD, CAT ve GST faaliyetlerinde azalma	Xia ve ark., 2020
Su piresi (<i>Daphnia magna</i>)	5 mg/L ⁻¹ PLA	28 gün	Hayatta kalma, üreme ve büyüme önemli ölçüde azalma	Mut ve ark., 2024
Zebra balığı (<i>Danio rerio</i>)	5-100 mg/L ⁻¹ PVC	21 gün	Dolaşım hızı yavaşladı. AChE aktivitesinde azalma	Hanslik ve ark., 2022
Çipura (<i>Sparus aurata</i>)	Diyetin % 0.5–10 LDPE (düşük yoğunluklu polietilen)	90 gün	GST, proinflatuar enzimler, miyeloperoksidaz ve MDA düzeyinde artış	Solomanda ve ark., 2020
Göz şeritli cerrah balığı (<i>Acanthurus dussumieri</i>)	0.051 g PVC	95 gün	Sindirim sisteminde MP birikimi gözlenmiş, mortalite meydana gelmesi	Naidoo & Glassom, 2019
Tatlısu kereviti (<i>Procambarus clarkii</i>)	100 µg/L ⁻¹ PS	3 gün	Bağışıklık tepkisi, oksidatif stres, gen transkripsiyonu ve translasyonu üremeyle ilgili birkaç genin değiştirilmiş ifadesinin ortaya çıkışı	Capanni ve ark., 2021
Denizatı (<i>Hippocampus erectus</i>)	Diyetinde 1600/g HDPE (yüksek yoğunluklu polietilen)	45 gün	Antioksidan yolla ilişkili genlerde (Hsp70, Hsp90 ve SOD) önemli değişiklikler, İmmün metabolik ve apoptik yollar DNA hasarı onarımı etkilenmiştir	Liu ve ark., 2022
Çamur salyangozu (<i>Potamorygus antipodarum</i>)	30%-70%	8 hafta	Mortalite tespit edilmiştir	Imhof & Laforsch, 2016

Yassı balık (<i>Solea senegalensis</i>)	1, 10 ve 100 PE partikül	128 saat	Antioksidan savunmanın artması, nörotransmisyon ve enerji harcaması ve histolojik değişiklikler gözlemlenmiştir	Santana ve ark., 2021
<i>Barbodes gonionotus</i>	0.2-0.5 - 1.0 mg/L ⁻¹ PVC	96 saat	Tripsin ve kimotripsin aktivitelerinde artış, mortalite	Romano ve ark., 2018
Çift kabuklu (<i>Scrobicularia plana</i>)	PE 0,008, 10 ve 100 µg/L ⁻¹	21 gün	CAT aktivitesinde azalma, DNA hasarı artışı	Labbé ve ark., 2024
Su yosunu (<i>Scenedesmus obliquus</i>)	Nano-polystyrene partikül; 0.22 and 103 mg/L ⁻¹	96 saat	Büyüme hızı ve klorofil içeriğinde azalma	Besseling ve ark., 2014
Yeşil alg (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	5-10-50-100-250-500 mg/L ⁻¹ PVC	11 gün	Değişmiş klorofil-a sentezi	Wu ve ark., 2019
Karabalık (<i>Clarias gariepinus</i>)	0.5% 1.5% 3.0% PVC	45 gün	GPx, SOD, AChE ve CAT aktivitelerinde azalma, Nötrofil sayısı, MCV ve WBC sayımlarında azalma	Iheanacho & Odo, 2020

Sonuç

Birleşmiş Milletler Çevre Programı, 2018 Dünya Çevre Günü temasını “Plastik Kirliliğini Yenmek” olarak belirterek plastik kirliliğinin küresel ölçekte önemli bir sorun haline geldiğini göstermiştir (Ma ve ark., 2019). Sucul ortamlardaki mikroplastik kirlilik düzeyi ekonomik kalkınma, kentleşme ve sanayileşme derecesi, arazi kullanımı gibi çeşitli faktörlerden etkilenmektedir. Mikroplastikler küçük boyutları nedeniyle sucul canlıların doku veya organlara girerek besin zinciri aracılığıyla taşınmaktadır (Chen ve ark., 2023). Mikroplastik toksisitesi sudaki organizmalarda, kazara yutulması ve bağırsak yollarının tıkanmasına yol açan fiziksel zararların etkisiyle tetiklenebilmektedir. PS mikroplastikler yavru gökkuşuğu alabalığında histomorfometrik değişikliklere neden olmuştur (Rakib ve ark., 2023). Hemiculter leucisculus’un bağırsaklarında birey başına 1,9 ila 6,1 parça arasında tespit edilmiştir (Chen ve ark., 2023). Mikroplastik parçacıklar hidrofobik özellikleri nedeniyle çevresel kirleticilerin yüzeylerinde biriktirmektedir. Yapılan çalışmalarda mikroplastiklerin ağır metaller, (örnek ekle) polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH’lar), polibromlu difenileterler (PBDE’ler), poliklorlu bifeniller (PCB’ler)’in yüzeye adsorptif bağlanarak canlıların bu kirleticilere maruz kaldığı tespit edilmiştir (Ma ve ark., 2019).

Mikroplastikler su ortamlarında geniş çapta yayılarak tatlı su ve deniz suyu organizmaları için ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Trofik transfer ve biyomagnifikasyon süreçleri Mikroplastiklerin insan vücuduna girişi için uygun bir yol oluşturur. Bu nedenle Mikroplastiklerin su ekosistemleri ve insanlar için oluş-

turduğu riskleri hakkındaki bilgilerimizi genişletmemiz gerekmektedir (Elizalde-Velázquez ve Gómez-Oliván, 2021). Toplumun plastik ve mikroplastik kirliliğinin insan sağlığı ve diğer canlı türleri üzerindeki zararlı etkileri konusunda bilinçlendirilmesi, bu ürünlerin kullanımının azaltılmasına ve akılcı kullanılmasına yardımcı olabilir. Gelecekte daha da fazla oranda olumsuz etkiler gözlemleyeceğimiz mikroplastik kirliliği hakkında sucul organizmalarda görülebilecek potansiyel olumsuz risklerinin tam olarak belirlenmesi için daha kapsamlı araştırmaların yapılması gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- Akanyange, S. N., Zhang, Y., Zhao, X., Adom-Asamoah, G., Ature, A. R. A., Anning, C., ... & Crittenden, J. C. (2022). A holistic assessment of microplastic ubiquitousness: Pathway for source identification in the environment. *Sustainable Production and Consumption*, 33, 113-145.
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international*, 102, 165-176.
- Bellasi A, Binda G, Pozzi A, Galafassi S, Volta P, Bettinetti R (2020) Microplastic contamination in freshwater environments: a review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments* 7(4):30.
- Besseling E, Wang B, Lürling M, Koelmans AA (2014) Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. *Environ. Sci. Technol.* 48(20):12336–43.
- Bhan, C., Kumar, N., & Elangovan, V. (2024). Microplastics pollution in the rivers, its source, and impact on aquatic life: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-16.
- Bhusare, S., Satkar, S. G., Sahu, A., Savaliya, B., Karale, T., & Gautam, R. (2024). Microplastic (MP) Pollution in Aquatic Ecosystems and Environmental Impact on Aquatic Animals. *Uttar Pradesh Journal of Zoology*, 45(5), 59-68.
- Bozma, C., Şimşek, N., Tastan, Y., & Sönmez, A. Y. (2023). Mikroplastik Kirliliği ve Tatlısu Ekosistemlerindeki Etkileri. *Menba Kastamonu Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 9(1), 54-62.
- Capanni, F., Greco, S., Tomasi, N., Giulianini, P. G., & Manfrin, C. (2021). Orally administered nano-polystyrene caused vitellogenin alteration and oxidative stress in the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Science of the Total Environment*, 791, 147984.
- Chen, Y. Y., Cheng, X. T., & Zeng, Y. Q. (2023). The occurrence of microplastic in aquatic environment and toxic effects for organisms. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(9), 10477-10490.
- Chen, Y., Awasthi, A. K., Wei, F., Tan, Q., & Li, J. (2021). Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts. *Science of the total environment*, 752, 141772.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62(12): 2588-2597.
- Cordier, M., & Uehara, T. (2019). How much innovation is needed to protect the ocean from plastic contamination?. *Science of the total environment*, 670, 789-799.
- De Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Fütter, M. N. (2018). Studies of

- the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future?. *Science of the total environment*, 645, 1029-1039.
- Elizalde-Velázquez, G. A., & Gómez-Oliván, L. M. (2021). Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. *Science of the Total Environment*, 780, 146551.
- Esmeray, E., & Armutcu, C. (2020). Mikroplastikler, çevre-insan sağlığı üzerine etkileri ve analiz yöntemleri. *Düzce Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 8(1), 839-868.
- Félix, L., Carreira, P., Peixoto, F., 2023. Effects of chronic exposure of naturally weathered microplastics on oxidative stress level, behaviour, and mitochondrial function of adult zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 310, 136895.
- Frias, J. P., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine pollution bulletin*, 138, 145-147.
- Hanslik, L., Seiwert, B., Huppertsberg, S., Knepper, T. P., Reemtsma, T., & Braunbeck, T. (2022). Biomarker responses in zebrafish (*Danio rerio*) following long-term exposure to microplastic-associated chlorpyrifos and benzo (k) fluoranthene. *Aquatic Toxicology*, 245, 106120.
- Iheanacho, S.C. and Odo, G. E.2020."Neurotoxicity, oxidative stress biomarkers and haematological responses in African catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to polyvinyl chloride microparticles" *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C, 232, 108741.
- Imhof, H. K., Laforsch, C., Wiesheu, A. C., Schmid, J., Anger, P. M., Niessner, R., & Ivleva, N. P. (2016). Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water research*, 98, 64-74.
- Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2017). Microplastic in aquatic ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*, 56(7), 1720-1739.
- Kayan, A., & Küçük, A. (2020). Plastik kirliliğın çevresel zararları ve çözüm önerileri. *Ankara Hacı Bayram Veli Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 22(2), 403-427.
- Kayılı, M., & Çelebi, G. (2020). Plastik Atıkların ve Yapıda Kullanım Olanaklarının İncelenmesi. *Ulusal Çevre Bilimleri Araştırma Dergisi*, 3(3), 148-157.
- Kabir, M. S., Wang, H., Luster-Teasley, S., Zhang, L., & Zhao, R. (2023). Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal. *Environmental science and ecotechnology*, 16, 100256.
- Kazour, M., Terkia, S., Rabhia, K., Jemaab, S., Khalaf, G.R.A., (2019). Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. *Marine Pollution Bulletin* 146: 608–618.
- Koelmans, A. A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Nor, N. H. M., de Ruijter, V. N., Mintenig, S. M., & Kooi, M. (2022). Risk assessment of microplastic particles. *Nature*

Reviews Materials, 7(2), 138-152.

- Labbé, C., Métails, I., Perrein-Ettajani, H., Mouloud, M., Le Guernic, A., Latchere, O., ... & Châtel, A. (2024). Effect of aging on the toxicity of polyethylene microplastics on the estuarine bivalve *Scrobicularia plana*. *Environmental Pollution*, 361, 124805.
- Laskar, N., & Kumar, U. (2019). Plastics and microplastics: A threat to environment. *Environmental technology & innovation*, 14, 100352.
- Lei, L., Liu, M., Song, Y., Lu, S., Hu, J., Cao, C., ... He, D., 2018a. Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Science: Nano* 5 (8), 2009–2020.
- Liu, Y., Shang, D., Yang, Y., Cui, P., & Sun, J. (2022). Transcriptomic Analysis Provides Insights into Microplastic and Heavy Metal Challenges in the Line Seahorse (*Hippocampus erectus*). *Fishes*, 7(6), 338.
- Ma, P., Wei Wang, M., Liu, H., Feng Chen, Y., & Xia, J. (2019). Research on ecotoxicology of microplastics on freshwater aquatic organisms. *Environmental pollutants and bioavailability*, 31(1), 131-137.
- Mathew, J. T., Inobeme, A., Adetuyi, B. O., Adetunji, C. O., Popoola, O. A., Olaitan, F. Y., ... & Yerima, M. B. (2024). General Introduction of Microplastic: Uses, Types, and Generation. In *Microplastic Pollution* (pp. 3-21). Singapore: Springer Nature Singapore.
- Millet, H., Vangheluwe, P., Block, C., Sevenster, A., Garcia, L., & Antonopoulos, R. (2018). The nature of plastics and their societal usage.
- Mut, N. N. N., Na, J., Nam, G., & Jung, J. (2024). The biodegradation of polylactic acid microplastic and their toxic effect after biofouling in activate sludge. *Environmental Pollution*, 362, 125038.
- Naidoo, T., & Glassom, D. (2019). Decreased growth and survival in small juvenile fish, after chronic exposure to environmentally relevant concentrations of microplastic. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 254-259.
- Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., ... & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(4), 2129-2169.
- Pannetier, P., Morin, B., Le Bihanic, F., Dubreil, L., Clérandeau, C., Chouvellon, F., ... Cachot, J., 2020. Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae. *Environ. Int.* 134, 105047.
- Prata, J. C., Silva, A. L. P., Da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. *International journal of environmental research and public health*, 16(13), 2411.
- Rakib, M. R. J., Sarker, A., Ram, K., Uddin, M. G., Walker, T. R., Chowdhury, T., ... & Idris, A. M. (2023). Microplastic toxicity in aquatic organisms and aquatic

ecosystems: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(1), 52.

- Ribeiro, F., Garcia, A.R., Pereira, B.P., Fonseca, M., Mestre, N.C., Fonseca, T.G., et al., 2017. Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Mar. Pollut. Bull.* 122 (1-2), 379–39.
- Romano, N., Ashikin, M., Chin Teh, J., Syukri, F. and Karami, A.2018.”Effects of pristine polyvinyl chloride fragments on whole body histology and protease activity in silver barb *Barbodes gonionotus fry*” *Environmental Pollution*, 237(1106-1111).
- Santana, M. F., Dawson, A. L., Motti, C. A., Van Herwerden, L., Lefevre, C., & Kroon, F. J. (2021). Ingestion and depuration of microplastics by a planktivorous coral reef fish, *Pomacentrus amboinensis*. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 641135.
- Solomando, A., Capo, X., Alomar, C., Alvarez, E., Compa, M., Valencia, J.M., Pinya, S., Deudero, S., Sureda, A., 2020. Long-term exposure to microplastics induces oxidative stress and a pro-inflammatory response in the gut of *Sparus aurata* Linnaeus, 1758. *Environ. Pollut.* 266, 115295.
- Tunca, E. U (2020). Küresel Tehdit Mikroplastiklerin Kaynakları, Adsorpsiyonu ve Toksisitesi. *Turkish Journal of Maritime and Marine Sciences*, 6(2), 120-136.
- Wu, Y., Guo, P., Zhang, X., Zhang, Y., Xie, S., & Deng, J. (2019). Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. *Journal of hazardous materials*, 374, 219-227.
- Yarahmadi, A., Heidari, S., Sepahvand, P., Afkhami, H., & Kheradjo, H. (2024). Microplastics and environmental effects: investigating the effects of microplastics on aquatic habitats and their impact on human health. *Frontiers in Public Health*, 12, 1411389.
- Yu, P., Liu, Z., Wu, D., Chen, M., Lv, W., Zhao, Y., 2018. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquat. Toxicol.* 200, 28–36.
- Yurtsever, M. (2018). Küresel plastik kirliliği nano-mikroplastik tehlikesi ve sürdürülebilirlik. *Çevre Bilim ve Teknoloji Dergisi, Basım sayısı, 1*, 171-197.

BÖLÜM 7

ASTAKSANTİN VE SU ÜRÜNLERİNDE KULLANIMI

Sibel DOĞAN¹
Özden BARIM ÖZ²

1 Dr. Öğr. Üyesi, Fırat Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Balık Hastalıkları ABD, Elazığ/Türkiye, ORCID: 0000-0003-4569-5435/ sibeldogan@firat.edu.tr

2 Prof. Dr., Fırat Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Su Ürünleri Yetiştiriciliği ABD, Elazığ/Türkiye, ORCID:0000-0002-4202-8402/ obarimoz@firat.edu.tr

1. Giriş

Karotenoidler, lipofilik özellikte, azot içermeyen ve esas olarak fitoplankton, algler ve bitkiler tarafından üretilen 700'den fazla pigmenti içeren bir gruptur. Bu pigmentler, özellikle sarı olmak üzere turuncu ve kırmızı tonlarındaki dikkat çekici renkleriyle meyvelerde, bitki yapraklarında ve sucul organizmalarda yaygın olarak bulunur. Fotosentez yapan tüm organizmalarda rastlanması, karotenoidlerin biyolojik açıdan önemini vurgulamaktadır (Cohen, 2000). En iyi bilinen ve en çok araştırılan karotenoidler arasında astaksantin (kırmızı), β -karoten (turuncu), kantaksantin (turuncu-kırmızı), fukoksantin (kahverengi), zeaksantin (sarı-kırmızı) ve lutein (yeşilimsi-sarı) bulunmaktadır (Foo vd., 2017). Bu pigmentler birbiriyle yakından ilişkilidir ve bu nedenle karotenoidlerin birçok işlevsel, metabolik ve fizyolojik özelliklerini sergilerler (Britton 2008).

Astaksantin (3,30-dihidroksi- β , β 0-karoten-4,40-dion), β -karotenin okside edilmiş bir formu olup, doğada yaygın şekilde bulunur ve büyük ölçüde deniz ortamında keşfedilmiştir (Zhang vd. 2014). Bu karotenoid pigment, somon balıkları gibi salmonidlerin eti, birçok kabuklunun (örneğin karides, yengeç, ıstakoz ve kerevit) kabuğu ve ayrıca mikrobiyal organizmalar (Asker vd. 2012) ile mikroalgler (Begum vd. 2016) gibi diğer deniz organizmalarında bol miktarda bulunur. Su organizmaları genellikle astaksantini biyokimyasal olarak de novo sentezleme yeteneği bakımından zayıftır; bu nedenle uygun renklendirme için astaksantin içeren diyetlere ihtiyaç duyarlar (Kim vd. 2006).

Astaksantin (3,3'-dihidroksi- β , β -karoten-4,4'-dion), salmonid türleri ve kabuklu su ürünleri için beslenmede kullanılan önemli bir karotenoid olup, dünya genelinde pek çok ülkede yaygın bir şekilde değerlendirilmektedir (Wang vd., 2008; Zhang vd. 2014). Bu karotenoid pigment, somon balıkları gibi salmonidlerin eti, birçok kabuklunun (örneğin karides, yengeç, ıstakoz ve kerevit) kabuğu ve ayrıca mikrobiyal organizmalar (Asker vd. 2012) ile mikroalgler gibi diğer deniz organizmalarında bol miktarda bulunur (Han vd. 2013). Ayrıca lüks bir gıda maddesi olarak değerlendirilen kerevit etinin yapılan araştırmalarda astaksantin ve vitamin bakımından oldukça zengin olduğu belirlenmiştir (Kılınç ve Köprücü, 2022).

Su canlıları genellikle astaksantini biyokimyasal olarak de novo sentezleme yeteneği açısından zayıf bir kapasiteye sahiptir ve bu nedenle uygun renklendirme için astaksantin içeren diyetlere ihtiyaç duyarlar (Kim vd. 2006). Doğal olarak, karotenoid pigment astaksantin esas olarak besin zincirinin birincil üretim düzeyinde mikroalgler tarafından biosentezlenir. Mikroalgler, daha sonra astaksantini biriktiren kabuklular, zooplankton veya böcekler tarafından tüketilir ve bu pigment, bu organizmaların balıklar ve diğer sucul hayvanlar tarafından tüketilmesiyle üst trofik düzeylere taşınır (Han vd. 2013).

Astaksantin, mikroalgler, maya ve mantar türleri ile kabuklu deniz canlılarının yan ürünleri gibi doğal kaynaklardan elde edilebileceği gibi, kimyasal sentez yoluyla da üretilebilir. Ancak, kimyasal olarak sentezlenen astaksantin, yapısal izomerizm ve biyoaktivite açısından doğal formundan farklılık göstermektedir. Bu kaynaklar arasında, *Haematococcus pluvialis*'in doğada en yüksek astaksantin seviyesine (>30 g astaksantin/kg kuru biyokütle) sahip olduğu belirlenmiş ve doğal, düşük maliyetli bir astaksantin kaynağı olarak büyük ilgi uyandırmıştır (Panis ve Carreon 2016).

Astaksantin, başta su ürünleri yetiştiriciliği ve gıda endüstrisinde diyet takviyeleri olmak üzere nutrasötik ve farmasötik uygulamalarda pigment kaynağı olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır. Bu karotenoid pigment, somon, alabalık, süs balıkları, karides, ıstakoz ve kerevit gibi sucul canlıların etine pembe-kırmızı bir renk kazandırarak tüketici pazarında daha yüksek kalite ve kabul edilebilirlik sağlamasıyla bilinir (Begum vd. 2016). Su ürünleri yetiştiriciliği sektöründeki sürekli büyüme, astaksantin pigmentine olan büyük bir talep yaratmıştır (Begum vd. 2016).

Astaksantinin benzersiz özellikleri, diğer karotenoidlerle kıyaslandığında daha polar bir yapı, esterlenebilme yeteneği ve daha yüksek antioksidan kapasite sunmasıdır. Bu özellikler, moleküler yapısında her bir iyonon halkasında bulunan hidroksil (OH) ve keto (C=O) gruplarına atfedilmektedir (Lin vd. 2016). Astaksantinin güçlü antioksidan kapasitesi, güçlü bir elektron verici olarak sergilediği yetenekle ilişkilidir. Bu özellik, organizmalarda endojen olarak üretilen serbest radikalleri (hidrojen peroksit, hidroksil radikalleri ve süperoksit anyonu) nötralize ederek daha kararlı ürünlere dönüştürmesini ve serbest radikal zincir reaksiyonlarını sonlandırmasını sağlar (Guerra vd. 2012). Doğada astaksantin, çoğunlukla bir veya iki adet yağ asidi birimiyle esterlenmiş (monoester ve diester) veya proteinlerle konjuge edilmiş bir şekilde bulunur. Bu durum, moleküle istikrar kazandırır ve kabukluların dış iskeletinde veya somon balıklarının kas dokusunda gözlemlenebilir. Serbest formdaki astaksantin, oksidasyona karşı son derece hassastır. Bu nedenlerle astaksantin, organizmaları geniş bir stres faktörü ve enfeksiyon hastalıklarına karşı koruma potansiyeline sahip olması nedeniyle, hayvan sağlığı ve beslenmesinde önemli uygulama alanlarına sahiptir (Lim vd 2017).

2. Astaksantin Kimyasal Yapısı

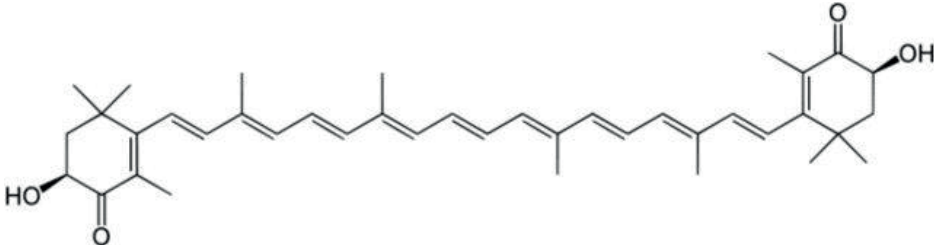
Karotenoidler, içeriklerindeki kimyasal elementlere göre iki ana gruba ayrılmaktadır: yalnızca karbon ve hidrojen içeren karotenler ile karbon ve hidrojenin yanı sıra oksijen de içeren ksantofiller. Ksantofiller ve astaksantin moleküllerinde oksijen, hidroksil (OH) grupları, karbonil (C=O) grupları veya bu iki yapı taşının kombinasyonu şeklinde bulunabilir. Her bir iyonon halkasında hidroksil ve karbonil gruplarının varlığı (Şekil 1-3), astaksantin esterleşebilme kapasitesini, daha polar bir yapıya sahip olmasını ve etkileyici

derecede yüksek antioksidan özelliğini açıklamaktadır. Astaksantin moleküler yapısı, Şekil 1'de detaylı bir şekilde sunulmuştur (Gammone vd., 2015; Işık ve İmre, 2024).

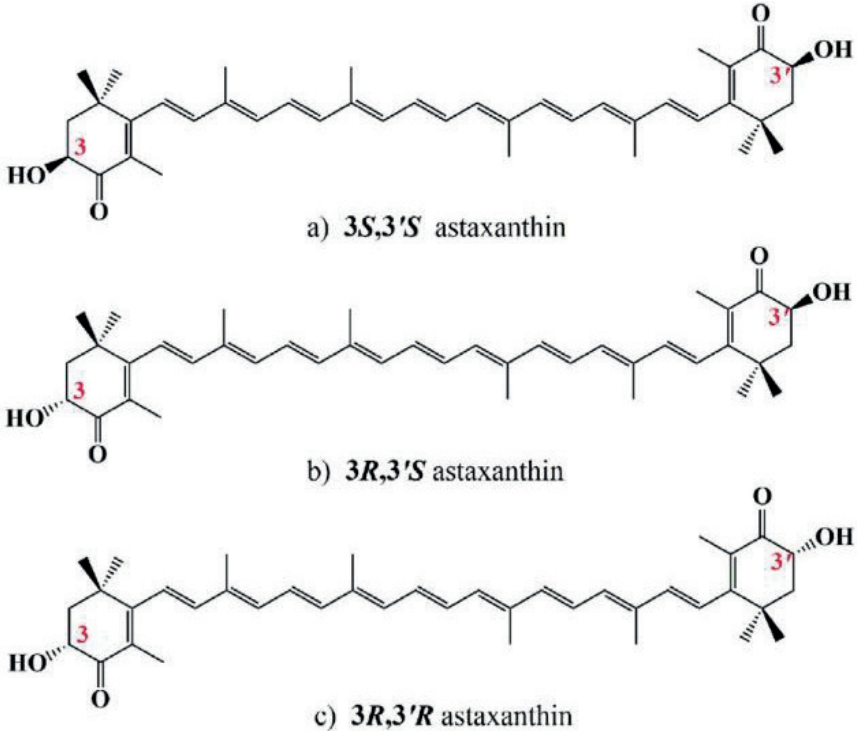
Astaksantin, β -karotenden türeyerek her iki iyonon uç grubunda 3-hidroksilasyon ve 4-ketolasyon süreçleriyle oluşur. Bu dönüşüm, sırasıyla β -karoten hidroksilaz ve β -karoten ketolaz enzimleri tarafından katalize edilir. Hidroksilasyon, yüksek bitkilerde yaygın olarak görülürken, ketolasyon yalnızca belirli bakteri, mantar türleri ve bazı tek hücreli yeşil alglerde sınırlıdır. Astaksantin yapısında bulunan konjuge çift bağlar, cis veya trans geometrik konfigürasyonlarda bulunabilmektedir. Termodinamik olarak all-trans-astaksantin, cis izomerlerine kıyasla daha kararlı bir yapıya sahiptir. Ancak ışık, ısı, asit veya metal iyonları gibi dış etkenlere maruz kaldığında izomerizasyon sonucu farklı formlara dönüşebilir (Seabra ve Pedrosa, 2010).

Astaksantin kaynakına bağlı olarak, palmitik, oleik, stearik veya linoleik asit gibi farklı yağ asitleri ile esterleşmiş formda bulunabilir. Bunun yanı sıra serbest halde hidroksil grupları içerebilir veya proteinlerle (karotenoid-protein kompleksleri) ya da lipoproteinlerle (karotenoid-lipoprotein kompleksleri) bağlanarak çeşitli kompleksler oluşturabilir. Ancak, serbest formu yüksek derecede kararsızdır ve özellikle oksidasyona karşı son derece hassastır (Hussein vd., 2006).

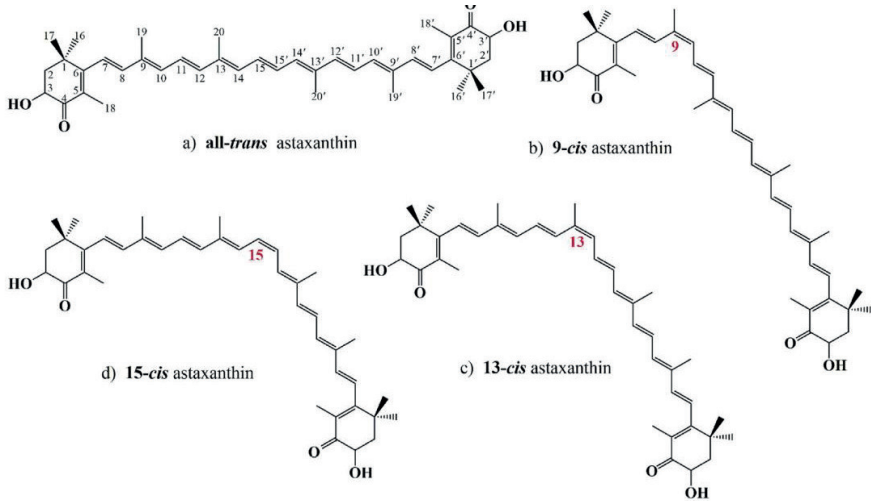
Sentetik astaksantin esterleşmemiş bir yapı sergilerken, alg kaynaklı astaksantin her zaman esterleşmiş halde bulunur. Öte yandan kabuklu deniz canlıları, bu üç formun (serbest, esterleşmiş ve kompleks) bir karışımını içerir ve bu durum onların kimyasal stabilitesini artırır (Higuera-Ciapara vd., 2006; Işık ve İmre, 2024).



Şekil 1. Astaksantin moleküler yapısı (Işık ve İmre, 2024).



Şekil 2. Astaksantin optik izomerleri (Işık ve İmre, 2024).



Şekil 3. Astaksantin geometrik izomerleri (Işık ve İmre, 2024).

3. Astaksantin Kaynakları

Bilim insanları, bu büyüleyici molekülün olağanüstü özellikleri nedeniyle son birkaç on yıldır çeşitli biyolojik kaynaklardan astaksantin geri kazanımı üzerine yoğun bir şekilde araştırmalar yapmaktadır. Astaksantin başlıca doğal kaynakları, özellikle algler, mantarlar, maya ve bakteriler gibi nispeten basit mikroorganizmalardır. Tek bir hayvan bile astaksantini sıfırdan biyokimyasal olarak sentezleyemez, ancak hayvanlar astaksantin içeren organizmaları tüketerek dokularında bu pigmenti biriktirir ve böylece çekici renklendirme elde eder. Örneğin, deniz ortamlarında astaksantin bakımından zengin algler, zooplanktonlar için bir besin kaynağıdır ve bu zooplanktonlar, daha yüksek trofik seviyelerdeki balıklar (örneğin, somon türleri) ve dış iskelete sahip canlılar (örneğin, yengeç, kerevit, ıstakoz, kril ve karides) tarafından tüketilir (Lim vd., 2017). Mikroalgler (*Haematococcus pluvialis*, *Chlamydomonas nivalis*, *Chlorella zoofingensis*, *Neochloris wimmeri*, *Scenedesmus acutus*), bakteriler (*Agrohacterium aurantiacum*, *Brevundimonas scallop*, *Paracoccus carotinifaciens*), mayalar (*Xanthophyllumyces dendrorhous*), protistalar (*Aurantiochytrium*; *Thraustochytrium*) ve bitkiler (*Adonis annua*, *Adonis aestivalis*) tarafından astaksantin sentezlenir (Martinez-Alvarez vd., 2020) (Tablo 1).

Günümüze kadar *H. pluvialis*, doğal astaksantin için en umut verici kaynaklardan biri olarak kabul edilmektedir. Daha fazla şirket, *H. pluvialis*'ten astaksantin üretimi ve ticareti üzerine yoğunlaşmaktadır. Ayrıca, yabani ve çiftlikte yetiştirilen somon türlerinin kasları da önemli astaksantin kaynakları olabilir. Bununla birlikte, yabani *Oncorhynchus* türlerinde kas etinde astaksantin içeriği arasında büyük farklılıklar rapor edilmiştir; örneğin, *Oncorhynchus keta* türü köpek somonunda 3 mg/kg, *Oncorhynchus nerka* türü sockeye somonunda ise 38 mg/kg arasında değişmektedir. Yabani ve çiftlikte yetiştirilen Atlantik somonu (*Salmo salar*) etinde astaksantin konsantrasyonları sırasıyla 3–10 mg/kg ve 1–9 mg/kg olarak belgelenmiştir. Avrupa ve Japonya'da pazarlanan büyük alabalıklar (*Oncorhynchus mykiss*), etlerinde 12–25 mg/kg arasında astaksantin içerebilmektedir. Bu nedenle, yabani ve çiftlikte yetiştirilen somon filetosu, doğal astaksantin için iyi bir diyet kaynağı olabilir (EFSA, 2005). Ticari astaksantin üretimi büyük ölçüde (> %95) sentezlenmiş astaksantin tarafından domine edilmektedir, çünkü bu üretim yöntemi alg alternatifine göre daha düşük üretim maliyetine sahiptir (yaklaşık 1000 ABD doları/kg'dan daha az). DSM (Dutch State Mines) ve BASF (Baden Aniline and Soda Factory), dünyanın önde gelen sentetik astaksantin üreticileridir. 2014 yılında astaksantin toplam pazar değeri 447 milyon ABD dolarını aşmış, tahmini küresel pazar potansiyeli 280 metrik ton olarak belirlenmiş ve pazar fiyatı genellikle 2500–7000 ABD doları/kg arasında değişmektedir (Perez-Lopez ve diğerleri, 2014). Bununla birlikte, tüketici talebi doğal ürünlere yöneldiği için sentetik pigment daha az arzu edilir hale

gelmekte ve biyolojik kaynaklardan elde edilen astaksantin, küresel pazarda giderek daha fazla potansiyel kazanmaktadır. 2020 yılına kadar bu pazarın 670 metrik tona eşdeğer 1,1 milyar ABD dolarını aşacağı öngörülmektedir (Taucher ve diğerleri, 2016).

Tablo 1. Bazı mikroorganizmaların sentezledikleri astaksantin miktarı (mg Astaksantin/g kuru hücre) (Orosa vd., 2001).

Mikroorganizma türü	mg Astaksantin/g kuru hücre
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	: 3 mg /g
<i>Chlorella zofingiensis</i>	: 6.8 mg /g
<i>Scotiellopsis oocystiformis</i>	: 10.9 mg /g
<i>Protosiphon botryoides</i>	: 14.3 mg /g
<i>Neochloris wimmeri</i>	: 19 mg /g
<i>Haematococcus pluvialis</i>	: 22.2 mg /g

Yabani somon türleri, çiftlikte yetiştirilen Atlantik somonlarına kıyasla (6–8 mg/kg) çok daha yüksek seviyelerde astaksantin içermektedir (26–38 mg/kg) (Ambati vd., 2014). Çiftlik somonları doğal olarak astaksantin üretmediği için, yabani somonun karakteristik kırmızımsı et rengi çiftlik somonlarında genellikle görülmez. Bununla birlikte, astaksantin ticari yem üretiminde de yaygın olarak kullanılmaktadır. Alabalık ve karides yemlerine kantaksantin ile birlikte eklenerek bu türlerin et rengine istenen pigmentasyon sağlanır. Özellikle büyük alabalıkların eti, 6 ila 25 mg/kg arasında astaksantin içerebilir. Astaksantin ayrıca, yumurta sarısına kendine özgü karakteristik rengini kazandıran temel bileşenlerden biridir (Stachowiak ve Szulc, 2021). Deniz ürünlerinden biri olan krill yağı, işleme yöntemine bağlı olarak değişen miktarlarda astaksantin barındırır ve bu miktar 0,1 ila 15 mg/ml arasında değişebilir. Bu veriler, astaksantin hem doğal kaynaklarda hem de ticari uygulamalarda pigmentasyon açısından ne denli önemli bir bileşik olduğunu göstermektedir (Işık ve İmre, 2024).

4. Yem İşleme Süreçlerinde Astaksantin

Astaksantin, son derece doymamış moleküler yapısı nedeniyle, ısıya, yoğun ışığa ve oksidatif koşullara karşı büyük bir hassasiyet göstermesiyle bilinir (Martinez-Delgado vd. 2017). İşleme ve depolama süreçleri sırasında astaksantin bu tür koşullara maruz kalması, pigmentin besleyici ve biyolojik olarak istenen özelliklerini kaybetmesine neden olabilir. Bu nedenle, astaksantin farklı yem formülasyonlarına eklendiğinde stabil kalması, maksimum etkinlik için son derece gereklidir. Yem üretimi; öğütme, karıştırma, ekstrüzyon, peletleme ve kurutma gibi kapsamlı aşamaları içermektedir. Öğütmenin, astaksantin stabilitesi üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı öne sürülmüştür. Aslında, mikroalg hücrelerinin öğütme yoluyla parçalanması veya bozulması, hücre içi astaksantin etkili bir şekilde

kullanılmasında en önemli faktör olarak görülmektedir. Öğütme sırasında astaksantin bozulması, kullanılan ekipmana, işlem süresine ve üretilen ısıya bağlıdır (Lim vd., 2017).

Yem karıştırma işlemi, besin maddelerinin homojen bir şekilde dağılımını sağlamak ve her bir balık peletinde homojen bir besin içeriği elde etmek için önemlidir. Bununla birlikte, karıştırma sırasında karışıma hava girmesi, karotenoidlerin istenmeyen bir şekilde oksitlenmesine yol açabilir. Vakumlu bir mikser kullanmak, karışıma hava girişini ortadan kaldırarak bu durumu engellemenin iyi bir yoludur. Alternatif olarak, ikincil antioksidanların (BHT ve BHA) eklenmesinin, yem işleme sırasında diyet karotenoidlerinin oksidatif stabilitesini artırmada etkili olduğu gösterilmiştir. Diğer yandan, ekstrüzyon işlemi, nişastanın (jelatinizasyon) ve proteinin sindirilebilirliğini artırırken, besin maddelerinin bozulmasını en aza indirmek için yem işleme sürecinde uygulanır. Ayrıca, formülasyon ayarlarıyla yüzen veya batan pelet üretimi için ideal bir süreçtir. Bununla birlikte, ekstrüzyon teknolojisi yüksek düzeyde ısı, nem, basınç ve mekanik kesme içermesi nedeniyle karotenoid pigmentlerin stabilitesini etkilemesi muhtemeldir. Ekstrüzyon sistemi veya peletleme makinesinin kalıp yüzeyinden çıkan peletlenmiş diyetler, hâlâ %30–40 oranında nem içerebilir. Nihai ürünü raf stabilitesi için uygun bir nem seviyesine (<%10) geri döndürmek amacıyla vakumlu bir fırında kurutma işlemi gereklidir. Pigment kaybını azaltmak için optimum işlem sıcaklığı (60–80°C) uygulanmalıdır. Gerekirse, yağ veya yağların sıvı formda kaplama yoluyla sonradan uygulanması, ısıya duyarlı karotenoidlerin zarar görme riskini önleyecektir.

Güncel uygulamada, astaksantin eklenmiş balık yağı ile yem peletlerinin kaplanması yaygın olsa da, peletlerin maruz kalan yüzeyindeki pigmentin hızlı bozulması, nihai astaksantin konsantrasyonunu önemli ölçüde azaltabilir. Nihai yem ürünleri için uygun saklama koşulları, astaksantin stabilitesini artırmak ve bozulma hızını geciktirmek açısından kritik öneme sahiptir (Lim vd., 2017). Vakumlu paketlenme ve modifiye atmosfer paketlenme (MAP), ardından soğutmalı depolama, bu amaçla oldukça etkili bulunmuştur (Hur vd. 2013). Gouveia ve Empis (2003), mikroalg kuru biyokütlesindeki karotenoidler için en iyi saklama koşullarının, karanlıkta, azot atmosferi ve vakum altında olduğunu ve 18 ay sonra bile %90'dan yüksek retansiyon sağlandığını ortaya koymuştur. Ayrıca, Niamnuy vd. (2008), kurutulmuş karideslerin düşük sıcaklıkta (4°C) vakum atmosferinde saklanmasının, astaksantin retansiyonunu artırdığını açıklamıştır. Bunun yanı sıra, Raposo vd. (2012), azot altında -21°C'de saklanan sprey kurutulmuş *H. pluvialis* biyokütlesinde 9 hafta sonra astaksantin bozulmasının düşük (%10) olduğunu kaydetmiştir. Bu bilgiler göz önüne alındığında, yem işleme koşullarının, yem ürünlerinde astaksantin kaybını önlemek için optimize edilmesi gerektiği açıktır.

5. Astaksantin Depolama Stabilitesi

Astaksantin biyoaktifliği, kimyasal yapısının doğal olarak dengesiz olması nedeniyle büyük zorluklarla karşılaşmıştır. Bu durum, astaksantin fonksiyonel bir gıda bileşeni olarak kullanılmasını engelleyerek, kozmetik, yem, nutrasötik ve farmasötik endüstrilerinde kullanımını artırmak için yeni stratejiler geliştirilmesini zorunlu kılmıştır. Astaksantin, daha iyi bir stabilite sağlamak amacıyla yenilebilir yağlar gibi daha fazla yağ kaynağı içeren formülasyonlara dahil edilebilir. Astaksantin oda sıcaklığında dört ay boyunca hindistancevizi, susam, yerfıstığı, hardal, zeytin, pirinç kepeği, ayçiçeği ve palm yağlarında oldukça stabil kaldığı belirtilmiştir. Ayrıca susam, pirinç kepeği ve palm yağlarının, 70°C'de sekiz saatlik ısıtma sonrasında astaksantin %84-90'ını koruduğu açıklanmıştır. Yenilebilir yağlardaki astaksantin stabilitesi, flavonoidler, polifenoller ve tokoferoller gibi stabilite artırıcı bileşiklerin varlığına bağlı olabilir (Ranga Rao vd., 2007).

Diğer taraftan, emülsiyon tabanlı taşıma sistemleri, farklı çevresel koşullardaki fiziksel ve kimyasal değişimlere karşı astaksantin stabilitesini artırmada iyi bir koruyucu etki sağlamaktadır (Martinez-Delgado vd. 2017). Astaksantin içeren yağ/su (O/W) emülsiyonlarına yüklendiğinde, 3 hafta sonra %70 retansiyon sağlandığı bildirilmiştir (Ribeiro vd., 2005).

6. Astaksantin Farmakokinetiği

Farmakokinetik, bir maddenin emilimi, taşınması veya dağıtımı, dokularda lokalizasyonu, metabolizması ve atılımını kapsayan mekanizmaları içerir. Uygulanan maddelerin farmakokinetik özellikleri, uygulama yeri, doz ve vücut organlarının işlevselliği gibi unsurlardan etkilenebilir (Bryan and Knights 2014). Astaksantin farmakokinetiğini anlamak, hayvan sağlığı üzerindeki faydalı etkileri açısından temel bir öneme sahiptir. Sucul hayvanlardaki astaksantin farmakokinetiğini ele alan gözlemsel çalışmalar oldukça sınırlıdır. Atlantik somonu (*Salmo salar*) üzerinde ketokarotenoid astaksantin emilimi, taşınması, birikimi, metabolizması ve atılımını bütün organizma düzeyinde tanımlamak ve analiz etmek için dinamik bir model sunmuştur. Somon balıklarında astaksantin taşınması ve iletiminin memelilere benzediğini öne sürmüşlerdir. Bu model, memeli ve memeli olmayan sistemlerde karotenoid dinamiklerini modellemek için bir çerçeve sunarak gelecekteki deneysel araştırmalar için değerli bir başlangıç noktası oluşturmaktadır (Rajasingh vd., 2006).

7. Astaksantin Metabolik Yönleri

Astaksantin, gastrointestinal sistemin sulu ortamında zayıf çözünürlüğe sahip hidrofobik bir ksantofildir. Astaksantin gastrointestinal emilimi ve metabolizması, kolesterol, yağ asitleri ve E vitamini gibi bazı besinsel faktörlerin varlığından güçlü bir şekilde etkilenmektedir. Astaksantin bu moleküllerle

birlikte bağırsak ve kan yoluyla taşındığı bilinmektedir. Astaksantin metabolizmasını inceleyen mevcut çalışmaların çoğu somon balıkları üzerinde yapılmıştır. Somon balıklarının belirgin et rengi, diyetle alınan karotenoid pigmentlerin asimilasyonuna bağlıdır. Farklı somon türlerinin kaslarında astaksantini emme ve biriktirme verimliliklerinde önemli farklılıklar olduğu, birçok araştırmacı tarafından belgelenmiştir (Chimsung vd. 2014). Somon balıklarında bildirilen astaksantin görünür sindirilebilirlik katsayıları (ADC) %30-90 arasında değişmektedir (Page and Davies 2006). Ancak, diyetle alınan astaksantin kas dokularında tutulumu genellikle gökkuşuğu alabalığında %18'i ve Atlantik somonunda %12'yi nadiren aşar. Bu durum, astaksantin gastrointestinal sistemde zayıf emilimine bağlanmakta ve bu da diyetle verilen astaksantin etkin kullanımını sınırlamaktadır. Karotenoidlerin bağırsakta emilimi, lipofilik doğaları nedeniyle diğer temel mikro besinlere göre daha yavaştır (Aas vd. 1999).

Atlantik somonuna zorla verilen tek doz 14C-astaksantin sonrası maksimum serum astaksantin konsantrasyonu 30 saat sonra tespit edilmiştir (Aas vd. 1999). Ayrıca, Gobantes vd. (1997), gökkuşuğu alabalığına tek doz 100 µg astaksantin verilmesinden yaklaşık 18 saat sonra kanda maksimum astaksantin konsantrasyonunun elde edildiğini bulmuşlardır. Bu belirgin farklılıklar, Atlantik somonunun gökkuşuğu alabalığına kıyasla pigmenti kas dokusunda biriktirme konusunda daha az verimli olabileceğini göstermektedir.

Choubert vd. (2005), gökkuşuğu alabalığında 14C-keto-karotenoidlerin biyoyararlanımlarını incelemiş ve 14C-astaksantin maksimum kan konsantrasyonunun 14C-kanthaksantinden daha yüksek olduğunu kanıtlamıştır. Karaciğerin karotenoid alımı ve metabolizmasının derecesi, ayrıca gökkuşuğu alabalığında in vitro izole edilmiş perfüze karaciğer modeli kullanılarak dolaylı olarak incelenmiştir. Balık serum perfüzyonunda, hem astaksantin hem de kanthaksantin alım mekanizmasının taşıyıcı modellerde doymunlaşabilir olduğu, astaksantin alımının ise kanthaksantine göre daha hızlı doymunluğa ulaştığı gösterilmiştir. Karaciğerde karotenoid emilim oranları, esasen lipoprotein alım mekanizmasının doymunluk yanıtı ile sınırlıdır ve bireysel lipoprotein taşıma kapasitesi doymunluğa ulaştığında durur (Page and Davies 2003). Bu durum, gökkuşuğu alabalığında astaksantin daha iyi kullanılmasını kısmen açıklayabilir. Tersine, kanthaksantin kullanımı, Atlantik somonunda astaksantine kıyasla daha etkili olduğu iyi bir şekilde bilinmektedir. Bu durum, Atlantik somonunun astaksantin emiliminin daha düşük olması, hızlı bir temizlenme oranına sahip olması ve aktif metabolik dönüşümünün bulunması ile ilişkilendirilebilir (Choubert 2010). Page ve Davies (2006), Atlantik somonunda astaksantin kan dolaşımından daha yüksek bir temizlenme oranına sahip olduğunu gözlemlemiş ve bu durumun daha düşük serum astaksantin konsantrasyonuna katkıda bulunduğunu belirtmiştir Aas vd. (1999), tek doz 14C-astaksantin zorla verilmiş Atlantik

somonunda astaksantin hızlı bir şekilde idoksantine dönüşümünü kanıtlamıştır. Bjerkgeng ve Berge (2000), Atlantik halibut ve Atlantik somonunda astaksantin metabolizması için benzer bir indirgen yolunu tanımış ve böbrek, karaciğer ve plazmada idoksantin 30,40-cis ve trans glikolik izomerlerinin varlığını tespit etmiştir (3,30,40-trihidroksi-beta,beta-karoten-40-one). Bir araya getirildiğinde, karotenoidlerin asimilasyon profilleri, somon türleri içinde ve türler arasında değişkenlik göstermektedir. Gökkuşluğu alabalığında (*O. mykiss*) yapılan çalışmalar, astaksantin emilim ve metabolizmasının diyet lipidlerinden önemli ölçüde etkilendiğini ortaya koymuştur (Choubert vd. 2006).

8. Bir Antioksidan Olarak Astaksantin

Organizmalarındaki normal aerobik metabolizma, oksidatif moleküller, yani serbest radikaller ve yaşam süreçlerini sürdürebilmek için gerekli olan reaktif oksijen türleri (singletler) üretir. Ancak, bu bileşiklerin aşırı miktarları, çok yüksek reaktivlikleri nedeniyle tehlikeli olabilir çünkü çeşitli hücresel bileşenlerle, örneğin proteinler, lipitler, karbonhidratlar ve DNA ile reaksiyona girerek oksidatif hasara yol açabilirler. Bu durum, protein ve lipit oksidasyonu ile DNA hasarına yol açan zincir reaksiyonlarıyla oksidatif hasara neden olabilir (Higuera-Ciapara vd., 2007). Organizmalar üzerindeki bu sürekli serbest radikal saldırısı, oksidatif stres olarak bilinir. Bu tür hasar, yaşlanma sürecine bağlı olarak maküler dejenerasyon, retinopati, kanserojenitez, ateroskleroz ve Alzheimer hastalığı gibi farklı hastalıklarla ilişkilendirilmiştir (Maher, 2000). Oksidasyonu kontrol altına almak ve azaltmak için, insan vücudu süperoksit dismutaz, katalaz ve peroksidaz gibi kendi enzimatik antioksidanlarını üretir ve ayrıca antioksidan etkinliğe sahip diğer moleküller de vardır. Ancak, pek çok durumda bu bileşikler, oksidatif strese karşı uygun koruma sağlamaya yetmez. Birçok çalışma, oksidasyonun doğru miktarlarda antioksidanlar, örneğin E vitamini tüketilerek engellenebileceğini göstermiştir (Higuera-Ciapara vd., 2007).

Bir antioksidan, serbest radikalleri sistemden uzaklaştırma yeteneğine sahip olan bir moleküldür; ya onlarla reaksiyona girerek zararsız diğer bileşikler üretir ya da oksidasyon reaksiyonlarını bozar. Suda çözünebilen besin kaynaklı antioksidanlar arasında C vitamini bulunurken, lipofilik antioksidanlar arasında E vitamini (α -tokoferol) ve β -karoten ile astaksantin gibi karotenoidler yer alır. β -karoten uzun yıllar boyunca kapsamlı şekilde incelenmişken, son dönemde astaksantin, çoklu işlevleri ve güçlü antioksidan potansiyeli nedeniyle daha fazla ilgi çekmektedir (Higuera-Ciapara vd., 2007).

Karotenoidlerin insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkileri, antioksidan özellikleri ile ilişkilendirilmiştir. Karotenoidlerin daha yüksek konsantrasyonlarını tüketen kişilerin, kardiyovasküler hastalıklar, katarakt gelişimi, maküler dejenerasyon ve bazı kanser türleri gibi kronik hastalıklar

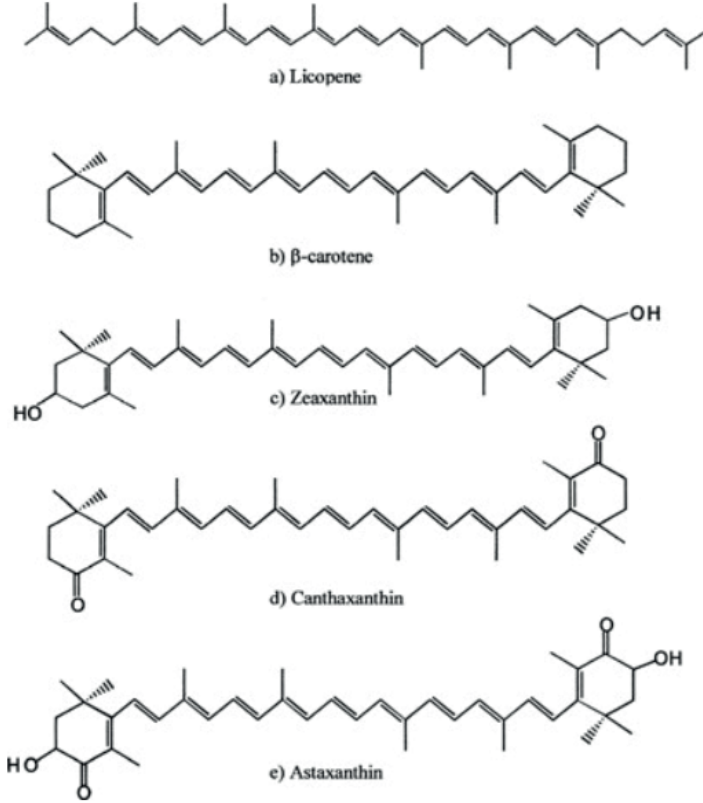
riskinin daha düşük olduğu gözlemlenmiştir (Mayne, 1996). Sayısız çalışma, antioksidanların aktif oksijen türlerini ve serbest radikalleri in vitro ve in vivo ortamlarında, iyi bilinen mekanizmalarla etkisiz hale getirdiğini göstermiştir (Rengel vd., 2000). Ancak, antioksidanlar aynı zamanda prooksidanlar olarak da hareket edebilir, yani oksidatif strese neden olabilen maddelerdir. Bu konuda yapılan son derlemeler, farklı lipid sistemlerinde karotenoidlerin antioksidan/prooksidan aktiviteleri hakkında mevcut verileri ve deneysel kanıtları özetlemiştir (Young ve Lowe, 2001).

Farklı yapılarla sahip karotenoidlerin antioksidan/prooksidan mekanizmalarıyla ilgili bilgi bulunmamaktadır. Astaksantin ile ilgili olarak, yalnızca antioksidan aktivitesi hakkında bilgi mevcuttur. Astaksantin, zeaksantin, lutein, kanthaksantin, β -karoten gibi diğer karotenoidlerden 10 kat daha yüksek bir antioksidan aktivitesine ve α -tokoferolden 100 kat daha fazla bir aktiviteye sahip olduğu bildirilmiştir. Bu nedenle, astaksantin, “süper E vitamini” olarak adlandırılmaktadır (Miki, 1991). Bu özellik, büyük bir ilgi uyandırmış ve konuya dair artan sayıda yayın ortaya çıkmıştır. Naguib (2000), çeşitli karotenoidlerin antioksidan aktivitesini yeni bir florometrik analiz yöntemi kullanarak ölçmüştür. Bu yazarlar, astaksantin’in lutein, likopen, α ve β -karoten ile α -tokoferolden daha yüksek bir antioksidan aktivitesine sahip olduğunu bulmuşlardır. Böyle yüksek aktiviteyi açıklamak için, astaksantin’in çözücünün türüne bağlı olarak, ketonun enol formunda denge halinde bulunduğunu ve bunun sonucunda ortaya çıkan dihidroksi konjuge poliye sistemlerinin, serbest radikal reaksiyonlarını kırabilecek bir hidrojen atomuna sahip olduğunu, bu mekanizmanın α -tokoferol ile benzer bir şekilde işlediğini önermektedirler. Goto vd., (2001) ise, astaksantin’in, lipozomlarda ADP ve Fe^{2+} tarafından indüklenen peroksit üretimini inhibe etmede β -karotenden iki kat daha etkili olduğunu bildirmiştir. Benzer şekilde, diğer çalışmalar, astaksantin’in diğer karotenoidlere kıyasla üstün antioksidan aktivitesini göstermiştir (Miki, 1991). Karotenoidlerin doğal işlevleri, moleküler yapılarına bağlı olan fiziksel ve kimyasal özellikleri tarafından belirlenir. Karotenoidler, serbest radikallerle hızlı bir şekilde reaksiyona girer ve bunların reaktivitesi, poliye sisteminin uzunluğuna ve terminal halkalarına bağlıdır (Goto vd., 2001).

9. Su Ürünlerinde Astaksantin

Salmonid ve kabuklu deniz hayvanlarının rengi, tüketiciler tarafından anahtar kalite özelliği olarak algılanmaktadır. Bu organizmaların karakteristik kırmızımsı-turuncu rengi, yemlerinden elde edilen ve türüne bağlı olarak derilerine, kaslarına, dış iskeletlerine ve gonadlarına orijinal kimyasal formunda veya modifiye bir durumda depolanan karotenoidlerden kaynaklanmaktadır (Meyers ve Chen, 1982). Çoğu kabuklu deniz hayvanı ve salmonidin baskın karotenoidi astaksantindir. Örneğin, kabuklu deniz hayvanlarının dış iskeletindeki toplam karotenoidlerden astaksantin, %84-99 arasında bir orana sahipken, iç organlarında bu oran %70-96 arasında

değişmektedir. Su ortamında, mikroalgler astaksantin biyosentezler ve bunlar zooplankton, böcekler veya kabuklu deniz hayvanları tarafından tüketilir; daha sonra balıklar tarafından tüketilir ve bu sayede doğal renklenme elde edilir. Yetiştirilen balıklar ve kabuklu deniz hayvanları doğal astaksantin kaynaklarına erişemedikleri için, toplam astaksantin alımı yemlerinden sağlanmalıdır (Higuera-Ciapara vd., 2007).



Şekil 4. Bazı karotenoidlerin kimyasal yapısı (Urich, 1994).

Astaksantin ve/veya kanthaksantin (Şekil 4) kullanımı, son yirmi yılda pek çok bilimsel yayında su ürünleri türlerinde pigmentasyon ajanı olarak iyi belgelenmiştir (Meyers ve Chen, 1982). Şu anda, her iki pigmentin sentetik formu, balık ve kabuklu deniz hayvanları yetiştiriciliği için en önemli kaynaktır. Astaksantin, Carophyll Pink™ ticari markası altında temin edilebilirken, kanthaksantin Carophyll Red™ olarak satılmaktadır. Her iki ticari markanın da sahibi Hoffman-LaRoche'tur. Kanthaksantin iyi bir pigmentasyon sağlasa da, astaksantin, benzer konsantrasyonlarla daha yüksek renk yoğunluğu elde edilmesi nedeniyle genellikle tercih edilmektedir (Storebakken ve No, 1992).

Ayrıca, astaksantin kaslarda daha verimli bir şekilde depolanmakta olup, bu muhtemelen sindirim sistemindeki daha iyi emiliminden kaynaklanmaktadır. Astaksantin ve kanthaksantin kombinasyonu kullanıldığında, her iki pigment ayrı ayrı kullanıldığında elde edilenden daha iyi bir pigmentasyon elde edildiği bildirilmiştir (Torrison, 1989). Ancak, daha yeni bir çalışmada Buttle vd. (2001), bu iki pigmentin emiliminin tür bağımlı olduğunu bulmuşlardır. Bu yazarlar, kanthaksantinin Atlantik somonu (*Salmo salar*) kaslarına daha kolay şekilde depolandığını tespit etmişlerdir. Bazı araştırmacılar, astaksantin optik ve simetri izomerizminin, salmonidlerin farklı dokularına emilim ve dağılım üzerindeki rolünü incelemeye yönelmişlerdir. Bu çalışmalar, geometrik cis-izomerlerin sindirilebilirlik katsayısının tüm trans-izomerlerden daha düşük olduğunu göstermiştir, bu nedenle bunlar kas pigmentasyonu için aynı ölçüde kullanılmazlar. Ayrıca, cis izomerlerin karaciğerde, trans izomerlerin ise kas ve plazmada birikme eğiliminde olduğu bildirilmiştir (Bjerkeng, 2000). Astaksantin genellikle yalnızca belirli bir pigmentasyon elde etme amacıyla kullanıldığına rağmen, balıklarda üreme ile ilgili pek çok önemli işlevi vardır: cinsel olgunluğu hızlandırma, döllenme ve yumurta hayatta kalma oranlarını artırma ve daha iyi embriyo gelişimi. Ayrıca, astaksantin karaciğer fonksiyonunu iyileştirdiği, oksidatif strese karşı savunma potansiyelini artırdığı ve biyodefans mekanizmaları üzerinde önemli bir etkisi olduğu kanıtlanmıştır. Benzer şekilde, kabuklu deniz hayvanları üzerinde yapılan birkaç fizyolojik ve beslenme çalışması, astaksantin strese karşı toleransı artırdığını, bağışıklık yanıtını iyileştirdiğini, hücrel koruyucu olarak işlev gördüğünü ve larva büyümesi ve hayatta kalma üzerinde önemli bir etkisi olduğunu önermektedir. Yukarıdaki bilgilere göre, astaksantin aquakültür endüstrisindeki kullanımı, yalnızca tüketici kabulünü artırmak için pigmentasyon açısından değil, aynı zamanda ticari olarak değerli türlerin uygun büyüme ve üremesi için gerekli bir besin maddesi olarak da önemlidir (Higuera-Ciapara vd., 2007).

Çoğu akuakültür işletmesinde yem, üretim ölçeği ve yetiştirme yöntemlerine bağlı olarak toplam kuluçkahane yönetim maliyetinin %60'ından fazlasını oluşturmaktadır. Bu nedenle, üretim maliyetlerini minimize etmek için yetiştirilen türlerin büyümesini ve hayatta kalmasını destekleyen besleyici içeriklere sahip yemlerin geliştirilmesi kesinlikle gereklidir. Astaksantin mükemmel büyüme ve hayatta kalma için kritik bir besin katkı maddesi olarak faydalı rolü, çeşitli sucul hayvanlarda araştırılmıştır. Yıllar içinde yapılan çalışmaların sonuçları karışık olmakla birlikte, raporların büyük çoğunluğu kabuklular üzerinde gerçekleştirilmiştir. Bazı çalışmalar, astaksantin içeren diyetlerle beslenen çeşitli sucul hayvanların büyüme ve hayatta kalma oranlarında kayda değer bir iyileşme gözlememiştir (Liu vd. 2016). Ancak, artan sayıda nicel araştırma, farklı balık ve kabuklularda diyetle astaksantin takviyesi ile büyüme, hayatta kalma veya her ikisi arasında anlamlı pozitif korelasyonlar olduğunu ortaya koymuştur.

İlk çalışmaların tamamlanmasından bu yana, mevcut araştırmaların çoğu Pasifik beyaz karidesi *Penaeus vannamei* ve dev kaplan karidesi *P. monodon* üzerine odaklanmıştır. 80 mg astaksantin/kg yem ile 48 gün boyunca yapılan takviyeler, düşük tuzluluk koşullarına adapte edilmiş genç *P. vannamei* bireylerinde günlük büyüme katsayısını, hayatta kalma oranını ve kabuk değiştirme sıklığını artırmıştır (Flores vd., 2007). Niu vd. (2009), kontrol grubunda astaksantin içermeyen diyetle karşılaştırıldığında, 100, 200 veya 400 mg astaksantin/kg yem ile 30 gün boyunca beslenen *P. vannamei* bireylerinde benzer şekilde ağırlık kazanımı ve hayatta kalma oranlarında iyileşme gözlemlenmiştir. Başka bir çalışmada, larval *P. vannamei*, 28. haftada 125 veya 150 mg astaksantin/kg yemle beslenerek dikkate değer vücut ağırlığı kazanmıştır. Bu, 25, 50, 75 veya 100 mg astaksantin/kg yem ile beslenenlere kıyasla üstün bir büyüme göstermiştir, ancak hayatta kalma oranı etkilenmemiştir (Zhang vd., 2013). Her iki çalışma da astaksantin, larva karideslerin düzgün büyüme ve gelişimi için gerekli bir diyet bileşeni olduğunu sonucuna varmıştır.

Yakın tarihli iki çalışma, dev kaplan karidesi *P. monodon* bireylerinde, 74 gün boyunca %1 kolesterol ve 100 mg astaksantin/kg yem içeren diyetle beslenme sonucu daha iyi ağırlık kazanımı ve hayatta kalma oranları gözlemlenmiştir. Ayrıca, astaksantin sindirilebilirlik katsayısı oldukça yüksek bulunmuştur (>90%) (2014). Diyet kolesterolünün, astaksantin biyoyararlanımını, emilimini ve dokularda birikimini artırdığı düşünülmektedir. Benzer şekilde, 25 ile 100 mg astaksantin/kg yem arasındaki diyet astaksantin alımının, genç *P. monodon* bireylerinde hayatta kalma oranını etkilemeden ağırlık kazanımı ve büyümeyi önemli ölçüde artırdığı belirlenmiştir (Wade vd., 2015).

Kırmızı kral yengeç *Paralithodes camtschaticus* bireylerinde, 380 mg astaksantin/kg yem ile zenginleştirilmiş diyetle 56 gün boyunca beslenme, hayatta kalma oranını büyük ölçüde artırmıştır (Daly vd., 2013). Ayrıca, Kumar vd. (2009), genç dev tatlı su karidesi *Macrobrachium rosenbergii* bireylerinde 28 günlük bir süre boyunca 50, 100 veya 200 mg astaksantin/kg yem ile beslenmenin büyüme ve hayatta kalma oranlarını önemli ölçüde artırdığını kaydetmiştir. Formüle edilmiş diyetlerin astaksantin ile güçlendirilmesiyle balıklarda görülen büyüme artışı ve hayatta kalma tepkileriyle ilgili bilgiler de burada incelenmiştir. Öncü araştırmaların büyük bir kısmı Atlantik somonu *S. salar* üzerine yoğunlaşmıştır. Astaksantin bazlı diyetlerin (30 mg/kg) *S. salar* yavrularına verilmesi, 35 günlük erken beslenme başlangıcı döneminde en iyi büyümeyi sağlamıştır. Bu, Christiansen ve çalışma arkadaşlarının farklı diyet astaksantin seviyelerini kullanarak gerçekleştirdiği besleme denemelerinden elde edilen sonuçlarla uyumludur. Aynı zamanda başka bir çalışmada, 20-40 mg astaksantin/kg kuru yemin, 20 haftalık ilk besleme dönemi boyunca yavruların spesifik büyüme oranı ve hayatta kalma üzerinde derin bir etki yarattığını belirlemiştir. Ek olarak, 11 haftalık başlangıç besleme döneminde en iyi büyüme ve hayatta kalma oranlarını sağlamak için 6 ile 317 mg astaksantin/

kg kuru yem arasında optimal diyet astaksantin konsantrasyonlarına ihtiyaç olduğunu ileri sürmüştür. Buna karşın, astaksantin içermeyen kontrol diyetleriyle beslenen grupta nispeten düşük büyüme ve hayatta kalma oranları kaydedilmiştir. Başka bir çalışmada, *S. salar* genç bireyleri, 10 hafta boyunca 36 veya 190 mg astaksantin/kg kazein bazlı saflaştırılmış diyet içeren astaksantin zenginleştirilmiş diyetlerle beslendiğinde daha yüksek büyüme ve hayatta kalma eğilimi göstermiştir (Lim vd., 2017). Diğer balık türleri de benzer tepkiler göstermiş, ancak daha az çalışılmıştır. Kalinowski vd. (2005), 17 haftalık bir süre boyunca 40 mg astaksantin/kg kuru yemle beslenen kuluçkahane üretimi kırmızı mercan (*Pagrus pagrus*) bireylerinde daha yüksek büyüme değerleri belirtmiştir.

Bu arada, gökkuşağı alabalığı (*O. mykiss*) yavruları, 45 gün süren bir deneyde astaksantinle (12,5–92,9 mg/kg yem) takviye edildiğinde gelişmiş spesifik büyüme oranları ve termal büyüme katsayıları göstermiştir ve vücut astaksantin konsantrasyonlarında da tamamlayıcı bir artış görülmüştür (Bazyar Lakeh vd., 2010). Büyük sarı levrek (*Pseudosciaena crocea*) ve Atlantik morinası (*G. morhua*) gibi türlerde 100 mg/kg yem seviyelerine kadar astaksantin düzeyleri değerlendirilmiştir. Büyük sarı levrek yavruları, diyetlerine 2,8, 5,6 ve 11,2 g *H. pluvialis*/kg eklenmesiyle sırasıyla 0,22, 0,45 ve 0,89 mg/kg astaksantin konsantrasyonlarına ulaşmış ve 66 gün sonra önemli ölçüde vücut ağırlığı kazanımı ve daha yüksek hayatta kalma oranları göstermiştir (Li vd., 2014). Atlantik morinası larvaları ise 50 günlük büyüme denemesinin sonunda 50 ve 100 mg astaksantin/kg yem kabul ederek geliştirilmiş büyüme performansı ve hayatta kalma oranlarına ulaşmıştır (Hansen vd., 2016).

Farklı stres faktörlerinin 8 hafta boyunca astaksantin (80 mg/kg diyet) ile beslenen *P. monodon* genç bireyleri üzerinde test edilmesi sonucunda, artan antioksidan savunma kapasitesi (daha düşük süperoksit dismutaz [SOD]), iyileşmiş hepatopankreatik fonksiyon (daha düşük hemolenf alanin aminotransferaz [ALT] ve aspartat aminotransferaz [AST]) ve ozmotik ile termal strese karşı daha iyi toparlanma yeteneği gösterilmiştir (Chien vd., 2003). Benzer şekilde, 8 hafta boyunca 71,5 mg astaksantin/kg yemle beslenen *P. monodon* bireyleri, çarpıcı bir antioksidan durumu ve farklı seviyelerde amonyak stresine (0,02, 0,2, 2, 20 mg/L) karşı daha yüksek direnç sergilemiştir (Pan vd., 2003). Tedavi edilen karideslerde daha düşük SOD, ALT ve AST seviyeleri, biyolojik stres sonrasında iyileşmiş antioksidan kapasite ve hepatopankreatik fonksiyonu yansıtmıştır. Her iki çalışma da, astaksantin, abiyotik değişimlerin tetiklediği fizyolojik stres altında iri karides için kritik bir besin faktörü olduğunu önermiştir.

Nur vd. (2019), astaksantin antioksidan aktivitesinin lipit peroksidasyonuna karşı E vitamininden 100 kat daha güçlü olduğunu ve tekli oksijen söndürme kapasitesinde E vitaminine kıyasla yaklaşık 550 kat daha etkili olduğunu rapor etmiştir. Bu çalışmada, UV-VIS spektroskopisi

kullanılarak glikasyon işlemine tabi tutulan BSA'nın UV absorpsiyonunu azaltmak için en uygun astaksantin konsantrasyonunun belirlenmesi amaçlanmıştır. Astaksantin, farklı konsantrasyonlarda (1×10^{-9} – 1×10^{-10} mol/L) metanolde çözülmüş ve ardından 100 mM ile 500 mM glikoz içeren BSA çözeltilerine eklenmiştir. Elde edilen çözeltiler, UV-VIS spektroskopisi ile 284 nm dalga boyunda incelenmiştir. Yapılan analizler sonucunda, astaksantin konsantrasyonu için en etkili sonuçların 0.2×10^{-9} ve 1×10^{-10} mol/L düzeylerinde olduğu belirlenmiştir.

10. Sonuçlar

Astaksantin, doğada bulunan en önemli karotenoidlerden biridir ve sucul organizmalardaki geniş sağlık etkileri nedeniyle beslenme uzmanları ve gıda bilimcilerinin büyük ilgisini çekmiştir. Astaksantin, özellikle *H. pluvialis* ve *X. dendrorhous* gibi mikroorganizmalarda bulunan bir ksantofil karotenoididir. Bu pigment, özellikle su ürünlerinin renklenmesi gibi çekici görünümünden sorumludur ve bu durum, akuakültür ürünlerinin pazarlanabilirliği, fiyatı ve tüketici talepleri açısından önemli bir kalite kriterini oluşturur. Yıllar boyunca yayımlanan çok sayıda hakemli bilimsel yayın, astaksantin birçok ticari açıdan önemli parametre üzerindeki etkisini kapsamlı bir şekilde anlamamıza olanak tanımıştır. Bu etkiler arasında büyüme performansı, hayatta kalma, üreme fizyolojisi, stres toleransı, hastalık direnci ve bağışıklıkla ilgili gen ekspresyonunda çeşitli iyileşmeler bulunmaktadır. Bu sonuçlar, astaksantin güçlü biyoaktif antioksidan özellikleri ve hücreleri, dokuları ve organları oksidatif hasara karşı korumadaki faydalı rolüyle desteklenmektedir. Astaksantin daha geniş fonksiyonlarını daha fazla hayvan türü üzerinde doğrulamak için kapsamlı ve titiz araştırmalara çok daha fazla ihtiyaç duyulmaktadır.

Kaynaklar

- Aas, GH., Bjerkgeng, B., Storebakken, T. and Ruyter, B. (1999). Blood appearance, metabolic transformation and plasma transport proteins of ¹⁴C-astaxanthin in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Fish Physiology and Biochemistry* 21: 325–334.
- Ambati, RR., Phang, SM., Ravi, S. and Aswathanarayana, RG. (2014). Astaxanthin: sources, extraction, stability, biological activities and its commercial application-a review. *Marine Drugs*, 12:128–152.
- Asker, D., Awad, T., Beppu, T. and Ueda, K. (2012). A novel radio-tolerant astaxanthin-producing bacterium reveals a new astaxanthin derivative: astaxanthin dirhamnoside. *Methods in Molecular Biology* 892: 61–97.
- Bazyar, Lakeh, AA., Ahmadi, MR., Safi, S., Ytrestoyl, T. and Bjerkgeng, B. (2010). Growth performance, mortality and carotenoid pigmentation of fry offspring as affected by dietary supplementation of astaxanthin to female rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) broodstock. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 35–39.
- Begum, H., Yusoff, FM., Banerjee, S., Khatoon, H. and Shariff, M. (2016). Availability and utilization of pigments from microalgae. *Critical Review in Food Science and Nutrition* 56: 2209–2222.
- Bjerkgeng, B. Nov. (2000) . “ Carotenoid pigmentation of salmonid fishes-recent progress” In *Avances en Nutrición Acuícola V. Memorias del V Simposium Internacional de Nutrición Acuícola* , Edited by: Cruz-Suárez , L. E. , Ricque-Marie , D. Tapia-Salazar , M. Nov , 19 – 22.
- Bjerkgeng, B. and Berge, GM. (2000). Apparent digestibility coefficients and accumulation of astaxanthin E/Z isomers in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology. B, Biochemistry and Molecular Biology* 127: 423–432.
- Britton, G. (2008). Functions of intact carotenoids. In: Britton G, Liaaen-Jensen S, Pfander H (eds) Carotenoids. Volume 4: *Natural Functions*, pp. 189–212.
- Bryan, B. and Knights, K. (2014). *Pharmacology for Health Professionals*, 4th edn. Elsevier, Mosby, NSW.
- Buttle, L., Crampton, V. and Williams, P. (2001). The effect of feed pigment type on flesh pigment deposition and colour in farmed Atlantic salmon . *Salmo salar* L. *Aquaculture Research* , 32 : 103 – 111 .
- Chien, YH., Pan, CH. and Hunter, B. (2003). The resistance to physical stresses by *Penaeus monodon* juveniles fed diets supplemented with astaxanthin. *Aquaculture* 216: 177–191.
- Chimsung, N., Tantikitti, C., Milley, JE, Verlhac-Trichet, V. and Lall, SP. (2014). Effects of various dietary factors on astaxanthin absorption in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture Research* 45: 1611–1620.
- Choubert, G. (2010). Response of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to varying

- dietary astaxanthin/canthaxanthin ratio: colour and carotenoid retention of the muscle. *Aquaculture Nutrition* 16: 528–535.
- Choubert, G., Cravedi, J. and Laurentie, M. (2005). Pharmacokinetics and availabilities of ^{14}C -keto-carotenoids, astaxanthin and canthaxanthin, in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture Research* 36: 1526–1534.
- Cohen, Z.V. (2000). Chemicals from microalgae, *Taylor & Francis publishers*, 419 p.
- Daly, B., Swingle, J. and Eckert, G. (2013). Dietary astaxanthin supplementation for hatchery-cultured red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, juveniles. *Aquaculture Nutrition* 19: 312–320.
- EFSA (2005). Opinion of the scientific panel on additives and products or substances used in animal feed on the request from the European commission on the safety of use of colouring agents in animal human nutrition. *EFSA Journal* 291: 1–40.
- Flores, M., Diaz, F., Medina, R., Re, AD. and Licea, A. (2007). Physiological, metabolic and haematological responses in white shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles fed diets supplemented with astaxanthin acclimated to low-salinity water. *Aquaculture Research* 38: 740–747.
- Foo, SC., Yusoff, FM., Ismail, M., Basri, M., Yau, SK. and Khong, MH. (2017). Antioxidant capacities of fucoxanthin-producing algae as influenced by their carotenoid and phenolic contents. *Journal of Biotechnology* 10: 175–183.
- Gammone, MA., Riccioni, G. and D’Orazio, N. (2015). Marine carotenoids against oxidative stress: Effects on human health. *Mar Drugs*, 13(10): 6226–6246. <https://doi.org/10.3390/md13106226>.
- Gobantes, I., Choubert, G., Laurentie, M., Milicua, JCG. and Gomez, R. (1997). Astaxanthin and canthaxanthin kinetics after ingestion of individual doses by immature rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 45: 454–458.
- Goto, S., Kogure, K. Abe, K. (2001). Efficient radical trapping at the surface and inside the phospholipid membrane is responsible for highly potent antiperoxidative activity of the carotenoid astaxanthin. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1512: 251 – 258.
- Gouveia, L. and Empis, J. (2003). Relative stabilities of microalgal carotenoids in microalgal extracts, biomass and fish feed: effect of storage conditions. *Innovative Food Science and Emerging Technologies* 4: 227–233.
- Guerra, BA., Bolin, AP. and Otton, R. (2012). Carbonyl stress and a combination of astaxanthin/vitamin C induce biochemical changes in human neutrophils. *Toxicology in Vitro* 26: 1181–1190.
- Han, D., Li, Y. and Hu, Q. (2013). Astaxanthin in microalgae: pathway, functions and biotechnological implications. *Algae* 28: 131–147.
- Hansen, OJ., Puvanendran, V. and Bangera, R. (2016). Broodstock diet with water and astaxanthin improve condition and egg output of brood fish and larval survival

in Atlantic cod, *Gadus morhua* L. *Aquaculture Research* 47: 819–829.

- Higuera-Ciapara, I., Felix-Valenzuela, L. and Goycoolea, F.M. (2006). Astaxanthin: A review of its chemistry and applications. *Crit Rev Food Sci Nutrit*, 46(2): 185-196. <https://doi.org/10.1080/10408690590957188>.
- Higuera-Ciapara, I., Félix-Valenzuela, L. and Goycoolea, F.M. (2007). *Astaxanthin: A Review of its Chemistry and Applications*. Food Science and Nutrition, 46; 2
- Hur, S.J., Jin, S.K., Park, J.H., Jung, S.W. and Lyu, H.J. (2013). Effect of modified atmosphere packaging and vacuum packaging on quality characteristics of low grade beef during cold storage. *Asian- Australas Journal of Animal Sciences* 26: 1781–1789.
- Hussein, G., Sankawa, U., Goto, H., Matsumoto, K. and Watanabe, H. (2006). Astaxanthin, a carotenoid with potential in human health and nutrition. *J Natural Prod*, 69(3): 443-449. <https://doi.org/10.1021/np050354+>.
- Işık, F. Ve İmre, K.E. (2024). Gıda Takviyesi Olarak Astaksantin ve Sağlık Üzerine Etkileri. *BSJ Health Sci*, 7, 1:33-45. doi: 10.19127/bshealthscience.1297807
- Kalinowski, C.T., Robaina, L.E., Fernandez-Palacios, H., Schuchardt, D. and Izquierdo, M.S. (2005). Effect of different carotenoid sources and their dietary levels on red porgy (*Pagrus pagrus*) growth and skin colour. *Aquaculture* 244: 223–231.
- Kılınç, N.Ö. ve Köprücü, S. (2022). İnsan sağlığı ve su ürünleri. *Eğitim Yayınevi, Sağlık Bilimleri Alanında Uluslararası Araştırmalar XII*, Aralık, 211-231.
- Kim, Z.H., Kim, S.H., Lee, H.S. and Lee, C.G. (2006). Enhanced production of astaxanthin by flashing light using *Haematococcus pluvialis*. *Enzyme and Microbial Technology* 39: 414–419.
- Kumar, V., Pillai, B.R., Sahoo, P.K., Mohanty, J. and Mohanty, S. (2009). Effect of dietary astaxanthin on growth and immune response of giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (De Man). *Asian Fisheries Science Journal* 22: 61–69.
- Li, M., Wu, W., Zhou, P., Xie, F., Zhou, Q. and Mai, K. (2014). Comparison effect of dietary astaxanthin and *Haematococcus pluvialis* on growth performance, antioxidant status and immune response of large yellow croaker *Pseudosciaena crocea*. *Aquaculture* 434: 227–232.
- Lim, K.C., Fatimah Md. Yusoff, F.Md., Shariff, M. and Mohd Salleh Kamarudin, M.S. (2017). Astaxanthin as feed supplement in aquatic animals. *Reviews in Aquaculture*, 0, 1–36.
- Lin, S., Chen, Y., Chen, R., Chen, L., Ho, H. and Tsung, Y. (2016). Improving the stability of astaxanthin by microencapsulation in calcium alginate beads. *PLoS One* 11: e0153685.
- Liu, F., Shi, H., Guo, Q., Yu, Y., Wang, A. and Lv, F. (2016) Effects of astaxanthin and emodin on the growth, stress resistance and disease resistance of yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*). *Fish and Shellfish Immunology* 51: 125–135.
- Martinez-Alvarez, O., Calvo, M.M. and Gomez-Estaca, J. (2020). Recent Advances in Astaxanthin Micro/Nanoencapsulation to Improve Its Stability and Functio-

- nality as a Food Ingredient. *Mar Drugs*, 18(8): 406. <https://doi.org/10.3390/md18080406>.
- Martinez-Delgado, A., Khandual, S. and Villanueva-Rodriguez, S. (2017) Chemical stability of astaxanthin integrated into a food matrix: effects of food processing and methods for preservation. *Food Chemistry* 225: 23–30.
- Mayne, S. T. (1996). Beta-carotene, carotenoids, and disease prevention in humans, *The Faseb Journal*, 10 : 690 – 701.
- Meyers, S. P. and Chen, H. M. (1982). “ Astaxanthin and its role in fish culture. ” *In Proceeding of the warmwater fish culture*, Edited by: Stickney , R. R. and Meyers , P. S. 153 – 165 .
- Miki, W. (1991). Biological functions and activities of animal carotenoids . *Pure & Appl. Chem*, 63: 141 – 146.
- Naguib, Y. M.A. (2000). Antioxidant activities of astaxanthin and related carotenoids . *J. Agric. Food Chem.*48:1150 – 1154.
- Niu, J., Tian, LX., Liu, YJ., Yang, HJ., Ye, CX. and Gao, W. (2009). Effect of dietary astaxanthin on growth, survival, and stress tolerance of postlarval shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Journal of the World Aquaculture Society* 40: 795–802.
- Nur, M., Widyarti, S. and Sumitro, S. (2019). The Study of Uv Spectrum in Interaction Astaxanthin and Glycated Bovine Serum Albumin (Gly-BSA). 6(1); 23-29.
- Orosa, M., Valero, J. F., Herrero, C., and Abalde, J. (2001). Comparison of the accumulation of astaxanthin in *Haematococcus pluvialis* and other green microalgae under N-starvation and high light conditions. *Biotechnology Letters*, 23(13), 1079-1085.
- Page, GI, Davies SJ. (2003). Hepatic carotenoid uptake in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using an isolated organ perfusion model. *Aquaculture* 225: 405–419.
- Page, GI, Davies, SJ. (2006) Tissue astaxanthin and canthaxanthin distribution in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Comparative Biochemistry and Physiology. A, Molecular and Integrated Physiology* 143: 125–132.
- Pan, CH., Chien, YH., Hunter, B. (2003). The resistance to ammonia stress of *Penaeus monodon* Fabricius juvenile fed diets supplemented with astaxanthin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 297: 107–118.
- Panis, G. and Carreon, J. (2016). Commercial astaxanthin production derived by green alga *Haematococcus pluvialis*: a microalgae process model and a techno-economic assessment all through production line. *Algal Research* 18: 175–190.
- Perez-Lopez P, Gonzalez-Garcia S, Jeffryes C, Agathos SN, McHugh E, Walsh D. (2014) Life cycle assessment of the production of the red antioxidant carotenoid astaxanthin by microalgae: from lab to pilot scale. *Journal of Cleaner Production* 64: 332–344.
- Rajasingh H, Oyehaug L, Vage D, Omholt S. (2006). Carotenoids dynamics in Atlantic salmon. *BMC Biology* 4: 1–15.

- Ranga Rao AR, Sarada R, Ravishankar GA (2007) Stabilization of astaxanthin in edible oils and its use as an antioxidant. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87: 957–965.
- Raposo MF, Morais AM, Morais RM. (2012). Effects of spraydrying and storage on astaxanthin content of *Haematococcus pluvialis* biomass. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 28: 1253–1257.
- Rengel, D. , Díez-Navajas , A. Serna-Rico , A. (2000) . Exogenously incorporated keto-carotenoids in large unilamellar vesicles. Protective activity against peroxidation . *Biochimica et Biophysica Acta*, 1463:179 – 187.
- Ribeiro, HS, Rico LG, Badolato GG, Schubert H. (2005). Production of o/w emulsions containing astaxanthin by repeated premix membrane emulsification. *Journal of Food Science* 70:E117–E123.
- Seabra LMJ, Pedrosa LFC. (2010). Astaxanthin: structural and functional aspects. *Revista De Nutricao-Brazilian J Nutrit*, 23(6): 1041-1050. <https://doi.org/Doi.10.1590/S1415-52732010000600010>.
- Stachowiak, B. and Szulc, P. (2021). Astaxanthin for the food industry. *Molecules*, 26(9): 2666. <https://doi.org/10.3390/molecules26092666>.
- Taucher, J, Bae,r S., Schwerna, P., Hofmann, D, Hummer, M. and Buchholz, R. (2016). Cell disruption and pressurized liquid extraction of carotenoids from microalgae. *Journal of Thermodynamics and Catalysis* 7: 1–7.
- Torrissen, O. J. (1989). Pigmentation of salmonids: interactions of astaxanthin and cantaxanthin on pigment deposition in rainbow trout . *Aquaculture*. 79: 363 – 374.
- Urich, K. (1994) . *Comparative Animal Biochemistry*, Germany : Springer Verlag. Storbakken , T. and No , H. K. 1992 . Pigmentation of rainbow trout. *Aquaculture*, 100:209 – 229.
- Wade, NM, Cheers S, Bourne N, Irvin S, Blyth D, Glencross BD (2015). Dietary astaxanthin levels affect colour, growth, carotenoid digestibility and the accumulation of specific carotenoid esters in the Giant Tiger Shrimp, *Penaeus monodon*. *Aquaculture Research* 48: 395–406.
- Wang, C., Armstrong, D. W., & Chang, C. D. (2008). Rapid baseline separation of enantiomers and a mesoform of all-trans-astaxanthin, 13-cis-astaxanthin, adonirubin, and adonixanthin in standards and commercial supplements. *Journal of Chromatography A*, 1194(2), 172-177.
- Young, A. J. and Lowe, G. M. (2001). Antioxidant and prooxidant properties of carotenoids . *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 385: 20 – 27.
- Zhang, J, Liu, YJ, Tian, LX, Yang, HJ, Liang, GY, Yue, YR. (2013). Effects of dietary astaxanthin on growth, antioxidant capacity and gene expression in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture Nutrition* 19: 917–927.
- Zhang, W, Wang, J, Wang, J, Liu, T. (2014). Attached cultivation of *Haematococcus pluvialis* for astaxanthin production. *Bioresource Technology* 158: 329–335.