



Efficiency and Suitability of the Fish Passages of River Ceyhan, Turkey

Ahmet ALP^{1*} , Adil AKYÜZ² , Mikail ÖZCAN¹ , Sedat Vahdet YERLİ³ 

¹University of Kahramanmaraş Sütçü İmam, Faculty of Agriculture, Department of Fisheries, Kahramanmaraş, Turkey

²University of Kahramanmaraş Sütçü İmam, Faculty of Agriculture, Department of Biosystem Engineering, Kahramanmaraş, Turkey

³Hacettepe University, Department of Biology, SAL Ankara, Turkey

ABSTRACT

The efficiencies of the two fish passages of River Ceyhan (Turkey) were investigated by using trap catches, external tags (T-bar anchor tags), PIT telemetry and radio telemetry. According to the results of the study, the pool and weir type fish passage were not effective; no fish entered the trap in this fish passage. Further, it was observed that none of the 50 external tagged fishes, 44 PIT-tagged fishes, and 47 radio-tagged fishes passed through this fish passage. A total of 900 *Capoeta damascina* and 520 *Alburnus adanensis* entered the trap installed in the vertical slot fish passage. A relationship was found between the gender ratio of the migratory *C. damascina* and their migration times. Fish passage performance was different according to the applications. These differences in fish passage success among the applications originated from the sizes of the tagged fish. Because the sizes of the radio-tagged fish were much larger than that of the external tagged fish and PIT-tagged fish so the success of the fish passage according to the radio telemetry was estimated higher than that of the other applications. The further passing ratio of the fish over 20 cm in length was higher than that of the small individuals.

Keywords: Fish passage, fish migration, efficiency, trap, telemetry

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 11.09.2019

Revised : 01.11.2019

Accepted : 04.11.2019

Published : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.618924

* CORRESPONDING AUTHOR

aalp@ksu.edu.tr

Ceyhan Nehri'ndeki (Türkiye) Balık Geçitlerinin Etkinlikleri ve Uygunlukları

Öz: Ceyhan Nehir havzasında bulunan iki balık geçidinin etkinlikleri trap uygulaması, dıştan takma markalamalar (T-bar anchor tag), PIT telemetri ve radio telemetri yöntemleri ile incelenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre havuzlu ve orifisli balık geçidine yerleştirilen trapta hiç bir balık tespit edilememiş olduğundan bu balık geçidinin etkinliğinin olmadığı belirlenmiştir. Ayrıca 50 adet dıştan takma marka, 44 adet PIT marka ve 47 adet radio markası taşıyan balıklardan hiç birinin bu balık geçidinden geçmediği görülmüştür. Dikey yarıklı balık geçidine yerleştirilen trapta ise toplam 900 *Capoeta damascina* ve 520 *Alburnus adanensis* tespit edilmiştir. Göç yapan *C. damascina* bireylerinin cinsiyet oranları ile göç zamanları arasında bir ilişki tespit edilmiştir. Uygulanan yöntemlere göre balık geçidinin performansı farklılık göstermiştir. Bu farklılık markalanan balıkların boylarının farklı olmasından kaynaklanmıştır. Çünkü radyo taglarla markalanan balıkların boyları PIT taglarla ve dıştan takma markalarla markalanan balıklardan daha büyüktü ve bu nedenle radyo telemetri yöntemine göre hesaplanan balık geçidi performansı diğer yöntemlere göre daha yüksek bulunmuştur. Ayrıca, 20 cm'den büyük balıkların balık geçidinden geçme performansı küçük balıklara göre daha yüksek olmuştur.

Anahtar kelimeler: Balık geçidi, balık göçü, etkinlik, trap, telemetri

How to Cite

Alp A, Akyüz A, Özcan M, Yerli SV. 2020. Efficiency and Suitability of the Fish Passages of River Ceyhan, Turkey. LimnoFish. 6(1): 1-13. doi: 10.17216/LimnoFish.618924

Introduction

River habitats that have important roles for the sustainability of fish populations are negatively affected by engineering structures such as dams and hydropower plants built on rivers (Larinier 2000; Marmulla 2001; Jackson and Marmulla 2001). Hydropower plants have to be environmentally friendly; hydroelectric power plant projects should

consider fish migrations in river basins. A suitable fish passage ensures the migration of fish between zones of the feeding and spawning. Otherwise, fish stocks decline, certain fish species become extinct or fragmented populations come into the picture (Larinier 2000; Roscoe and Hinch 2010). Various designs of fish passages have been developed in the past to enable fish to pass barriers and to minimize

the impacts of the obstructions (Roscoe and Hinch 2010). The first known attempts to build fish passages were older than the development of hydropower itself and were constructed in Europe more than 300 years ago (Clay 1995; Calles and Greenberg 2005; Katopodis and Williams 2012). First written documents about fish passages goes back to 1870s (Worrall 1874; Rogers 1892; Cheney 1898; Buck 1906, 1913; Dyche 1912; Prince 1914; Larinier et al. 2002; Roscoe and Hinch 2010; Bunt et al. 2012; Williams et al. 2012; Brown et al. 2013).

The most important impacts of the construction of reservoirs are on the ichthyofauna, especially on migratory fish. The impacts are due to the interception of migratory routes, alteration of the hydrological regime, and reduction of spawning and nursery habitats (Wagner et al. 2012; Agostinho et al. 2004). The observations for the fish passages in Turkey have shown that they were constructed without proper assessment and usage of basic scientific knowledge on the fish species of concern. Although more than 370 fish species inhabit Turkish inland waters (Kuru et al. 2014), there is no proper inventory for migratory fish species. Contemporary literature does not provide proper information on habitat usages and hydrological requirements of inland water fish in Turkey. However, it is a well-known fact that an effective fish passage design requires extensive integration of biological and hydrological data in addition to other physical data (Castro-Santos et al. 2009).

State-owned large dams have been built in Turkey within the past 60 years and almost none has proper fish passages. *Anguilla anguilla* has disappeared in the inland sections of Turkey. It only inhabits lower sections of rivers downstream of dams with lowest altitudes and coastal lagoons since migrations of fish were not ensured by large dam projects. Sturgeon in the Black Sea Region is also almost extinct because of the lack of fish passages near dam structures. The first fish passage of Turkey was built on Seyhan Regulator in 1939 and the second one was built on Emiralem Regulator in 1944. These passages and other 35 passages were been constructed by the General Directorate of State Hydraulic Works (DSI 2013). All these fish passages were built on the small regulators and no fish passage is present on other 596 large dams. Additionally, more than 1250 small scale and relatively new hydroelectric power plants have been erected by private companies since 2001. The Turkish Fisheries Code no: 1380 requires these small scale hydroelectric power plants belonging to the private sector have to have fish passages. These fish passages are often pool and weir, and vertical slot type rather than Denil type. Unfortunately, there is no database

as related to the effectiveness of present fish passages. The number of studies on the evaluation of fish passages in the World reached to considerable level (96 studies from America, Europe, and Australia) and 76% of the articles in journals were published between 1999 and 2008 (Roscoe and Hinch 2010). Nearly all studies focused on efficiency questions while some of them included mechanisms, consequences, and physiology. So far, a few studies have been conducted on the evaluation of the effectiveness of fish passages in Turkey (Alp et al. 2018; Kucukali et al. 2019). Some telemetry methods such as PIT telemetry, radio telemetry, and video monitoring systems have been applied to investigate the efficiency of fish passages (Castro-Santos et al. 1996; Lucas et al. 1999; Riley et al. 2010; Roscoe and Hinch 2010).

Turkish inland waters have more than 370 fish species and about more than 100 of them are endemic (Kuru et al. 2014). From these species, two of them (sturgeon and Black Sea trout) are anadromous and also one species (*Anguilla anguilla*) is catadromous. The contemporary literature does not offer enough information about the potamodromous species and their migrations. Further, there is a lack of knowledge about the effects of hydropower applications on the potamodromous species.

The effectiveness of the fish passages in two streams of River Ceyhan (Turkey) was studied to collect data about the fish species and passage performances within the scope of this specific research. The results of the study may hopefully be used to apply more effective fish conservation strategies by designing better and more suitable fish passages to reduce the ecological problems created by hydropower plants. To achieve the goal of the research, following enlisted data were obtained about the fish passed through the fish passages; a) migratory fish species, b) the number of the migrated fishes, c) the sizes of the migrated fish, d) genders of the migrated fishes e) migration seasons and migration durations and f) the performances of the fish passages.

Materials and Methods

Study site

Ceyhan River Basin is in the Eastern Mediterranean region of Turkey and is bordered by Seyhan Basin in the west and northwest, Asi Basin in the south and Fırat Basin in the east and northeast. The river drains into the Mediterranean Sea in the south. Ceyhan River Basin area is 20670 km² and its mean annual flow volume is 7.18 billion cubic meters. This corresponds to 4% of the total river discharge to Turkey (Agrin Co. Ltd. 1999; Tanrıverdi et al. 2010).

A total of 9 large dams belonging to the state were built in Ceyhan River Basin and none of these has a fish passage (Figure 1). *Anguilla anguilla* has been extinct in the middle and upper sections of the Ceyhan River basin (Kara et al. 2010). In addition to these large dams, a total of 50 small scale hydropower plants were constructed by private companies in Ceyhan River Basin (Figure 1). Only 16 of these small-scale hydropower plants have fish passage facilities. They are pool and weir type (5 fish passages), vertical slot type (10 fish passages) and Denil type (1 fish passage). Fish fauna of the Ceyhan River

consists of 20 species belonging to 10 families (Kara et al. 2010).

A vertical slot type fish passage from Tekir Stream and a pool and weir type fish passage from Fırnız Stream of Ceyhan River were studied in this study. Vertical slot fish passage was 126 m in length and 14.10 m in height with a slope of 11.19%. It includes 63 pools and its pool dimensions were 140 by 200 cm with two water inlets for fish exit from upstream. Pool and weir fish passage was 25.43 m in length and 4.5 m in height with a slope of 17.70%. It has 16 pools and one water inlet from the upstream site and orifices sizes were 30 by 30 cm.

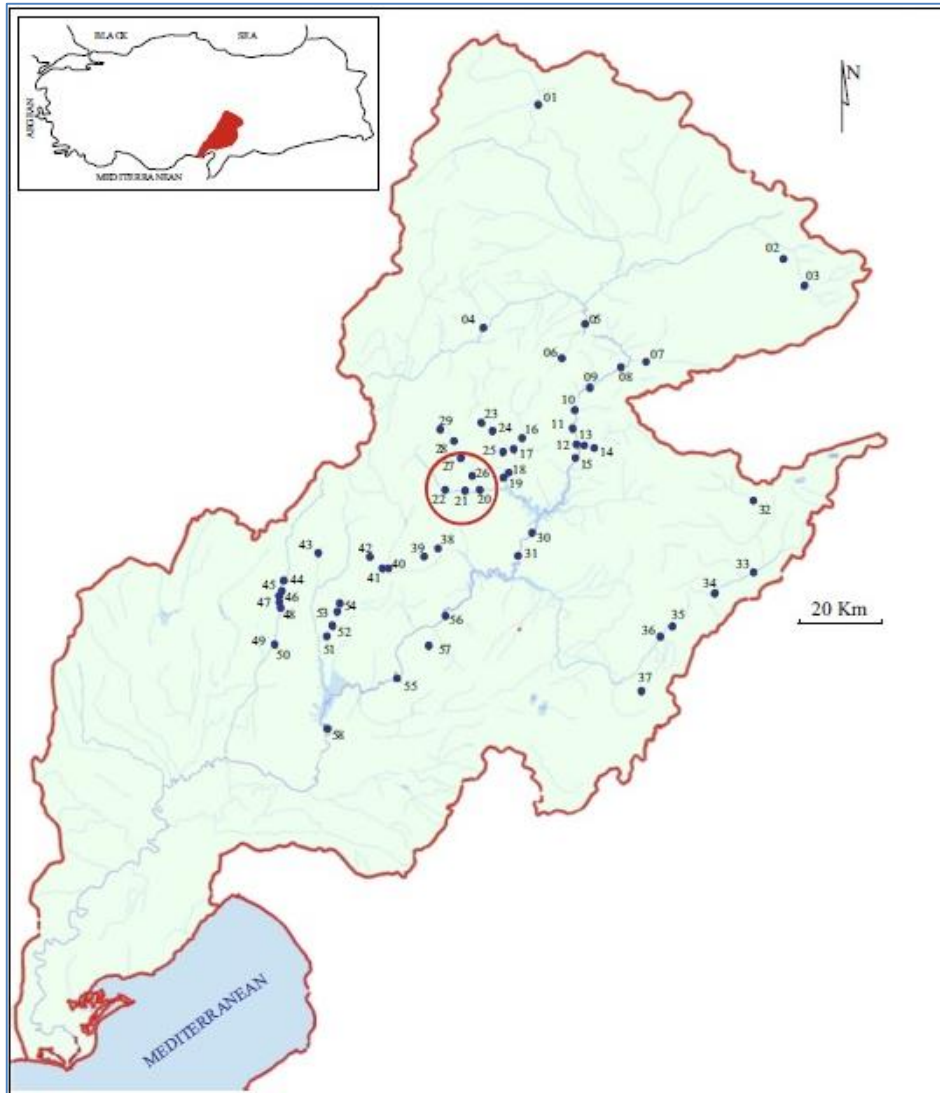


Figure 1. Ceyhan River Basin and distribution of hydropower plants.

*Studied streams are circled by red line:(1. Karakuz HES, 2. Söğütlü 1 HES, 3. Kantarma HES, 4. Adatepe HES, 5. Dağdelen HES, 6. Köyobası HES, 7. Uzuntepe HES, 8. Kandil 1 HES, 9.(Kandil 2 HES, 10. Sarıgüzel 1 HES, 11. Sarıgüzel 2 HES, 12. Çakmak 2 HES, 13. Söğütlü HES, 14. Çakmak 1 HES, 15. Hacınnoğlu HES, 16. Okkayası ve Şehitlik HES, 17. Süleymanlı HES, 18. Zeytin HES, 19. Kozak HES, 20. Suçatı HES, 21. Fırnız HES, 22. Aşağı Fırnız HES, 23. Sisne HES, 24. Sivritaş HES,25. Avcılar HES, 26. Çamlık HES, 27. Çataloluk HES, 28. Kısık HES, 29. Üçkaya HES, 30. Menzelet HES,31. Kılavuzlu HES, 32. Aksu HES, 33. Akpınar HES, 34. Nur HES, 35. Kartalkaya HES, 36. Kesme HES,37. Yeşil HES, 38. Torlar HES, 39. Gökgedik HES, 40. Kale HES, 41. Karasu HES, 42. DeğirmenüstüHES, 43. Teytur HES, 44. Tahta HES, 45. Karapınar HES, 46. Andırın HES, 47. Kargılık HES, 48. Bulgurkaya HES, 49. Tayfun Kanal HES, 50. Damlasu HES, 51. Poyraz HES, 52. Sazak HES, 53. Çatak HES, 54. Güneşli HES, 55. Berke (Değirmen) HES, 56. Sır HES, 57. Güvercin HES, 58. Aslantas HES)

Determination of the migratory species

Traps were installed into fish passages to determine fish species and the number of the individuals passing through the fish passage, their sizes, genders and migration periods. The size of the traps was determined considering the dimensions of the fish passages and they were made of a metal frame box including a cone and 0.5 cm stretched mesh size. Traps were set up into third pools at the top side of the fish passage so that fish could not pass through the edges of the trap. They were controlled routinely and the caught fish with traps were taken into a tank and then they were anesthetized with 2-phenoxy ethanol. For each species, the total number and the genders of the fishes were determined; their lengths were measured. Following recovery and gaining swimming ability, they were released into the upper pool of the fish passage. A Hobo Onset sensor was installed into the fish passage and the water temperature was recorded for each half an hour.

Evaluation of efficiencies of fish passages

External tags (T-Bar anchor tags), PIT telemetry (passive integrated transponder (PIT) tags) and radio telemetry methods were the adopted methods to achieve the goals of the research.

a) External tag application

The fish were caught by electro shocker at downstream of fish passage. They were anesthetized with 2-phenoxy ethanol, measured and tagged with T-Bar anchor tags from the base of dorsal fin using a tag gun. A total of 172 fishes (122 fish in Tekir Stream and 50 fish in Fırnız Stream) were tagged with T-Bar anchor tags. The traps into the fish passages were controlled routinely and T-Bar anchor tagged fish into the traps were recorded, counted and then released to the upper pool of the fish passage.

b) PIT telemetry

Fishes were caught by electro shocker at downstream of fish passage and they were anesthetized with 2-phenoxy ethanol and then measured. A total of 200 fish (156 fish in Tekir Stream and 44 fish in Fırnız Stream) was tagged with a passive integrated transponder (PIT) tags by a tag gun and released to the downstream of fish passage. All PIT tags were HPT 12 model tags and they were 12 mm in length and with 134.2 kHz. To detect PIT-tagged fish passed through the fish passage, a square antenna (80x80 cm in dimension) was placed into the fish passage and the system was linked to an HPR Reader system. The detection range for a standard 12 mm PIT tag was reported to be 15.2-25.4 cm from the antenna (Reagan et al. 2005). All PIT telemetry equipment was produced by BIOMARK Company (Boise-Idaho, USA).

c) Radio telemetry

A total of 73 fishes (47 fishes in Fırnız Stream and 26 fishes in Tekir Stream) caught by electro shocker from downstream of fish passages were tagged with cylindrical radio transmitters (Lotek Wireless Inc, Model MST-930) with the sizes of 26 mm length by 9.5 mm width and with 4.5 g weight. The expected battery life of the transmitters was 266 days with a signal transmit at 5 seconds interval for 24 hours. However, the battery life of the transmitters was extended to 385 days by the programming of “on” 12 hours / “off” 12 hours. The frequencies of the transmitters used were preferred between 149.420 and 150.320 MHz. Each transmitter had a unique code that allowed for individual identification.

The fish were anesthetized with 2-phenoxy ethanol (0.5 ml l⁻¹ water), measured and transmitters were surgically implanted into fishes on a V-shaped surgery table. During the surgery operation, the lower anesthetic concentration of water (0.4 ml l⁻¹ water) was given from the mouth of the fish by a pipe so that the gills were constantly kept wet. The transmitters were inserted into the body cavity through a ventral 10 to 15 mm incision and then it was closed with three sutures. The antenna was pushed through the body wall using a hollow needle (Thorsteinsson 2002; Ramstad and Woody 2003; Fredrich et al. 2003; Jepsen et al. 2005; Lucas and Bubb 2005; Thorstad et al. 2013). Radio tagged fish were tracked by Lotek SRX 400 radio receiver and yagi antenna, and the tagged fish passed through the fish passage were recorded.

Results

Migratory fish species ascending through the fish passage

Trap placement

Traps were installed into fish passages in Fırnız Stream and Tekir Stream on the 20th of April 2012 and 2013, respectively. Traps were operated during 84 days in 2012 between April 20th and July 13th; during 79 days in 2013 between April 20th and July 8th. No fish have been detected in traps installed into the pool and weir fish passage in Fırnız Stream, for the above-mentioned periods.

A total of 428 *Capoeta damascina* and 262 *Alburnus adanensis* individuals ascended vertical slot fish passage in Tekir Stream in 2012 and they migrated towards upstream (Table 1). In 2013, 472 *C. damascina* and 258 *A. adanensis* ascended the same fish passage and migrated towards the upstream. Upstream migration of *C. damascina* lasted 63 days in 2012, between May 1st and July 7th, while it was 46 days in 2013, between May 1st and June 15th. Upstream migration of *A. adanensis*

continued during 56 days in 2012, between May 8th and July 3rd, and during 53 days in 2013 between May 1st and June 23rd.

The major fish migration of both species occurred during the end of May and the beginning of June.

Table 1. The number of the fish into the traps in vertical slot fish passage and their sizes and gender ratios according to species and dates.

Date	<i>Capoeta damascina</i>			<i>Alburnus adanensis</i>		
	N	Total length (cm)	Male-Female (individual)	N	Total length (cm)	Water temperature (°C) Range (mean±SD)
April 01, 2012	12	21.9±2.95	10-2	0		
May 08, 2012	47	20.6±2.08	35-12	8	15.7±1.83	
May 21, 2012	165	22.7±3.46	81-84	42	15.4±1.59	
June 06, 2012	97	18.9±3.50	39-58	87	14.1±1.45	
June 20, 2012	64	19.2±2.33	21-43	51	14.6±1.36	
July 03, 2012	43	18.9±1.42	12-31	74	14.8±1.47	
July 13, 2012	0			0		
Total (Range)	428	20.9±3.77 (13.0-43.0)	198-230	262	14.7±1.56 (9.0-22.9)	
April 04, 2013	0			0		10.2-12.2 (10.7±0.58)
April 23, 2013	0			0		11.0-14.1 (12.0±0.77)
April 28, 2013	0			0		12.6-16.4 (14.1±1.06)
May 01, 2013	24	18.5±2.82	21-3	18	14.0±1.44	12.2-16.8 (14.0±0.85)
May 06, 2013	54	19.1±2.54	33-21	5	16.2±2.28	11.0-17.5 (13.6±1.54)
May 17, 2013	145	19.7±2.81	61-84	18	16.6±2.45	11.0-19.4 (15.6±1.68)
June 06, 2013	231	19.4±5.02	67-164	185	15.8±2.06	14.5-19.4 (17.2±0.87)
June 15, 2013	18	18.6±3.01	5-13	27	16.8±2.65	16.4-21.7 (18.7±0.87)
June 23, 2013	0			5	15.9±2.64	18.3-22.3 (19.1±0.83)
July 08, 2013	0					
Total (Range)	472	19.4±2.98 (11.2-39.8)	187-285	258	15.8±1.43 (10.0-19.4)	

The total lengths of *C. damascina* ascending fish passage varied between 13 to 43 cm with a mean of 20.9±3.77 cm in 2012. The range was 11.2 to 39.8 cm with a mean of 19.4±2.98 cm in 2013 (Figure 2). The total lengths of

A. adanensis ascending the fish passage showed a variation between 9.0 and 22.9 cm with a mean of 14.7±1.56 in 2012. The range was 10.0 to 19.4 cm with a mean of 15.8±1.43 cm in 2013 (Figure 2).

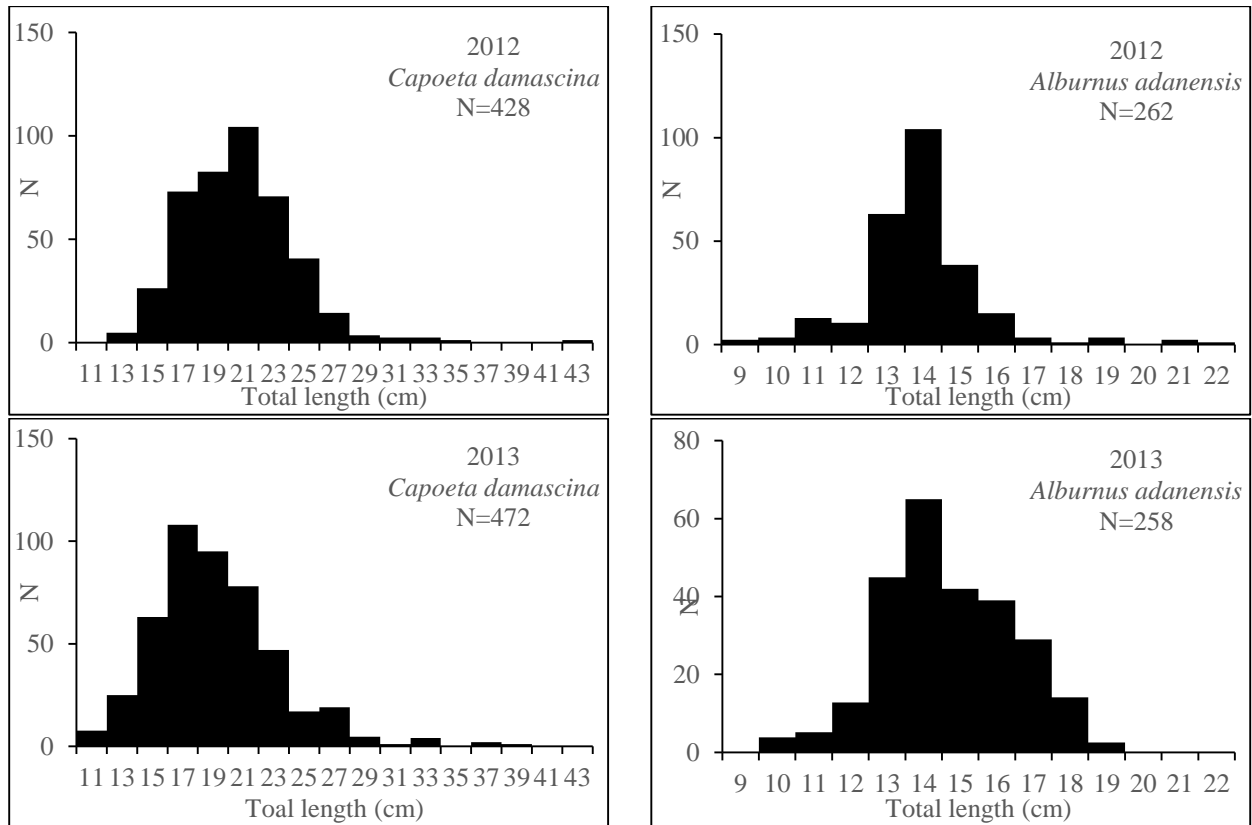


Figure 2. The length-frequency distribution of *Capoeta damascina* and *Alburnus adanensis* into the trap in vertical slot fish passage in 2012 and 2013.

The majority of the *C. damascina* were male individuals in the early days of the migration while towards the end of migration the rate of the males decreased, and the majority of the migratory individuals were females (Table 1). A relationship

was developed between the gender ratio of *C. damascina* individuals and the migration time (in days) with a coefficient of determination = $R^2=0.97$ in 2012. R^2 was 0.93 for the developed relationship for 2013 (Figure 3).

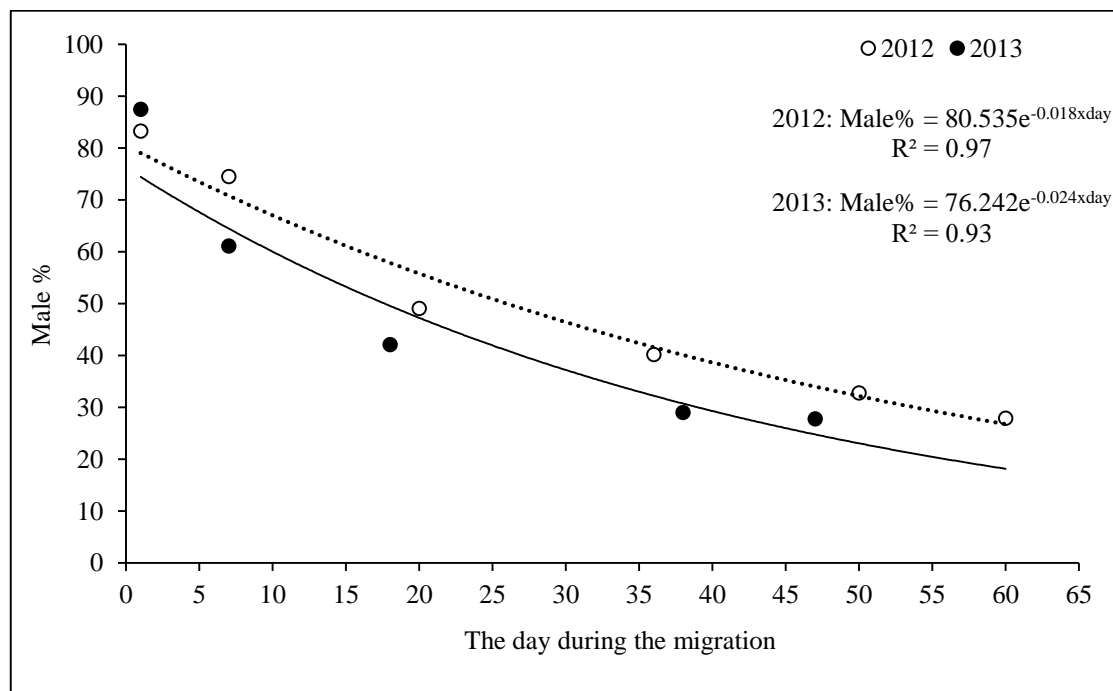


Figure 3. The gender ratios of *Capoeta damascina* obtained from the trap in the vertical slot fish passage according to the date in 2012 and 2013

Water temperature in the fish passage varied from 4.6 to 24.8°C with a mean of 13.2 °C on April 16th of 2013 and on May 10th of 2014. Water temperature varied from 12.2 to 22.3°C during the migration period (Table 1) and the majority of the migration took place with temperatures between 15 and 17 °C.

The efficiency of the fish passages

a) External tagging (T-Bar anchor tags)

A total of 122 *C. damascina* in Tekir Stream and 50 *C. damascina* in Fırnız Stream were tagged with T-bar anchor tags. The total lengths of the tagged fish in Fırnız Stream varied from 14.8 to 39.6 cm with a mean of 23.6±2.97 cm and none of these tagged fish passed through fish passage of Fırnız Stream. The total lengths of T-bar anchor tagged fish in Tekir Stream varied from 13.0 and 26.5 cm with a mean of 19.8±2.75 cm (Figure 4).

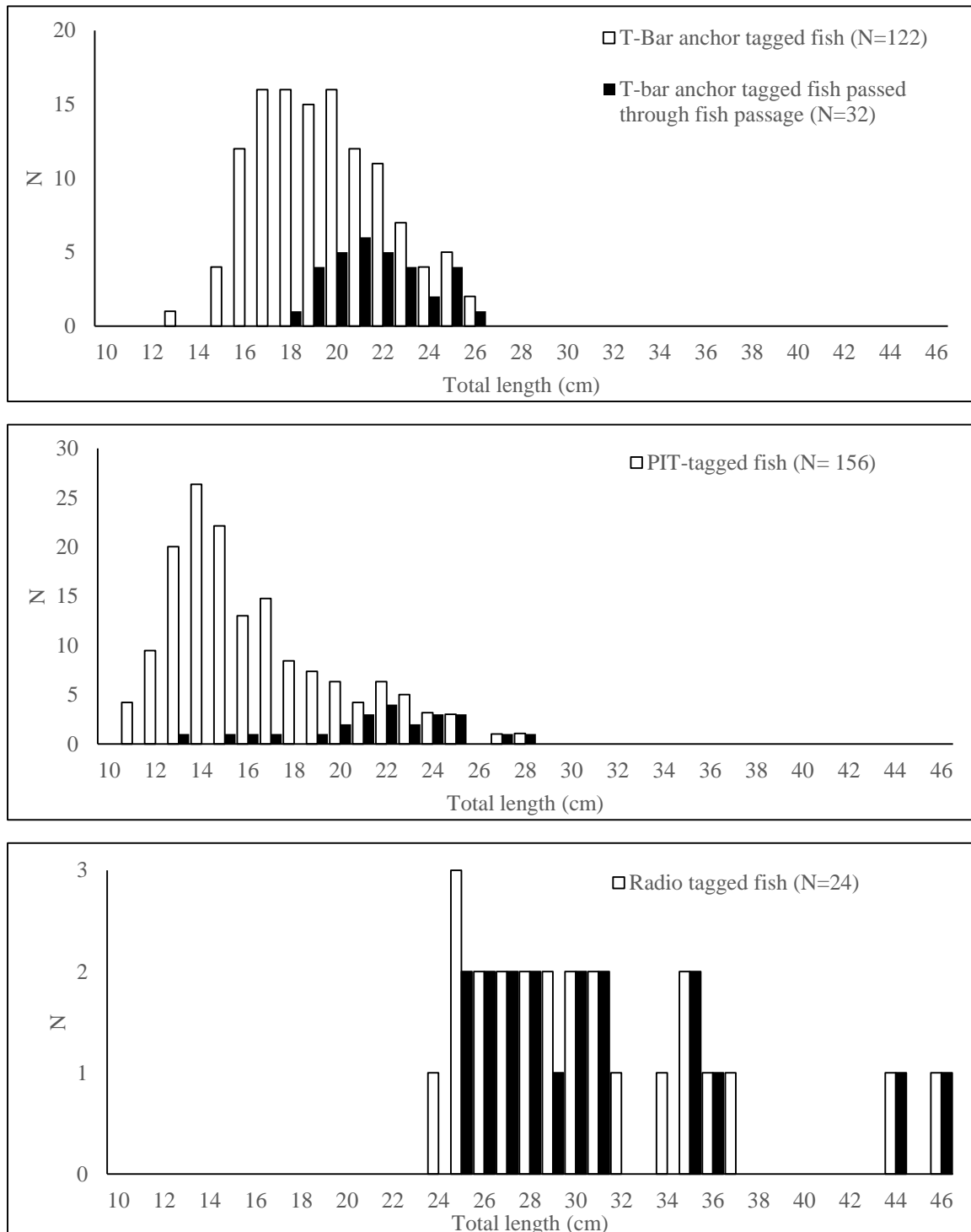


Figure 4. The length-frequency distribution of the tagged *Capoeta damascina* in Tekir Stream.

Of the 122 T-bar anchor tagged fishes, 32 individuals ascended vertical slot fish passage in Tekir Stream corresponding to the ratio of 26.2%. A total of 57 individuals from the 122 tagged *C. damascina* were over 20 cm in length and 27 of these (corresponding to 47.4%) ascended fish passage.

The rate of the passing of small fish through the fish passage was lower than that of the larger ones. The total lengths of the fish ascending the fish passage varied from 18.6 to 26.0 cm with a mean of 22.1 ± 2.10 cm. The total length of the fish that didn't pass through fish passage varied from 13.0 to 26.5 cm with a mean of 19.0 ± 2.49 cm. The total length of the fish passed through the fish passage differed from the length of the fish that didn't pass the fish passage ($t=6.343$, $df=120$; $p=0.000$).

b) PIT telemetry

A total of 200 *C. damascina* were tagged with PIT tags. A total of 156 of them were from Tekir Stream and 44 of them were from Fırnız Stream. The lengths of the PIT-tagged fish in Fırnız Stream varied from 13.4 to 41.1 cm with a mean 22.8 ± 3.12 cm. None of these fish passed through the pool and weir fish passage in Fırnız Stream. PIT tagged *C. damascina* individuals started to ascend the

vertical slot fish passage in Tekir Stream 10 days after tagging and the migration lasted 47 days between May 5th and June 21st, 2014. The majority of the PIT-tagged fish passed through the fish passage between 03 A.M. to 06 A.M. during the early hours of the morning in May (Table 2). The total length of the PIT-tagged fish in Tekir Stream varied from 11.3 and 28.3 cm with a mean of 16.9 ± 3.71 cm (Figure 4). A total of 24 of the 156 PIT-tagged fish ascended vertical slot fish passage in Tekir Stream. The ratio of the fish ascending the fish passage was 15.4%. The total lengths of PIT-tagged fish ascending fish passage showed a variation in between 13.7 and 28.3 cm with a mean of 22.0 ± 3.65 cms. The majority of PIT-tagged fish passing through the fish passage was over 20 cm in length. About 30 individuals of 156 PIT tagged fish were over 20 cm in length and 19 of these 30 fish (corresponding to 63.3%) passed through the fish passage. Statistics indicate that the total lengths of the tagged fish passed through fish passage were not the same as the lengths of the tagged fish that didn't pass the passage ($t=9.061$, $df=154$; $p=0.000$). The passing ratio of large fish through the fish passage was greater than that of the small ones for PIT-tagged fish, as in the case of external-tagged fish.

Table 2. PIT-tagged *Capoeta damascina* passing through the vertical slot fish passage in Tekir Stream and their size and passing time.

Code of the PIT-tag	Total length (cm)	Tagging date	Passing date	Passing time at:
989 002 0007 39977	20.0	April 25, 2014	May 5, 2014	13.11.13
989 002 0007 86586	24.1	April 25, 2014	May 7, 2014	03.38.36
989 002 0007 07037	19.4	April 25, 2014	May 8, 2014	02.54.47
989 002 0007 30687	22.8	April 25, 2014	May 10, 2014	04.43.41
989 002 0008 46289	17.2	April 25, 2014	May 13, 2014	08.41.00
989 002 0007 43689	25.4	April 25, 2014	May 13, 2014	04.18.14
989 002 0008 13556	21.1	April 25, 2014	May 14, 2014	05.19.48
989 002 0007 06514	20.1	April 25, 2014	May 14, 2014	04.14.42
989 002 0008 88935	27.6	April 25, 2014	May 15, 2014	03.05.27
989 002 0007 31766	23.2	April 25, 2014	May 15, 2014	06.05.58
989 002 0008 11670	24.4	April 25, 2014	May 15, 2014	06.38.59
989 002 0007 45787	22.4	April 25, 2014	May 15, 2014	12.28.35
989 002 0008 44208	21.2	April 25, 2014	May 15, 2014	03.05.27
989 002 0007 93608	21.9	April 25, 2014	May 15, 2014	06.52.55
989 002 0008 50454	25.5	April 25, 2014	May 16, 2014	04.37.44
989 002 0008 14027	16.5	April 25, 2014	May 18, 2014	15.50.31
989 002 0008 06163	28.3	April 25, 2014	May 20, 2014	04.15.44
989 002 0008 37818	15.6	April 25, 2014	May 22, 2014	03.50.22
989 002 0008 90309	22.3	April 25, 2014	July 06, 2014	18.01.37
989 002 0008 53416	13.7	April 25, 2014	June 07, 2014	17.51.32
989 002 0008 51300	25.2	April 25, 2014	June 12, 2014	07.52.39
989 002 0008 08502	24.5	April 25, 2014	June 18, 2014	06.33.12
989 002 0008 55120	23.7	April 25, 2014	June 20, 2014	06.21.22
989 002 0008 14586	22.6	April 25, 2014	June 21, 2014	06.24.45

c) Radio telemetry

A total of 47 fish were tagged with radio transmitters in Fırnız Stream. These tagged fish were composed of 23 *Salmo opimus*, 3 *Oncorhynchus*

mykiss, and 21 *Capoeta damascina*. Total lengths of the radio-tagged fish were between 22.5 and 42.0 cm with a mean 28.4 ± 4.80 cm for *S. opimus*; the lengths were ranging from 29.0 and 33.0 cm with a mean of

30.7±2.1 cm for *O. mykiss*, and the lengths were between 26.0 and 38.3 cm with a mean of 31.2±3.3 cm for *C. damascina*. None of the radio-tagged fish achieved to pass the pool and weir type fish passage in Fırnız Stream. A total of 26 *C. damascina* were tagged with the radio transmitters in Tekir Stream. 2 of these fish died one week after being released. They were excluded during data processing (Table 3). The total lengths of 24 radio-tagged fish varied from 24.5

to 46.4 cm with a mean of 31.3±5.9 cm (Figure 4). 18 of these fishes (corresponding to 75%) successfully passed vertical slot fish passage during the 83 days of April 28th to July 20th, 2013. Six fish failed to enter the fish passage and were inhabited downstream (Table 3). Statistically, the sizes of the radio-tagged fish passed through the fish passage were shown to be no different from the fish that didn't pass ($t=0.324$, $df=22$; $p=0.749$).

Table 3. Radio-tagged *Capoeta damascina* individuals in Tekir Stream and their passing status through the vertical slot fish passage.

Frequencies of the tag	Code of the tag	Total length (cm)	Tagging date	Passing period
149.420	11	38.3	April 04, 2013	Dead
149.420	12	29.0	April 04, 2013	Dead
150.300	115	31.3	April 16, 2013	May 06 - May 15
150.320	116	36.6	April 16, 2013	June 03 - June 07
149.480	48	44.8	April 23, 2013	May 15 - May 23
149.480	46	30.0	April 23, 2013	April 23 - April 28
150.300	84	26.7	April 23, 2013	June 15 - June 23
149.480	45	26.0	May 01, 2013	June 23 - July 08
149.480	49	24.5	May 01, 2013	Did not pass
150.300	83	25.5	May 01, 2013	May 01 - May 06
150.300	80	25.8	May 01, 2013	May 23 - June 03
150.300	81	25.2	May 01, 2013	Did not pass
150.300	111	28.9	May 01, 2013	May 06 - May 15
150.300	110	46.4	May 06, 2013	May 06 - May 15
149.420	14	35.9	May 06, 2013	May 06 - May 15
149.420	13	35.5	May 06, 2013	May 15 - May 23
149.480	60	27.0	June 03, 2013	June 07 - June 15
149.480	62	29.7	June 03, 2013	June 07 - June 15
149.480	63	28.4	June 03, 2013	June 07 - June 15
150.300	88	37.5	June 07, 2013	Did not pass
149.480	68	34.6	June 07, 2013	Did not pass
148.480	65	32.7	June 07, 2013	Did not pass
149.480	61	31.4	June 07, 2013	June 23 - July 08
150.300	103	30.0	June 07, 2013	June 15 - June 23
150.300	104	29.0	June 07, 2013	Did not pass
150.300	101	27.0	June 07, 2013	July 08 - July 20

Passage efficiencies of the vertical slot fish passage were found as 26.2%, 15.4% and 75.0% for T-Bar anchor tagged fish, PIT-tagged fish, and radio-tagged fish, respectively; and statistically, it was shown to vary depending on method adopted with application method ($X^2=40.290$, $df=2$, $p=0.000$). However, the dependence on the adopted method was found to be statistically insignificant with parameters of $X^2=5.824$, $df=2$, $p=0.054$ for tagged fish with more than 20 cm in length.

No fish was detected in the trap and also no tagged fish passed through pool and weir fish passage in Fırnız Stream. Therefore it was classified as non-functional. This was explained by the fact that no fish could reach to the fish passage because of obstructions of water intake structure of trout farms, and because of insufficient ecological flow rate.

Discussion

In Fırnız Stream, no fish was detected in the trap installed into the pool and weir type fish passage. Further, no tagged fish passed through this fish passage. Therefore, it is suggested that the pool and weir fish passage in Fırnız Stream was not functional. The most important causes of this failure are i) the insufficient environmental flow rate rather than the structural characteristics of the fish passage and ii) other obstructions in Fırnız Stream. Three water intake structures of the trout farms that are present in Fırnız Stream at the downstream of fish passage obstructed fish movements to the fish passage. It was also determined that insufficient water was supplied from the fish passage. Therefore, the ineffectiveness of the fish passage in Fırnız Stream is related to attraction efficiency rather than passage efficiency.

Only brown trout (*Salmo opimus*) inhabits at the stream where the fish passage is located and other cyprinids such as *Capoeta damascina* and *Alburnus adanensis* were not present in this area because of the low water temperature (8-10 °C).

The most important impacts of the construction of reservoirs are on the ichthyofauna, especially on migratory fish, by intercepting their migratory routes, altering the hydrological regime, and reducing spawning and nursery habitats (Wagner et al. 2012; Agostinho et al. 2004). Fish passages in Turkey have been constructed without the necessary scientific knowledge on the fish. Because, although more than 370 fish species inhabit Turkish inland waters (Kuru et al. 2014), Turkey has unfortunately not an inventory for migratory fish species. Besides, there is also a literature gap about the habitat usages and hydrological requirements of inland water fish in Turkey. Whereas, an effective fish passage design requires extensive integration of biological and hydraulic data in addition to other physical data (Castro-Santos et al. 2009).

The concept of the fish passage efficiency is related to both qualitative and also quantitative evaluations. The efficiency of fish passage is considered as a qualitative concept, which involves checking whether the system provides satisfactory passage for the target species, under the environmental conditions observed during the migratory period (Makrakis et al. 2011; Wagner et al. 2012). Quantitative assessments of efficiency take into account the percentage of fish present in one side of the passage that is can move through the fish passage (Larinier et al. 2002; Castro-Santos et al. 2009; Wagner et al. 2012). Fish passage efficiency is defined as attraction efficiency and passage efficiency (Calles and Greenberg 2005; Aarestrup et al. 2003; Larinier 2008). Attraction efficiency is the ratio between the number of individuals that were detected at each fishway entrance and the number that are released downstream. The passage efficiency is the ratio of successful to overall attempts to use a fishway (Bunt et al. 1999). The attraction of a fish passage depends on its location about the obstruction, particularly the location of its entrance and the hydraulic conditions near these entrances (Larinier 2008). In the present study, no fish was detected in the trap installed into the pool and weir fish passage in Firnız Stream. Also, no tagged fish also passed through the fish passage. Therefore, it is suggested that the pool and weir fish passage in Firnız Stream has not functionality. The most important cause of this failure is the insufficient environmental flow rate rather than the structural characteristics of the fish passage and because of other obstructions in Firnız Stream. Because of three water intake structures of the trout farms present in Firnız Stream at the

downstream of fish passage and these obstructed fish movements to the fish passage. It also determined that insufficient water was supplied from the fish passage. Therefore, the ineffectiveness of the fish passage in Firnız Stream is related to attraction efficiency rather than passage efficiency. Only brown trout (*S. opimus*) inhabits at the stream where the fish passage is located and other cyprinids such as *C. damascina* and *A. adanensis* were not present in this area because of the low water temperature (8-10 °C). The efficiency of the vertical slot fish passage varied according to the methods applied (26.2% in T&Bar anchor tagged fish, 15.4% in PIT-tagged fish and 75.0% in radio-tagged fish). However, this difference was due to the size of the tagged fish. Because, when taking into account tagged fish with more than 20 cm in length, this difference among the applications was found insignificant and it was 47.5% for T&Bar anchor tagged fish, 63.3% for PIT-tagged fish and 75.0% for radio-tagged fish.

Different conclusions related to the efficiency of the fish passage have been reported in the literature. According to Agostinho et al (2002), citing to previous studies, from the 13 fish passages built on the dams lower than 16 m in South America, 10 fish passages had a functionality while 3 fish passages had not an efficiency. The height of the fish passages that have functionality varied from 5 to 16 m, while the height of ineffective fish passages varied from 2 to 10.5 m (Agostinho et al. 2002). Strong swimming fish species were passed through the vertical slot fish passages at the power plants of Emsfor and Karlshammer in River Eman in Sweden (Clay 1995). The passage efficiency of the fish ways at Finsjo in River Eman was high for upstream migrating anadromous brown trout, with 89–100% success for ascending individuals (Calles and Greenberg 2005). Fish passage efficiency was reported as 55% for sea trout in a nature-like bypass channel in a small Danish stream (Aarestrup et al. 2003) and 88.5% in a fish passage (310 m in length and 15 m in height) at the Pitlochry Dam in Scotland (Gowans et al. 1999). In a pool and weir type fish passage that is 520 m in length and 20 m in height with an angle of 45°, in Parana River, Brazil, the proportions finding and entering the fish way differed between species, ranged from 7.4 % (*Prochilodus lineatus*) to 55.4% (*Piaractus mesopotamicus*). Also, the proportion ratio of passing was different between species, ranged from 31% (*Rhinelepis aspera*) to 100% (*Prochilodus lineatus*) (Wagner et al. 2012). Passage efficiency in Lock and dam 1 fish passage that is 3.3 m in height in Cape Fear River was reported between 18 and 61% (Moser et al. 2000). The efficiency of four fish passages located at small scale hydro plants on the Gave de Pau in the South-West of France was reported as 35.3% (Baigts), 74% (Sapso), 93.8%

(Artix) and 100% (Biron) (Larinier 2008). Makrakis et al. (2011) reported that in the fish passage system known as Canal da Piracema, in Itaipu Hydroelectric Power Plant, with 10 km of extension and 120 m in height, only 0.5% of the migratory fish were able to reach the upstream sections of the channel. Attraction efficiency in a brush-type fish passage in Turkey was 22% for all fish species (Kucukali et al. 2019). Passage efficiency in this brush-type fish passage was 67.07% for all fish species (55 individuals from 82 tagged fish passed the brush-type fish passage) (Kucukali et al. 2019).

As can be seen in these studies, the species studied exhibited different rates of passage and failure, both among species and between release sites and our results are actually consistency with some of them. The low efficiencies were largely caused by the fishway design, fish behaviors, swimming performance of the species and other physical habitat factors. The swimming performance of the long-distance migratory species may reflect the differences in the ascension efficiency verified among species (Wagner et al. 2012). The behavior at fishway and swimming capacity of Turkish migratory fish species are unknown, and they should be conducted on as much as possible to support studies on fish passages.

In the present study, male *C. damascina* individuals passed through the fish passage earlier than females while towards the end of migration females became dominant. Male American shads do initiate spawning migrations earlier in the season and are smaller than females (Moser et al. 2000; Davis 1980). *Capoeta damascina* individuals passed the fish passage at night or early morning. This was corroborated by many studies for fish. The majority of the sockeye salmon passed the Seton Dam fishway during the night hours, however, pink salmon passed during the day (Pon et al. 2006).

Consequently, *C. damascina* and *A. adanensis* that are the most common fish species in River Ceyhan easily used vertical slot fish passage, however, no fish passed through the pool and weir type fish passage. To be able to design more effective fish passages, migratory species, and their habitat usages and swimming performances should be determined in Turkey.

Acknowledgments

This study is a part of the project (Project no: 112T266) funded by TUBITAK (The Scientific and Technological Research Council of Turkey) under the COST FA 1304 action. It was presented as an oral presentation in Fish Passage 2015: International conference on river connectivity best practices and innovations in Groningen, the Netherlands. We

gratefully acknowledge TUBITAK for financing the project. We also thank Gerd Marmulla who was the advisor of the project and Eva Bonsak Thorstad, Finn Okland and Etienne Baras for their contributions, especially on telemetry studies.

References

- Aarestrup K, Lucas M, Hansen JA. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecol Freshw Fish*. 12(3):160-168. doi:10.1034/j.1600-0633.2003.00028.x
- Agostinho AA, Gomes LC, Fernandez DR, Suzuki HI. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Res Appl*. 18(3):299-306. doi:10.1002/rra.674
- Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, Okada EK. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev Fish Biol Fisher*. 14(1):11-19. doi:10.1007/s11160-004-3551-y
- Agrin Co Ltd. 1999. Aslantas Dam and related aspects of the Ceyhan River basin, Turkey. A WCD case study prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town. [son erişim: 5.09.2019]. <http://dams.org/kbase/studies/tr>
- Alp A, Akyüz A, Özcan M, Yerli SV. 2018. Assessment of movements and habitat use of *Salmo opimus* in Fırnız stream, river Ceyhan of Turkey using radio telemetry techniques. *Environ Biol Fish*. 101(11):1613-1624. doi:10.1007/s10641-018-0807-2
- Brown JJ, Limburg KE, Waldman JR, Stephenson K, Glenn EP, Juanes F, Jordaan A. 2013. Fish and hydropower on the US Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conserv Lett*. 6(4):280-286. doi:10.1111/conl.12000
- Buck WO. 1906. The Fishway at Grand Lake Stream. *T Am Fish Soc*. 35(1):233-236. doi:10.1577/15488659(1906)36[233:TFAGLS]2.0.CO;2
- Buck WO. 1913. Fishways for the Rank and File. *T Am Fish Soc*. 42(1):101-114. doi:10.1577/15488659(1912)42[101:FFTRAF]2.0.CO;2
- Bunt CM, Katopodis C, McKinley RS. 1999. Attraction and passage efficiency of white suckers and smallmouth bass by two Denil fishways. *N Am J Fish Manage*. 19(3):793-803. doi:10.1577/15488675(1999)019<0793:AAPEOW>2.0.CO;2
- Bunt CM, Castro-Santos T, Haro A. 2012. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Res Appl*. 28(4):457-478. doi:10.1002/rra.1565
- Calles EO, Greenberg LA. 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in

- fragmented salmonid populations in the river Emån. *River Res Appl.* 21(9):951-960.
doi:10.1002/rra.865
- Castro-Santos T, Cotel A, Webb PW. 2009. Fishway evaluations for better bioengineering: an integrative approach. In *Challenges for diadromous fishes in a dynamic global environment*. American Fisheries Society, Symposium.69: 557-575 pp.
- Castro-Santos T, Haro A, Walk S. 1996. A passive integrated transponder (PIT) tag system for monitoring fishways. *Fish Res.* 28(3):253-261.
doi:10.1016/0165-7836(96)00514-0
- Cheney AN. 1898. Fishways, their construction and use. Third Annual Report to the Commissioners of Fisheries, Game, and Forests of the State of New York, 222.
- Clay CH. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Lewis Publishers: Boca Raton.
- Davis SM. 1980. American shad movement, weight loss and length frequencies before and after spawning in the St. Johns River, Florida. *Copeia.* 1980(4):889-892.
doi: 10.2307/1444476
- DSI. 2013. Balık geçitlerinin planlanmasında balık faunasının tespiti ve balık geçidi temel kriterlerinin belirlenmesi projesi. Solaklı ve Yanbolu Dereleri Sonuç Raporu. DSI Genel Müdürlüğü, Ar-Ge Yayın no: 2, Ar-GE Proje no:2011/2. [in Turkish]
- Dyche LL. 1912. Regarding fishways and dams. *T Am Fish Soc.* 41(1):301-306.
- Fredrich F, Ohmann S, Curio B, Kirschbaum F. 2003. Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *J Fish Biol.* 63(3):710-723.
doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00184.x
- Gowans ARD, Armstrong JD, Priede IG. 1999. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *J Fish Biol.* 54(4):713-726.
doi:10.1111/j.1095-8649.1999.tb02028.x
- Jackson DC, Marmulla G. 2001. The influence of dams on river fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* (419), 1-44.
- Jepsen N, Schreck C, Clements S, Thorstad EB. 2005. A brief discussion on the 2% tag/bodymass rule of thumb. *Aquatic telemetry: advances and applications, proceedings of the fifth conference on fish telemetry held in Europe*. Ustica, Italy. [Cited: 2019 Nov 15]. Available from <http://www.fao.org/tempref/docrep/fao/008/y5999e/y5999e25.pdf>
- Kara C, Alp A, Şimşekli M. 2010. Distribution of fish fauna on the upper and middle basin of Ceyhan River, Turkey. *Turk J Fish Aquat Sc.* 10(1):111-121.
doi: 10.4194/trjfas.2010.0116
- Katopodis C, Williams JG. 2012. The development of fish passage research in a historical context. *Ecol Eng.* 48(2012):8-18.
doi:10.1016/j.ecoleng.2011.07.004
- Kuru M, Yerli SV, Mangit F, Ünlü E, Alp A. 2014. Fish biodiversity in inland waters of Turkey. *Journal of Academic Documents for Fisheries and Aquaculture.* 1(3):93-120.
- Kucukali S, Verep B, Alp A, Turan D, Mutlu T, Kaya C, Yıldırım Y, Toreyin BU, Özelçi D. 2019. Flow structure and fish passage performance of a brush-type fish way: a field study in the İyidere River, Turkey. *Mar Freshwater Res.* 70(11):1619-1632.
doi:10.1071/MF18242
- Larinier M. 2000. Dams and fish migration. *World Commission on Dams. FAO Fisheries Technical Paper* (419), 45-89.
- Larinier M, Travede F, Porcher JP. 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. *B Fr Peche Piscic.* 364 suppl., 208 p.
- Larinier M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia.* 609(1):97-108.
doi:10.1007/s10750-008-9398-9
- Lucas MC, Mercer T, Armstrong JD, McGinty S, Rycroft P. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fish Res.* 44(2):183-191.
doi: 10.1016/S0165-7836(99)00061-2
- Lucas MC, Bubb DH. 2005. Seasonal movements and habitat use of grayling in the UK. *Environment Agency Report SC030210/SR*, Bristol.
- Makrakis S, Miranda LE, Gomes LC, Makrakis MC, Junior HMF. 2011. Ascent of neotropical migratory fish in the Itaipu reservoir fish pass. *River Res Appl.* 27(4):511-519.
doi:10.1002/rra.1378
- Marmulla G. 2001. Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution *FAO Fisheries Technical Paper. No. 419. Rome, 166p.*
- Moser ML, Darazsdi AM, Hall JR. 2000. Improving passage efficiency of adult American shad at low-elevation dams with navigation locks. *N Am J Fish Manage.* 20(2):376-385.
doi:10.1577/15488675(2000)020<0376:IPEOAA>2.3.CO;2
- Pon LB, Cooke SJ, Hinch SG. 2006. Passage efficiency and migration behaviour of salmonid fishes at the Seton Dam Fishway. Final report for the Bridge Coastal Restoration Program, Project 05.Se.01.
- Prince EE. 1914. A Perfect Fish Pass: Some suggestions as to defects in fish passes and how to overcome them. *T Am Fish Soc.* 43(1):47-56.
doi:10.1577/1548-8659(1913)43[47:APFP]2.0.CO;2
- Ramstad KM, Woody CA. 2003. Radio tag retention and tag-related mortality among adult sockeye salmon. *N Am J Fish Manage.* 23(3):978-982.
doi:10.1577/15488675(2003)023<0978:RTRATM>2.0.CO;2
- Reagan RE, Adams N, Rondorf D, Fitzgerald G, Spateholts B, Hoffman T, Olson D. 2005. Distribution, migration behavior, habitat use, and species interactions of fall-released juvenile hatchery spring Chinook salmon in the Deschutes River, Oregon, 2003. Annual report for 2003. U.S Fish and Wildlife Service. 42p.
- Riley WD, Ibbotson AT, Beaumont WRC, Rycroft P, Cook AC. 2010. A portable, cost effective, pass-through system to detect downstream migrating

- salmonids marked with 12mm passive integrated transponder tags. *Fish Res.* 101(3):203-206. doi:10.1016/j.fishres.2009.10.003
- Rogers WH. 1892. Fishways. *T Am Fish Soc.* 21(1):127-135.
- Roscoe DW, Hinch SG. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish Fish.* 11(1):12-33. doi: 10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x
- Tanrıverdi Ç, Alp A, Demirkıran AR, Üçkardeş F. 2010. Assessment of surface water quality of the Ceyhan River basin, Turkey. *Environ Monit Assess.* 167(1-4):175-184. doi: 10.1007/s10661-009-1040-4
- Thorsteinsson V. 2002. Tagging methods for stock assessment and research in fisheries. Report of concerted action FAIR CT.96.1394, 179p.
- Thorstad EB, Rikardsen AH, Alp A, Økland F. 2013. The use of electronic tags in fish research- an overview of fish telemetry methods. *Turk J Fish Aquat Sc.* 13(5):881-896. doi:10.4194/1303-2712-v13_5_13
- Wagner RL, Makrakis S, Castro-Santos T, Makrakis MC, Dias JHP, Belmont RF. 2012. Passage performance of long-distance upstream migrants at a large dam on the Paraná River and the compounding effects of entry and ascent. *Neotrop Ichthyol.* 10(4): 785-795. doi:10.1590/S1679-62252012000400011
- Williams JG, Armstrong G, Katopodis C, Larinier M, Travade F. 2012. Thinking like a fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Res Appl.* 28(4):407-417. doi:10.1002/rra.1551
- Worrall J. 1874. The Fishways of Pennsylvania. *T Am Fish Soc.* 3(1):38-44. doi:10.1577/1548-8659(1874)4[38:TFOP]2.0.CO;2



Meriç Delta Balıklarında Çevre Kirliliğinin Genotoksik Etkileri: Antioksidan Savunma, Isı Şok Protein Sinyali ve DNA Hasar-Onarım Mekanizmaları

Cem TOKATLI^{1*} , Oğuzhan DOĞANLAR² , Zeynep Banu DOĞANLAR¹ 

¹Trakya Üniversitesi, İpsala Meslek Yüksekokulu, Laboratuvar Teknolojisi Programı

²Trakya Üniversitesi, Tıp Fakültesi, Tıbbi Biyoloji Anabilim Dalı

Ö Z

Çalışmamızda, Gala ve Sığırcı Gölleri için ekonomik açıdan önemli olan balık türleri (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782), *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) üzerinde kirliliğin etkileri araştırılmıştır. Kirliliğin genotoksik etkileri, kas, solungaç ve karaciğer dokularında antioksidan savunma sinyali (GS, Cu-Zn SOD, CAT), ısı şok proteinleri (HSP26, HSP60, HSP70 ve HSP83) ve QRT-PCR testi ile DNA onarımı (SMUG1) metotları kullanılarak incelenmiştir. Ayrıca, RAPD analizi kullanılarak balık dokularındaki DNA hasarları belirlenmiştir. Bant değişimleri, özellikle tüm balıkların solungaç dokularında açıkça tespit edilmiştir. Ayrıca, *C. gibellio*, *S. erythrophthalmus* ve *S. lucioperca*'nın kas dokusunda CuZn-SOD'un nispi ekspresyonunda önemli bir artış gösterdiği tespit edilmiştir. CAT ekspresyonu tüm balık dokularında önemli ölçüde değişiklik sergilemiştir. Bununla birlikte, CAT 128,9, 102,1 ve 138,4 fg/µg total RNA'nın ekspresyon seviyesindeki en yüksek artış, *S. lucioperca*'nın kas, karaciğer ve solungaç dokularında belirlenmiştir. HSP60 ve HSP70 çevre kirliliğinden en az etkilenirken, *S. lucioperca*'nın karaciğer dokusunda en büyük DNA onarım aktivitesi açık şekilde gözlenmiştir. Çalışmamızın sonucunda, Gala ve Sığırcı Göllerindeki çevre kirliliğinin DNA stabilitesi ve savunma sinyallerinin gen ifadeleri üzerinde genotoksik etkileri olduğu ortaya konulmuştur. Ayrıca, *S. lucioperca* türünün, su kirliliğinin biyolojik olarak izlenmesinde biyoindikatör bir tür olarak kullanılabilceği sonucuna varılmıştır.

Anahtar kelimeler: Meriç Deltası, balık dokuları, RAPD analizi, antioksidan enzimler, gen ekspresyonu

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 22.01.2019
Düzeltilme : 05.08.2019
Kabul : 08.08.2019
Yayım : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.516094

* SORUMLU YAZAR

tokatlicem@gmail.com
Tel : +90 284 616 1348

Genotoxic Effects of Environmental Pollution in Meriç Delta Fish: Expressions of Antioxidant Defence Signals, Heat Shock Proteins and DNA Damage-Repair Mechanisms

Abstract: In this study, the effects of pollution on economically important fish species for Gala and Sığırcı Lakes [*Carassius gibelio* (Bloch, 1782), *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758] were investigated. The genotoxic effects of environmental pollution were investigated with reference to gene expressions of antioxidant defense signal (GS, Cu-Zn SOD, CAT), heat shock proteins (HSP26, HSP60, HSP70 and HSP83) and DNA repair (SMUG1) by qRT-PCR assay in muscle, liver and gill tissue of fish species. Additionally, DNA damage determined using RAPD assay. Band changes were clearly detected, especially in the gill tissues of all fishes. In addition, a significant increase in the relative expression of CuZn-SOD in muscle tissue of *C. gibellio*, *S. erythrophthalmus* and *S. lucioperca*. The expression of CAT changed significantly at all tissue of fishes. However, the highest increase in expression level of CAT 128.9, 102.1 and 138.4 fg/µg total RNA was determined in muscle, liver and gill tissues of *S. lucioperca*. While the HSP60 and HSP70 was the least affected by environmental pollutions, greatest DNA repair activity was clearly observed in liver tissue of *S. lucioperca*. We conclude that environmental pollution in Gala and Sığırcı Lake exert genotoxic effects on DNA stability, and gen expressions of defense signaling. Additionally, *S. lucioperca* may be a bio-indicator species for biomonitoring to water pollution.

Keywords: Meriç Delta, fish tissues, RAPD analysis, antioxidant enzymes, gene expression

Alıntılama

Tokatlı C, Doğanlar O, Doğanlar ZB. 2020. Meriç Delta Balıklarında Çevre Kirliliğinin Genotoksik Etkileri: Antioksidan Savunma, Isı Şok Protein Sinyali ve DNA Hasar-Onarım Mekanizmaları. LimnoFish. 6(1): 14-24. doi: 10.17216/LimnoFish.516094

Giriş

Artan nüfus ve buna bağlı tarım ve sanayi faaliyetlerindeki hızlı gelişmeler ve çevre bilincinin yeterince yerleşmemiş olması, su kaynaklarımızı ve sucul canlıları tehdit etmektedir. Balıklar, sağlıklı ve dengeli beslenme için büyük önem taşımaktadır. Özellikle vücutta sentezlenemeyen ve dışarıdan alınması zorunlu olan amino asitleri ve yağ asitlerini bol miktarda içermeleri insan sağlığı için önemlerini açıkça göstermektedir. Bu nedenle sucul ortamlarda artan kirliliğin balıklarda ne gibi etkiler gösterdiğinin araştırılması hem balık biyolojisi hem de insan sağlığı açısından önemli bir konudur.

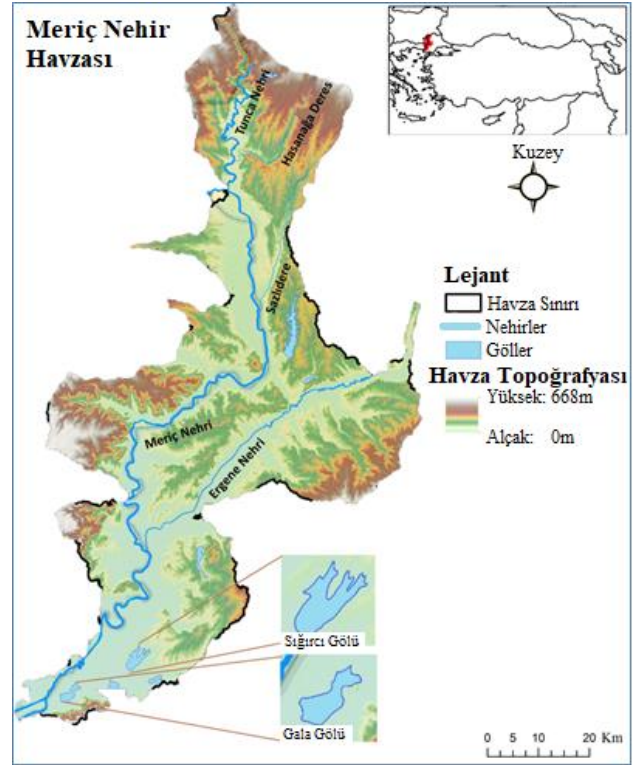
Ülkemize batıdan giren kuş yolu üzerindeki ilk sulak alan olan Meriç Deltası, kuş varlığı yönünden ülkemizin ve dünyanın sayılı zenginlikleri arasında yer almaktadır ve uluslararası kriterlere göre A sınıfı sulak alan kapsamındadır (Yarar ve Magnin 1997). Ülkemizin biyoçeşitlilik açısından sayılı tatlısu ekosistemlerinden olan Gala Sığırcı Gölleri, Meriç Deltasında yer almaktadır ve özellikle havzada yürütülen yoğun tarımsal ve endüstriyel faaliyetlerden önemli şekilde etkilendikleri bilinmektedir (Anonim 2005; Elipek vd. 2010; Güher vd. 2011; Tokatlı vd. 2014). Gala Gölünde yapılan çalışmalarda göl sularının özellikle kadmiyum ve kurşun açısından III. ve IV. sınıf su karakterine sahip olduğu kaydedilmiştir (Yılmaz 2004). Gala Gölü ve gölü besleyen su kaynaklarında su ve sediment numunelerinin çoğunda kadmiyum, kurşun, mangan, kobalt ve bakır konsantrasyonlarının sınır değerlerin üzerinde olduğu bildirilmiştir (Dökmeci 2005). Bunun yanında yapılan çalışmalar Gala Gölünde kirlilik etkisinin Tarımsal ve Endüstriyel kaynaklı olduğunu ortaya koymuştur (Tokatlı vd. 2014; Tokatlı 2017). Sığırcı Gölündeki kirlilik düzeyleri üzerindeki tek çalışma göldeki bazı balıkların dokularında ağır metal miktarlarının belirlendiği bir çalışmadır. Bu çalışmada balıkların solungaç dokularında Cr: 12,4-31,6 ppb, Ni: 22,06-76,7 ppb, As: 10,1-15,2 ppb ve Pb: 49,8-65,3 ppb olarak belirlenmiş ve sınır değerlerde olduğu, bölgenin düzenli olarak izlenmesinin gerekli olduğu önerilmiştir (Tokatlı 2018).

Delta balıkları, sadece sistemin en önemli biyotik öğelerinden olmakla kalmayıp, bölge halkının diyetlerinde önemli bir yere sahiptir ve halk sağlığı açısından büyük önem arz etmektedir. Çalışmamızda, farklı habitat özelliklerine sahip, toplam 6 tür balığın, kas, solungaç ve karaciğer dokularında, kirliliğe bağlı DNA hasarı belirlenmiş, ayrıca antioksidan, ısı şok proteinleri ve DNA tamir genlerine ait gen ekspresyonları ile bölgede mevcut kirliliğin genotoksik etkileri araştırılmıştır.

Materyal ve Metot

Çalışma Alanı ve Örneklerin Toplanması

Özellikle çeltik tarımı için kullanılan sulama ve kurutma kanalı vasıtasıyla Meriç Nehri ile direkt ve Ergene Nehri ile dolaylı olarak bağlantısı bulunan Meriç Deltası önemli derecede kirliliğe maruz kalmaktadır. Meriç Deltası'nın en önemli lentik suları olan ve organik ve inorganik kirlilik yükü günden güne artan Gala ve Sığırcı Gölleri ötrofik karakter sergilemeye başlamıştır. Özellikle bölgede kullanılan kimyasal gübre ve pestisitler ve bunların içerdiği ağır metaller, önemli kirlilik baskılarına maruziyetleri bilinen bu göller üzerinde ağır tahribatlara neden olmaktadır. Bu durum hem ekosistem, hem balık hem de insan sağlığını ciddi şekilde tehdit etmektedir (Elipek vd. 2010; Güher vd. 2011; Tokatlı vd. 2016; Tokatlı ve Başatlı 2016; Tokatlı 2017, 2018).



Şekil 1. Meriç Deltası.

Figure 1. Meriç Delta.

Trakya Bölgesi'nin en önemli sucul sistemi olan Meriç Deltası'nda yer alan, uluslararası öneme sahip Gala Gölü ve önemli balıkçılık faaliyetlerinin yürütüldüğü Sığırcı Gölü'nün en önemli biyotik öğelerinden olan balıkların kas, solungaç ve karaciğer dokularındaki kirliliğe bağlı genotoksik etkileri tespit etmek amacıyla, 2016 yılının yaz mevsiminde yapılan arazi çalışmalarında, balıkçıların serpmeye ağ kullanarak yakaladıkları balıklardan satın alınarak gerekli balık örnekleri temin edilmiştir. Çalışma alanı haritası Şekil 1'de verilmiştir. Analizlerde kullanılan tüm balıkların

Türkçe ve Latince isimleri ile birlikte ağırlık, standart boy, çatal boy ve total boy gibi metrik verileri ve cinsiyetleri kaydedilmiştir. Gala Gölü ve Sığırcı Gölü'nden temin edilen balık türleri ve balıklara ait metrik karakterler Tablo 1'de verilmiştir.

Bölgede yaşayan ve özellikle insani tüketim amacı ile kullanılan tüm balık türlerinden temin

edilmeye özen gösterilmiş. Balık örnekleri naylon poşetler içerisinde ve buz kalıpları arasında muhafaza edilerek laboratuvara getirilmiştir. Gala Gölü ve Sığırcı Gölü'nden temin edilen balıkların kas, solungaç ve karaciğer dokuları disekte edilmiş ve genetik çalışmalar yapılınca kadar -80°C derin dondurucuda saklanmıştır.

Tablo 1. Meriç Deltası göllerinden yakalanan balıkların bazı metrik karakterleri.

Table 1. Some metric characters of fish caught from lakes in Meriç Delta.

Mevki	No	Tür İsmi		Cinsiyet	Ağırlık (gr)	Boy (mm)		
		Latince	Türkçe			Standart	Çatal	Total
Gala Gölü	1			Dişi	560	257	280	300
	2	<i>Carassius gibelio</i>	Gümüşi	Dişi	545	233	260	275
	3	(Bloch, 1782)	havuz balığı	Dişi	543	230	255	264
	4			Dişi	562	255	286	300
	5			Dişi	1250	320	350	394
	6			Dişi	1100	315	338	380
	7	<i>Carassius carassius</i>	Havuz	Dişi	1130	305	333	387
	8	(Linnaeus, 1758)	balığı	Dişi	1300	340	365	398
	9			Erkek	1050	295	325	370
Sığırcı Gölü	10			Dişi	270	255	277	300
	11	<i>Scardinius</i>		Dişi	263	245	272	295
	12	<i>erythrophthalmus</i>	Kızılkanaat	Dişi	260	245	270	290
	13	(Linnaeus, 1758)		Dişi	257	222	245	265
	14			Dişi	258	240	260	285
	15	<i>Cyprinus carpio</i>	Pullu	Erkek	1080	313	340	364
	16	Linnaeus, 1758	sazan	Erkek	1150	375	300	324
	17	<i>Sander lucioperca</i>	Sudak	Dişi	430	333	362	375
	18	(Linnaeus, 1758)		Dişi	205	220	232	250
	19	<i>Perca fluviatilis</i>	Tatlısu	Erkek	185	200	218	225
20	Linnaeus, 1758	levreği	Erkek	178	175	200	210	

Gen Amplifikasyon ve Gen Ekspresyon Çalışmaları

DNA ve RNA izolasyonu

Balık dokularından DNA izolasyonu DNeasy® Tissue-Blood (Qiagen, USA) kit ile kit protokolü kullanılarak balık örnekleri için her lokalite 3 er tekerrür olmak üzere 0,5 gram balık örneği kullanılarak yapılmıştır. *Cyprinus carpio* türü için 3 tekerrür, iki balıktan alınan dokular paçal yapılarak elde edilmiş, tek örnek olan *Sander lucioperca*'da ise dokuların 3 farklı yerinden örnek alınmıştır.

Balık dokularından total RNA izolasyonu için, Total RNA PureLink® RNA Mini Kit (Life Sciences) kullanılmış ve RNA kit protokolüne göre izole edilmiştir. Dokulardan izole edilen RNA miktarları, Qubit® Fluorometer (Invitrogen) ile belirlenmiş ve High Capacity cDNA Reverse Transcription Kit (Applied Biosystems) kullanılarak PCR şartları adım 1: 25 °C, 10 dk; adım 2: 37 °C, 120 dk; adım 3: 85 °C, 5 dk olacak şekilde programlanmış ve cDNA sentezi yapılmıştır. Elde

edilen cDNA'lar daha sonraki analizlerde kullanılmak üzere -20°C'de saklanmıştır.

Rasgele çoğaltılmış polimorfik farklılık; RAPD yöntemi

Total DNA PCR reaksiyonu öncesi nukleaz free su kullanılarak 25 ng/µl konsantrasyona ayarlanmıştır. Standart 50 µl PCR reaksiyonu 2 µl (50±10 ng) template DNA, 5µl 10× Taqbuffer + KCl (Fermentas, EP0071), 1,25 U TaqDNA polimerase (Fermentas, EP0401), 6 µl 2,5 mM MgCl₂, (Fermentas, R0971) 1 µl 10× dNTPs (Fermentas, R0181), 1µl her bir primer ve nuklease free su (R0581, Fermentas) ile yapılmıştır. Çalışmada 9-11 bazlık 20 farklı RAPD primeri kullanılmıştır. DNA amplifikasyonu PCR ile yapılmıştır (40 döngü 95°C denaturasyon (30 saniye), 37°C annealing (30 saniye), and 72°C elongasyon (90 saniye) ile başlangıç 94°C denaturasyon (3 dakika) ve son uzatma 72°C (30 dakika). DNA ile çoğaltılan örneklerden, 15 µl alınarak 3 µl loading dye (R0611, Fermentas) eklenmiş ve %2 agaroz jel+ethidium

bromit, 2× TAE (Tris 1,6 M, asetik asit 0,8 M, EDTA 40 mM) tampon içerisinde yürütülmüştür. Moleküler ağırlık standardı olarak 100 bp lik, Gene Ruler 100 bp plus DNA (Fermentas, SM0321) kullanılmıştır. Elde edilen bantlar UV transilluminatorde (ViberLourmat, Quantum ST4), izlenmiş ve BIO-PROFIL, BIO-1D++ programları kullanılarak analiz edilmiştir.

RT-PCR (RT-PCR)

Balıkların kas, karaciğer ve solungaç dokularında Süperoksit Dismutas (SOD), katalaz (CAT), Glutasyon sentaz (GS) antioksidan enzimlerinin, HSP60 ve HSP70 ısışok proteinlerinin sentezinden sorumlu gen ekspresyonları ve zincir hasar tamiri ve urasil yanlış eşlenik tamirinden sorumlu SMUG1 tam kantitatif qRT-PCR yöntemi ile analiz edilmiştir. Elde edilen toplam RNA'dan High Capacity RT Kit kullanılarak cDNA sentezi yapılmıştır. Elde edilen cDNA RT-PCR'da SYBR Green qPCR Mastermix protokolüne uygun olarak;

SOD; F (5'-GTTCGGTGACAACACCAATG-3') ve
R(5'-GGAGTCGGTGATGTTGACCT-3'),

CAT: F(5'-TACGAGCAGGCCAAGAAGTT-3') ve
R(5'-ACCTTGACGGCAGTTCAC-3'),

GS: F (5'-TGGGACCAGCAAGTAAAACC-3') ve
R(5'-TCGCGAATG TAGAACTCGTG-3'),

HSP70 F (5' CGAGETCGACGCATTGTTT 3')
R (5' GAGTGGATCCGCCGACGAGTA 3')

HSP60 F(5'GTCGCGCCCCGTTAGCAC 3')
R(5'CATCGCGTCCCACCTTCTTCAT 3')

SMUG1 F (5'CTCTGTGGCTGAGGGTTGAT-3')
R (5'TTGTAGATGATGCCACAGG-3')

primerleri kullanılarak çoğaltılmıştır. Eldeki Power syber green mix, cDNA ve primerler Step-one plus qRT-PCR'da PCR program: 1 döngü 2 dakika 50°C ve 10 dakika 95°C, bunu takiben, 40 döngü denaturasyon (95°C 15 saniye) ve anelling ve uzatma (60°C 'de 1 dakika) ile çoğaltılmıştır.

Tam kantitatif Real Time PCR (qRT-PCR) çalışmalarında gen ekspresyonun belirlenmesinde standart olarak kullanılacak genler, hücre kültürü koşullarında kültüre alınan C8 Astrosit hücrelerine H₂O₂ uygulaması yapılarak elde edilmiştir. Hidrojen peroksit uygulaması yapılan hücrelerden yukarıda anlatıldığı şekilde RNA izole edilmiş izole edilen RNA'lar agaroz jelde yürütülerek primer ve diğer kırılmış genetik materyalden ayrılması sağlanmıştır. Bu RNA'lar Qiagen Gel Ekstraksiyon kit ile saflaştırılmış ve RNA miktarları Optizen Nanodrop Spektrofotometre kullanılarak belirlenmiştir. Balık dokularındaki gen ekspresyonları baz alınarak her bir

gen için başlangıç konsantrasyonu belirlenmiş ve bu konsantrasyondan başlanarak seri sulandırım ile 8 farklı konsantrasyon hazırlanmıştır. Hazırlanan kalibrasyon noktaları yukarıda belirtildiği şekilde balık dokuları ile aynı PCR koşullarında çoğaltılarak her bir gen için 8 noktalı kalibrasyon eğrisi hazırlanmış ve balık dokularından okunan örneklerdeki gen ekspresyon miktarları bu kalibrasyon eğrileri kullanılarak 1µg Total RNA içinde belirlenen gen için fg olarak belirlenmiştir (Park vd. 2003).

Bulgular ve Tartışma **Genotoksik Veriler**

RAPD yöntemi toksik maddelerinin genotoksite çalışmalarında canlı organizmalarda yaygın olarak kullanılan bir tekniktir (Cenkeci vd. 2010; Doğanlar 2012). RAPD bantlarındaki değişimlerin oligonükleotidlerin yeniden düzenlenmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Toksikite çalışmalarında RAPD profilinde yeni bantların ortaya çıkması toksik madde tarafından DNA hasarının indüklenmesini ya da DNA tamir mekanizmalarının yeterli olmamasının bir sonucu olarak genetik stabilitenin bozulması olarak değerlendirilmektedir. (Conte vd. 1998; Atienzar vd. 1999; Liu vd. 2005). Bantların kaybolmasının ise özellikle yüksek ağırlıklı DNA ürünlerinin bozulmasının bir sonucu olduğu rapor edilmiştir (Liu vd. 2005).

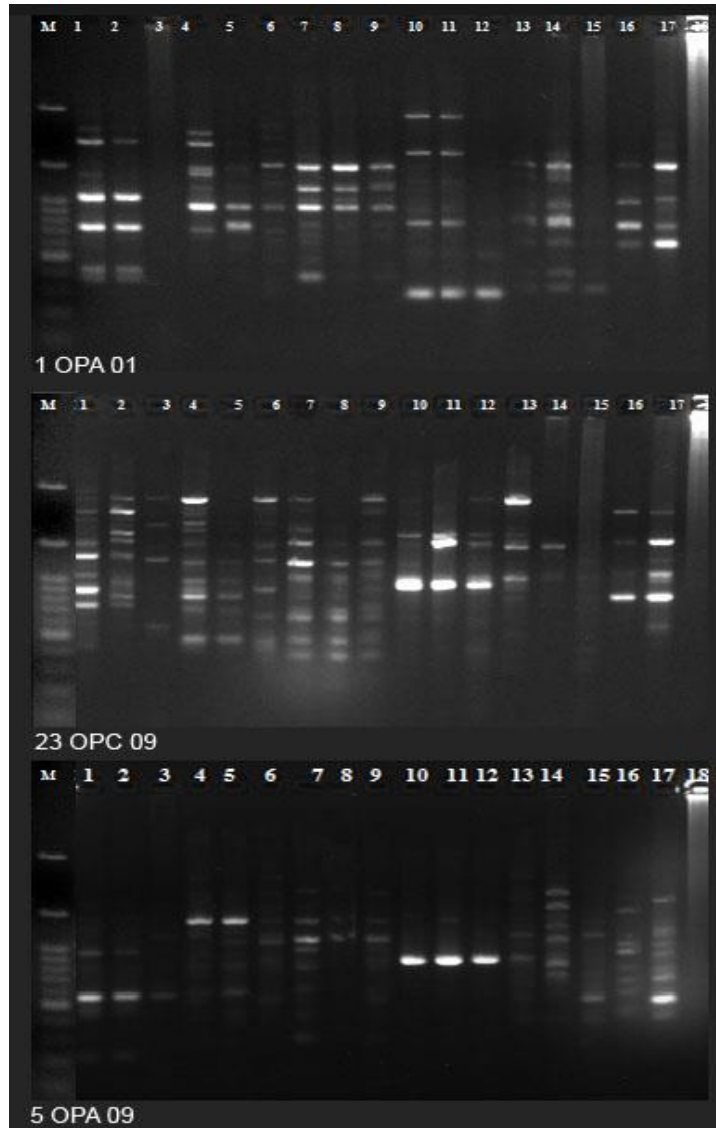
Toplamda 6 farklı türe ait balıkların kas, karaciğer ve solungaç dokularından elde edilen Total DNA örneklerinde, RAPD analizi yapılmıştır. Bu kapsamda total DNA polymorfiziminin saptanması amacıyla kullanılan 20 farklı RAPD primerinden ön denemeler sonucu seçilen 13 farklı oligonükleotid primerin; 1 adedi tüm örneklerde band vermemiş, 9 adedi yapılan tekrararlarda aynı sonucu vermemiş, 5 adedi tekrararlarda aynı sonucu vermiştir. Tekrararlarda aynı sonucu veren bu 5 adet primer dikkatle incelenerek, 3 adet informative ve stress spesifik primer sonucu RAPD analiz için tercih edilmiştir.

Yapılan RAPD analizinde üç farklı oligonükleotid primer uygulama grubunda, 100 (5OPA09) ile 2072 bp (1OPA01) arasında değişen uzunluklarda gen fragmentleri çoğaltılmıştır. RAPD profiline ait bp değerleri Şekil 2'de verilmiştir. RAPD profilinde görülen bant yoğunluğundaki artış ve azalışlar özellikle solungaç dokularında örnekleme yapılan tüm balıklar ve örnekleme noktalarında gözlemlenmiştir. RAPD bant sayılarındaki değişim ve kirlilik konsantrasyonları arasında pozitif bir korelasyon olduğu gözlemlenmiştir. En yüksek bant değişimi genel olarak solungaç dokularında sonrasında kas dokularında belirlenmiş, bu değişim balık türlerine

ve toplandıkları bölgede kirlilik miktarları ile ilişkili olarak balık dokularında bant yoğunluklarının değişimi, normal bantların kaybolması ve yeni bantların oluşumu şeklinde kendini göstermiştir. Burada oluşan RAPD bant polimorfizminin oligonükleotitlerin priming bölgelerindeki değişim sebebi ile oluştuğu ve genomun yeniden düzenlenmesi sonucu oluştuğu düşünülmektedir. Yeni oluşan bantların toksik stresörler sonucu meydana gelen DNA hasarından kaynaklandığı rapor edilmiştir (Doğanlar vd. 2014; Güçlü vd. 2018). Bununla birlikte yeni bantlar genomik kalıp kararlılığının bozulması sonucu da oluşabilmektedir. Genetik kararlılık DNA hasar seviyesi ve DNA tamir

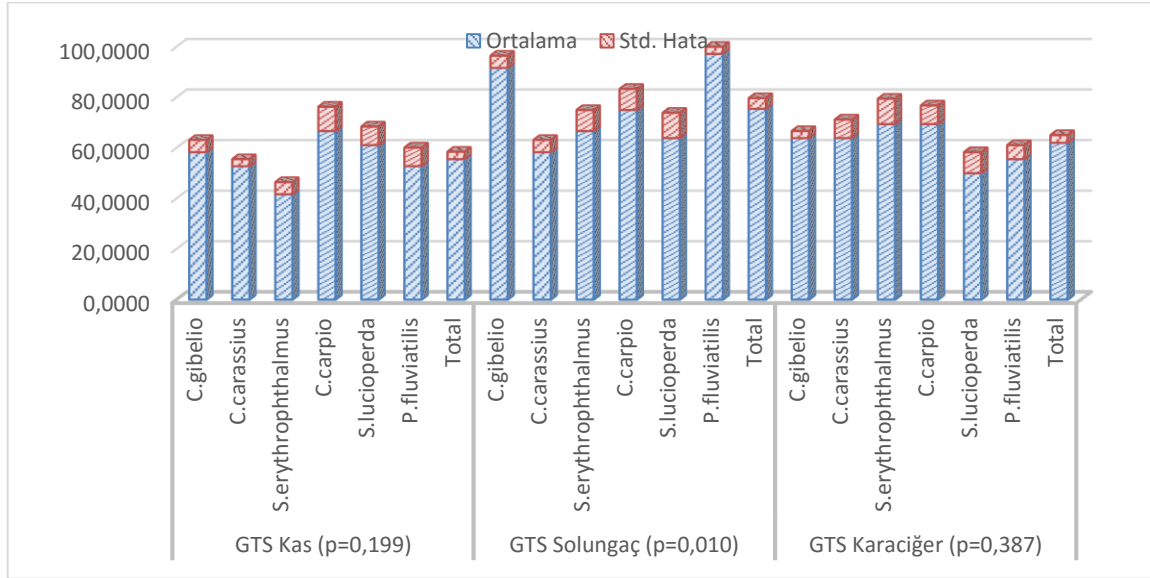
ve replikasyon mekanizmalarının etkinliği ile ilişkilidir (Atienzar vd. 1999). Liu vd. (2005) PCR ürünlerinin kaybolmasının yüksek moleküler ağırlıktaki bantların etkilenmesinden kaynaklandığını rapor etmişlerdir. Çalışmamızda elde edilen bulgular yukarıdaki sonuçları destekler niteliktedir.

Yapılan RAPD analizinde genomik kalıp kararlılığının tüm balıklarda önemli ölçüde değiştiği belirlenmiştir. Oluşan bant polimorfizmi kullanılan markardaki bp bantlarına göre skorlanmış ve kontrol % 100 olarak kabul edilerek %GTS analizi yapılmış sonuçlar Şekil 3'te verilmiştir.



Şekil 2. *C. gibelio* 1)Kas, 2)Karaciğer, 3)Solungaç; *C. carassius* 4)Kas, 5)Karaciğer, 6)Solungaç; *S. erythrophthalmus* 7)Kas, 8)Karaciğer, 9)Solungaç; *C. carpio* 10)Kas, 11)Karaciğer, 12)Solungaç; *S. lucioperca* 13)Kas, 14)Karaciğer,15)Solungaç; *P. fluviatilis* 16)Kas, 17)Karaciğer,18)Solungaç dokularında RAPD analiz bant polimorfizmi. Primerler: 1 OPA 01, 23 OPC 09, 5 OPA 09. Marker (M) Geneaid 100 bp DNA ladder 100–3,000 bp.

Figure 2. *C. gibelio* 1)Muscle, 2)Liver, 3)Gill; *C. carassius* 4)Muscle, 5)Liver, 6)Gill; *S. erythrophthalmus* 7)Muscle, 8)Liver, 9)Gill; *C. carpio* 10)Muscle, 11)Liver, 12)Gill; *S. lucioperca* 13)Muscle, 14)Liver, 15)Gill; *P. fluviatilis* 16)Muscle 17)Liver, 18)RAPD analysis band polymorphism in gill tissues. Primers: 1 OPA 01, 23 OPC 09, 5 OPA 09. Marker (M) Geneaid 100 bp DNA ladder 100–3,000 bp.



Şekil 3. Farklı örnekleme noktalarından toplanılan *C.gibelio*, *C.carassius*, *S. erythroptalmus*, *C.carpio*, *S.lucioperca*, *P. fluviatilis* türlerinde kas, solungaç ve karaciğer dokularında belirlenen Genetik kalıp kararlılığı (% GTS).

Figure 3. Genetic mold stability (% GTS) determined in muscle, gill and liver tissues in *C.gibelio*, *C.carassius*, *S. erythroptalmus*, *C.carpio*, *S.lucioperca*, *P. fluviatilis* species collected from different sampling points.

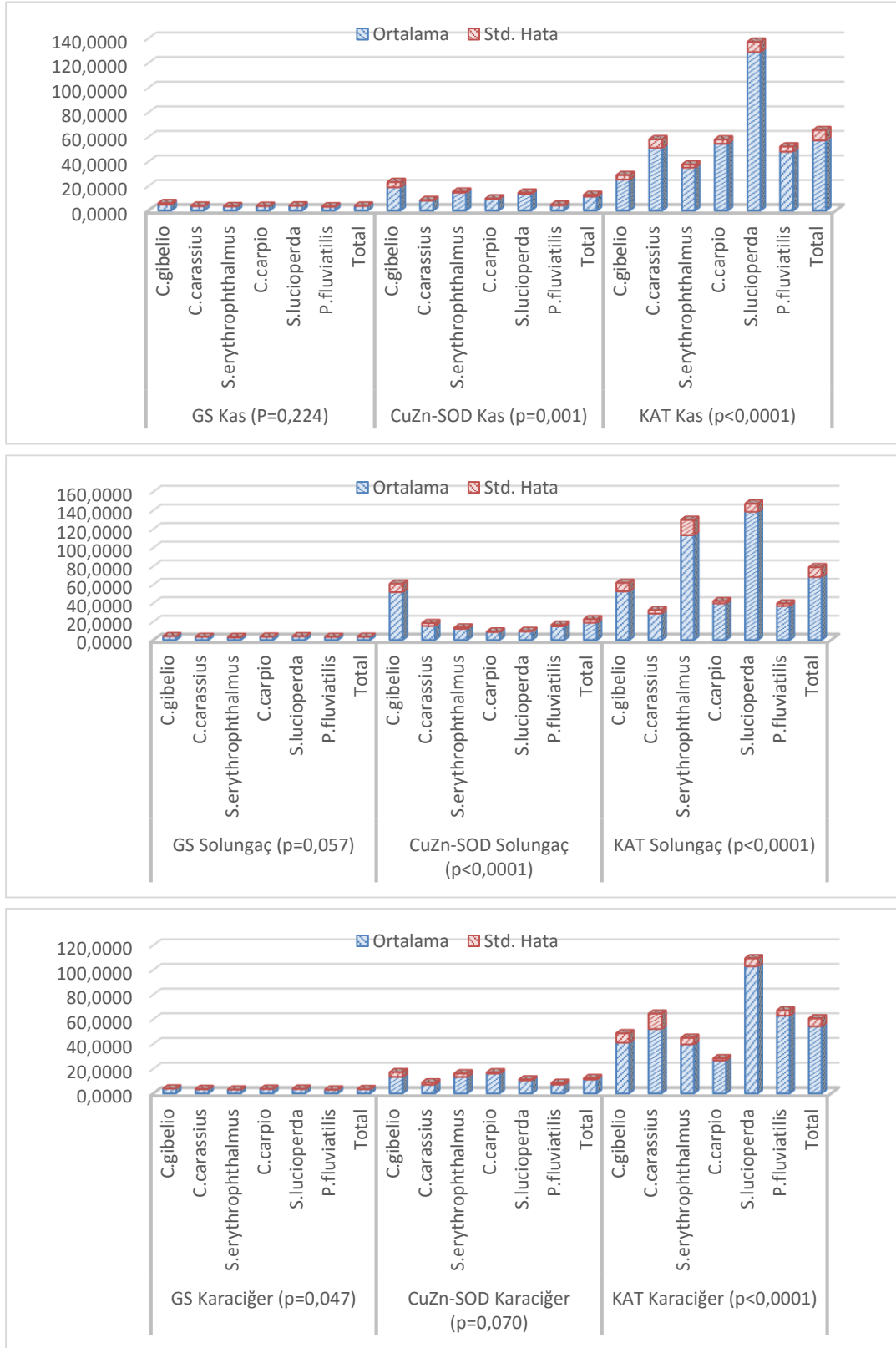
RAPD band polimorfizm değerleri kullanılarak yapılan hesaplamada en düşük genomik kalıp kararlılığının daha çok *C. carassius*, *S. erythroptalmus* türlerinin kas dokularında oluştuğu görülmüş, bu türlerde kas dokuları için % GTS sırasıyla $52,7 \pm 4,8$, $41,6 \pm 8,3$ olarak saptanmıştır. Karaciğer dokularında en düşük genomik kalıp kararlılığı değişimi *S.lucioperca*, *P.fluviatilis*'de $50,0 \pm 8,2$ ve $55,5 \pm 5,6$ olarak belirlenirken, solungaç dokularında genomik kalıp kararlılığı en yüksek tür *C. gibelio* ve *P. fluviatilis* olmuş, en zayıf tür ise *C. carassius* ve *S. lucioperca* olarak belirlenmiştir (Şekil 3). Yapılan istatistik analizde kas ve karaciğer dokularında % GTS değerleri arasında fark oluşmazken, solungaç dokularında türler arasında belirlenen fark istatistik olarak anlamlı bulunmuştur ($P=0,010$) (Şekil 3).

Gen Ekspresyon Analizleri

Canlı hücreler normal yaşam koşullarında herhangi bir stres faktörüne maruz kaldıklarında metabolizmanın verdiği ilk cevap reaktif oksijen türlerinin oluşumudur. Reaktif oksijen türleri dış orbitalde çift oluşturmamış elektroları bulunan enerjisi yüksek oksijenli bileşiklerdir. Bu oksijen türleri hücrede ilk etapta membran hasarı oluşturmakta, protein ve lipid dengesini bozarak enzim ve hormon mekanizmasını etkilemekte ayrıca, DNA nükleotid ve koenzimler gibi birçok biyolojik

materyale zarar vermektedir. Bu zarar sonucu, sinirsel iletim zarar görmekte, nörotoksik etki oluşmakta, çeşitli kalp-damar hastalıkları, bağışıklık sistemi bozuklukları ve çeşitli kanser türlerinin oluşumu görülmektedir (Economos vd. 1982; Massie 1988; Ruddle vd. 1988; Bourg 2001). Vücut bu hasarı engellemek için çeşitli savunma mekanizmaları geliştirmiştir. Antioksidan enzimler olarak adlandırılan bir grup enzim ROS'lar için birincil savunma mekanizmalarını içerirler. Süperoksit dismutaz (SOD), Katalaz (CAT), Glutasyon ve Glutasyon Peroksidaz (GSHPx) en bilinen enzimatiok antioksidanlardır. Birincil savunma mekanizması içerisinde SOD, süperoksit anyonunun ($\bullet O_2^-$), hidrojen peroksit (H_2O_2) ve oksijene dönüşümünü katalize ederek bu radikallerin etkisini azaltmakta, CAT ise, SOD enzimi faaliyeti sonucunda meydana gelen toksik H_2O_2 'nin su ve oksijene dönüşümünü katalizlemektedir (Duthie vd. 1989; Bourg 2001).

Bu bilgiler ışığında çalışmamız kapsamında *C. gibelio*, *C. carassius*, *S. erythroptalmus*, *C. carpio*, *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* türlerinde kas, karaciğer ve solungaç dokularında çevresel kirlenmelerin ROS üretimi ve antioksidan gen ekspresyon seviyelerine etkileri SOD, CAT ve GS gen ekspresyonları ile araştırılmıştır. Antioksidan enzim gen ekspresyonları Şekil 4'te verilmiştir.



Şekil 4. Farklı örnekleme noktalarından toplanılan *C. gibelio*, *C. carassius*, *S. erythroptalmus*, *C. carpio*, *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* türlerinde kas, solungaç ve karaciğer dokularında GS, SOD ve CAT gen ekspresyonları (fg/μg Total RNA). Veriler ortalama ± SH, n=3. Farklı harfle gösterilen ortalamalar istatistik olarak farklıdır, tek yönlü ANOVA, Duncan testi, $P \leq 0,05$.

Figure 4. GS, SOD and CAT gene expressions (fg / μg Total RNA) in muscle, gill and liver tissues in *C. gibelio*, *C. carassius*, *S. erythroptalmus*, *C. carpio*, *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* species collected from different sampling points.). Data are mean ± SH, n = 3. The averages shown in different letters are statistically different, one-way ANOVA, Duncan test, $P \leq 0.05$.

Yapılan çalışmada, çalışılan tüm balık türlerinde glutatyon sentaz (GS) gen ekspresyonu, karaciğer ve solungaç dokularından daha düşük olarak belirlenmiştir. Balıklar arasında karaciğer dokularında belirlenen GS gen ekspresyonu istatistik bir fark oluşturmuş, diğer dokularda bu fark istatistik olarak anlamlı seviyede olmamıştır (Şekil 4).

Hücrelerde ağır metal kaynaklı ROS oluşumuna ilk cevap olarak oluşan Süperoksit Dismütaz (SOD) ve Katalaz (CAT) gen ekspresyonları incelendiğinde en yüksek SOD ekspresyonunun *C. gibelio* türünde kas, karaciğer ve solungaç dokularında sırasıyla $19,01 \pm 4,18$, $13,36 \pm 13,74$ ve $51,80 \pm 9,09$ fg/ μ g total RNA olarak belirlendiği, bunu kas ve karaciğer dokularında *S. erythrophthalmus* türüne ait dokularda belirlenen gen ekspresyonunun takip ettiği belirlenmiştir. Tüm balıklar içinde en yüksek CAT ekspresyonu solungaç dokularında *S. erythrophthalmus* ve *S. lucioperca* türlerinde sırasıyla $113,36 \pm 16,34$, $138,41 \pm 8,74$ fg/ μ g total RNA pg/ml olarak belirlenirken kas dokularında *S. lucioperca* türünde $128,92 \pm 8,14$, karaciğer dokusunda ise yine aynı türde $102,84 \pm 6,49$ fg/ μ g total RNA olarak saptanmıştır. Balık dokularında çevresel kirliliğe en net ekspresyon yanıtının CAT enziminden sorumlu mRNA ekspresyonunda olduğu belirlenmiştir.

Farklı stres koşullarında insan, bitki ve böceklerde bu enzimlerdeki değişimler ve bu enzimlerden sorumlu gen ekspresyonları (Stavaley vd. 1990; Reveillaud vd. 1991; Sun ve Tower 1999; Posgai vd. 2011) daha önceki çalışmalar ile belirlenmiştir. Proje kapsamında antioksidan gen ekspresyonları genel olarak değerlendirildiğinde non enzimatik glutatyon mekanizmasının daha çok karaciğer ve solungaç dokularında etkin olduğu gözlemlenmiş, bu sebeple balık dokularında mevcut ağır metal birikimlerinin bu dokularda lipid peroksidasyonuna neden olduğu düşünülmüştür. Bununla birlikte aynı bölgelerden alınan balık dokularında SOD ve CAT gen ekspresyonlarının farklı düzeylerde olduğu görülmüş, özellikle non enzimatik antioksidan olan GS gen düzeyinin balık türleri arasında önemli bir değişim göstermediği görülmüştür. SOD ve CAT gen ekspresyonu ise türler arasında istatistik olarak önemli seviyede değiştiği özellikle CAT geninde *S. erythrophthalmus* ve *S. lucioperca* türlerinde overekspresyona sebep olduğu belirlenmiştir. Bu durumun özellikle balık türlerinde biriken ağır metal, pestisit ve diğer toksik bileşiklerin oluşturduğu yüksek hidrojen peroksit reaktif türü ve peroksidasyon kaynaklı olduğu düşünülmüştür.

Çalışmamız kapsamında antioksidan sisteme ek olarak protein katlanmasında ve DNA hasarı sebebiyle oluşan protein hasarlarının tamirinde önemli rol

oynayan stres spesifik ısışok ailesi protein grubundan HSP70 ve HSP60 genleri ve hem tek hemde çift zincir kırıklarının tamirinde görevli SMUG1 gen ekspresyonu çalışılmıştır (Şekil 5).

Yapılan çalışmada hücrelerde oluşan bir gen hasarı sonucu ortaya çıkabilecek proteinlerin yanlış katlanmasını düzelteren, düzeltilmeyen proteinlerin degrades edilmesinde görev alan mitokondrial ısı şok proteini HSP60 ve stres spesifik hücrel ısışok proteini HSP70 ekspresyon seviyeleri incelendiğinde *C. carpio*, *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* kas ve karaciğer dokularında HSP ailesi genlerin seviyelerinin diğer türlere kıyasla nispeten daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Ancak kas dokusunda *C. gibelio* türünde mitokondrial HSP60'ın yüksek olduğu belirlenmiştir. Ancak yapılan istatistik analizde aralarında anlamlı bir fark bulunmamıştır. Isı şok genleri genel olarak stres genleri olarak bilinirler ve strese ilk tepki veren genlerdir. HSP70, HSP26 ve HSP83 kaperonin fonksiyonundan yani sitoplazmik proteinin doğrulanmasından sorumludur, HSP60 ise şaperon fonksiyonuna yani mitokondrial proteinlerin ve pro apoptotik moleküllerden sorumludur (Macario ve Macario 2005; Chang vd. 2007; Tang vd. 2007; Singh vd. 2010). Özellikle HSP70 kimyasal bileşiklerin hücre toksitesinde, anormal değişim gösteren hücrel proteinlerin düzenlenmesinde, erken dönem tepki veren bir sinyal gen olarak bilinmektedir (Kohler vd. 2005; Haap vd. 2008; Doğanlar vd. 2018). Ayrıca, *D. melanogaster*'de uçucu organik bileşik uygulamasında, artan reaktif oksijen türlerinin düzenlenmesinde rol aldıkları belirtilmiştir (Singh vd. 2010; Doğanlar ve Doğanlar 2015). Çalışmamızda bu genlerde önemli bir fark olmamasının sebebinin balıkların uzun süre yaşadıkları metal yüksek ortamlara adaptasyonu olduğu düşünülmektedir.

Yapılan çalışmada özellikle çift zincir ve tek zincir DNA tamir mekanizmalarından sorumlu, bunun yanında spesifik olarak urasil yanlış eşleşme tamirinde görev alan SMUG1 geninin özellikle kas dokusunda *C. gibelio*, *C. carassius*, *S. erythrophthalmus* türlerinde yüksek olduğu belirlenmiştir.

Yapılan çalışmada özellikle karaciğer dokusunda *S. lucioperca* türünde, solungaç dokusunda ise *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* türlerinde SMUG1 geninin overekspresyonu olduğu belirlenmiştir. Özellikle *S. lucioperca*, türünde görülen çok yüksek ekspresyonun, RAPD analizinde ve ayrıca %GTS analizinde görülen genetik kalıp kararlılığındaki bozulma ve buna bağlı olarak genetik hasarın tamiri ile ilgili olduğu düşünülmektedir.



Şekil 5. Farklı örnekleme noktalarından toplanılan *C. gibelio*, *C. carassius*, *S. erythroptthalmus*, *C. carpio*, *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* türlerinde kas, karaciğer ve solungaç dokularında HSP60, HSP70 ve SMUG1 gen ekspresyonları (fg/μg Total RNA). Veriler ortalama ± SH, n=3. Farklı harfle gösterilen ortalamalar istatistik olarak farklıdır, tek yönlü ANOVA, Duncan testi, $P \leq 0,05$.

Figure 5. HSP60, HSP70, and SMUG1 gene expressions (fg/μg Total RNA in muscle, liver and gill tissues in *C. gibelio*, *C. carassius*, *S. erythroptthalmus*, *C. carpio*, *S. lucioperca*, *P. fluviatilis* species collected from different sampling points. Data are mean ± SH, n = 3. The averages shown in different letters are statistically different, one-way ANOVA, Duncan test, $P \leq 0.05$.

Bölgede yapılan çalışmalar gerek örneklem yapılan göllerin gerekse bu bölgeyi besleyen su kaynaklarının kirlendiğini göstermektedir. Meriç Nehrinin, Ege Denizine döküldüğü bölgede çinko, bakır ve cıva seviyelerinin yüksek olduğu belirlenmiş (Ergin ve Yemenicioğlu 1997) ve yine Meriç Nehrinin döküldüğü bölgede kurşun konsantrasyonları oldukça yüksek olduğu ortaya konulmuştur (Batki vd. 1999). Benzer çalışmalar Meriç Deltasında yürütülmüş ve deltada su, sediment ve bazı balıklarda organoklorlu pestisit kalıntılarının risk oluşturacak seviyede olduğu belirlenmiştir (Erkmen ve Kolankaya 2006; Ayas 2007). Benzer sonuçlar Gala Gölü ve Sığırcı Gölünden elde edilen balıkların dokularında da elde edilmiş ve balıklarda önemli düzeyde bir toksik metal birikiminin olduğu görülmüştür (Tokatlı 2018).

Sonuç olarak Meriç Deltasında iki farklı gölden alınan balık örneklerinde, bu göllerde mevcut çevresel kirliliğin, özellikle aynı balık türünde tümüyle aynı DNA'ya sahip kas, karaciğer ve solungaç dokularında görülen genomik kalıp kararlılığındaki değişimler göz önüne alındığında genotoksik bir etki oluşturduğu düşünülmektedir. Bu savımızı özellikle DNA tamir geni, bunun yanında çevresel abiyotik stres etmenlerine güçlü bir savunma cevabı oluşturan antioksidan savunma sinyali genleri SOD ve CAT ekspresyonlarındaki önemli düzeydeki artışların desteklediği düşünülmektedir. Şu an için bölgedeki her iki gölde balıklar için en azından moleküler seviyede tehdit oluşturabilecek bir kirliliğin olduğu, bu sebeple yoğun tarımsal faaliyetlerin yapıldığı bu göllerin insan ve çevre sağlığı açısından düzenli olarak takip edilmesi gerektiği önerilmektedir.

Teşekkür

Bu araştırma, Trakya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi (TÜBAP 2016/86) tarafından finansal olarak desteklenmiştir.

Kaynaklar









- Anonim 2005. Edirne İl Çevre Durum Raporu. Edirne Valiliği İl Çevre Ve Orman Müdürlüğü.
- Atienzar FA, Conradi M, Evenden AJ, Jha AN, Depledge MH. 1999. Qualitative assessment of genotoxicity using random amplified polymorphic DNA, comparison of genomic template stability with key fitness parameters in *Daphnia magna* exposed to benzo[a]pyrene. Society Environmental Toxicology and Chemistry. 18(10):2275–2282.
doi: 10.1002/etc.5620181023
- Ayas Z. 2007. Review on DDT and its residues in Turkey's wetlands. J Environ Biol. 28(4):707-715.
- Batki H, Kucuksezgin F, Uslu O. 1999. Trace metal distribution in different chemical fractions of marine sediments along the eastern Aegean shelf. Toxicol Environ Chem. 70(1-2):243-258.

- doi: 10.1080/02772249909358752
- Bourg EL. 2001. Oxidative stress, aging and longevity in *Drosophila melanogaster*. FEBS Letters 498(2-3):183-186.
doi: 10.1016/S0014-5793(01)02457-7
- Cenkci S, Yildiz M, Cigerci IH, Bozdog A, Terzi ESA. 2010. Evaluation of 2,4-D and Dicamba genotoxicity in bean seedlings using comet and RAPD assays. Ecotox Environ Safe. 73(7):1558-1564.
doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.07.033
- Chang HC, Tang YC, Hayer-Hartl M, Hartl UC. 2007. SnapShot: molecular chaperones, Part I. Cell 128(1):212.e1-212.e2.
doi: 10.1016/j.cell.2007.01.001
- Conte C, Mutti I, Puglisi P, Ferrarini A, Regina G, Maestri E. 1998. DNA fingerprinting analysis by a PCR based method for monitoring the genotoxic effects of heavy metals pollution. Chemosphere. 37(14-15):2739-2749.
doi: 10.1016/S0045-6535(98)00317-8
- Doğanlar ZB. 2012. Physiological and genetic responses to pesticide mixture treatment of *Veronica beccabunga*. Water Air Soil Poll. 223(9):6201-6212.
doi: 10.1007/s11270-012-1350-y
- Doğanlar ZB, Doğanlar O, Tabakçioğlu K. 2014. Genotoxic effects of heavy metal mixture in *Drosophila melanogaster*: expressions of heat shock proteins, RAPD profiles and mitochondrial DNA sequence. Water Air Soil Poll. 225:2104.
doi: 10.1007/s11270-014-2104-9
- Doğanlar O, Doğanlar ZB. 2015. Effects of a mixture of volatile organic compounds on total DNA and gene expression of heat shock proteins in *Drosophila melanogaster*. Arch Environ Con Tox. 68(2):395-404.
doi: 10.1007/s00244-014-0089-4
- Doğanlar ZB, Doğanlar O, Tozkir H, Gökcalp FD, Doğan A, Yamaç F. Aktaş ÜE. 2018. Nonoccupational exposure of agricultural area residents to Pesticides: Pesticide accumulation and evaluation of genotoxicity. Arch Environ Con Tox. 75(4):530-544.
doi: 10.1007/s00244-018-0545-7
- Dökmeçi AH. 2005. Gala Gölü ve gölü besleyen su kaynaklarında ağır metal kirliliğinin araştırılması. [Yüksek lisans tezi]. Trakya Üniversitesi. 112 s.
- Duthie GG, Wahle KWJ, James WPT. 1989. Oxidants, antioxidants and cardiovascular disease. Nutr Res Rev. 2(1):51-62.
doi: 10.1079/NRR19890007
- Economos AC, Ballard RC, Miquel J, Binnard R, Philpott DE. 1982. Accelerated aging of fasted *Drosophila*. Preservation of physiological function and cellular fine structure by thiazolidine carboxylic acid (TCA). Exp Gerontol. 17(2):105-114.
doi: 10.1016/0531-5565(82)90043-2
- Elipek BÇ, Arslan N, Kirgiz T, Öterler B, Güher H, Özkan N. 2010. Analysis of Benthic Macroinvertebrates in Relation to Environmental Variables of Lake Gala, a National Park of Turkey. Turk J Fish Aquat Sc. 10:235-243.
doi: 10.4194/trjfas.2010.0212
- Ergin M, Yemenicioğlu S. 1997. Geologic assessment of environmental impact in bottom sediments of the

- eastern Aegean sea. *Int J Environ Stud.* 51(4):323-334.
doi: [10.1080/00207239708711090](https://doi.org/10.1080/00207239708711090)
- Erkmen B, Kolankaya D. 2006. Determination of organochlorine pesticide residues in water, sediment, and fish samples from the Meriç Delta, Turkey. *Int J Environ An Ch.* 86(1-2):161-169.
doi: [10.1080/03067310500247926](https://doi.org/10.1080/03067310500247926)
- Güçlü H, Doganlar ZB, Gürlü VP, Özal A, Dogan A, Turhan MA, Doganlar O. 2018. Effects of cisplatin-5-fluorouracil combination therapy on oxidative stress, DNA damage, mitochondrial apoptosis, and death receptor signalling in retinal pigment epithelium cells. *Cutan Ocul Toxicol.* 37(3):291-304.
doi: [10.1080/15569527.2018.1456548](https://doi.org/10.1080/15569527.2018.1456548)
- Güher H, Erdoğan S, Kırgız T, Elipek BÇ. 2011. The Dynamics of Zooplankton in National Park of Lake Gala (Edirne-Turkey). *Acta Zool Bulgar.* 63(2):157-168.
- Haap T, Triebkorn R, Kohler HR. 2008. Acute effects of diclofenac and DMSO to *Daphnia magna*: immobilization and Hsp70 induction. *Chemosphere.* 73(3):353-359.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2008.05.062](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.062)
- Kohler HR, Alberti G, Seniezak A. 2005. Lead induced hsp70 and hsp60 pattern transformation and leg malformation during postembryonic development in oribatid mite *Archezogozetes longisetosus* Aoki. *Comp Biochem Phys C.* 141(4):398-405.
doi: [10.1016/j.cbpc.2005.09.003](https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2005.09.003)
- Liu W, Li PJ, Qi XM, Zhou QX, Zheng L, Sun TH, Yang YS. 2005. DNA changes in barley (*Hordeum vulgare*) seedlings induced by cadmium pollution using RAPD analysis. *Chemosphere.* 61(2):158-167.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2005.02.078](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.078)
- Macario AJL, Macario CE. 2005. Sick chaperones, cellular stress, and disease. *New Engl J Med.* 353:1489-1501.
doi: [10.1056/NEJMra050111](https://doi.org/10.1056/NEJMra050111)
- Massie HR. 1988. Chemicals. In: Lints FA, Soliman MH, editors. *Drosophila* as a Model Organism for Ageing Studies. Glasgow: Blackie. p. 59-70.
- Park WJ, Kriechbaumer V, Müller A, Piotrowski M, Meeley RB, Gierl A, Glawischnig E. 2003. The nitrilase ZmNIT2 converts indole-3-acetonitrile to indole-3-acetic acid. *Plant Physiol.* 133(2):794-802.
doi: [10.1104/pp.103.026609](https://doi.org/10.1104/pp.103.026609)
- Posgai R, Caitlin B, McCulloch C, Murphy KR, Hussain SM, Rowe JJ, Nielsen MG. 2011. Differential toxicity of silver and titanium dioxide nanoparticles on *Drosophila melanogaster* development, reproductive effort, and viability: Size, coatings and antioxidants matter. *Chemosphere.* 85(1):34-42.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.06.040](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.040)
- Reveillaud I, Niedzwiecki A, Bensch KG, Fleming JE. 1991. Expression of bovine superoxide dismutase in *Drosophila melanogaster* augments resistance to oxidative stress. *Mol Cell Biol.* 11(2):632-640.
doi: [10.1128/MCB.11.2.632](https://doi.org/10.1128/MCB.11.2.632)
- Ruddle DL, Yengoyan LS, Miquel J, Marcuson R, Fleing JE. 1988. Propyl gallate delays senescence in *Drosophila melanogaster*. *Age;* 11(2):54-58.
doi: [10.1007/BF02431773](https://doi.org/10.1007/BF02431773)
- Singh MP, Ravi R, Mishraa M, Shrivastavac M, Saxenaa DK. 2010. Kar Chowdhuri D. Effects of co-exposure of benzene, toluene and xylene to *Drosophila melanogaster*: Alteration in hsp70, hsp60, hsp83, hsp26, ROS generation and oxidative stress markers. *Chemosphere.* 79(5):577-587.
doi: [10.1016/j.chemosphere.2010.01.054](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.054)
- Staveley BE, Phillips JP, Hilliker AJ. 1990. Phenotypic consequences of copper-zinc superoxide dismutase overexpression in *Drosophila melanogaster*. *Genome.* 33(6):867-872.
doi: [10.1139/g90-130](https://doi.org/10.1139/g90-130)
- Sun J, Tower J. 1999. Flp recombinase-mediated induction of Cu/Zn-superoxide dismutase transgene expression can extend the life span of adult *Drosophila melanogaster* flies. *Mol Cell Biol.* 19(1):216-228.
doi: [10.1128/MCB.19.1.216](https://doi.org/10.1128/MCB.19.1.216)
- Tang YC, Chang HC, Hayer-Hartl M, Hartl FU. 2007. SnapShot: molecular chaperones, part II. *Cell.* 128(2):412.
doi: [10.1016/j.cell.2007.01.013](https://doi.org/10.1016/j.cell.2007.01.013)
- Tokatlı C. 2017. Bioecological and statistical risk assessment of toxic metals in sediments of a worldwide important wetland: Gala Lake National Park (Turkey). *Arch Environ Prot.* 43(1): 34-47.
doi: [10.1515/aep-2017-0007](https://doi.org/10.1515/aep-2017-0007)
- Tokatlı C. 2018. Essential and toxic element bioaccumulations in fishes of Gala and Siğirci Lakes (Meriç River Delta, Turkey). *Acta Alimentaria.* 47(4):470-478.
doi: [10.1556/066.2018.47.4.10](https://doi.org/10.1556/066.2018.47.4.10)
- Tokatlı C, Başatlı Y. 2016. Trace and Toxic Element Levels in River Sediments. *Pol J Environ Stud.* 25(4):1715-1720.
doi: [10.15244/pjoes/62678](https://doi.org/10.15244/pjoes/62678)
- Tokatlı C, Köse E, Uğurluoğlu A, Çiçek A, Emiroğlu Ö. 2014. Gala Gölü (Edirne) Su Kalitesinin Coğrafi Bilgi Sistemi (CBS) Kullanılarak Değerlendirilmesi. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences.* 32(4):490-501.
- Tokatlı C, Emiroğlu Ö, Çiçek A, Köse E, Başkurt S, Aksu S, Uğurluoğlu A, Şahin M, Başatlı Y. 2016. Investigation of Toxic Metal Bioaccumulations in Fishes of Meriç River Delta (Edirne). *Anadolu University Journal of Science and Technology C - Life Sciences and Biotechnology.* 5(1):1-11.
doi: [10.18036/btdc.32213](https://doi.org/10.18036/btdc.32213)
- Yarar M, Magnin G. 1997. Türkiye'nin önemli kuş alanları. İstanbul: Doğal Hayatı Koruma Derneği 313 s.
- Yılmaz GB. 2004. Gala gölü ve çevresinde ağır metal derişiminin dinamiği. [Yüksek lisans tezi], Trakya Üniversitesi. 59 s.



The Effects of Different Stunning Techniques on Blood Biochemistry of Brown Trout (*Salmo trutta fario*)

Muhammed ATAMANALP¹ , Murat GENÇ² , Gonca ALAK^{1*} , Nilüfer SABUNCUOĞLU² , Esat Mahmut KOCAMAN¹ , Ömer ÇOBAN² , Asuman ÖZKAN³ , Ziya Gökcalp CEYLAN⁴ 

¹Department of Aquaculture, Faculty of Fisheries, Atatürk University, TR-25240 Erzurum, Turkey

²Department of Zootechny, Faculty of Veterinary, Atatürk University, TR-25240 Erzurum, Turkey

³Department of Biochemistry, Regional Education Hospital, TR-25240 Erzurum, Turkey

⁴Department of Food Technology, Faculty of Veterinary, Atatürk University, TR-25240 Erzurum, Turkey

ABSTRACT

In this study, physiological responses of brook trout (*Salmo trutta fario*) were researched after the different stunning methods with biochemical enzymes. Icy water, electroshock, CO₂, hypoxia, and head hitting were tried as stunning techniques to 75 fish and the alterations in the blood biochemistry parameters were analyzed. Alkaline phosphates (ALP), and amylase (AMS) were found as not statistically important, but alanine transaminases (ALT), aspartate transaminases (AST), creatin chitinase (CK), CK-MB (one of the CK isoenzymes), gamma glutamil transferase (GGT) and lactate dehydrogenase (LDH) levels were important (p<0.05). According to these results, the different stunning techniques affected the stress levels and physiological situations of brook trout. The study findings showed that killing techniques resulting in a shorter period were more suitable for animal welfare.

Keywords: Brook trout, biochemistry, blood, stunning methods

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 05.02.2019

Revised : 09.05.2019

Accepted : 31.05.2019

Published : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.522776

* CORRESPONDING AUTHOR

galak@atauni.edu.tr

Phone : +90 442 231 2178

Farklı Öldürme Tekniklerinin Kahverengi Alabalık (*Salmo trutta fario*) Kan Biyokimyası Üzerine Etkileri

Öz: Bu çalışmada, kahverengi alabalıklara (*Salmo trutta fario*) farklı öldürme teknikleri uygulanarak balıkların fizyolojik yanıtları bazı kan biyokimya enzimleri ile araştırılmıştır. Buzlu su, elektroşok, CO₂, hipoksi ve kafasına vurma gibi farklı öldürme teknikleri, 75 balık kullanılarak denenmiş ve balıkların kan biyokimya parametrelerindeki değişim gözlemlenmiştir. Bu değişimlerde alkanin fosfataz (ALP) ve amilaz (AMS) istatistiki olarak önemsiz (p<0,05), kreatin kinitaz (CK) ve CK izoenzimlerinden olan CK-MB enzimi p<0,05 seviyesinde, alanin aminotransferaz (ALT), aspartat aminotransferaz (AST), gama glutamil transferaz (GGT) ve laktat dehidrogenaz (LDH) ise p<0,05' de önemli bulunmuştur. Sonuçlar, öldürme tekniklerinin kahverengi alabalıklarda stres kaynağı olabileceğini ve fizyolojik durumlarında etkili olduğunu göstermektedir. Çalışma bulguları, daha kısa sürede sonuçlanan öldürme tekniklerinin hayvan refahı açısından daha uygun olduğunu göstermiştir.

Anahtar kelimeler: Kahverengi alabalık, biyokimya, kan, öldürme teknikleri

How to Cite

Atamanalp M, Genç M, Alak G, Sabuncuoğlu N, Kocaman EM, Çoban Ö, Özkan A, Ceylan ZG. 2020 The Effects of Different Stunning Techniques on Blood Biochemistry of Brown Trout (*Salmo trutta fario*). LimnoFish. 6(1): 25-29. doi: 10.17216/LimnoFish.522776

Introduction

Biological and environmental factors may cause stress in aquatic livings. These stress factors may be vital activities as well as various farm practices. Genetic, farm treatments, environmental factors, growth, malnutrition, hunger, stock and transport density, and deformities can be effective in the decrease in fish welfare (Conte 2004; El-khaldi 2010). In response to stress in aquatic organisms, especially fish are widely used in bio-indicator for observing the

physical and chemical changes. Because of fish blood

results of the stress response in the right behalf of developing secondary effects of stress factors and ecosystem health, a fast and complete results (Kayhan et al. 2009; Atamanalp et al. 2012) Biochemical reactions are catalyzed by enzymes (Kıran et al. 2006). Stress factors provide expression with various metabolic findings such as hormonal, enzymatic and blood parameter alterations. It

becomes possible to measure the stress levels in the livings with these parameters. Metabolic activities respond wholly when reached to the level of threshold interaction. The reason for this is that live metabolism works in harmony with the holistic balance.

The metabolic activities of living organisms may vary depending on various reasons in the process of natural life circulation and physical, biochemical, physiological troubles may occur. Stress is the interaction between the factors that make it and the defense reactions of the organism. The stress (internal or external) factors threaten the constant internal balance of the body in animals. The sources of stress are generally factors such as water temperature changes, oxygen deficiency, unsuitable fishing, and handling process. On the other hand, the biological stress factors include stocking density, microorganisms, macro-organisms, sex, other fish species, genetic background and life cycle of fish (Alak et al. 2010a).

The effects of stunning techniques on antioxidant enzyme activities, hematology, and food quality are widely studied (Cui et al. 2012; Botsoglou et al. 2014; Zampacavallo, et al. 2015; Chen et al. 2016; Zhang et al. 2017; Venturini et al. 2018). Because of the limited knowledge about how different stunning techniques affect the blood biochemistry, the stress mechanism and physiology of fish are not fully elucidated (Utrera and Estevez 2012).

The aim of this study is to determine the most suitable stunning technique for brown trout, levels of stress by examining the blood biochemistry parameters and to provide a reference to the studies to be done on this subject of the level.

Materials and Methods

Fish (180 ± 15g weighing 75 brown trout (*S. t. fario*)) were obtained from Atatürk University Fisheries Faculty Inland Water Fish Species Treatment and Research Center, which had no infections and toxic history. Each group designed with 15 fish stockings.

Stunning techniques

Fish were grouped as, one for control others as treatments: Group I: Iced water (2/3 of total volume) (Urbietta and Gines 2000), Group II: electroshock (Roth et al. 2002), Group III: CO₂ treatment, fish were placed in a saturated water tank with CO₂ and gas flow continued throughout the trial (Roth et al. 2002) Group IV: Hypoxic group, accepted as the control group and hypoxia was applied, Group V: Impact on the fish head (Mishima et al. 2005).

Obtaining the blood samples, biochemical and statistical analyzes

Blood of fish samples were obtained from caudal vena with injection approximately 3 ml. placed on biochemical tubes. After centrifuged 10 minutes at 4000 rpm (Bricknell et al. 1999), were analyzed with autoanalyzer for biochemical parameters (*ALT, AST, ALP, LDH, AMS, CK, CK-MB* and *GGT*). The obtained data was applied variant analysis by using the SPSS software (Alak et al. 2010b).

Results

The effects of different stunning methods on the biochemical parameters of brown trout (*S. t. fario*) blood are shown in Tables 1 and 2.

Table 1. Biochemical values and statistical results.

GROUP	ALP (U/L)	AST (U/L)	ALT (U/L)	LDH (mg/dl)
Group I	503.83±19.22 ^a	636.78±10.51 ^a	13.33±3.85 ^{ab}	1455.64±87.65 ^{ab}
Group II	438.54±13.45 ^a	524.50±13.19 ^{ab}	9.75±3.25 ^b	1189.10±47.16 ^{ab}
Group III	519.00±14.23 ^a	545.38±9.33 ^{ab}	14.25±9.69 ^{ab}	1790.64±26.83 ^a
Group IV	419.55±13.37 ^a	481.63±17.03 ^b	10.25±5.61 ^b	1403.00±42.91 ^{ab}
Group V	465.55±8.18 ^a	491.13±12.43 ^b	17.16±6.56 ^a	1081.63±74.90 ^b

*Each value represents mean ±SD (n=15) there is no statistical difference between the values shown in the same column with the same letter (a, b) (p<0.05).

Table 2. Biochemical values and statistical results.

GROUP	AMS (U/L)	CK	CK-MB	GGT (U/L)
Group I	396.00±21.04 ^a	5635.92±408.42 ^a	2256.36±226.45 ^b	9.91±4.31 ^a
Group II	397.81±26.99 ^a	1683.70±144.81 ^b	2337.00±187.39 ^b	7.50±3.42 ^a
Group III	354.00±11.26 ^a	4998.50±198.56 ^a	5783.36±196.26 ^a	10.08±5.68 ^a
Group IV	255.18±15.53 ^a	1819.91±115.10 ^b	2579.11±168.44 ^b	8.25±4.03 ^a
Group V	359.90±25.86 ^a	3964.91±310.91 ^{ab}	2492.64±243.92 ^b	15.25±9.69 ^b

*Each value represents mean ±SD (n=15) there is no statistical difference between the values shown in the same column with the same letter (a, b) (p<0.05).

The nearest results to the control group (group IV; hypoxic) were obtained in group II (electroshock) and group V (impact on the fish head) in terms of *ALP*, *AST*, *ALT* and *LDH*.

The CK and CK-MB parameters, among the muscle enzymes, were observed the highest value in group I (iced water) and group III (CO₂ treatment). This situation showed that the highest stress conditions were found in these groups.

Discussion

Aquatic livings react to all stress factors in their living environment. These stress factors cause structural and functional disorders in fish blood cells and eritropetic tissues (Witeska and Baka 2002). As a result of the death of the cells, enzymes are released and as a result of sublethal damage, increases can be recorded with the increase of cell membrane permeability and exocytosis of the enzyme (Mert 1996).

Although there was no statistical difference between all groups for the *ALP* value, the control group gave the lowest *ALP* value with 419.55 ± 133.70 (U / L). Apart from other enzymes, the increase in *ALP* activity is induced by stimulation (Mert 1996). Similarly, lowest *AST* value was obtained in control group 481.63 ± 170.30 U/L, the highest *AST* value 636.78 ± 105.09 U/L was in at iced water group and the differences were evaluated significant at the level of $p < 0.05$.

Prior studies reported that muscle activities increase *AST* activity (Tekeli et al. 1996). Although there is no result for this value with a similar treatment in the literature scans made, it is thought that the observed increase in all values in the value group is related to severe muscle movements (Mert 1996).

ALT and *LDH* values were obtained statistically important in all groups ($p < 0.05$). It is thought that the increase in serum bilirubin levels may be effective in groups in which elevation in *ALT* level is more prominent (Özbek et al. 2006). Findings of the present research, especially *AST* values are similar to the findings which trained different stressors studies (Özbek et al. 2006; Gencer et al. 2015). When the *AST*, *ALT* and *ALP* values are higher in the treatment groups than in the control group, it is thought that the inflammation resulting from stressors in the liver vessels is effective (Özbek et al. 2006). High *CK* levels are effective at the cellular enzymes' increasing as *LDH*. This situation is an indicator of the answers to stress and deformation of muscles (Bórnez et al. 2009). Sabow et al. (2016) reported that high levels of *LDH* are an important indicator of stress-related muscle fatigue and damage.

No data on fish was found in the literature scans for all the values on the chart, so, compared with heavy metal pollution, which is a different stressor. Firat and Inandı (2016) reported that the concentrations of zinc, cadmium, zinc + cadmium increased the *AST*, *ALT*, *LDH* and *ALP* enzymes of *Oreochromis niloticus*. The values of *ALT*, *LDH*, and *ALP* have increased in the present research, but not statistical importance ($p > 0.05$). It has recently been recognized that *AST* and *ALT* are indicative of liver cell damage (Gencer et al. 2015). The main synthesis site is the liver *AST* and *ALT* gluconeogenic enzymes, which are not normally found in serum. Due to adaptation to ambient conditions, the energy requirement is not met from the carbohydrate sources, causing the enzyme synthesis to stop (Firat and Inandı 2016). Changes in *AST* levels are due to stress factors such as muscular dystrophy, muscle trauma, intramuscular injections, reproductive, hypoxia, stock intensity, and starvation, as well as toxic effects (Hilmy et al. 1985; Vijayan et al. 1997). As a result, whatever the type of stress, the negative effects on vital organs in the body are inevitable. If stress is not removed in time, irreversible damage to the body can occur. A significant increase was obtained in *AST*, *ALT* and *ALP* of the blood samples, obtained from the brown trout, which stunned with different methods in this research. It is known that the stress before death raises the lactate level. By death, catecholamines are released, resulting in the formation of hyperlactitemia as a result of muscle movement and rapid glycogenolysis. Increasing the lactase level raises the levels (Svete et al. 2012).

Amylase is known as alpha-amylase (Mert 1996). While the differences among the groups of *AMS* values were evaluated as not statistically important, the highest value (359.90 ± 258.59 U/L) was obtained in a shot on the fish head. The lowest *AMS* value belonged to the control group 255.18 ± 155.28 U/L.

As seen in Table 2, *CK-MB* values of creatine chitinase and creatine chitinase isoenzymes were statistically significant ($p < 0.05$) among all groups. The highest values for *CK* and *CK-MB* were belonged to the CO₂ group as in order, 4998.50 ± 1985.60 and 5783.36 ± 1962.58 . Literature studies have been carried out in studies conducted with other species in which the *CK* values increase with movement. Pre-cutting applications and cutting techniques are characterized by muscle enzymes - *CK* and *AST* measurements, which are characterized by their effect on the physiological response of the animals (Svete et al. 2012). Changes that involve physical activities before slaughter (jump, etc.) are in behavioral responses to stress conditions and cause muscle damage and muscle enzyme activities to

increase with muscle damage (Boissy 1995; Winther et al. 2005; Svete et al. 2012). All groups' *CK* and *AST* values are found higher than control in this research. This suggests that the stunning techniques cause muscle damage and thus increase the serum muscle enzymes. Significant increases in serum *CK* and *AST* activities, however, may also be attributed partly to leakage of the enzyme from the skeleton. Muscle cells are damaged by rapid glycogenolysis induced by catecholamine or increased muscle damage and membrane permeability during slaughter (Svete et al. 2012).

Creatine kinase (*CK*), which has three isoenzymes, is an enzyme found in skeletal, cardiovascular and brain, one of these isoenzymes, *CK-MB* isoenzymium, which is located in the heart and skeleton and constitutes 20% of *CK*. This isoenzyme level raises the myocardia problems. Acute myocardial infarct, myocarditis, cause to increase *CK* level with excessive activity (Vijayan et al. 1997; Werner and Gallo 2008). In our study, 5635.92 ± 4084.22 *CK* value compared to the control for water + ice mixture, which is considered as hypothermia application, was higher than all groups. High *CK* activity is an indication of cell muscle damage and muscle fatigue (Sabow et al. 2016)

GGT is a more sensitive indicator than *ALP* and it is evaluated parallel with *ALP* and *ALT*. This value raises more and faster than *ALP*. The highest *GGT* score was 15.25 ± 9.69 (U / L) in the group shot on the fish head as it is in the *ALT* group, and the difference between the groups within the value was found to be very important at $p < 0.05$. In blood biochemistry, especially bilirubin and *ALP* values are increased. However, there is an increase in *AST*, *ALT*, and *GGT* levels because of liver damage due to cholestasis (Nakyinsige et al. 2013).

Because of the investigation of the present research findings, no significant differences were found statistically between *ALP* and *AMS* values among the control and treatment groups, but significant changes were observed in respect of other blood biochemical parameters (*AST*, *ALT*, *LDH*, *CK*, *CK-MB*, and *GGT*) compared to the treatment and control groups. It is necessary to know the standard parameters of each fish species for use as an indicator of health. In this research, is thought to have contributed to the work to be done to identify the effects of different killing methods on fish welfare. Our results show that short-term killing techniques (Group II and IV) give better biochemical results in terms of *S. t. fario*. welfare and low-stress status.

Acknowledgments

This research was supported by Atatürk University with the 2010/152 project.

References

- Alak G, Erdogan O, Ciltas A. 2010a. Hsp-70 gene expression analyses in the different ages of rainbow trout. *Kafkas Univ Vet Fak Derg.* 16(Suppl-B):183-187.
doi:10.9775/kvfd.2009.757
- Alak G, Hisar SA, Hisar O, Kaban G, Kaya M. 2010b. Microbiological and chemical properties of bonito fish (*Sarda sarda*) fillets packaged with chitosan film, modified atmosphere and vacuum. *Kafkas Univ Vet Fak Derg.* 16 (Suppl-A):S73-S80.
doi:10.9775/kvfd.2009.1475
- Atamanalp M, Kocaman EM, Ucar A, Alak G. 2012. Kadmiyum toksisitesine karşı humik asitin koruyucu etkisinin kahverengi alabalıklarda (*Salmo trutta fario*) araştırılması. *Fen Edebiyat Dergisi.* 14(1):405-415.
- Boissy A. 1995. Fear and fearfulness in animals. *Q Rev of Biol.* 70(2):165-191.
doi:10.1086/418981
- Bórnez R, Linares MB, Vergara H. 2009. Systems stunning with CO₂ gas on Manchego light lambs: Physiologic responses and stunning effectiveness. *Meat Sci.* 82(1):133-138.
doi: 10.1016/j.meatsci.2009.01.003
- Botsoglou E, Govaris A, Ambrosiadis L, Fletouris D, Botsoglou N. 2014. Effect of leaf (*Olea europen L.*) extracts on protein and lipid oxidation of long-term frozen n-3 fatty acids-enriched pork patties. *Meat Sci.* 98: 150-157.
doi:10.1016/j.meatsci.2014.05.015
- Bricknell IR, Bowden TJ, Bruno DW, MacLachlan P, Johnstone R, Ellis AE. 1999. Susceptibility of atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* (L) to infection with typical and atypical *Aeromonas salmonicida*. *Aquaculture.* 175(1):1-13.
doi: 10.1016/S0044-8486(99)00025-3
- Chen L, Li C, Ullah N, Guo Y, Sun X, Wang X, Feng X. 2016. Different physicochemical, structural and digestibility characteristics of myofibrillar protein from PSE and normal pork before and after oxidation. *Meat Sci.* 121: 228-237.
doi: 10.1016/j.meatsci.2016.06.010
- Conte, F.S. 2004. Stress and the welfare of cultured fish. *Appl Anim Behav. Sci.* 86 (3-4): 205-223.
doi: 10.1016/j.applanim.2004.02.003
- Cui X, Xiong YL, Kong B, Zhao X, Liu N. 2012. Hydroxyl radical-stressed whey protein isolate: Chemical and structural properties. *Food and Bioprocess Techn.* 5(6): 2454-2461.
doi: 10.1007/s11947-011-0515-9
- El-Khaldi ATF. 2010. Effect of different stress factors on some physiological parameters of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Saudi J Biol Sci.* 17(3):241-246.
doi: 10.1016/j.sjbs.2010.04.009
- Fırat O, Inandı AŞ. 2016. Biochemical toxicity of mercury and protective effect of zeolite on this toxicity in *Oreochromis niloticus*. *TrJFAS.* 31(2):86-95.
doi: 10.18864/TJAS201610
- Gencer YG, Cinar A, Comba B. 2015. Stresin ratlarda bazı karaciğer enzimleri (*AST*, *ALT*, *ALP*) üzerine

- etkilerinin araştırılması. Atatürk Üniversitesi Vet Bil Derg. 10(1):21-26.
- Hilmy AM, Shabana MB, Daabes AY. 1985. Effects of cadmium toxicity upon the in vivo and in vitro activity of proteins and five enzymes in blood serum and tissue homogenates of *Mugil cephalus*. Comp Biochem Physiol Part C. 81(1): 145-153.
doi: 10.1016/0742-8413(85)90106-9
- Kayhan FE, Muslu MN, Koc ND. 2009. Stress and biological responses seen in aquatic organisms due to some trace elements. J Fisheries Sci. 3(2):153-162.
doi: 10.3153/jfsc.com.2009019
- Kıran ÖE, Comlekcioglu U, Dostbil N. 2006. Some microbial enzymes and usage fields in the industry. KSU J Sci Engin. 9(1):12-19.
- Mert N. 1996. Veteriner Klinik Biyokimya. Bursa: Uludağ Üniversitesi Veteriner Fakültesi Yayını Ders Kitabı 288s.
- Mishima T, Nonaka T, Okamoto A, Tsuchimoto M, Ishiya T, Tachibana K, Tsuchimoto M. 2005. Influence of storage temperatures and killing procedures on postmortem changes in the muscle of horse mackerel caught near Nagasaki Prefecture, Japan. Fisheries Sci. 71(1):187-194.
doi:10.1111/j.1444-2906.2005.00947.x
- Nakyinsige K, Man YB, Aghwan ZA, Zulkifli I, Goh YM, Abu Bakar F, Al-Kahtani HA, Sazili AQ. 2013. Stunning and animal welfare from Islamic and scientific perspectives. Meat Sci. 95(2): 352-61.
doi: 10.1016/j.meatsci.2013.04.006
- Özbek H, Cengiz N, Him A, Uğraş S, Özgökçe F, Erdoğan E. 2006. Yüksek kolesterollü diyetle beslenen sığanlarda *Thymus fallax* F. (kekik) yapraklarının kan kolesterol seviyesi üzerine etkisi. Van Tıp Derg. 13 (3): 71-77.
- Roth B, Moeller D, Veland JO, Imsland A, Slinde A. 2002. The effect of stunning methods on rigor mortis and texture properties of atlantic salmon (*Salmo salar*). J Food Sci. 67(4): 1462-1466.
doi: 10.1111/j.1365-2621.2002.tb10306.x
- Sabow AB, Gohb YM, Zulkifli I, Sazili AQ, Kaka U, Ab Kadi MZA, Ebrahimi M. 2016. Blood parameters and electroencephalographic responses of goats to slaughter without stunning. Meat Sci. 121: 148-155.
doi: 10.1016/j.meatsci.2016.05.009
- Svete AN, Čebulj-Kadunc N, Frangez R, Kruljctev P. 2012. Serum cortisol and haematological, biochemical and antioxidant enzyme variables in horse blood sampled in a slaughterhouse lairage, immediately before stunning and during exsanguination. Animal. 6(8):1300-1306.
doi:10.1017/S1751731112000079
- Tekeli SK, Ormen A, Mengi A. 1996. Safkan arap ve ingiliz taylarında serum AST, ALT ve ALP aktiviteleri üzerinde çalışmalar. İstanbul Üni Vet Fak Derg. 22(1):127-133.
- Urbieta C, Gines R. 2000. Optimisation of slaughtering method in gilthead sea bream (*Sparus aurata*) industrial application in fish farms. Global quality assessment in Mediteranean aquaculture, Zaragoza. CHIEAM-IAAZ, Spain.
- Utrera M, Estevez M. 2012. Oxidation of myofibrillar proteins and impaired functionality: Underlying mechanisms of the carbonylation pathway. J Agr Food Chem. 60(32): 8002-8011.
doi: 10.1021/jf302111j
- Venturini FP, Vargas Baldi SC, Paris G, Costa TD, Rucin Que DS, Melo MP, Macedo Viegas EM. 2018. Effects of different stunning methods on blood markers and enzymatic activity of stress responses of tilapia (*Oreochromis niloticus*). Ital J Anim Sci. 17(4): 1094-1098.
doi: 10.1080/1828051X.2018.1426396
- Vijayan MM, Pereira C, Grau EG, Iwama GK. 1997. Metabolic responses associated with confinement stress in Tilapia: the role of cortisol. Comp Biochem Phys C. 116 (1): 89-85.
doi: 10.1016/S0742-8413(96)00124-7
- Werner M, Gallo C. 2008. Effects of transport, lairage and stunning on the concentrations of some blood constituents in horses destined for slaughter. Livest Sci. 115: 94-98.
doi: 10.1016/j.livsci.2007.12.023
- Winther Christensen J, Kelling LJ, Lindestrøm Nielsen B. 2005. Responses of horses to novel visual, olfactory and auditory stimuli. Appl Anim Behav Sci. 93(1-2):53-65.
doi: 10.1016/j.applanim.2005.06.017
- Witeska M, Baka I. 2002. The effect of long-term cadmium exposure on common carp blood. Fresen Environ Bull. 11(12A): 1059-1065.
- Zampacavallo G, Parisi G, Mecatti M, Lupi P, Giorgi G, Poli BM. 2015. Evaluation of different methods of stunning/killing sea bass (*Dicentrarchus labrax*) by tissue stress/quality indicators. J Food Sci Technol. 52(5): 2585-2597.
doi: 10.1007/s13197-014-1324-8
- Zhang L, Li Q, Lyu J, Kong C, Song S, Luo Y. 2017. The impact of stunning methods on stress conditions and quality of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) fillets stored at 4 degrees C during 72 h postmortem. Food Chem. 216:130-137.
doi: 10.1016/j.foodchem.2016.08.004



New Records for Tardigrada Species from the High Mountain Region in Turkey (Mount Verçenik, Rize)

Çağrı TEKATLI^{1*}  Duygu BERDİ²  Şeyda FIKİRDEŞİCİ ERGEN²  Pınar GÜRBÜZER³ 
Ahmet ALTINDAĞ² 

¹Department of Biology, Institute of Natural and Applied Sciences, Ankara University, Ankara, Turkey.

²Faculty of Science, Department of Biology, Ankara University, Ankara, Turkey

³Department of Hydrobiology, Faculty of Fisheries, Sinop University, Sinop, Turkey

ABSTRACT

Phylum Tardigrada, which has been quite a little studied both around the world and Turkey, belongs to members of a metazoan. In this study eight moss and lichen samples were collected and investigated from a variety of elevations of the Verçenik Mountain in Rize (Turkey). In total 62 specimens, 11 exivium and 10 eggs of tardigrades were found. Five species were identified, and they belong to genera: *Acanthechiniscus*, *Pseudechiniscus*, *Macrobiotus*, *Paramacrobiotus* and *Ramazzottius*. Three of them are new records for Turkish fauna i.e. *Acanthechiniscus victor* (Ehrenberg, 1853), *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii* Maucci, 1952 and *Macrobiotus spectabilis* Thulin, 1928. Including these three species, the tardigrade fauna of Turkey increased to 54. In this paper, we present the previous study a full list of the known high mountain and alpine tardigrade species with their localities. All specimens are deposited in the Aquatic Animals Research Laboratory at Ankara University.

Keywords: *Acanthechiniscus victor*, Alpine, fauna, *Macrobiotus spectabilis*, *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii*

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 02.04.2019

Revised : 09.07.2019

Accepted : 20.07.2019

Published : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.548238

* CORRESPONDING AUTHOR

cagritekatli@gmail.com

Türkiye'nin Yüksek Dağ Bölgesinden Tardigrada Türleri için Yeni Kayıtlar (Verçenik Dağı, Rize)

Öz: Dünyada ve Türkiye'de çok az çalışılmış olan Tardigrada filumu, metazoa üyelerine aittir. Bu çalışmada Rize'deki Verçenik Dağı'nın farklı yükseltilerinden elde edilen sekiz adet yosun ve 1 adet liken örneği toplanmış ve araştırılmıştır. Toplamda 62 birey, 11 exivium ve 10 tardigrat yumurtası bulunmuştur. Beş tür tespit edilmiş ve bunlar *Acanthechiniscus*, *Pseudechiniscus*, *Macrobiotus*, *Paramacrobiotus* ve *Ramazzottius* cinslerine aittir. Bunlardan üçü, Türkiye faunası için yeni kayıtlardır. Bunlar: *Acanthechiniscus victor* (Ehrenberg, 1853), *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii* Maucci, 1952 ve *Macrobiotus spectabilis* Thulin, 1928. Bu üç türün de dahil edilmesiyle, Türkiye'nin tardigrat faunası 54'e yükselmiştir. Bu çalışmada daha önceden elde edilen yüksek dağ ve alpin türlerinin tam listesini sunulmuştur. Tüm örnekler Ankara Üniversitesi Sucul Canlıları Araştırma Laboratuvarında saklanmaktadır.

Anahtar kelimeler: *Acanthechiniscus victor*, Alpin, fauna, *Macrobiotus spectabilis*, *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii*

How to Cite

Tekatlı Ç, Berdi D, Fikirdeşici Ergen Ş, Gürbüz P, Altındağ A. 2020. New Records for Tardigrada Species from the High Mountain Region in Turkey (Mount Verçenik, Rize). *LimnoFish*. 6(1): 30-37. doi: 10.17216/LimnoFish.548238

Introduction

Tardigrades were first observed by German scientist Johann A. E. Goeze in 1773. Three years later Italian scientist Lazzaro Spallanzani (1776), gave them a name Tardigrada (meaning "slow stepper"). From the first discovery to date 1246 tardigrade species have been reported around the world (Degma and Guidetti 2007; Vicente and Bertolani 2013; Degma et al. 2018).

Very limited papers have been published on Turkish Tardigrada up to now (Kaczmarek et al. 2012). However, Maucci conducted quite intensive studies on Turkish tardigrade in 1973, 1975, 1978, 1979, 1980, 1981 and 1985. Later, only Morgan (1977), Binda (1988), Kaczmarek et al. (2012) and Ürkmez et al. (2018) reported a few more tardigrade species from this region and up to now only 51 species which are belonging to 18 genera have been recorded from Turkey.

Lichens and mosses resistant to drought, which melt under the snow, grow under the snow, or in rock cracks, are encountered in Alpine zone. These plants which are durable to the drought may be exposed to the fundamental physical variances at short ranges because of the interaction between temperature and ground and also soil moisture which changes according to the effect of sun and wind (Atay et al. 2009). Tardigrades are one of the invertebrates adapting to these short-term physical changes and conformance to adverse environmental conditions.

There are very limited studies on the distribution and diversity of alpine tardigrades both in the world and in Turkey (Rodríguez-Roda 1951; Nelson 1975; Dastyh 1980, 1985, 1987; Beasley 1988; Kathman and Cross 1991; Utsugi 1997; Collins and Bateman 2001; Nichols et al. 2001; Herrera-Vásquez and Vargas 2003; Guil et al. 2009; Kaczmarek et al. 2011). Up to now, only four species i.e. *Hypsibius microps* Thulin 1928, *Echiniscus testudo* (Doyère 1840), *Echiniscus granulatus* (Doyère 1840) and *Richtersius coronifer* (Richters, 1903), have been found in high mountain localities in Turkey (Maucci 1975, 1978, 1980). Some of the tardigrade species obtained from the alpine or subalpine zones are endemic only at certain altitudes, while others are cosmopolitan (Ramazzotti and Maucci 1983; Dastyh 1988).

Our present study is the first high-altitude study to date on Turkish Tardigrada. Verçenik Mountain is located in the northern part of Turkey in Kaçkar Mountain Regions and originated from Alpidic orogeny (Okay 2008). Up to now, zoogeographic and taxonomic information of tardigrades has been presented which is identified from alpine and subalpine zones in Turkey.

Materials and Methods

In August 2016, eight moss and lichen samples were collected on various altitudes of the Verçenik Mountain in Rize (Figure 1). But the tardigrades were

found only in five of them (list of samples are presented in Table 1). All fresh samples were put into the small paper envelopes and allowed to dry slowly.

In the laboratory rehydrated samples were filtrated by the sieve of 25 and 400 µm, and the remaining residual was taken to a petri dish (Nelson 2002; Convey and McInnes 2005). Then tardigrades and their eggs were placed in a separate petri dish for identification on a stereomicroscope. All specimens were mounted on microscopic slides in Hoyer's medium, four adults and five eggs were prepared for Scanning Electron Microscopy (SEM) (JEOLJSM-6060 LV) analysis, following the protocols by Guidetti et al. (2000). The identification of specimens was carried out by analyzing morphological characters on the Phase-contrast microscope (Zeiss Axio ImagerM1) and SEM.

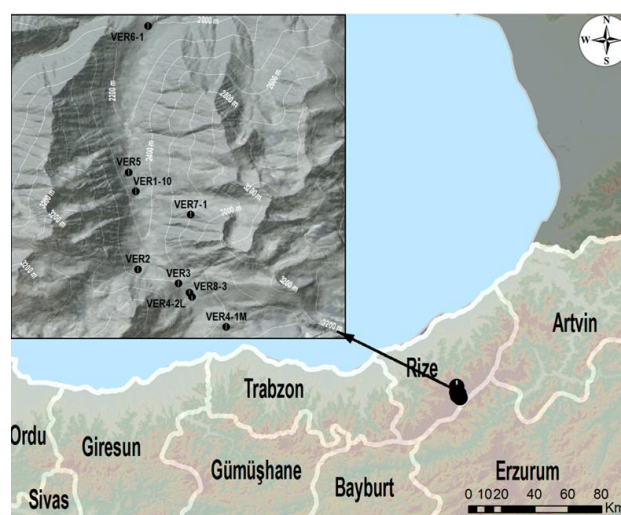


Figure 1. The geographic position of sampling sites.

Species were identified using a key to the world fauna of Tardigrada (Ramazzotti and Maucci 1983) and several original papers (Dastyh 1988; Bertolani and Rebecchi 1993; Stec et al. 2018). All materials are deposited at the Aquatic Animals Research Laboratory at Ankara University.

Table 1. Distribution of the species found in the moss and lichen samples collected in Verçenik Mountain/Rize.

Sample Code	Coordinates latitude, longitude	Date of collecting	Above sea level (a.s.l)	Habitat	Species composition
VER1-10	N40°45'44" – E40°54'20"	25/08/2016	2308 m	Epilithic moss	1,2,3
VER2	N40°44'47" – E40°54'21"	25/08/2016	2247 m	Epilithic moss	-
VER3	N40°44'36" – E40°54'51"	25/08/2016	2131 m	Epilithic moss	5
VER4-1M	N40°44'05" – E40°55'26"	26/08/2016	2606 m	Epilithic moss	4
VER4-2L	N40°44'30" – E40°54'59"	26/08/2016	2606 m	Lichen	1
VER5	N40°45'58" – E40°54'14"	26/08/2016	2145 m	Epilithic moss	-
VER6-1	N40°47'45" – E40°54'28"	26/08/2016	2214 m	Epilithic moss	1,3
VER7-1	N40°45'27" – E40°55'00"	26/08/2016	2610 m	Epilithic moss	-
VER8-3	N40°44'27" – E40°55'01"	26/08/2016	2611 m	Epilithic moss	1,5

Acanthechiniscus victor (1), *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii* (2), *Macrobiotus spectabilis* (3), *Paramacrobiotus cf. richtersi* (4) and *Ramazzottius oberhaeuseri* (5)

Results

A total of 62 specimens, 10 eggs, and 11 exivium were isolated and 5 species were identified. Three of them are new records for the Turkish Tardigrade

fauna. A list of the identified Turkish high mountain and alpine tardigrade, with their localities and zoogeographical and taxonomic comments, are in Table 2.

Table 2. List of all obtained tardigrade species from Turkish high mountains and alpine regions, with their localities, and zoogeographical and taxonomic comments.

Taxa	asl**	Localities	Remarks
<i>Cornechiniscus cornutus</i> (Richters, 1907)	2400 m	Europe; Turkey, Bulgaria, Romania, Italy, Germany, Greece, Switzerland, Poland, Austria, Ireland, France, Russia, Africa; Algeria (McInnes et al. 2017), Libya, Asia; Iran, Afghanistan, India, Mongolia, Pakistan, China, N. America; Canada (6).	It was found in Erzurum/Pasinler (3,4). But according to Dastyh (1988), it classified as submontane and distributed in Holarctic (6).
<i>Echiniscus granulatus</i> (Doyère, 1840)	2400 m	Europe; Italy, Turkey, France Greece Norway, Croatia, Austria, England, Ireland, Spain, Poland, Hungary, Germany, Portugal, Bulgaria, Africa; Morocco, Algeria, Russia, Georgia, Asia; Iran, Pakistan, Mongolia, Indonesia, N. America (6).	It was observed in Erzurum/Pasinler from Turkey (3). It is submontane and distributed in Holarctic (Dastyh 1988).
<i>Echiniscus merokensis suecicus</i> Thulin, 1911	2200 m	Europe; Turkey, Italy, Norway, Sweden, Scotland, England; Iceland, Alps, Czechoslovakia, France, Yugoslavia, Switzerland, Africa; Angola, N. America; Greenland (6).	It was reported in Bursa/Uludağ Mountain at 2200 m (2,3) but it was found between 0 and 400 m in the Faroe Islands by Trygvadóttir and Kristensen (2013).
<i>Echiniscus testudo</i> (Doyère, 1840)	2000-2400 m	It is a cosmopolitan species and Holarctic. Its distribution is most of the Palearctic biogeographic region (6, Jørgensen et al. 2007, McInnes et al. 2017).	It was only observed in Erzurum and Ağrı from Turkey (2,3). In contrast, it was found between 0 and 200 m in the Faroe Islands by Trygvadóttir and Kristensen. (2013).
<i>Ramazottius oberhaeuseri</i> (Doyère, 1840)	2000 m	It is a cosmopolitan, known from numerous locations in Europe from Greenland, the Arctic and Antarctic, North and South America, Africa, Afghanistan and New Zealand (Ramazzotti and Maucci 1983, McInnes et al. 2017).	It was observed in many cities in Turkey (1,2,3,4,5) and reported at an altitude of 4.300 m in Mount Blancgroup/Europe (Ramazzotti and Maucci 1983).
<i>Acanthechiniscus victor</i> (Ehrenberg, 1853) *	2606 m (7)	Europe; Turkey (7), Italy, Romania, Switzerland, Poland, Alps, Norway, Iceland), Russia. North America, Canada; Axel Heiburg Island, Greenland (6).	In this study, it was found from rock mosses and lichen in Rize/Verçenik Mountain. According to Ramazzotti (1956), it is classified as an alpine.
<i>Pseudechiniscus facettalis</i> Petersen, 1951	1200-1600 m	Europe; Turkey, Italy, Austria, Greece, Alps, Portugal, Spain, Africa; Kenya (McInnes et al. 2017), New Zealand; South Island, North America; Canada; Axel Heiburg Island, Greenland, South America; Brazil, Venezuela, Tierra del Fuego (6).	Although these species have been reported at low altitude, it is still classified as alpine species by Ramazzotti (1956). It was found Bozdağ/İzmir in Turkey (1,2,3).
<i>Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii</i> Maucci, 1952*	2308 m (7)	Europe; Turkey, Italy, Hungary, Alps, Russia, North and South America (6,7).	This species is a new record for Turkey. It was collected in moss samples from rock (7).
<i>Hypsibius microps</i> Thulin, 1928	1.800 m	Europe; Turkey, Italy, Istria, Turkey, Sweden, Finland, Norway, Greece, Poland, Hungary, Austria, Czech Republic, Portugal, Spain, Bulgaria, Russia, Africa; Algeria, Asia; India, Mongolia, Korea, N. America; Greenland; Disko Island, S. America; Brazil, Argentina (6).	Known only from two localities in Turkey (2,3). Cosmopolitan (6), however records of this species need to be verified (Kaczmarek and Michalczyk 2009).
<i>Isohypsibius durantee</i> (Maucci, 1978)	2200-2400 m	It is endemic for Turkey (3,6).	It was only collected in Erzurum/Pasinler, Ağrı/ Tahir and originally described from Turkey (3).
<i>Isohypsibius macrodactylus</i> (Maucci, 1978)	2400 m	Europe; Turkey, Cyprus, Italy, Russia, Africa; Algeria (6; Tekatlı and Altındağ 2017).	It was reported in Ağrı and originally described from Turkey (3). On the other hand, it occurred at lowland altitudes (13 m asl) in Cyprus (Tekatlı and Altındağ 2017).
<i>Mesobiotus harmsworthi</i> (Murray, 1907)	1450 m	Cosmopolitan species, known from many localities throughout the world (6), but the species' geographic range is unknown (Kaczmarek et al. 2012).	It was observed in Ağrı, Antalya, Bolu, Burdur, Bursa, Izmir and Kastamonu from Turkey (1,2,3).

Table 2. Continued

Taxa	asl**	Localities	Remarks
<i>Macrobotus pallarii</i> Maucci, 1954	2000 m	Europe; Turkey, Italy, Poland, Yugoslavia, Greece, Norway, Turkey, Hungary, Russia, Asia; North Korea, N. America (6).	It was reported in Bolu, Kastamonu, and Tunceli from Turkey (1,2,3).
<i>Macrobotus persimilis</i> Binda and Pilato, 1972	2000 m	Europe; Turkey, Italy, Greece, Spain, Portugal, Africa; Tunisia, Libya, Australia; Sydney, N. America; Greenland (6).	It was found in Balıkesir, Bolu, Diyarbakır, Erzincan, Sakarya, Uşak and Van from Turkey (2, 4).
<i>Macrobotus spectabilis</i> Thulin, 1928*	2308 m (7)	Europe; Turkey, Poland, Norway, Sweden, Italy, France, Russia, North America, South America (6, 7).	The present study, it was collected from rock moss in Rize/Verçenik Mountain from Turkey.
<i>Tenuibiotus hystricogenitus</i> (Maucci, 1978)	1350- 2400 m	Europe; Turkey, Germany, Greece (6).	It was found in Erzurum and Çorum from Turkey (3).
<i>Richtersius coronifer</i> (Richters, 1903)	1800 m	Europe; Turkey, Norway, Sweden, Italy Greece, Scotland, Spain, Poland, Austria, France, Switzerland, Bulgaria, Hungary, Romania, Germany, Arctic, Africa; Tunisia, Algeria, Congo, Asia; Nepal, Mongolia, North America and South America (6, McInnes et al. 2017).	It was found in Ağrı, Çorum, Izmir, Van from Turkey (2,3,4). <i>R. coronifer</i> is considered as an alpine species by Ramazzotti (1956).

Source codes: 1- Maucci (1973), 2- Maucci (1975), 3- Maucci (1978), 4- Maucci (1979), 5- Maucci (1980), 6- McInnes (1994), 7- present study. Asterisks (*) are symbolized as a new record and (**) obtained from Turkish territory altitude. The list of species ordered according to Degma et al. (2018).

Taxonomic accounts

New records for Turkey were marked by an asterisk (*).

Phylum: Tardigrada Spallanzani, 1777

Class: Heterotardigrada Marcus, 1927

Order: Echiniscoidea Marcus, 1927

Family: Echiniscidae Thulin, 1928

Genus: *Acanthechiniscus* Vecchi, Cesari, Bertolani, Jönsson, Rebecchi and Guidetti, 2016

1. *Acanthechiniscus victor* (Ehrenberg 1853)*

Material examined: 25 specimens and 6 exuviae collected from two rock mosses and lichen.

Remarks: Species new for Turkey and most abundant in studied samples (Figure 2). It is considered an alpine species by Ramazzotti (1956). The specimens obtained correspond perfectly to the characterization of this species by Ramazzotti and Maucci (1983) and Dastych (1988). It has been recorded in many countries (Italy, Romania, Switzerland, Poland, Alps, Spitsbergen, Iceland, USSR, USA, Canada, Greenland) (McInnes 1994).

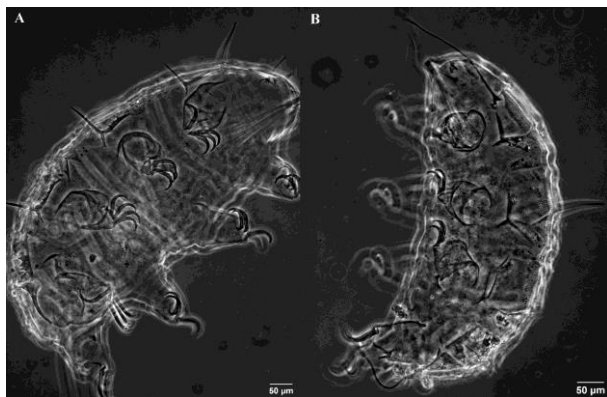


Figure 2. *Acanthechiniscus victor*. A) View of the ventral side B) Dorsal view.

Genus: *Pseudechiniscus* Thulin, 1911

2. *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii* Maucci, 1952*

Material examined: 12 specimens and 2 exuvium collected from two rock moss.

Remarks: Up to now it has been recorded sixth times (Italy, Hungary, Alps, Russia, North and South America), Ramazzotti (1956), Ramazzotti and Maucci (1983) and Iharos (1985). In this study, it was collected from moss samples at 2308 m (Figure 3).

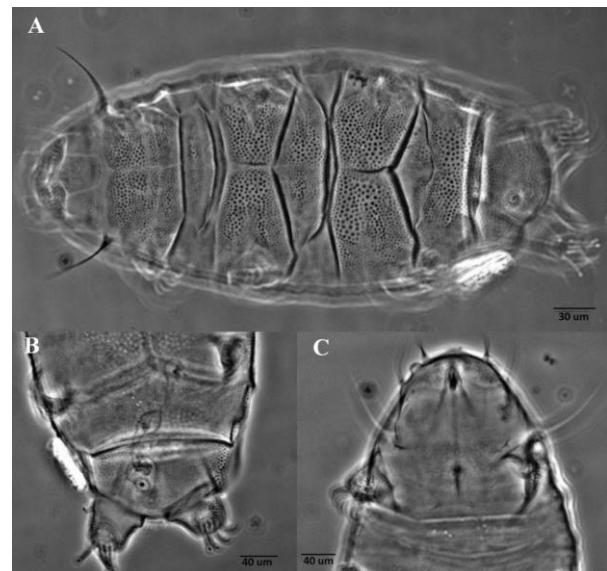


Figure 3. *Pseudechiniscus ramazzottii ramazzottii* A) Dorsal view B) Caudal margin of the pseudosegmental plate C) View of cephalic zone.

Class: Eutardigrada Richters, 1926

Order: Parachela Schuster, Nelson, Grigarick and Christenberry, 1980

Family: Macrobiotidae Thulin, 1928

Genus: *Macrobotus* C.A.S. Schultze, 1834

3. *Macrobiotus spectabilis* Thulin, 1928*

Material examined: 6 specimens and 3 eggs collected from two rock moss.

Remarks: It is a new record for Turkey. It was observed from rock mosses at an altitude of 2308 meters in Rize/Verçenik Mountain (Figure 4). According to Dastyh (1988), it is classified as a mountain (mesoalpine) species. It is known from few localities from Siberia, Poland, Italy, France, Finland, Russia, USA, Argentina, China and Norway (Ramazzotti and Maucci 1983; McInnes 1994; Zhang and Sun 2014). The found specimens correspond perfectly to the characterization of this species presented by Dastyh (1973) and Maucci and Pilato (1974).

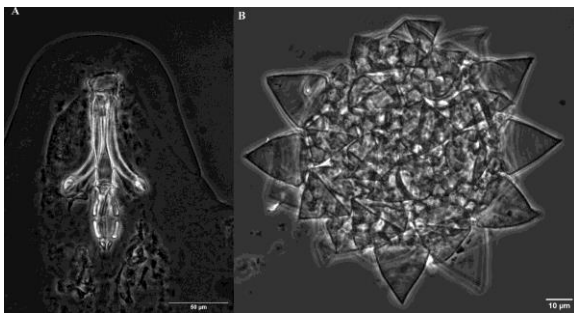


Figure 4. *Macrobiotus spectabilis* A) Buccal apparatus B) Egg.

Genus: *Paramacrobiotus* Guidetti, Schill, Bertolani, Dandekar and Wolf, 2009

Subgenus *Paramacrobiotus* Guidetti, Schill, Bertolani, Dandekar and Wolf, 2009

4. *Paramacrobiotus cf. richtersi* (Murray, 1911)

Material examined: 5 specimens and 3 eggs collected from rock moss.

Remarks: It is one of the species of more common tardigrades and widespread everywhere, and present in different habitats, including terrestrial moss (Ramazzotti and Maucci 1983). In the study of Dastyh (1988), on polish tardigrades, this species found in an area up to 2000 meters high. In this study, it was obtained from rock mosses at an altitude of 2131 m (Figure 5). In Turkey, it was collected between 250-1140 m altitude in Ankara, Antalya, Burdur, Çanakkale, İzmir and Van (Maucci 1973, 1975, 1980; Kaczmarek et al. 2012). But this genus has been revised by some researchers Kaczmarek et al. 2017; Marley et al. 2018).

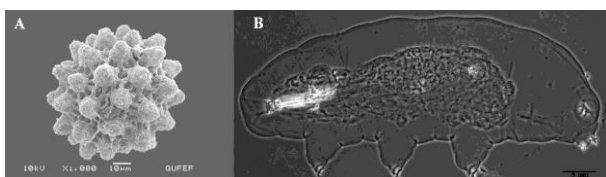


Figure 5. *Paramacrobiotus cf. richtersi* A) Egg B) View of the ventro-dorsal side.

Family: Ramazzottiidae Sands, McInnes, Marley, Goodall-Copestake, Convey, and Linse, 2008

Genus: *Ramazzottius* Binda and Pilato, 1986

5. *Ramazzottius oberhaeuseri* (Doyère 1840)

Material examined: 11 specimens and 3 eggs collected from two rock moss samples.

Remarks: According to Ramazzotti (1956), this species is not alpine but can be encountered high altitude in Poland (Dastyh 1988). It is an extremely wide-spread and very common species (Ramazzotti and Maucci 1983). It was found in Afyonkarahisar, Ağrı, Ankara, Antalya, Bolu, Çorum, Erzincan, Erzurum, Hakkari, Gaziantep, Kastamonu, Kırkareli, Uşak, Konya, Tunceli, Van between 250-2000 m from Turkey (Maucci 1973, 1975, 1978; Morgan 1977; Kaczmarek et al. 2012). All records of *Ramazzottius oberhaeuseri* prior to its redescription (Stec et al. 2018) should be verified (Figure 6).

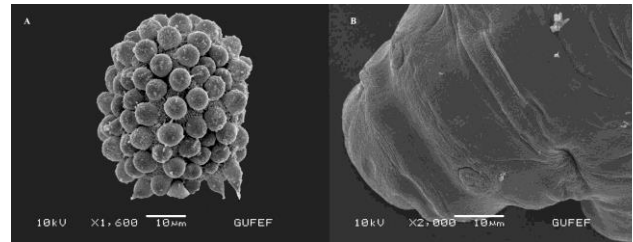


Figure 6. *Ramazzottius oberhaeuseri* A) Egg B) Elliptical organ.

Discussion

Alpine, subalpine, boreo-alpine, and nival regions are one of the few studied regions, as access to these regions is both difficult and land conditions are appropriate only during a certain period of summer. So far, the number of Tardigrada obtained in studies on these regions in the world is quite limited.

The alpine regions are located above the last tree line (Pechlaner 1971). Some researchers have split the tardigrade species into groups according to altitudinal ranges and localities (Ramazzotti and Maucci 1983; Dastyh 1987). Ramazzotti and Maucci (1983), defined tardigrade species obtained from 500 m and above areas as alpine species, while Dastyh (1988), defined the lower limit as 1000 m. In addition, studies are showing that the alpine region starts at 400 m and above (Trygvadottir and Kristensen 2013). The alpine zone varies according to the region in Turkey. Subalpine regions begin at about 1800 m. After approximately 2000 m, it continues as typical alpine regions (Atay et al. 2009). The alpine zone for Verçenik Mountain starts at 2000 m (Gürbüz 2018). Therefore, our samples can be classified as alpine species. Previously obtained alpine species

from Turkey were compared with this study (Table 2).

In the studies conducted so far, not only the distribution, abundance and diversity of the elevation according to species, but also the species obtained from different regions in the same alpine zone have been studied (Collins and Bateman 2001; Trygvadottir and Kristensen 2013). According to Dastych (1980); increasing the number of individuals together with the height decreased; In his research in 1987, he stated that species diversity increased as the height increased. This result was supported by Rodríguez-Roda (1951). Additionally, Guil et al. (2009) cited that the abundance of a tardigrade is the highest at 1000-2000 m asl.; the lowest is 0-500 m asl. But other researchers have found that the abundance is not more than 0-500 m. asl (Utsugi 1997; Collins and Bateman 2001). Furthermore, Nichols (1999) stated that there is no relationship between height and tardigrade distribution in the study of the distribution of tardigrade on Dugger Mountain in Alabama. In addition, Kathman and Cross (1991) found in their research that there is no effect of height on tardigrades in the Mountains of Vancouver in Canada. Kaczmarek et al. (2011) cited that, even not linear, increasing of height revealed the abundance of a tardigrade. It is possible to reach tardigrade which is not very common in algae samples obtained at 2000- and 4000-meters altitude (Ramazzotti and Maucci 1983).

It is known that temperature, humidity, food availability, competition, predation, and parasitism are effective on tardigrade populations (Dastych 1982; Ramazzotti and Maucci 1983; Collins and Bateman 2001). Although there are limited studies on the effect of biotic and abiotic factors on the animal, some researchers have tried to understand whether the altitude has a role in this living organism. There have been contradictory studies on this subject, but some researchers have found a correlation between height and diversity (Kaczmarek et al. 2011).

Most of the Tardigrade species obtained in Turkey at 2000 meters and above are observed to be tychoalpine species (an organism that is found at every altitude) compared to other areas. There is no study available on these creatures obtained associated with altitude. Until now, the relationship between the species obtained up to 2000 meters and above and altitude has not been determined when compared with other studies. The reason for this difference is thought to be due to the environmental conditions and microhabitat where the samples are exposed to, rather than the effect of the altitude on the habitat where the samples are taken.

Many studies on the Phylum Tardigrada have focused on limnoterrestrial tardigrades, which are

easy to access and have a lot of diversity. Since transportation and weather conditions are difficult in Alpine regions, very few studies have been done so far. The data obtained is not enough to illuminate the distribution and diversity of the tardigrades in these regions. In the future, studies in high-altitude regions will give us more information about the distribution and characteristics of these animals.

Acknowledgments

We thank the Institute of Biotechnology at Ankara University for providing logistical support during the laboratory work. We also thank Ankara University because the specimens were collected during the field studies of the project that grant number 15B0430004.

References

- Atay S, Güteryüz G, Orhun C, Seçmen Ö, Vural C. 2009. Dağlarımızdaki zenginlik Türkiye'nin 120 alpin bitkisi. İstanbul: Dönence Basım Yayın Hizmetleri 98 s.
- Bertolani R, Rebecchi L. 1993. A revision of the *Macrobotus hufelandi* group (Tardigrada, Macrobiotidae), with some observations on the taxonomic characters of eutardigrades. *Zool Scr.* 22(2):127-152.
doi: [10.1111/j.1463-6409.1993.tb00347.x](https://doi.org/10.1111/j.1463-6409.1993.tb00347.x)
- Beasley, C.W. 1988. Altitudinal distribution of Tardigrada of New Mexico with the description of a new species. *Am Midl Nat.* 120 (2): 436-440
doi: [10.2307/2426016](https://doi.org/10.2307/2426016)
- Binda MG. 1988. Redescrizione di *Macrobotus echinogenitus* Richters, 1904 e sul valore di buona specie di *Macrobotus crenulatus* Richters, 1904 (Eutardigrada). *Animalia.* 15(1/3):201-210.
- Collins M, Bateman L. 2001. The ecological distribution of tardigrades in Newfoundland. *Zool Anz.* 240(3-4):291-297.
doi: [10.1078/0044-5231-00036](https://doi.org/10.1078/0044-5231-00036)
- Convey P, Mc Innes SJ. 2005. Exceptional tardigrade-dominated ecosystems in Ellsworth Land, Antarctica. *Ecology.* 86(2):519-527.
doi: [10.1890/04-0684](https://doi.org/10.1890/04-0684)
- Dastych H. 1973. Redescription of *Macrobotus spectabilis*, Thulin, 1928. (Tardigrada). *Bull Pol Acad Sci-Te.* 21(12):823-825.
- Dastych H. 1980. Niesporczaki (Tardigrada) Tatrzańskiego Parku Narodowego. Warszawa: Monografie Fauny Polski 232 p.
- Dastych, H. 1982. An annotated list of Alaskan Tardigrada. *Pol Polar Res.* 3(1-2): 95-102.
- Dastych H. 1985. West Spitzbergen Tardigrada. *Acta Zool Cracov.* 28(3):169-214.
- Dastych H. 1987. Altitudinal distribution of Tardigrada in Poland. In: Bertolani R, editor. *Biology of Tardigrades: Selected Symposia and Monographs.* Modena, Italia: Unione Zoologia. p. 169-214.

- Dastych H. 1988. The Tardigrada of Poland (Monografie Fauny Polski). Polish: Państwowe Wydawn 255 p.
- Degma P, Guidetti R. 2007. Notes to the current checklist of Tardigrada. *Zootaxa*. 1579(1):41-53.
doi: 10.11646/zootaxa.1579.1.2
- Degma P, Bertolani R, Guidetti R. 2018. Actual checklist of Tardigrada species (2009-2019, Ver: 35: 31-07-2019); [cited 08 Dec 2019]. Available from <https://iris.unimore.it/retrieve/handle/11380/1178608/226739/Actual%20checklist%20of%20Tardigrada%2035th%20Edition.pdf>
- Goeze JAE. 1773. Über den kleinen Wasserbär. In: Bonnet HK, editor. *Abhandlungen aus der Insectologie, Übers. Abh. Insektologie*. Halle, Germany: Usw 2. Beobachtg. p. 367-375.
- Guidetti R, Rebecchi L, Bertolani R. 2000. Cuticule structure and systematics of the Macrobiotidae (Tardigrada, Eutardigrada). *Acta Zool.-Stockholm* 81(1):27-36.
doi: 10.1046/j.1463-6395.2000.00034.x
- Guil N, Hortal J, Sanchez-Moreno S, Machordom A. 2009. Effects of macro and micro-environmental factors on the species richness of terrestrial tardigrade assemblages in an Iberian mountain environment. *Landscape Ecol.* 24(3):375-390.
doi: 10.1007/s10980-008-9312-x
- Gürbüz P. 2018. Investigation of the zooplankton fauna and phylogenetic analysis of *Daphnia* in alpine lakes of Kackarlar and Aladaglar mountain regions [PhD Thesis]. Ankara University. 120 p. [in Turkish]
- Herrera-Vásquez J, Vargas M. 2003. Tardigrades (Tardigrada) from the western part of the Central Valley, Costa Rica with some ecological annotations. *Brenesia*. 59(60):69-76.
- Iharos G. 1985. Revidierter katalog der Tardigraden Ungarns. *Miscellanea Zoologica Hungarica*. 3:19-30.
- Jørgensen A, Møbjerg N, Kristensen RM. 2007. A molecular study of the tardigrade *Echiniscus testudo* (Echiniscidae) reveals low DNA sequence diversity over a large geographical area. *J Limnol.* 66(1):77-83.
doi: 10.4081/jlimnol.2007.s1.77
- Kaczmarek Ł, Michalczyk Ł. 2009. Redescription of *Hypsibius microps* Thulin, 1928 and *H. pallidus* Thulin, 1911 (Eutardigrada: Hypsibiidae) based on the type material from the Thulin collection. *Zootaxa*. 2275:60–68.
doi: 10.5281/zenodo.191059
- Kaczmarek Ł, Gołdyn B, Wełnicz W, Michalczyk Ł. 2011. Ecological factors determining Tardigrada distribution in Costa Rica. *J Zool Syst Evol Res*. 49(1):78-83.
doi: 10.1111/j.1439-0469.2010.00603.x
- Kaczmarek Ł, Jakubowska N, Michalczyk Ł. 2012. Current knowledge on Turkish tardigrades with a description of *Milnesium beasleyi* sp. nov. (Eutardigrada: Apochela: Milnesiidae, the granulatum group). *Zootaxa*. 3589(1):49-64.
doi: 10.11646/zootaxa.3589.1.3
- Kaczmarek Ł, Gawlak M, Bartels PJ, Nelson DR, Roszkowska M. 2017. Revision of the genus *Paramacrobotus* Guidetti et al., 2009 with the description of a new species, re-descriptions and a key. *Ann Zool.* 67(4):627-656.
doi: 10.3161/00034541anz2017.67.4.001
- Kathman RD, Cross SF. 1991. Ecological distribution of moss-dwelling tardigrades on Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Can J Zool.* 69(1):122-129.
doi: 10.1139/z91-018
- Marley NJ, Gawlak M, Bartels PJ, Nelson DR, Roszkowska M, Degma P. 2018. A clarification for the subgenera of *Paramacrobotus* Guidetti, Schill, Bertolani, Dandekar and Wolf, 2009, with respect to the International Code of Zoological Nomenclature. *Zootaxa*. 4407(1):130-134.
doi: 10.11646/zootaxa.4407.1.9
- Maucci W. 1973. Tardigradi muscicoli della Turchia. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*. 20:169–221.
- Maucci W. 1975. Tardigradi muscicoli della Turchia (secondo contributo). *Bollettino Museo civico Storia naturale, Verona*. 1:255-275.
- Maucci W. 1978. Tardigradi muscicoli della Turchia (terzo contributo). *Bollettino Museo civico Storia naturale, Verona*. 5:111-140.
- Maucci W. 1979. I *Pseudechiniscus* del gruppo *cornutus*, con descrizione di una nuova specie (Tardigrada, Echiniscidae). *Zeszyt Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Zoologiczne* Krakow. 25:107–124.
- Maucci W. 1980. Analisi preliminare di alcuni dati statistici sulla ecologia dei tardigradi muscicoli. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale, Verona*. 7:1-47.
- Maucci W. 1981. Analisi di alcune biocenosi relative a Tardigradi muscicoli. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale, Verona*. 8:67-83.
- Maucci W. 1985. Materiali per una revisione del genere *Echiniscus* Schultze, 1840. I. Il complesso blumi (Heterotardigrada, Echiniscidae). *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*. 12:109-139.
- Maucci W, Pilato G. 1974. *Macrobiotus spectabilis* Thulin, 1928 e *Macrobiotus grandis* Richters, 1911: due buone specie di Eutardigradi. *Animalia*. 11(3):245-256.
- McInnes SJ. 1994. Zoogeographic distribution of terrestrial/freshwater tardigrades from current literature. *J Nat Hist.* 28(2):257-352.
doi: 10.1080/00222939400770131
- McInnes SJ, Michalczyk Ł, Kaczmarek Ł. 2017. Annotated zoogeography of non-marine Tardigrada: part IV: Africa. *Zootaxa*. 4284(1):1-74.
doi: 10.11646/zootaxa.4284.1.1
- Morgan CI. 1977. An Annotated Catalogue of Tardigrada in the Collections of the Royal Scottish Museum, Edinburgh. Edinburgh: The Museum 29 p.
- Nelson DR. 1975. Ecological Distribution of Tardigrades on Roan Mountain, Tennessee-North Carolina. *Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia*. 32(Suppl.):225-276.
- Nelson DR. 2002. Current status of the Tardigrada: evolution and ecology. *Integr Comp Biol*.

- 42(3):652-659.
[doi: 10.1093/icb/42.3.652](https://doi.org/10.1093/icb/42.3.652)
- Nichols PB. 1999. The ecological distribution of the Tardigrada on Dugger Mountain (NE Alabama) with respect to seasonal and altitudinal variation [PhD Thesis]. Jacksonville State University. 18 p.
- Nichols PB, Romano FA, Nelson DR. 2001. Seasonal and altitudinal variation in the distribution and abundance of Tardigrada on Dugger Mountain, Alabama. *Zool Anz.* 240(3-4):501-504.
[doi: 10.1078/0044-5231-00059](https://doi.org/10.1078/0044-5231-00059)
- Okay AI. 2008. Geology of Turkey: a synopsis. *Anschnitt.* 21:19-42.
- Pechlaner R. 1971. Factors that control the production rate and biomass of phytoplankton in high-mountain lakes. *Int Ver The.* 19(1):125-145.
[doi: 10.1080/05384680.1971.11903926](https://doi.org/10.1080/05384680.1971.11903926)
- Ramazzotti G. 1956. I Tardigradi delle Alpi. *Memorie dell'Instituto Italiano di Idrobiologia.* 9:273-290.
- Ramazzotti G, Maucci W. 1983. II Phylum Tardigrada. *Memorie dell'Instituto Italiano di Idrobiologia.* 41:1-1012.
- Rodríguez-Roda J. 1951. Algunos datos sobre la distribución de los tardígrados españoles. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural.* 49:75-83.
- Spallanzani L. 1776. *Opuscoli di Fisica animale e vegetabile.* Modena: Societa Tipografica 607 p.
- Stec D, Morek W, Gąsiorek P, Michalczyk Ł. 2018. Unmasking hidden species diversity within the *Ramazzottius oberhaeuseri* complex, with an integrative redescription of the nominal species for the family Ramazzottiidae (Tardigrada: Eutardigrada: Parachela). *Systematics and Biodiversity.* 16(4):357-376.
[doi: 10.1080/14772000.2018.1424267](https://doi.org/10.1080/14772000.2018.1424267)
- Tekatlı Ç, Altındağ A. 2017. New records for Tardigrada from Cyprus. *North-West J Zool.* 13(2):358-360.
- Trygvadóttir BV, Kristensen RM. 2013. A zoogeographic study of the limnoterrestrial fauna on the Faroe islands. *J Limnol.* 72(1):113-122.
[doi: 10.4081/jlimnol.2013.s1.e14](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.s1.e14)
- Utsugi K. 1997. On the relation between tardigrade fauna and bryophyte flora in Toyama Prefecture. *Bulletin of the Toyama Science Museum.* 20:57-71.
- Ürkmez D, Ostrowska M, Roszkowska M, Gawlak M, Zawierucha K, Kristensen RM, Kaczmarek Ł. 2018. Description of *Megastylgarctides sezginii* sp. nov. (Tardigrada: Arthrotardigrada: Stylgarctidae) from the Turkish Black Sea coast and a key to the genus *Megastylgarctides*. *Mar Biol Res.* 14(1):1-16.
[doi: 10.1080/17451000.2017.1342845](https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1342845)
- Vicente F, Bertolani R. 2013. Considerations on the taxonomy of the Phylum Tardigrada. *Zootaxa.* 3626(2):245-248.
[doi: 10.11646/zootaxa.3626.2.2](https://doi.org/10.11646/zootaxa.3626.2.2)
- Zhang P, Sun XZ. 2014. A new species of the genus *Macrobiotus* (Tardigrada: Macrobiotidae) from Southeastern China. *Zoological Systematics.* 39(2):224-228.



Ergene Nehir Havzası Su Kalitesinin Çok Değişkenli İstatistik Analizler Kullanılarak Değerlendirilmesi

Cem TOKATLI 

Trakya Üniversitesi, İpsala Meslek Yüksekokulu, Laboratuvar Teknolojisi Programı

Ö Z

Ergene Nehri, Trakya bölgesinin en önemli sucul ekosistemidir. Fakat birçok akuatik sistemde olduğu gibi, Ergene Nehri'nin de, üzerindeki özellikle tarımsal ve endüstriyel baskı nedeniyle önemli derecede kirliliğe maruz kaldığı bilinmektedir. Bu çalışmada, bazı istatistik teknikler kullanılarak, Ergene Nehir Havzası'nın su kalitesinin değerlendirilmesi ve Ergene Nehri'nin, Meriç Nehri üzerindeki baskısının ortaya konulması amaçlanmaktadır. Bu amaç için, havzada belirlenen toplam 21 istasyondan su numuneleri toplanmıştır. Su numunelerinde sıcaklık, çözülmüş oksijen, oksijen doygunluğu, pH, iletkenlik, toplam çözülmüş katı madde, tuzluluk, bulanıklık, nitrat, nitrit, fosfat, sülfat, florür, kimyasal oksijen ihtiyacı ve biyolojik oksijen ihtiyacı olmak üzere toplam 15 su kalite parametresi tespit edilmiştir. Elde edilen veriler, Faktör Analizi (FA), Kümeleme Analizi (CA) ve Pearson Korelasyon İndeksi (PCI) kullanılarak istatistik olarak değerlendirilmiş ve çeşitli ulusal ve uluslararası kuruluşlar tarafından bildirilen limit değerler ile karşılaştırılmıştır. FA sonuçlarına göre, üç faktör toplam varyansın %87'sini açıklamıştır. CA sonuçlarına göre, istatistiksel olarak anlamlı üç küme tespit edilmiştir. Elde edilen verilere göre, Ergene Nehri'nin yüksek miktarda kirliliğe maruz kaldığı ve genel olarak 3. – 4. sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir. Ayrıca Çorlu Çayı'nın birçok parametre açısından 4. sınıf su kalitesine sahip olduğu ve havza için çok büyük risk teşkil ettiği belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Ergene Nehri Havzası, su kalitesi, istatistik değerlendirme

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 07.02.2019
Düzeltilme : 12.09.2019
Kabul : 06.11.2019
Yayım : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.524036

* SORUMLU YAZAR

tokatlicem@gmail.com
Tel : +90 284 616 13 48

Water Quality Assessment of Ergene River Basin Using Multivariate Statistical Analysis

Abstract: Ergene River is the most important aquatic ecosystems in Trachea Region. But as many aquatic ecosystems, Ergene River is known to be exposed to an intensive pollution by means of agricultural and industrial pressure on the system. The aim of this study was to determine the water quality of Ergene River Basin by using some statistical techniques and to present the pressure of Ergene River on the Meriç River. For this purpose, water samples were collected from 21 stations selected on the basin. Total of 15 water quality parameters including temperature, dissolved oxygen, oxygen saturation, pH, conductivity, total dissolved solids, salinity, turbidity, nitrate, nitrite, phosphate, sulfate, fluoride, chemical oxygen demand and biological oxygen demand were investigated in water samples. The data obtained were evaluated statistically by using Factor Analysis (FA), Cluster Analysis (CA) and Pearson Correlation Index (PCI) and compared with the limit values reported by various national and international organizations. According to results FA, three factors explained 87% of the total variance. According to results CA, 3 statistically significant clusters were formed. According to the data obtained, Ergene River is exposed to significant amount of pollution and has water quality of 3. – 4. class water quality in general. In addition, Çorlu Stream has 4. class water quality in terms of many parameters and poses a great risk for the basin.

Keywords: Ergene River Basin, water quality, statistical evaluation

Alıntılama

Tokatlı C. 2020. Ergene Nehir Havzası Su Kalitesinin Çok Değişkenli İstatistik Analizler Kullanılarak Değerlendirilmesi. LimnoFish. 6(1): 38-46. doi: 10.17216/LimnoFish.524036

Giriş

Hızlı artış gösteren dünya nüfusu ve hızla gelişen teknoloji ve sanayiye bağlı olarak artan çevre kirliliği, küresel bir sorun haline gelmiştir. Evsel ve endüstriyel atıklardaki artış, arıtılmaksızın deşarj

edilen kanalizasyon ve sanayi suları, tarımsal gübreler ve pestisitler ve daha birçok kirleticiler mevcut yüzey sularını tehdit etmektedir. Tüm dünya ülkelerinin en önemli sorunlarından biri temiz ve sürdürülebilir tatlı su kaynaklarına olan ihtiyaçtır.

Özellikle yüzey sularının kalitesi ve kirliliği açısından tatlı su kaynaklarının etkin şekilde izlenmesi ve yönetimi büyük önem verilmesi gereken bir zorunluluktur (Çiçek vd. 2013; Ustaoglu vd. 2017; Ustaoglu ve Tepe 2019).

Meriç Nehir Havzası, Bulgaristan'dan doğan Meriç Nehrinin, Tunca ve Arda Nehirleri ile Türkiye topraklarına girdikten sonra Edirne İlinde birleşmeleri ile meydana gelmektedir. Meriç Havzasına ayrıca Türkiye sınırları içerisinde yaklaşık 280 km uzunluğundaki Ergene Nehri de katılmaktadır. Ergene Nehri'nin sisteme girişinden sonra Meriç Nehri su kalitesinin ciddi şekilde düştüğü ve bu durumun biyotayı olumsuz şekilde etkilediği bilinmektedir (Elipek vd. 2010; Güher vd. 2011; Tokatlı ve Başatlı 2016, 2017; Tokatlı 2017, 2018). İpsala İlçesi yakınlarında Ergene Nehri'nin katıldığı Meriç Nehri, Bulgaristan'daki kaynağından Enez İlçesi yakınlarında Ege Deniz'ine döküldüğü bölgeye kadar yaklaşık 490 km kateder. Meriç Nehir Havzası, 32.700 km² Bulgaristan, 14.600 km² Türkiye, 8.700 km² Yunanistan'da olmak üzere toplam 56.000 km²'lik bir alanı kaplamaktadır (Tokatlı vd. 2014; Tokatlı 2014, 2015).

Meriç – Ergene Havzası ülkemizin en üretken tarımsal alanlarından birini oluşturur ve sistemin başlıca kullanım alanı sulama suyu teminidir. Havzanın %95'i (1.223.263 hektar) tarıma elverişli, 328.039 hektar alan ise teknik olarak sulamaya elverişlidir. Pirinç başta olmak üzere, ayçiçeği, mısır, şekerpancarı, meyve ve sebze başlıca ürün çeşitlerini oluşturmaktadır. Çeltik, dünyada Antarktika hariç her kıtada yetiştirilmektedir. Fakat en yüksek verim, Türkiye'nin de içinde bulunduğu ılıman iklim kuşağından alınmaktadır. Ülkemizde 31 ilde çeltik üretimi yapılmakla birlikte, çeltik üretiminde Edirne İli birinci sırada yer almakta ve sahip olduğu çeltik tarım alanları Türkiye'nin yaklaşık % 23'ünü, pirinç üretimi ise yaklaşık % 24'ünü karşılamaktadır (TZOB 2003; Anonim 2005; Arda vd. 2015).

Havzada yürütülen yoğun tarımsal faaliyetlerin yanı sıra özellikle Lüleburgaz, Çorlu ve Çerkezköy gibi yerleşim birimlerine yakın yerlerde, endüstriyel kullanım kaynaklı su kirliliği bölgenin önemli sorunlardandır. Ergene Nehir Havzası'nda yüzlerce sanayi kuruluşu yer almaktadır ve DSİ ve Çevre ve Orman Bakanlığı'nın analizlerinde bölgenin, başlıca kirlilik kaynaklarını; evsel atıklar, organize sanayi sitelerinin meydana getirdiği kirlilik, özellikle sodyum ve tuz içeren tarımsal dönüş suyu kirliliği ve mezbaha atıklarının oluşturduğu vurgulanmıştır (Kalebaşı 1994; DSİ 1997).

Çalışmamızın amacı; bölge için büyük önem taşıyan ve kullanım alanı çok yaygın olan Ergene Nehir Havzası su kalitesinin tespit edilmesi, bazı multi – istatistiki teknikler kullanılarak elde edilen verilerin etkili şekilde yorumlanması, sistem üzerinde etkili faktörlerin tespiti ve su kalitesine göre havzanın sınıflandırılması, elde edilecek verilerin çeşitli ulusal ve uluslararası kriterler ile karşılaştırılarak havzanın su kalitesinin ortaya konulması ve bölgede daha sonra yapılacak çalışmalara kaynak sağlanmasıdır.

Materyal ve Metod

Çalışma Alanı ve Örneklerin Toplanması

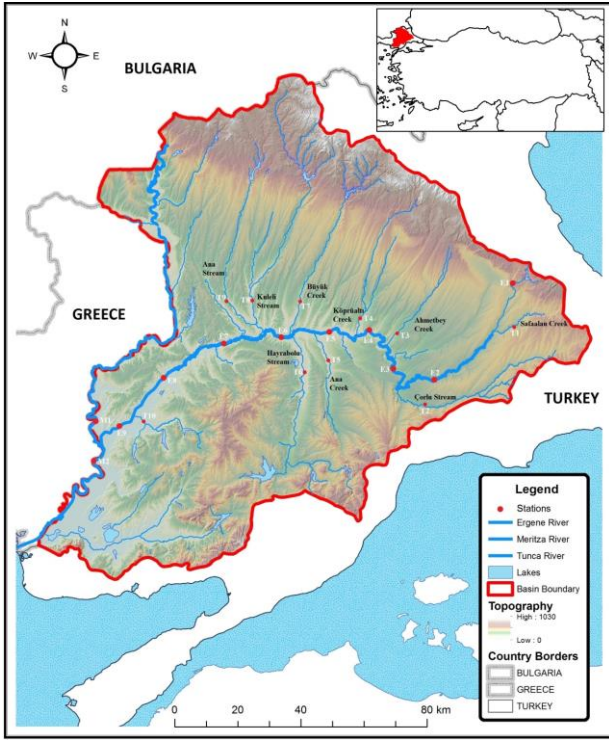
2018 yılının ilkbahar mevsiminde yapılan arazi çalışmalarında, Meriç ve Ergene Nehirleri üzerinden ve önemli yan kollardan olmak üzere, havzada belirlenen toplam 21 istasyondan, su örnekleri toplanmıştır. İstasyon bilgileri Tablo 1'de, ArcGIS programı kullanılarak çizilen Ergene Nehir Havzası ve seçilen istasyonlar ise Şekil 1'de verilmiştir. Ayrıca arazi çalışmaları sırasında çekilen bazı fotoğraflar Şekil 2'de verilmiştir.

Kimyasal analizler için gerekli olan sulara ait örnekler standart metotlara uygun şekilde alınmıştır (TS EN ISO 5667-3, TS 9547 ISO 5667-12). Her istasyondan sodyum tiyosülfatlı polipropilen şişelere su örnekleri alınarak fizikokimyasal ve mikrobiyolojik analizler yapılmıştır.

Tablo 1. İstasyon bilgileri.

Table 1. Information of sampling stations.

Meriç ve Ergene Nehirleri		Yan Kollar	
İstasyon	Konum	İstasyon	Konum
E1	Kavacık	T1	Safaalan Çayı Karlı
E2	Muratlı	T2	Çorlu Çayı Muratlı
E3	Karamusul	T3	Ahmetbey Çayı Ahmetbey
E4	Eskibedir	T4	Köprüaltı Çayı Lüleburgaz
E5	Oklalı	T5	Anadere Çayı Sinanlı
E6	Pehlivan köyü	T6	Hayrabolu Çayı Karakavak
E7	Uzunköprü	T7	Büyükdere Çayı Babeski
E8	Yenicegörece	T8	Kuleli Çayı Kumköy
E9	Adasarhanlı	T9	Ana Dere Bakışlar
M1	Küplü	T10	Sulama Kanalı Küçükaltıağaç
M2	Sarıcaali		



Şekil 1. Ergene Nehir Havzası ve seçilen istasyonlar.
Figure 1. Sampling stations in Ergene river basin.

Fizikokimyasal Parametreler

Tüm istasyonların su kalitesinin tespit edilebilmesi için suların sıcaklık, çözülmüş oksijen, oksijen doygunluğu, pH, iletkenlik, toplam çözülmüş katı, tuzluluk, bulanıklık değerleri arazi çalışmaları sırasında Hach Lange Markalı HQ40D Modelli Multiparametre ve 2100Q Modelli Portatif Turbidimetre cihazları ile; nitrat, nitrit, amonyum, fosfat, sülfat, florür, klorür, kimyasal oksijen ihtiyacı (*KOI*) ve biyolojik oksijen ihtiyacı (*BOİ*) değerleri ise arazi çalışmalarından sonra laboratuvarında, Hach Lange Markalı Dr 890 Modelli Kolorimetre, DR 3900 Modelli Spektrofotometre ve BOD Trak II Modelli Respirometrik *BOİ* cihazları ile ölçülmüştür.

Mikrobiyolojik Parametreler

Mikrobiyolojik analizler membran filtrasyon tekniği kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Tüm su numuleleri membran filtrasyon tekniği ile süzölmüş ve membran filtre koliform kromojenik m-FC Agar hazır besiyerine konulmuştur. Tüm besiyerleri 44.5 ± 0.2 °C'de 24 saat inkübasyona bırakılıp otomatik koloni sayıcı (aCOLyte 3 Sybiosis) ile fotoğrafları çekilerek sayımları gerçekleştirilmiştir.

İstatistiksel Analizler

Tespit edilen multi parametrelere göre istasyonların sınıflandırılması için Bray Curtis'e göre yapılan Cluster Analizi (CA), "Past" programı kullanılarak yapılmıştır. Elde edilen veriler

arasındaki anlamlı ilişkilerin tespiti için kullanılan Pearson Korelasyon İndeksi (*PCI*) ve sistem üzerindeki baskı unsurlarının sınıflandırılması için kullanılan Faktör Analizi (*FA*) ise "SPSS 17" programı kullanılarak yapılmıştır.



Şekil 2. Ergene Nehri ve önemli yan kollar.
Figure 2. Ergene river and important tributaries.

Bulgular**Ergene Nehir Havzası Su Kalitesi**

Ergene Nehri Havzası'nda, 2018 yılının ilkbahar mevsiminde, su numunelerinde tespit edilen fizikokimyasal ve mikrobiyolojik su kalite verileri Tablo 2 ve 3'te verilmiştir.

Pearson Korelasyon İndeksi (PCI)

Ergene Nehir Havzası lotik sularında tespit edilen fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik verileri arasında tespit edilen istatistiki olarak anlamlı ilişkiler ve korelasyon katsayı değerleri Tablo 4'te (n=21) verilmiştir.

Tablo 2. Meriç ve Ergene Nehirlerinde tespit edilen su kalite parametreleri.**Table 2.** Water quality parameters in Meriç and Ergene Rivers.

Parametre	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	M1	M2	
Sıcaklık	°C	16,2	20,5	22,6	22,8	22,6	20,7	22,5	20,1	18,8	18,3	18,5
ÇO	mg/L	10,91	0,31	0,49	0,23	0,46	1,39	1,41	4,25	4,68	8,42	7,33
%O	%	115,9	3,4	5,7	2,7	5,4	15,6	16,3	46,4	49,7	88,8	81,3
pH		8,17	7,33	7,37	7,42	7,43	7,59	7,66	7,70	7,66	8,09	8,05
EC	µS/cm	150	1454	2054	2500	2074	1612	1723	810	804	347	431
TDS	mg/L	87	784	1092	1310	1066	885	908	445	446	189	239
Tuzluluk	‰	0,09	0,79	1,10	1,33	1,08	0,89	0,91	0,44	0,45	0,19	0,24
Bulanıklık	NTU	4,31	31,90	26,70	27,30	19,30	12,20	6,36	15,90	10,00	9,24	13,80
Nitrat	mg/L	0,502	0,450	0,571	0,526	0,446	1,440	1,410	2,040	1,930	1,610	1,710
Nitrit	mg/L	0,010	0,054	0,078	0,070	0,053	0,112	0,146	0,132	0,106	0,020	0,033
Fosfat	mg/L	0,097	0,162	0,697	0,718	0,795	0,632	0,561	0,219	0,208	0,240	0,159
Sülfat	mg/L	16,9	107,0	178,0	166,0	160,0	130,0	113,0	73,7	72,9	68,7	68,2
Florür	mg/L	0,119	0,313	0,351	0,402	0,382	0,416	0,460	0,186	0,282	0,230	0,218
KOİ	mg/L	31,2	143,0	138,0	124,0	94,9	80,1	52,7	50,8	44,9	31,0	29,2
BOİ	mg/L	2,9	18,0	32,0	25,0	15,0	13,0	8,6	12,0	11,0	10,0	7,9
FK	cfu/50mL	85	189	256	291	226	285	232	287	227	261	250

Tablo 3. Yan kollarda tespit edilen su kalite parametreleri.**Table 3.** Water quality parameters in tributaries.

Parametre	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	
Sıcaklık	°C	21,4	20,2	20,3	21,8	22,7	21,5	25,6	20,3	23,1	20,4
ÇO	mg/L	11,43	0,77	12,15	8,75	11,23	11,97	8,98	8,29	6,77	7,24
%O	%	129,6	8,4	135,4	98,9	130,5	135,9	110,1	92,0	80,8	84,6
pH		8,21	7,74	8,06	7,66	7,87	8,13	8,05	7,75	7,80	7,90
EC	µS/cm	279	3750	601	756	871	865	846	856	808	742
TDS	mg/L	142	1940	324	396	446	457	407	462	412	400
Tuzluluk	‰	0,14	1,98	0,32	0,39	0,45	0,46	0,41	0,46	0,41	0,40
Bulanıklık	NTU	11,00	62,20	7,07	3,38	3,12	2,84	5,80	4,13	6,01	20,40
Nitrat	mg/L	1,500	1,020	3,930	7,080	4,790	3,640	6,340	7,610	6,690	2,040
Nitrit	mg/L	0,046	0,124	0,146	0,134	0,039	0,057	0,071	0,065	0,450	0,042
Fosfat	mg/L	1,200	1,980	0,128	0,214	0,015	0,047	0,103	0,293	0,392	0,071
Sülfat	mg/L	35,8	225,0	62,9	92,9	92,0	107,0	51,0	64,3	67,6	98,9
Florür	mg/L	0,092	0,233	0,241	0,289	0,443	0,315	0,267	0,371	0,405	0,309
KOİ	mg/L	65,0	178,0	22,5	29,5	46,0	32,9	27,2	19,0	25,3	43,5
BOİ	mg/L	9,9	51,0	4,3	6,7	8,2	8,6	17,0	9,4	10,0	9,8
FK	cfu/50mL	59	282	245	268	124	125	286	280	232	240

Tablo 4. Ergene Nehir Havzası akarsu sularında tespit edilen fizikokimyasal parametreler arasındaki ilişkiler.**Table 4.** Relationships between physicochemical parameters in Ergene River Basin streams.

	Sıc	ÇO	O ₂ sat	pH	EC	TDS	Sal	Tur	NO ₃	NO ₂	PO ₄	SO ₄	F	KOİ	BOİ
Sıc	1														
ÇO	-,169	1													
O ₂ sat	-,109	,998**	1												
pH	-,295	,867**	,860**	1											
EC	,311	-,777**	-,765**	-,644**	1										
TDS	,292	-,790**	-,779**	-,658**	,999**	1									
Sal	,288	-,787**	-,777**	-,653**	,999**	1,000**	1								
Tur	-,033	-,654**	-,654**	-,441*	,811**	,812**	,815**	1							
NO ₃	,371	,529*	,559**	,247	-,358	-,372	-,375	-,521*	1						
NO ₂	,315	-,102	-,080	-,146	,080	,076	,072	-,062	,410	1					
PO ₄	,114	-,472*	-,471*	-,224	,735**	,729**	,731**	,726**	-,362	,095	1				
SO ₄	,292	-,746**	-,735**	-,665**	,941**	,944**	,944**	,762**	-,383	,012	,631**	1			
F	,543*	-,425	-,396	-,589**	,396	,400	,395	-,065	,194	,300	-,081	,452*	1		
COD	,136	-,765**	-,763**	-,646**	,854**	,860**	,861**	,892**	-,600**	-,110	,701**	,823**	,130	1	
BOD	,217	-,624**	-,613**	-,445*	,876**	,872**	,874**	,903**	-,328	,017	,765**	,816**	,068	,862**	1
FK	,199	-,507*	-,498*	-,461*	,406	,412	,408	,291	,153	,245	,095	,401	,324	,150	,362

Faktör Analizi (FA)

Korele veriler kullanılarak, Ergene Nehir Havzası yüzey suları ve sedimentleri ve havzanın yeraltı suları üzerinde etkili değişken faktörlerinin belirlenmesi amacıyla Faktör Analizi kullanılmıştır. Korele olmayan ya da düşük koelasyon katsayısına sahip veriler, Faktör Analizlerinin güvenilirliğini arttırmak adına değerlendirilmeye alınmamıştır.

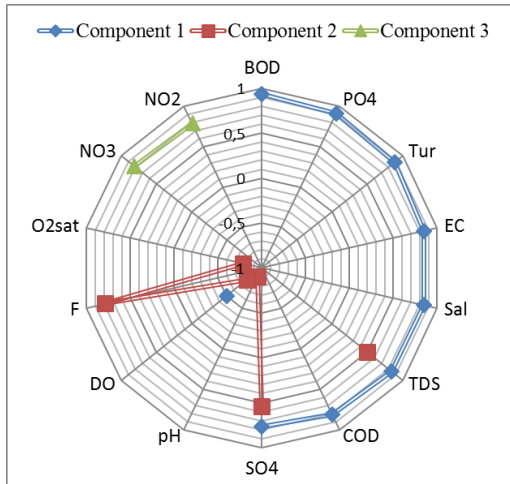
Ergene Nehir Havzası yüzey lotik sularında (Meriç ve Ege Nehirleri ve yan kollar) su kalitesi üzerine etkili değişken faktörlerin belirlenebilmesi için suda tespit edilen fizyokimyasal parametrelerden toplamda 14 değişken kullanılmıştır. Elde edilen KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) Örneklem Yeterliliği Testi sonuçları 0,747 olarak hesaplanmıştır ve örneklem büyüklüğünün oldukça iyi ve yeterli bir seviyede olduğunu göstermektedir. Birden büyük olan özdeğerler, kullanılan verilerden açıklanması gereken varyans kaynakları olarak, temel bileşenlerin değerlendirilmesi amacıyla kriter olarak seçilmiştir ve temel bileşenlerin özdeğerlerinin ifade edildiği Scree Plot Şekil 3'te verilmiştir.

Tablo 5. Açıklanan toplam varyanslar.

Table 5. Total variances explained.

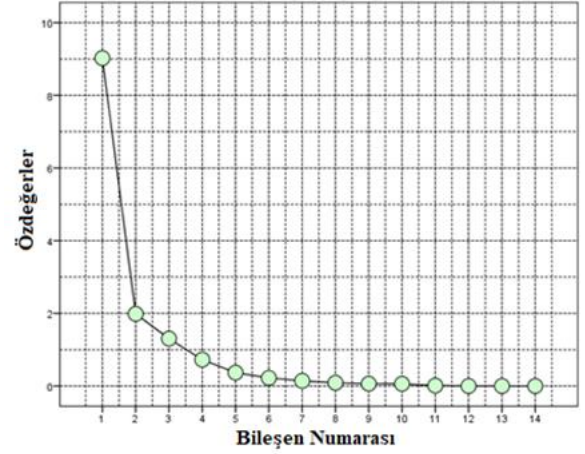
Bileşen	İlk Özdeğerler			Yüklerin Karesinin Ekstraksiyon Toplamları (rotasyondan önce)			Yüklerin Karesinin Rotasyon Toplamları (rotasyondan sonra)		
	Toplam	Varyans %	Kümülatif %	Toplam	Varyans %	Kümülatif %	Toplam	Varyans %	Kümülatif %
1	9,024	64,460	64,460	9,024	64,460	64,460	6,567	46,909	46,909
2	1,986	14,187	78,647	1,986	14,187	78,647	3,981	28,434	75,343
3	1,303	9,308	87,955	1,303	9,308	87,955	1,766	12,611	87,955

Rotasyondan sonraki, 3 faktör için belirlenen 0,5'ten büyük parametre yükleri (bileşen matrisi) Şekil 4'te verilmiştir.



Şekil 4. Bileşen matrisleri.

Figure 4. Component matrices.

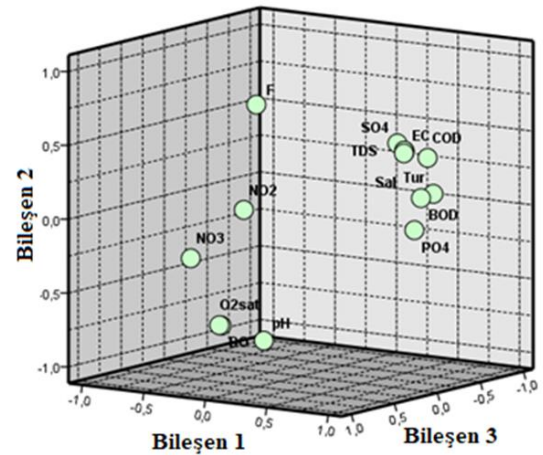


Şekil 3. Scree Plot diyagramı.

Figure 3. Scree Plot diagram.

Yüzde varyans değerleri, kümülatif yüzde varyans değerleri ve bileşen yükleri (rotasyondan önce ve rotasyondan sonra) Tablo 5'te verilmiştir. Rotasyondan sonraki toplam yüzde varyanslarına göre, 3 faktör toplam varyansın %87'sini açıklamaktadır.

Üç boyutlu bileşen diyagramı, 3 faktöre ait ilişkili değişkenleri ifade etmektedir (Şekil 5).



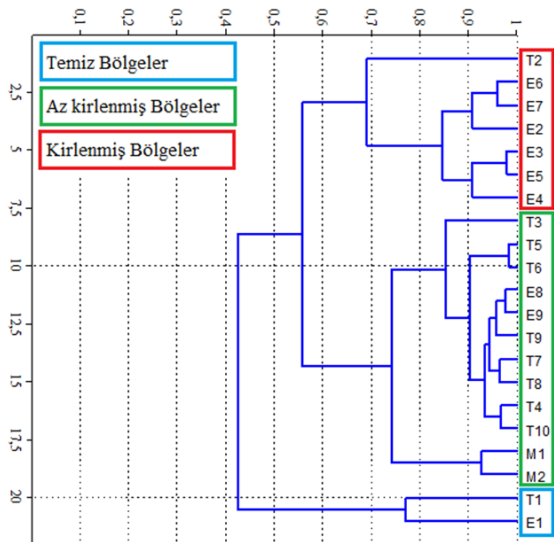
Şekil 5. Bileşen diyagramı.

Figure 5. Component diagram.

Kümeleme Analizi (CA)

Ergene Nehir Havzası üzerinde tespit edilen istasyonların, su kalitelerine göre sınıflandırılabilmeleri için Kümeleme Analizi kullanılmıştır. Ergene Nehir Havzası lotik sularında tespit edilen tüm fizikokimyasal verileri kullanılarak yapılan Kümeleme Analizi (CA) sonuçlarına göre, toplam 3 küme tespit edilmiştir. CA diyagramı Şekil 6'da verilmiştir.

Ergene Nehri kaynak bölgesi (E1) ve yukarı havzada yer alan Safaalan Deresi (T1) istasyonlarını içeren 1. Küme (C1) "Temiz Bölgeler" olarak isimlendirilmiştir. Çorlu Çayı ve Safaalan Deresi hariç diğer tüm incelenen yan kolları (T3, T4, T5, T6, T7, T8, T9 ve T10) ve bunların nehre dökülmesiye kirlilik açısından seyreden Ergene Nehri'nin aşağı havzası (E8 ve E9) istasyonlarını içeren 2. Küme (C2) "Az Kirlenmiş Bölgeler" olarak isimlendirilmiştir. Çorlu Çayı (T2) ve Ergene Nehri orta havzası (E2, E3, E4, E5, E6 ve E7) istasyonlarını içeren 3. Küme (C3) ise "Kirlenmiş Bölgeler" olarak isimlendirilmiştir.



Şekil 6. CA diyagramı.

Figure 6. CA diagram.

Tartışma ve Sonuç

Çözünmüş oksijen, su kalitesi değişiminin izlenmesinde kullanılan en önemli parametrelerden biridir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre, Ergene Nehri'nin, kaynak bölgesi olan E1 istasyonu hariç (E1 istasyonu 1. Sınıf su kalitesine sahip), çözünmüş oksijen ve çözünmüş oksijen doygunluğu parametreleri açısından 3. – 4. Sınıf su kalitesine sahip olduğu tespit edilmiştir. Havzanın önemli yan kollarından Çorlu Çayı'nın (T2 istasyonu) çözünmüş oksijen ve çözünmüş oksijen doygunluğu parametreleri açısından 4. Sınıf, diğer yan kollar ve Meriç Nehri'nin ise bu parametreler açısından

1. – 2. Sınıf su kalitesinde olduğu tespit edilmiştir (SKKY 2015). Herhangi bir zamanda suda belirlenen çözünmüş oksijen miktarı, suyun o anki sıcaklığına, su yüzeyindeki atmosferik gazın kısmi basıncına, sudaki çözünmüş tuz yoğunluğuna ve biyolojik olaylara bağlıdır ve oksijenin suda çözünebilirliği sıcaklık azaldıkça artmakta, tuz yoğunluğu arttıkça azalmaktadır (Cirik ve Cirik 1999; Tanyolaç 2009). Verilere uygulanan Pearson Korelasyon İndeksi (PCİ) sonuçlarına göre, suda tespit edilen çözünmüş oksijen verileri ile tuzluluk, TDS ve iletkenlik verileri arasında kuvvetli negatif korelasyonlar kaydedilmiştir ($p < 0,01$). Ayrıca sucul ortamlardaki çözünmüş oksijen değeri, sıcaklık ve tuzluluğun yanında bitkilerin fotosentez hızına ve sistemin trofik düzeyine bağlı olarak da farklılıklar gösterir (Akbulut ve Yıldız 2001). Yine elde edilen PCİ verilerine göre, çözünmüş oksijen ve oksijen doygunluğu verileri ile birçok organik ve mikrobiyolojik kirletici parametresi arasında kuvvetli negatif korelasyonlar kaydedilmiştir ($p < 0,01$). Tatlı sularda balık sağlığının korunması amacıyla Avrupa Birliği Komisyonu tarafından bildirilen EC direktifine göre, Cyprinid türleri için sudaki çözünmüş oksijen seviyesinin 4 mg/L'nin altına düşmemesi gerekmektedir (EC 2006). Ergene Nehri ve Çorlu Çayı'nda tespit edilen çözünmüş oksijen seviyelerinin belirtilen zorunlu değerin oldukça altındadır. Bu durum, ekolojik valansı oldukça geniş ve çok dayanıklı birkaç evriaerobios omurgasız ve alg türü haricinde, bu akarsularda balık gibi yüksek yapılı omurgalı canlıların yaşayabilmesine olanak sağlamamaktadır. Çelikkale (1994) tarafından bildirilen başka bir sınıflandırmaya göre ise, sudaki optimal çözünmüş oksijen değerlerinin alabalıklar için 9,20 – 11,50 mg/L, sazanlar için ise 5,00 – 9,00 mg/L arasında olması gerektiği kaydedilmiştir. Ergene Nehri hariç havza sularında belirlenen çözünmüş oksijen verilerinin, balık sağlığı açısından önemli bir risk teşkil etmediği tespit edilmiştir.

Bölgenin jeolojik yapısının suların pH'ını etkileyen en önemli etkenlerdendir ve tabii suların çoğu karbonat ve bikarbonat içermesi nedeniyle hafif alkali özellik gösterirler. Sucul canlılar için, en uygun pH değeri 6,5 – 8,5, balıklar için ise genel olarak 6,4 – 8,6 arasındadır (Tanyolaç 2009). pH değerlerinde gözlenecek sapmalar mevcut aralıklardan uzaklaştığı derecede sucul canlıların yaşamını olumsuz yönde etkileyecektir. Ergene Nehir Havzası'nı teşkil eden yan kollar ve Meriç Nehri üzerinde tespit edilen istasyonların suları pH değerleri açısından hafif alkali karaktere sahiptir ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre tüm istasyonlar pH açısından 1. – 2. Sınıf su kalitesine sahiptir. Avrupa Birliği Komisyonu tarafından bildirilen EC direktifine göre,

Cyprinid sağlığı açısından sulardaki zorunlu pH aralığının 6 – 9 olması beklenmektedir (EC 2006). Bölgede tespit edilen pH verilerine göre Cyprinid türleri açısından herhangi bir risk söz konusu değildir. Ayrıca havza suları pH değerlerinin, Türk Standartları Enstitüsü'nün insani kullanım amaçlı sular tebliğinde pH için bildirilen 6,5 – 9,5 aralığının da dışına çıkmadığı tespit edilmiştir (TS266 2005).

Suların elektriksel iletkenliği, suda bulunan tuzların veya çözünebilir madde miktarının bir ölçüsüdür ve hem jeolojik hem de dış etkenlere bağlıdır (Höll 1979). Havza sularında tespit edilen EC değerlerinin önemli bölgesel farklar sergilediği ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre, havzanın yan kollarının (Çorlu Çayı hariç) ve Meriç Nehri'nin tespit edilen EC değerleri açısından 2. Sınıf su kalitesine sahip olduğu, Ergene Nehri'nin 3. Sınıf (kaynak bölgesi hariç; E1 istasyonu 1. Sınıf su kalitesine sahip) Çorlu Çayı'nın ise tespit edilen EC değerleri açısından 4. Sınıf su kalitesine sahip olduğu belirlenmiştir (SKKY 2015). Su ürünleri standartları ve yüzeysel su kaynaklarının kirlenmeye karşı korunması hakkındaki protokolde elektriksel iletkenlik için belirtilen 150 – 500 µS/cm aralığının, neredeyse tüm havzada aşıldığı tespit edilmiştir (Uslu ve Türkman 1987).

Havza bileşenlerinde yan kollarda tespit edilen nitrat değerleri Ergene ve Meriç Nehirlerinden daha yüksek olsa da, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre, genel olarak tespit edilen nitrat değerleri açısından havza sularının 1. Sınıf su kalitesine sahip olduğu tespit edilmiştir. Belirlenen nitrit değerleri açısından ise Meriç Nehri'nin 2. Sınıf, T2, T3, T4 ve T9 istasyonları hariç (bu istasyonlar 4. Sınıf su kalitesine sahip) yan kolların 2. – 3. Sınıf, Ergene Nehri kaynak bölgesinin 1. Sınıf, E2 ve E5 istasyonları hariç (bu istasyonlar 2. Sınıf su kalitesine sahip) Ergene Nehri'nin 3. – 4. Sınıf su kalitesine sahip olduğu ortaya konulmuştur (SKKY 2015).

Yeraltı ve yüzey sularında yer alan nitrat, bitkisel ve hayvansal atıkların içerdiği proteinlerin ayrışması neticesinde ortaya çıkan amonyağın oksitlenmesinden ve tarımsal alanlarda kullanılan nitratlı gübrelerden kaynaklanmaktadır. Nitrat, azotun akarsularda en yaygın görülen formudur ve kirlenmemiş sulara çok az miktarda görülür (Wetzel 2001; Manahan 2011). Ergene Nehir Havzası'nda incelenen tüm istasyonlarda tespit edilen nitrat değerlerinin, EPA tarafından bildirilen sağlıklı sulara aşılmaması tavsiye edilen 10 mg/L sınır değerinin altında olduğu, Dünya Sağlık Örgütü, Avrupa Birliği ve TS266 da, 50 mg/L olarak bildirilen sınır değerinin de altında olduğu tespit edilmiştir (EPA 1979; TS266 2005; EC 2007; WHO 2011).

Nitrit, amonyumdan nitrat'a ulaşan biyolojik oksidasyonda ara üründür ve oksijenin yeterli seviyede olmadığı, özellikle organik olarak kirlenmiş sulara oldukça yüksek seviyelere ulaşabilir (Egemen ve Sunlu 1996). Dünya Sağlık Örgütü tarafından bildirilen içme suyu standartlarına göre sulara nitrit değerinin 0,2 mg/L sınırını aşmaması beklenmektedir (WHO 2011). Avrupa Birliği Komisyonu tarafından bildirilen EC direktifine göre, Cyprinid sağlığı açısından sulardaki nitrit konsantrasyonunun 0,03 mg/L sınırını aşmaması beklenmektedir (EC 2006). Buna göre, neredeyse tüm Ergene Nehir Havzası'nda tespit edilen nitrit konsantrasyonları Cyprinid sağlığı açısından risk teşkil etmektedir. Ergene Nehir Havzası birçok yerleşim yerinin kanalizasyon atıklarına maruz kalmakta ve çevresinde birçok tarım arazisi bulunmaktadır. Bilindiği gibi sulara nitritin en önemli kaynakları; organik maddeler, azotlu gübreler ve bazı minerallerdir (Wetzel 2001; Manahan 2011). Bölge sularında tespit edilen oldukça yüksek nitrit değerleri, yerleşim yeri atıklarının ya hiç ya da yeterince arıtılmadan sisteme deşarj edildiğini ve havzada kullanılan tarımsal gübrelerin ekolojik açıdan önemli bir stres kaynağı olduğunu göstermektedir.

Yeraltı ve yüzey sularında bulunan fosfor, nüfus yoğunluğuna, tarımsal gübreleme metotlarına ve gübreleme sıklığına bağlıdır ve bitki örtüsü ve toprak yapısı da sulara fosfor birikimi üzerine önemli şekilde etkilidir. Ayrıca temizlik işlerinde kullanılan ve atık sularla alıcı su ortamına ulaşan deterjanların da fosfor derişimine etki eden unsurlar olduğu bildirilmiştir (Uslu ve Türkman 1987). Alıcı sulara fosfatın %91'inin evsel ve endüstriyel atıksulardan, %9'nun ise tarımsal alanlardan geldiği hesaplanmıştır (Egemen ve Sunlu 1996). Sulardaki fosfat konsantrasyonları baz alınarak Uslu ve Türkman tarafından bildirilen sınıflandırmaya göre; fosfat derişimleri 0,02 mg/L'ye kadar olan sular 1. Sınıf, 0,16 mg/L'ye kadar olan sular 2. Sınıf, 0,65 mg/L'ye kadar olan sular 3. Sınıf, 0,65 mg/L'den yüksek olan sular ise 4. Sınıf su kalitesine sahiptir (Uslu ve Türkman 1987). Bu sınıflandırma sistemine göre, Safaalan Deresi ve Çorlu Çayı hariç (bu istasyonlar 4. Sınıf su kalitesine sahip) Ergene Nehri yan kollarının ve Meriç Nehri'nin fosfat değerleri açısından 2. – 3. Sınıf su kalitesine sahip olduğu, Ergene Nehri'nin ise kaynak bölgesi hariç (E1 istasyonu 2. Sınıf su kalitesine sahip) 3. – 4. Sınıf su kalitesine sahip olduğu belirlenmiştir.

Sülfatın doğal sulardaki ekolojik önemi oldukça büyüktür ve özellikle bitki büyümesi üzere biyolojik verimin artması için ortamda yeterince bulunması gerekmektedir. Eksikliği durumunda ortamdaki fitoplankton gelişimi olumsuz etkilenmekte ve bu

durum primer produktiviteyi düşürmektedir (Atıcı ve Obalı 1999; Tanyolaç 2009). SKKY'ye göre sülfat içerikleri açısından Çorlu Çayı hariç tüm havzanın 1. Sınıf su kalitesine sahip olduğu tespit edilmiştir. Çorlu Çayı'nın ise bu parametre açısından 3. Sınıf su kalitesinde olduğu kaydedilmiştir (SKKY 2015). Ayrıca bölge sularında tespit edilen sülfat değerlerinin *TS266* ve *EC* kriterlerinde bildirilen ve 250 mg/L olan sınır değerinden de düşük olduğu belirlenmiştir (*TS266* 2005; *EC* 2007).

Sucul sistemlerde biyolojik aktivitenin ve organik madde içeriğinin önemli göstergelerinden olan Biyolojik Oksijen İhtiyacı (*BOİ*) verileri, havza sularında genel olarak oldukça yüksektir. SKKY'ne göre *KOI* değerleri açısından *T1* istasyonu 3. Sınıf, *T2* istasyonu 4. Sınıf, diğer yan kollar 1. – 2. Sınıf, Meriç Nehri 2. Sınıf ve Ergene Nehri kaynak bölgesi hariç (*E1* istasyonu 1. Sınıf su kalitesine sahip) 3. – 4. Sınıf su kalitesine sahip olduğu tespit edilmiştir (SKKY 2015). SKKY'ne göre, *BOİ* değerleri açısından genel olarak Ergene Nehri'nin kaynak bölgesi hariç (*E1* 1. Sınıf su kalitesine sahip) 3. – 4. Sınıf, Çorlu Çayı'nın 4. Sınıf, diğer yan kollar ve Meriç Nehri'nin ise 2. – 3. Sınıf su kalitesine sahip olduğu tespit edilmiştir (SKKY 2015). Ayrıca Avrupa Birliği Komisyonu tarafından bildirilen *EC* direktifine göre, Cyprinid sağlığı açısından sucul sistemlerde *BOİ* değerinin 6 mg/L'yi aşmaması gerektiği bildirilmiştir (*EC* 2006). Neredeyse tüm havzada tespit edilen *BOİ* değerleri belirtilen sınırı aşmaktadır ve balık sağlığı açısından önemli bir risk faktörü olarak ortaya çıkmaktadır. Sulardaki *BOİ*'nin yaklaşık olarak %33'ü tarımsal faaliyetler sonucu meydana geldiği bilinmektedir. Ayrıca bazı büyük yerleşim yerlerinde yağmur suyu çıkışlarının ve yerleşim yeri foseptiğinin aynı yolu kullanması, foseptik arıtım tesislerinin yağmur akıntısı ile karışmış foseptiği işleyemeden, hacim artışları nedeni ile yakın sucul sistemlere arıtmadan vermesi, *BOİ* değerlerinin artmasında önemli bir faktör halini alırlar (Akman vd. 2004). Havzada yürütülen yoğun tarımsal faaliyetlerin ve sisteme karışan kanalizasyon atıklarının, tespit edilen yüksek *BOİ* değerlerinin temel nedenini teşkil ettiği düşünülmektedir.

Bölgede gerçekleştirilen monokültür tarımsal uygulamalar, toprağı birçok mineraller açısından fakirleştirmektedir. Bu eksikliği gidermek için ise neredeyse tüm havza topraklarında inorganik ve fosfatlı gübreler yoğun şekilde kullanılmaktadır. Çalışmamız sonucunda elde edilen yüzey suları verilerine göre; havzanın çevresinde yer alan ve ülkemiz için büyük önem arz eden, başta çeltik olmak üzere birçok tarım arazilerinin; ve önemli derecede endüstriyel kirliliğe maruz kalan Çorlu ve Ergene Nehirlerinin, ekosistem üzerinde çok önemli

baskılar meydana getirdiği tespit edilmiştir. Yapılan istatistiki analizlerden elde edilen veriler, tarımsal ve endüstriyel kirliliğin, sistem üzerindeki olumsuz etkilerini açık bir şekilde ortaya koymaktadır.

Trakya bölgemizin bu en önemli nehir havzasının kalitesini arttırmak, sucul canlılar üzerindeki stres ve baskıyı azaltmak ve yöre halkı sağlığını korumak için;

- bölgede yürütülen tarımsal faaliyetlerde monokültür uygulaması değiştirilmeli ve çiftçiler polikültür uygulamalarının tarımsal ve ekolojik faydaları konusunda bilinçlendirilmelidir,
- bölge halkının bilinçsiz kimyasal gübre ve tarımsal ilaç kullanımı engellenmelidir,
- bölgede yapılan çalışmaların sonuçları yöre halkı ile paylaşılarak karşılaşılabilecekleri olumsuzluklar kendilerine açık bir şekilde ifade edilmelidir,
- havzada yer alan sanayi kuruluşları sık sık denetime tabi tutulmalı ve atıklarını arıtıma tabi tutmadan sisteme vermeleri engellenmelidir,
- ayrıca havzanın su kalitesi hem fiziksel hem kimyasal hem de biyolojik olarak sürekli olarak izlenmeli ve gerektiğinde hızlı şekilde müdahale edilebilmelidir.

Teşekkür

Bu araştırma, Trakya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından finansal olarak desteklenmiştir (Proje no: 2017/211).

References

- Anonim. 2005. Edirne il çevre durum raporu. Edirne Valiliği İl Çevre ve Orman Müdürlüğü.
- Akbulut A, Yıldız K. 2001. Mogan Gölü (Ankara) planktonik Bacillariophyta üyeleri ve dağılımları. Gazi Üniv Fen Bil Ens Derg. 14(4):1081-1093.
- Akman Y, Ketenoğlu O, Kurt L, Düzenli S, Güney K, Kurt F. 2004. Çevre kirliliği (çevre biyolojisi). Ankara: Palme Yayıncılık 299s.
- Arda H, Helvacıoğlu İA, Meriç Ç, Tokatlı C. 2015. İpsala İlçesi (Edirne) toprak ve pirinç kalitesinin bazı esansiyel ve toksik element birikimleri açısından değerlendirilmesi. Tarım Bilimleri Araştırma Dergisi. 8(1):7-13.
- Atıcı T, Obalı O. 1999. Susuz Göleti (Ankara) algleri ve su kalite değerlendirmesi. Gazi Üniv. Gazi Eğitim Fakültesi Derg. 19(3):99-104.
- Cirik S, Cirik Ş. 1999. Limnoloji. III. Baskı, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No: 21. İzmir: Ege Üniversitesi Basımevi 166s.
- Çelikkale MS. 1994. İçsu balıkları yetiştiriciliği. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi, Deniz Bilimleri Fakültesi Yayınları 460s.

- Çiçek A, Bakış R, Uğurluoğlu A, Köse E, Tokatlı C. 2013. The effects of large borate deposits on groundwater quality. *Pol J Environ Stud.* 22(4):1031-1037.
- DSİ. 1997. Ergene Nehri kirliliği değerlendirme raporu. Ankara Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü.
- EC (European Communities). 2006. EC of the European Parliament and of the council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. Directive 2006/44.
- EC (European Communities). 2007. European communities (drinking water) (no. 2). Regulations 2007, S.I. No. 278 of 2007.
- Egemen Ö, Sunlu U. 1996. Su kalitesi. İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları Yayın No:14. Ege Üniversitesi Basımevi 153s.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 1979. A review of the EPA red book quality criteria for water. Environmental Protection Agency, USA. 311s.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. National recommended water quality criteria: 2002. Environmental Protection Agency, 822-R-02-047.
- Elipek BÇ, Arslan N, Kirgiz T, Öterler B, Güher H, Özkan N. 2010. Analysis of benthic macroinvertebrates in relation to environmental variables of Lake Gala, a National Park of Turkey. *Turk J Fish Aquat Sc.* 10(2):235-243.
[doi: 10.4194/trjfas.2010.0212](https://doi.org/10.4194/trjfas.2010.0212)
- Güher H, Erdoğan S, Kirgiz T, Elipek BÇ. 2011. The Dynamics of zooplankton in National Park of Lake Gala (Edirne-Turkey). *Acta Zool Bulgar.* 63(2):157-168.
- Höll K. 1979. Wasser (untersuchung, beurteilung, aufbereitung, chemie, bakteriologie, virologie, biologie). Berlin: Auflage, de Gruyter 586p.
- Kalebaşı Y. 1994. Meriç nehrinin kimyasal kirliliğinin incelenmesi [Yüksek lisans tezi]. Trakya Üniversitesi. 84 s.
- Manahan SE. 2011. Water chemistry: green science and technology of nature's most renewable resource. Taylor & Francis Group 398p.
- SKKY (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği). 2004. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği. Yayımlandığı Resmi Gazete: Tarih 31 Aralık Cuma 2004, Sayı :25687.
- SKKY (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği). 2015. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği. Yayımlandığı Resmi Gazete: Tarih 15 Nisan Çarşamba 2015, Sayı :259327.
- Tanyolaç J. 2009. Limnoloji. Ankara: Hatiboğlu Yayınevi 294s.
- Tokatlı C. 2014. Drinking Water quality of a rice land in Turkey by a statistical and GIS perspective: İpsala District. *Pol J Environ Stud.* 23(6):2247-2258.
[doi:10.15244/pjoes/26967](https://doi.org/10.15244/pjoes/26967)
- Tokatlı C. 2015. Assessment of the Water quality in the meriç river: as an element of the ecosystem in the Thrace Region of Turkey. *Pol J Environ Stud.* 24(5):2205-2211.
[doi:10.15244/pjoes/58780](https://doi.org/10.15244/pjoes/58780)
- Tokatlı C. 2017. Bioecological and statistical risk assessment of toxic metals in sediments of a worldwide important wetland: Gala Lake National Park (Turkey). *Arch Environ Prot.* 43(1):34-47.
[doi:10.1515/aep-2017-0007](https://doi.org/10.1515/aep-2017-0007)
- Tokatlı C. 2018. Essential and toxic element bioaccumulations in fishes of Gala and Sığircı Lakes (Meriç River Delta, Turkey). *Acta Alimentaria,* 47(4):470-478.
[doi:10.1556/066.2018.47.4.10](https://doi.org/10.1556/066.2018.47.4.10)
- Tokatlı C, Başatlı Y. 2016. Trace and toxic element levels in river sediments. *Pol J Environ Stud.* 25(4):1715-1720.
[doi:10.15244/pjoes/62678](https://doi.org/10.15244/pjoes/62678)
- Tokatlı C, Başatlı Y. 2017. Water quality of Havsa Stream Basin creeks (Thrace Region, Turkey). *VNU Journal of Science: Earth Env Sci.* 33(2):12-20.
[doi:10.25073/2588-1094/vnuees.4103](https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4103)
- Tokatlı C, Köse E, Uğurluoğlu A, Çiçek A, Emiroğlu Ö. 2014. Gala Gölü (Edirne) su kalitesinin coğrafi bilgi sistemi (CBS) kullanılarak değerlendirilmesi. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences.* 32(4):490-501.
- TS266 2005. Sular-İnsani tüketim amaçlı sular. Türk Standartları Enstitüsü, ICS 13.060.20.
- TZOB (Türkiye Ziraat Odaları Birliği) 2003. Çeltik Çalışma Grubu Raporu, Sayı 1.
- Uslu O, Türkman A. 1987. Su kirliliği ve kontrolü. Ankara: T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları 398s.
- Ustaoglu F, Tepe Y, Aydın H, Akbaş A. 2017. Investigation of water quality and pollution level of lower Melet River, Ordu, Turkey. *Alınteri Zira Bilimler Dergisi.* 32(1):69-79.
- Ustaoglu F, Tepe Y. 2019. Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 7(1):47-56.
[doi:10.1016/j.iswcr.2018.09.001](https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.09.001)
- WHO (World Health Organization). 2011. Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization Library Cataloguing-in-Publication Data, NLM classification: WA 675.
- Wetzel RG. 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. Elsevier Academic Press 1006 p.



Testing the Antimicrobial Effects of Some Hydrosols on Food Borne-Pathogens and Spoilage Bacteria

Emre YAVUZER^{1*} , Esmeray KULEY BOĞA² 

¹Department of Food Engineering, Faculty of Engineering and Architecture, Kırşehir Ahi Evran University, 40300, Kırşehir, Turkey

²Department of Seafood Processing Technology, Faculty of Fisheries, Cukurova University, 01330, Adana, Turkey

ABSTRACT

The antimicrobial activity of five hydrosols made from orange peel, pomegranate peel, shaddock peel, mandarin peel, and thyme plant was tested by microdilution and disc diffusion methods against 3 foodborne bacteria (*Staphylococcus aureus*, *Salmonella Paratyphi A* and *Klebsiella pneumoniae*) and 3 fish spoilage bacteria (*Vibrio vulnificus*, *Pseudomonas luteola*, and *Photobacterium damsela*). *S. Paratyphi A* was one of the most susceptible bacteria against all hydrosols tested mainly pomegranate, thyme and shaddock peel (with more than 10.5 mm inhibition zone). Inhibition zones on the growth of *S. aureus* were only observed from hydrosols of thyme and mandarin peel. Hydrosols made from orange and mandarin peel were effective on inhibition of the growth of fish spoilage bacteria. Minimum inhibitory concentration (MIC) and minimum bactericidal concentration (MBC) of hydrosols were generally 50 and >50 mg/mL, respectively. These results show that thyme and pomegranate peel hydrosols had the strongest antimicrobial effects against test bacteria, although the effect of waste hydrosols vary depending on bacterial strains

Keywords: Hydrosols, antimicrobial effect, foodborne pathogens, fish spoilage bacteria

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 10.09.2019

Revised : 08.01.2020

Accepted : 09.01.2020

Published : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.618101

* CORRESPONDING AUTHOR

emreyavuzer@gmail.com

Phone : +90 386 280 54 09

Bazı Hidrosollerin Gıda Kaynaklı Patojen ve Bozulma Etmeni Bakteriler Üzerindeki Antimikrobiyal Etkilerinin Analizi

Öz: Portakal kabuğu, nar kabuğu, şadok kabuğu, mandalina kabuğu ve kekik bitkisinden elde edilen beş hidrosolün 3 gıda kaynaklı bakteri (*Staphylococcus aureus*, *Salmonella Paratyphi A* ve *Klebsiella pneumoniae*) ve 3 balık bozucu bakterileri (*Vibrio vulnificus*, *Pseudomonas luteola* ve *Photobacterium damsela*) üzerindeki antimikrobiyal aktivitesi, mikrodilüsyon ve disk difüzyon yöntemleriyle test edildi. *S. Paratyphi A*, özellikle nar, kekik ve şadok kabuğundaki (10,5 mm inhibisyon zonuyla) test edilen tüm hidrosollere karşı en duyarlı bakterilerden biriydi. *S. aureus*'un gelişimi üzerindeki inhibisyon bölgeleri, sadece kekik ve mandalina kabuğunun hidrosollerinde gözlemlendi. Portakal ve mandalina kabuğundan üretilen hidrosoller, balıklarda bozulma bakterilerinin büyümesinin inhibe edilmesinde etkili olmuştur. Hidrosollerin minimum inhibitör konsantrasyon (MIC) ve minimum bakteri öldürücü konsantrasyonları (MBC) genel olarak sırasıyla 50 ve >50 mg/mL idi. Bu sonuçlar, kekik ve nar kabuğu hidrosollerinin test bakterilerine karşı en güçlü antimikrobiyal etkilere sahip olduğunu göstermektedir ancak atık hidrosollerin etkisi bakteri suşlarına bağlı olarak değişmektedir.

Anahtar kelimeler: Hidrosoller, antimikrobiyal etki, gıda kaynaklı patojenler, balıklarda bozucu bakteriler

How to Cite

Yavuzer E, Kuley Boğa E. 2020. Testing the Antimicrobial Effects of Some Hydrosols on Food Borne-Pathogens and Spoilage Bacteria. LimnoFish. 6(1): 47-51. doi: 10.17216/LimnoFish.618101

Introduction

Studies on alternative natural antimicrobials to protect food and human health are increasing, as the resistance of bacteria to antibiotics poses a global problem. Nowadays, studies generally focus on plant materials and their oils or extracts (Sabo and

Knezevic 2019). Residual hydrosols after oil extraction or plant extraction are considered as waste material. Hydrosols (or hydrolates or aromatic waters) are known as the secondary compounds of steam distillation of plants, performed to obtain essential oils (D'Amato et al. 2018). Hydrosols have

been used as decontamination agents (Öztürk et al. 2016) or antioxidant and antibacterial agents (Shen et al. 2017), although it is thought that there will be nothing left after removing the pulp and oil from a plant. The use of hydrosols as antimicrobial or disinfectant is very important because they are cheap and even waste.

Since mandarin and thyme oil are used extensively in the food and pharmaceutical industry, the hydrosols of these plants appear as by-products. However, the hydrosols of oil-free plants such as pomegranate peel, shaddock peel, and orange peel may have positive effects because hydrosols have colloidal suspensions of volatile oils and water-soluble components obtained by steam distillation or hydro distillation from plants. The lavender hydrosol is reported to contain linalool (26.5%), borneol (9.0%), cis-linalool oxide (6.6%), trans-linalool oxide (5.2%) (Śmigielski et al. 2013), whilst thyme hydrosol has carvacrol (48.30%) and thymol (17.55%) (D'Amato et al. 2018).

Shaddock also is known as Chinese grapefruit, is a species of the *Citrus* genus of the citrus family of citrus fruits. Shaddock juice is used in the treatment of hypertension and cardiovascular diseases (Oboh et al. 2014) and it was reported that shaddock bark can be used in the treatment of diabetes (Oboh and Ademosun 2011). Also, studies about pomegranate peel have been made in recent years. Yang et al. (2018) reported that pomegranate peel pectin can be used as an effective emulsifier. Ali et al. (2019) found that pomegranate peel acted as antimicrobial and reinforcing agents for a starch film. Besides, there are many studies on the phenolic components and antioxidant effects of pomegranate peel extract (Zhai et al. 2018; Wu et al. 2019; Rajha et al. 2019). There are many studies regarding waste of orange and mandarin peels that yielded positive results as biodiesel, a natural antioxidant and antimicrobial (Saleem and Saeed, 2020; Kumar et al. 2020; Alexandre et al. 2019).

However, there is limited information on the use of hydrosol as an antimicrobial agent. Thus, the study aimed to determine the use of plant extract or oil by-product known as hydrosol as an alternative antimicrobial agent.

Materials and Methods

Collection and preparation of plant materials

Plants were collected from various locations of Turkey: orange (*Citrus sinensis*) and pomegranate (*Punica granatum*) peels from Kırşehir, shaddock (*Citrus maxima*) peel from Adana, thyme plant (*Thymus vulgaris*) from Konya, mandarin (*Citrus reticulata*) peel from Niğde. Shells of fruits were

peeled manually with a knife and dried with sunlight under sterile laboratory conditions.

Preparation of Hydrosols

The thyme, orange, pomegranate, shaddock and mandarin peel oil were separated by hydro distillation, using an industrial type of Clevenger device for 4 h. After removal of oils, hydrosols were taken from clevenger faucet and put into sterile glass jars. The hydrosols were allowed to cool at room temperature and then kept in the refrigerator until analysis day.

Tested Bacteria

Staphylococcus aureus ATCC29213 and *Klebsiella pneumoniae* ATCC700603, which were provided from the American Type Culture Collection (Rockville, MD, USA), and *Salmonella Paratyphi A* (NCTC13) which was obtained from the National Collection of Type Cultures (London, UK) were used as food-borne pathogens. *Vibrio vulnificus*, *Pseudomonas luteola* and *Photobacterium damsela* which were isolated from spoiled fish were obtained from the Cukurova University, Faculty of Fisheries in Adana, Turkey.

Disc Diffusion Method

The antimicrobial activity of five hydrosols was determined using the disc diffusion method of Murray et al. (1995). Nutrient agar was employed as the standard test medium for bacterial growth. The agar plate was spread with the inoculum having 10^8 cfu/mL pathogenic bacteria. Fifty microliters of undiluted hydrosols were pipetted on sterile filter paper discs (diameter 6 mm), which were permitted to dry in an open sterile petri dish in a biological safety cabinet with vertical laminar flow. Paper discs were set on the inoculated agar surfaces. After incubation at 37 °C for 18-24 h for bacteria, diameters (mm) of the zones of bacterial inhibition minus the disc diameter were determined. Each test was carried out in triplicate and the results were assessed for statistical significance. Vancomycin and tetracycline antibiotics with positive responses were utilized as the control of Gram-positive and Gram-negative bacteria.

Determination of minimum inhibitory and bactericidal concentrations

Minimum inhibitory concentration (MIC) and minimum bactericidal concentrations (MBC) of hydrosols against bacteria were determined according to the Clinical and Laboratory Standards Institute's methods (2008). One milliliter of plant hydrosols (with a stock solution of 50 mg/mL) was added to the first tube in each series and subsequently, two-fold serially diluted with Mueller

Hinton Broth (MHB). The inoculum suspension (1 mL) of each bacterial strain (10^6 cfu/mL) was then added in each tube containing hydrosols and MHB. The final concentrations of the extract were 50, 25, 12.5, 6.25, 3.125, 1.56, 0.78, 0.39, 0.19 mg/mL. The tubes were incubated at 35°C for 18–24 hours after which the MIC was recorded. MBC was determined by subculturing the contents of tubes of MIC showing no growth.

Statistical analysis

SPSS 22 version software (Chicago, Illinois, USA) used for one-way variance analysis (ANOVA) and the Duncan's Multiple Range Test. Calculations were done in triplicate and comparisons at p-value of <0.05 were carried out to point out significant differences.

Results

Inhibition zones of hydrosols

Inhibition zones of hydrosols against food-borne pathogens and fish spoilage bacteria were given in Table 1. The growth of *S. aureus* was inhibited by thyme and mandarin peel hydrosol, with inhibition zones of 7.5- and 6.63-mm. *S. aureus* was resistant to orange, pomegranate and shaddock peel hydrosols as well as vancomycin antibiotics. *S. Paratyphi A* was the most susceptible bacteria against all hydrosols. The highest inhibitory effects were found from pomegranate and thyme hydrosols (15.50 vs. 11.25 mm).

Minimum inhibitory and bactericidal concentrations of hydrosols

Table 2 shows minimum inhibitory concentrations (MIC) of hydrosols against bacteria. All bacteria tested showed >50 mg/mL minimum bactericidal concentration (MBC-data not shown). Fish spoilage bacteria generally survived up to 25 mg/mL, although MIC of *P. luteola* was above 50 mg/mL towards hydrosols of pomegranate peel and shaddock peel.

Discussion

Pomegranate and thyme hydrosols were also effective on inhibition of *K. pneumoniae* growth, whereas the bacteria showed resistance against vancomycin antibiotics. Although mandarin peel suppressed the growth of all bacteria tested, it was ineffective on inhibition of *K. pneumoniae*. Moon et al. (2006) reported that lavender hydrosols did not have any antibacterial activity against *Streptococcus pyogenes*, *S. aureus* MRSA, *Citrobacter freundii*, *Proteus vulgaris*, *E. coli*, and *Propionibacterium acnes*.

P. luteola is an aerobic, gram-negative rod and opportunist bacterium that can cause high mortality, especially in fish. Altinok et al. (2007) reported that *P. luteola* caused the 40% death of fish in a commercial rainbow trout farm. It is also known to pose a danger to hospital-type infections (Otto et al. 2013; Çiçek et al. 2016). Among fish spoilage bacteria, *P. luteola* was the most susceptible bacteria towards hydrosols, but *V. vulnificus* was the lowest. The highest inhibition zones were observed for thyme (9.38 mm) and pomegranate peel (8.50 mm) hydrosols.

Table 1. Antimicrobial sensitivity of some hydrosols determined by disc diffusion method.

Bacteria	Inhibition Zone Diameter (mm)					Antibiotics	
	Orange peel	Thyme	Pomegranate peel	Shaddock peel	Mandarin peel	Vancomycin	Tetracycline
Pathogen bacteria							
<i>Staphylococcus aureus</i>	0.00±0.00 ^c	7.50±0.50 ^b	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^c	6.63±0.41 ^b	0.00±0.00 ^c	23.50±2.29 ^a
<i>Salmonella Paratyphi A</i>	9.55±0.55 ^d	11.25±0.83 ^d	15.50±0.50 ^c	10.50±0.50 ^d	7.00±0.58 ^e	18.50±1.29 ^b	22.45±1.37 ^a
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	0.00±0.00 ^d	6.25±0.43 ^c	9.50±0.50 ^b	0.00±0.00 ^d	0.00±0.00 ^d	0.00±0.00 ^d	22.00±1.41 ^a
Spoiling bacteria							
<i>Vibrio vulnificus</i>	5.50±0.50 ^d	6.88±0.54 ^b	0.00±0.00 ^e	0.00±0.00 ^e	6.00±0.00 ^{cd}	6.50±0.58 ^{bc}	20.50±0.58 ^a
<i>Pseudomonas luteola</i>	7.00±0.00 ^{ef}	9.38±0.41 ^c	8.50±0.50 ^{cd}	5.75±0.43 ^f	7.75±0.50 ^{de}	20.50±1.73 ^b	23.00±1.41 ^a
<i>Photobacterium damsela</i>	8.50±0.50 ^b	0.00±0.00 ^e	6.00±0.00 ^d	6.50±0.50 ^{cd}	7.50±0.58 ^{bc}	29.25±0.96 ^a	28.75±1.44 ^a

*Different letters (a – f) in the same line shows significant differences (p < 0.05).

Vibrio vulnificus is a dangerous species of bacteria of the genus *Vibrio* and is widely distributed in freshwater and seawater (Liu et al. 2019). *Vibrio* bacteria are not very common in food poisoning; but it is one of the important bacteria due to their lethal effects. In particular, seafood is high-risk food for this bacterium. Since it can survive in frozen foods, it can easily reproduce and cause poisoning, especially in foods that are not properly stored after thawing.

Thyme hydrosol was the most effective hydrosol on growth inhibition of *V. vulnificus* (6.88 mm). Orange and mandarin peel hydrosols showed statistically similar inhibition zones against *V. vulnificus*. Tetracycline was a more effective antibiotic than vancomycin against all bacteria tested. Elmahdi et al. (2016) reported that *Vibrio vulnificus* are resistant to antibiotics such as penicillin and tetracycline. In the present study, thyme hydrosol showed a greater

effect than the test antibiotic vancomycin, which is an important result against a resistant bacterium. Thyme and mandarin peel showed a similar effect with vancomycin on growth inhibition of *V. vulnificus*.

Among hydrosols, the impact of orange and mandarin peel hydrosols on *P. damsela* was the

highest. Both hydrosols were also showed statistically similar inhibition zones on the growth of *P. damsela*.

The MIC of hydrosols against food-borne bacteria was generally 50 mg/mL. Shaddock peel and mandarin peel exerted more than 50 mg/mL of MIC against *S. aureus* and *K. pneumonia*.

Table 2. Minimum inhibitory concentration (MIC) of plant hydrosols against fish spoilage and food-borne bacteria.

Microorganisms	MIC (mg/mL)				
	Orange peel	Thyme	Pomegranate peel	Shaddock peel	Mandarin peel
<i>Staphylococcus aureus</i>	50	50	50	>50	50
<i>Salmonella Paratyphi A</i>	50	50	50	50	50
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	50	50	50	50	>50
<i>Vibrio vulnificus</i>	50	25	50	50	50
<i>Pseudomonas luteola</i>	50	50	>50	>50	50

Öztürk et al. (2016) found that thymol was the major compound in thyme hydrosols and thyme hydrosol showed the antibacterial activity for the decontamination of the iceberg lettuce. Studies on the antimicrobial effects of pomegranate peel extract are also available (Kharchoufi et al. 2018). Hydrosols generally have alcohol and acids, in particular, octanoic, nonanoic and dodecanoic acids. They show antibacterial activity due to these components (Shen et al. 2017). In a study (Al-Turki 2007) examining the effects of different plant hydrosols on *Bacillus subtilis* and *Salmonella enteritidis* garlic, thyme, sage, mint, and pepper hydrosols showed an antibacterial effect. Similarly, (Acheampong et al. 2015) searched the antimicrobial potency of some hydrosols of leaves against *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Candida albicans*, *Bacillus subtilis*, and *Enterococcus faecalis* and they reported that fresh fruit peels of *Citrus aurantifolia* exhibited antimicrobial activity against all the tested organisms. In the current study, among hydrosols investigated, thyme and pomegranate peel hydrosols appeared to be more effective than other hydrosols, although the effect of hydrosols on the growth of bacteria depended on bacterial strains. This is thought to vary due to the components contained in the hydrosols.

In the present study, hydrosols of waste materials and by-products with antimicrobial properties were examined as alternative antimicrobial agents against common food-borne and fish spoilage bacteria. According to the results of the present study, it was seen that the antimicrobial effect of hydrosols varied depending on bacterial strains and the highest growth inhibitions was observed from thyme and pomegranate peel hydrosols.

The study results revealed that hydrosol which is regarded as waste in the production of essential oils could be evaluated as antibacterial agents.

Acknowledgments

This work has been financially supported by the Kırşehir Ahi Evran University, Department of Scientific Research Projects (Project ID: KMY.A4.19.003) of Turkey and the authors also gratefully acknowledge the support provided by Kırşehir Ahi Evran University.

References

- Alexandre EMC, Silva S, Santos SAO, Silvestre AJD, Duarte MF, Saraiva JA, Pintado M. 2019. Antimicrobial activity of pomegranate peel extracts performed by high pressure and enzymatic assisted extraction. *Food Res Int.* 115(2019):167-176. doi:10.1016/j.foodres.2018.08.044
- Acheampong A, Borquaye LS, Acquah SO, Osei-Owusu J, Tuani GK. 2015. Antimicrobial activities of some leaves and fruit peels hydrosols. *Int. J. Chem. Biol.* 1(3):158-162.
- Ali A, Chen Y, Liu H, Yu L, Baloch Z, Khalid S, Zhu J, Chen L. 2019. Starch-based antimicrobial films functionalized by pomegranate peel. *Int J Biol Macromol.* 129(2019):1120-1126. doi:10.1016/j.jbiomac.2018.09.068
- Al-Turki AI. 2007. Antibacterial effect of thyme, peppermint, sage, black pepper and garlic hydrosols against *Bacillus subtilis* and *Salmonella enteritidis*. *J Food Agric Environ.* 5(2):92-94.
- Altınok İ, Balta F, Çapkin E, Kayış S. 2007. Disease of rainbow trout caused by *Pseudomonas luteola*. *Aquaculture.* 273(4):393-397. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.10.025
- Çiçek M, Haşcelik G, Müştak HK, Diker KS, Şener B. 2016. Accurate diagnosis of *Pseudomonas luteola* in

- routine microbiology laboratory: on the occasion of two isolates. *Microbiology Bulletin*. 50(4): 621-624.
doi:10.5578/mb.27618
- D'Amato S, Serio A, López CC, Paparella A. 2018. Hydrosols: biological activity and potential as antimicrobials for food applications. *Food Control*. 86(2018):126-137.
doi:10.1016/j.foodcont.2017.10.030
- Elmahdi S, DaSilva LV, Parveen S. 2016. Antibiotic resistance of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio vulnificus* in various countries: A review. *Food Microbiol*. 57(2016):128-134.
doi:10.1016/j.fm.2016.02.008
- Kharchoufi S, Licciardello F, Siracusa L, Muratore G, Hamdi M, Restuccia C. 2018. Antimicrobial and antioxidant features of 'Gabsi' pomegranate peel extracts. *Ind Crop Prod*. 111(2018):345-352.
doi:10.1016/j.indcrop.2017.10.037
- Kumar ARM, Kannan M, Nataraj G. 2020. A study on performance, emission and combustion characteristics of diesel engine powered by nano-emulsion of waste orange peel oil biodiesel. *Renewable Energy*. 146(2020):1781-1795.
doi:10.1016/j.renene.2019.06.168
- Liu R, Lian Z, Hu X, Lü A, Sun J, Chen C, Liu X, Song Y, Yiksung Y. 2019. First report of *Vibrio vulnificus* infection in grass carp *Ctenopharyngodon idellus* in China. *Aquaculture*. 499(2019):283-289.
doi:10.1016/j.aquaculture.2018.09.051
- Moon T, Wilkinson JM, Cavanagh HMA. 2006. Antibacterial activity of essential oils, hydrosols and plant extracts from Australian grown *Lavandula spp.* *Int J Aromatherapy*. 16(1),9-14.
doi:10.1016/j.ijat.2006.01.007
- Murray PR, Baron EJ, Pfaller MA. 1995. *Manual of clinical microbiology*, 6th ed. Washington DC: ASM 1995.
- Oboh G, Ademosun AO. 2011. Shaddock peels (*Citrus maxima*) phenolic extracts inhibit α -amylase, α -glucosidase and angiotensin I-converting enzyme activities: A nutraceutical approach to diabetes management. *Diabetes & Metabolic Syndrome: Clinical Research & Reviews*. 5(3):148-152.
doi:10.1016/j.dsx.2012.02.008
- Oboh G, Bello FO, Ademosun AO. 2014. Hypocholesterolemic properties of grapefruit (*Citrus paradisi*) and shaddock (*Citrus maxima*) juices and inhibition of angiotensin-1-converting enzyme activity. *J Food Drug Anal*. 22(4):477-484.
doi:10.1016/j.jfda.2014.06.005
- Otto MP, Foucher B, Dardare E, Gerome P. 2013. Sever catheter related bacteremia due to *Pseudomonas luteola*. *Med Maladies Infect*. 43(4):170-171.
doi:10.1016/j.medmal.2013.01.013
- Öztürk İ, Tornuk F, Aydoğan O, Durak MZ, Sağdıç O. 2016. Decontamination of iceberg lettuce by some plant hydrosols. *LWT-Food Sci Technol*. 74(2016):48-54.
doi:10.1016/j.lwt.2016.06.067
- Rajha HN, Mhanna T, Kantar SE, Khoury AE, Louka N, Maroun RG. 2019. Innovative process of polyphenol recovery from pomegranate peels by combining green deep eutectic solvents and a new infrared technology. *LWT-Food Sci Technol*. 111(2019):138-146.
doi:10.1016/j.lwt.2019.05.004
- Sabo VA, Knezevic P. 2019. Antimicrobial activity of *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. plant extracts and essential oils: A review. *Ind Crop Prod*. 132(2019):413-429.
doi:10.1016/j.indcrop.2019.02.051
- Saleem M, Saeed MT. 2020. Potential application of waste fruit peels (orange, yellow lemon and banana) as wide range natural antimicrobial agent. *Journal of King Saud University Science*. 32(1):805-810
doi:10.1016/j.jksus.2019.02.013
- Shen X, Chen W, Zheng Y, Lei X, Tang M, Wang H, Song F. 2017. Chemical composition, antibacterial and antioxidant activities of hydrosols from different parts of *Areca catechu* L. and *Cocos nucifera* L. *Ind Crop Prod*. 96(2017):110-119.
doi:10.1016/j.indcrop.2016.11.053
- Śmigielski KB, Prusinowska R, Krosowiak K, Sikora M. 2013. Comparison of qualitative and quantitative chemical composition of hydrolate and essential oils of lavender (*Lavandula angustifolia*). *J Essent Oil Res*. 25 (4):291-299.
doi:10.1080/10412905.2013.775080
- Wu Y, Zhu C, Zhang Y, Li Y, Sun J. 2019. Immunomodulatory and antioxidant effects of pomegranate peel polysaccharides on immunosuppressed mice. *Int J Biol Macromol*. 137(2019):504-511.
doi:10.1016/j.ijbiomac.2019.06.139
- Yang X, Nisar T, Hou Y, Gou X, Sun L, Guo Y. 2018. Pomegranate peel pectin can be used as an effective emulsifier. *Food Hydrocolloid*. 85(2018):30-38.
doi:10.1016/j.foodhyd.2018.06.042
- Zhai X, Zhu C, Zhang Y, Sun J, Alim A, Yang X. 2018. Chemical characteristics, antioxidant capacities and hepatoprotection of polysaccharides from pomegranate peel. *Carbohydr Polym*. 202(2018):461-469.
doi:10.1016/j.carbpol.2018.09.013



Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846): A New Threat to Fish Biodiversity in Ordu Province (Middle Black Sea Region)

Derya BOSTANCI¹ , Serdar YEDİER^{1*} , Nazmi POLAT² 

¹Ordu University, Faculty of Arts and Sciences, 52200 Ordu-Turkey

²Ondokuz Mayıs University, Faculty of Arts and Sciences, 55139 Samsun-Turkey

ABSTRACT

The invasive fish species pose a significant threat to both local fish species and aquatic habitats. During the field surveys, an invasive fish species *Pseudorasbora parva* was found for the first time in Ulugöl (Ordu). In the field studies, 41 *P. parva* individuals from different size groups were captured. Total length (TL), fork length (FL), standard length (SL) and weight (W) of this invasive species which continuously increase distribution in Turkish inland waters were recorded. The average TL, FL, SL and W values of the *P. parva* were 7.24±1.2 cm (3.8-9.4 cm), 6.52±1.1 cm (3.4-8.4 cm), 5.73±0.9 cm (3.0-7.1 cm) and 3.24±1.4 g (0.4415-6.8632 g), respectively. *P. parva* species was reported as the first record in Ordu (Middle Black Sea Region). The increase in the number of *P. parva* individuals in Ulugöl is a great threat to Ordu fish biodiversity.

Keywords: Freshwater fishes, invasive fish species, Topmouth gudgeon, Ordu

ARTICLE INFO

SHORT COMMUNICATION

Received : 06.05.2019

Revised : 28.08.2019

Accepted : 26.09.2019

Published : 25.04.2020

DOI:10.17216/LimnoFish.560633



* CORRESPONDING AUTHOR

serdar7er@gmail.com

Phone : +90 452 233 9149

Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846): Ordu'da (Orta Karadeniz Bölgesi) Balık Biyoçeşitliliğine Yeni Bir Tehdit

Öz: İstilacı balık türleri hem yerel balık türleri hem de akuatik habitatlar için önemli bir tehdit oluşturmaktadır. Yapılan arazi çalışmaları sırasında Ordu ilinde ilk kez Ulugöl'de istilacı bir balık türü olan *Pseudorasbora parva*'ya rastlanmıştır. Arazi çalışmalarında farklı boy gruplarına ait 41 adet *P. parva* bireyleri yakalanmıştır. Türkiye iç sularında yayılış alanını devamlı olarak artıran bu istilacı türün total boy (TB), çatal boy (ÇB), standart boy (SB) ve ağırlıkları (W) kayıt altına alınmıştır. *P. parva* bireylerinin ortalama TB, ÇB, SB and W değerleri sırasıyla 7,24±1,2 cm (3,8-9,4 cm), 6,52±1.1 cm (3,4-8,4 cm), 5,73±0,9 cm (3,0-7,1 cm) ve 3,24±1,4 g (0,4415-6,8632 g) olarak belirlenmiştir. *P. parva* türü Ordu'da (Orta Karadeniz Bölgesi) için ilk kayıt olarak rapor edilmiştir. Ulugöl'de *P. parva* bireylerinin sayılarının artması Ordu balık biyoçeşitliliği için çok büyük bir tehdit oluşturmaktadır.

Anahtar kelimeler: Tatlı su balıkları, istilacı balık türü, Çakıl balığı, Ordu.

How to Cite

Bostanci D, Yedier S, Polat N. 2020. *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846): A New Threat to Fish Biodiversity in Ordu Province (Middle Black Sea Region). LimnoFish. 6(1): 52-58. doi: 10.17216/LimnoFish.560633

Introduction

Turkey is one of the very rich countries in terms of freshwater ichthyofauna due to the geological position and topographic structure (Tarkan et al. 2015; Çiçek et al. 2018). 409 fish species were reported in the inland water of Turkey. Among these fish species, 194 are endemic and 28 are non-native species for Turkish inland waters (Çiçek et al. 2015; Çiçek et al. 2018).

Maintaining biodiversity in natural and artificial habitats is vital for a sustainable environment and future. The freshwater fish fauna is under threat due

to many different reasons such as numbers of water canals and dams in the system, domestic waste, introduction of invasive species, uncontrolled pesticide use, and habitat degradation (Özuluğ et al. 2013; Tarkan et al. 2015). These activities increase the negative effect of feeding, breeding and sustaining the species of fish which are found naturally in the freshwater source, or cause a decrease in the population or the continuity of the generation (Ekmekçi et al. 2013).

Invasive species have many negative impacts on ecosystem, local and national economies as well as

their negative effects on food and habitat competition, predation, hybridization, disease and parasites transport on native species (Kennard et al. 2005; Ekmekçi and Kırankaya 2006). Easy adaptation to environmental conditions, early sexual maturation, successful reproductive strategies and wide nutritional tolerance play an important role in the success of invasive species spreading into habitats (Carman et al. 2006).

Topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) which is a member of the Cyprinidae family, are freshwater fish of Asian origin and they can find in many different freshwater habitats (Banarescu 1999). It is widely spread in lakes and ponds which are very rich in terms of water plants (Kottelat and Freyhof 2007). *P. parva* mouth is upward, small and has no barbels around it. Their caudal fin is homocerc. The most prominent feature is the black band that starts right behind the head and extends to the caudal. During the breeding period, small tubercles are found in the head region of the *P. parva* as in many carp. In addition, during this period, pigmentation on the outer part of the scales becomes darker in males and therefore male and female individuals are more easily discriminated (Froese and Pauly 2018). The species is usually 2 cm to 7.5 cm in length it can reach up to 12.5 cm in length. According to the IUCN criteria, *P. parva* is considered Least Concern (LC) (Huckstorf 2012).

P. parva which is an invasive fish species was reported in the Thrace region in 1982 for the first time in Turkey (Erk'akan 1984). This fish species, which has many invasive features, has spread rapidly to many Turkish freshwater basins (Çetinkaya 2006; Ekmekçi et al. 2013; Özuluğ et al. 2019). However, there is no record of *P. parva* in the freshwater habitats in the Ordu. Unfortunately, a new record has been added to the distribution areas of *P. parva* which is known as one of the most important invasive freshwater fish species of Turkey.

Materials and Methods

Ulugöl is a small lake located in Ulugöl Nature Park in Gökkyöy district of Ordu province. Ulugöl has an area of 39 decares with 5-20 m depth at an altitude of 1200 m. This lake is formed as a result of the accumulation of water in the space formed by the landslide mass, the formation form is very different from the landslide lakes in the Black Sea Region (Taş et al. 2010). Carp (*Cyprinus carpio*) and endemic Abant trout (*Salmo abanticus*) which were released in 2007 during the stocking activities trout live in the Ulugöl (Anonymous 2012a; Anonymous 2012b).

The fish samples were captured using the electrosocketer at along the Ulugöl lakeshore from the (Ordu) at 40°37'48''N and 37°32'46'' E coordinates (Figure 1). The captured fish samples were brought dead to the Hydrobiology laboratory at Ordu University with the fish transport containers.



Figure 1. Sampling area (adapted from GoogleEarth and Wikipedia).

All fish samples were identified using different studies (Kuru 1980; Kottelat and Freyhof 2007) and identification keys. Then, the sex determinations of these samples were made both microscopically and macroscopically according to their size. Some meristic and metric characters such as fish weight (nearest ± 0.1 g), total length, fork length and standard length (nearest ± 0.1 cm) were measured for each *P. parva* samples. The weight-frequency and length-frequency distributions were determined.

Results

In this study, 41 *P. parva* were caught from different parts of the Ulugöl (Ordu) during the fieldwork (Figure 2). Maximum and minimum values of total length, fork length, standard length and weight of the samples with mean and standard deviation 3.8 cm and 9.4 cm (7.24 ± 1.2), 3.4 cm and 8.4 cm (6.52 ± 1.1), 3.0 cm and 7.1 cm (5.73 ± 0.9) and 0.4415-6.8632 g (3.24 ± 1.4), respectively. The male and female *P. parva* samples from Ulugöl are shown in Figure 2.

It was determined that *P. parva* fish samples from Ulugöl were 60.97% female and 39.03% male. As a result of t-test, there was no statistical difference between weight and length values of male and female samples ($P > 0.05$).



Figure 2. *P. parva* samples captured during sampling.

P. parva fish fin rays formulas are determined as

Anal: III 6, Dorsal: II-III 7-8, Pektoral: I 8-12, and Ventral: I 7-8. The line lateral scales of the samples are between 36-40 and the pharyngeal teeth are 5-5. In the current study, we also examined the length and weight frequency of this invasive fish species. The weight-frequency and length-frequency distributions were presented in Figure 3.

Discussion

The introduction of invasive fish species into new aquatic environments in different pathways such as natural introduction, human introduction and involuntary introduction has dramatically increased the damage to these habitats. The existence of *P. parva* invasive species was recorded for the first time in Ulugöl (Ordu). The determination of the presence of *P. parva* is a major problem for both Ulugöl natural life and Ordu fish biodiversity. Male and female individuals belonging to different size groups have been captured (Figure 2). It proves that this species adapts to the Ulugöl and has successfully bred in the Ulugöl. Although 41 samples were captured in the sampling period, they were visually observed in an excessive amount of this species.

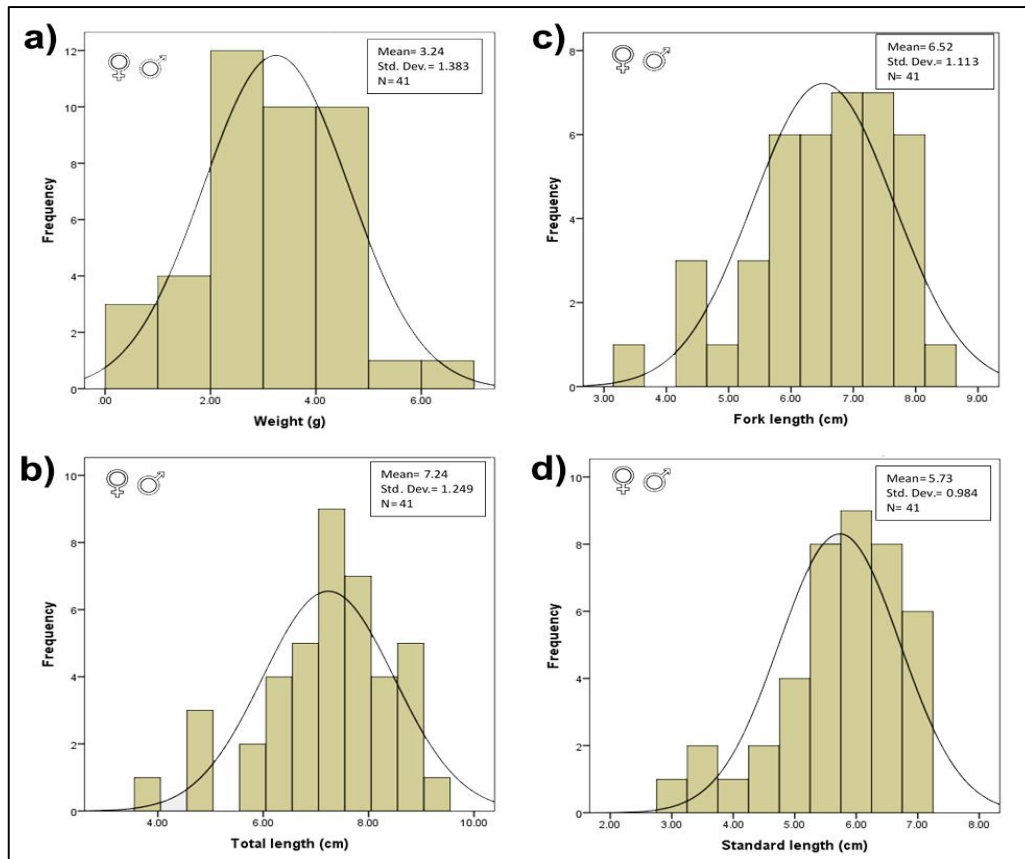


Figure 3. The weight-frequency and length-frequency distributions of *P. parva* from Ulugöl (Ordu).

P. parva can easily settle when transported to a reservoir in any way and it can be destructive for the other fish species due to its parasites (Andreou and Gozlan 2016). *P. parva* have also negative impacts

on the native fish fauna via competition foods, spawning areas, and other sources (Ekmekçi et al. 2013). *C. carpio* and *S. abanticus* inhabited in the Ulugöl (Anonymous 2012a; Anonymous 2012b).

Therefore, it is important to investigate the relationship of *P. parva* with *C. carpio* and *S. abanticus* in Ulugöl fish fauna and its effects on these economic fish species. In many studies, control activities were focused on the destruction of *P. parva* from natural waters in some European countries, especially in the UK (Britton and

Brazier 2006; Britton et al. 2010).

This is the new record for the distribution of *P. parva* in Ordu inland waters. Since 1984, *P. parva* has expanded the distribution areas within 35 years and has established successful populations in Turkish inland waters. In the studies it is clear that *P. parva* quickly spread to Turkey inland waters (Table 1).

Table 1. Distribution areas of *P. parva* in Turkey.

Locations	References	Locations	References
Meriç River (Edirne)	Erk'akan 1984	Yenice Dam (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Aksu River (Antalya)	Wildekamp et al. 1997	Bahçecik Pond (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Karacaören I Reservoirs (Isparta-Burdur)	Becer & İkiz 2001	Erenköy Pond (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Topçam Dam Lake (Büyük Menderes)	Şaşı & Balık 2003	Günyüzü II Pond (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Dipsiz-Çine Stream (Aydın)	Barlas & Dirican 2004	Koçaş II Pond (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Karacaören II Reservoirs (Isparta-Burdur)	Küçük & İkiz 2004	Mercan Pond (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Sarıyar Dam Lake (Ankara)	Ekmekçi & Kırankaya 2006	Akın Creek (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Yortanlı Creek (Bakırçay Havzası)	Ekmekçi & Kırankaya 2006	Porsuk River (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015
Filyos- Devrek Creek (Zonguldak)	İnnal & Erk'akan 2006	Çavdarhisar Dam (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Gölcük Lake (Isparta)	Yeğen et al. 2006	Enne Dam (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Sarıçay (Muğla)	Yılmaz et al. 2006	Kayaboğazı Dam (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Bekdiğın Pond (Samsun)	Uğurlu & Polat 2007	Söğüt Dam (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Ağaçköy Stream (Batı Karadeniz)	İlhan & Balık 2008	Doğluşah Pond (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Felek Stream (Batı Karadeniz)	İlhan & Balık 2008	Dumlupınar Pond (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Hirfanlı Dame Lake (Kırşehir)	Kırankaya et al. 2009	Pazarlar Pond (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Akgöl (Sinop)	Yardım & Erdem 2010	Sekiören Pond (Kütahya)	Yeğen et al. 2015
Gönen Stream (Balıkesir)	İlhan et al. 2012	Altıntaş Pond (Uşak)	Yeğen et al. 2015
Beyşehir Lake (Konya)	Meke et al. 2012	Göğem Pond (Uşak)	Yeğen et al. 2015
Gelingüllü Dam Lake (Yozgat)	Özdilek et al. 2013	Gökçeada (Çanakkale)	Bakaç et al. 2017
Ulubat Lake (Bursa)	Çınar et al. 2013	Demirköprü Reservoir (Manisa)	Karakuş et al. 2017
Marmara Lake (Manisa)	İlhan & Sarı 2013	Afşar Reservoir (Manisa)	Karakuş et al. 2017
Ula Reservoir (Muğla)	Keskin et al. 2013	Görde Stream (Manisa)	Karakuş et al. 2017
Bayraktar Reservoir (İzmit)	Keskin et al. 2013	Gediz River (Manisa)	Karakuş et al. 2017
Kirazoğlu Reservoir (İzmit)	Keskin et al. 2013	Demirci Stream (Manisa)	Karakuş et al. 2017
Davuldere Reservoir (İzmit)	Keskin et al. 2013	Kemerdamları Drainage (Manisa)	Karakuş et al. 2017
Meyil Lake (Konya)	Özuluğ et al. 2013	Gödet Creek (Karaman)	Küçük et al. 2018
Evri Stream (Kahramanmaraş)	Özuluğ et al. 2013	Gödet Reservoir (Karaman)	Küçük et al. 2018
Kemer Reservoir (Aydın)	Şaşı & Berber 2013	Deliçay Reservoir (Karaman)	Küçük et al. 2018
Topçam Reservoir (Aydın)	Şaşı & Berber 2013	İbrala Reservoir (Karaman)	Küçük et al. 2018
Lake Eğirdir (Isparta)	Yerli et al. 2013	Ayrancı Reservoir (Karaman)	Küçük et al. 2018
Moğan Lake (Ankara)	Özeren & Arslan 2014	Abdürrahimköyü Stream (Marmara Basın)	Özuluğ et al. 2019
Dodurga Dam (Bilecik)	Yeğen et al. 2015	Anaçay Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Kızıldamlar Dam (Bilecik)	Yeğen et al. 2015	Kocaçay Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Küçükelmali Pond (Bilecik)	Yeğen et al. 2015	Kovakçeşme Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Onaç Dam (Burdur)	Yeğen et al. 2015	Muzalı Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Çatören Dam (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015	Sazlıdere Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Gökçekaya Dam (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015	Seymendere Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Kaymaz Dam (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015	Uzunçay Stream (Meriç-Ergene Basın)	Özuluğ et al. 2019
Kunduzlar Dam (Eskişehir)	Yeğen et al. 2015	Ulugöl (Ordu)	This Study

P. parva was accidentally introduced into the Ulugöl in the course of stocking with *C. carpio*. In addition, many amateur fishing activities are carried out in Ulugöl, and local and traditional fishing competitions with competitors from different regions are organized. It is thought that *P. parva* may be spread by hunting or fishing activities used in different watersheds. In order to prevent the spread of this fish species in the inland waters of Ordu, flyers and leaflets can be a useful way of promoting public awareness about the invasive fish. In addition, people and fishermen in that area should be informed about the fishing gear used in fishing in Ulugöl not to be used in other ecosystems.

Invasive freshwater fish species continue to increase steadily in many freshwater habitats (İnnal 2012). There are many reasons for the high success of *P. parva* species in the Turkish inland waters such as reproduction activity rate during the breeding season, sexual maturation at an early age, relatively large eggs, male guarding eggs and short life cycle of the species (Ekmekçi and Kırankaya 2006). Ekmekçi and Kırankaya (2006) reported that *P. parva* can lay eggs in branches, leaves, plastic waste from the habitats. Therefore, when the consider the problem of the Ulugöl with aquatic plants, it is observed that this contributes to increase in the number of *P. parva* compared to other fish species in the habitat.

The reduction of biodiversity or the disappearance of certain species makes biological resources unusable and useless. On the other hand, when it comes to genetics, biodiversity becomes even more important. Biotechnological developments that will benefit human beings and ecosystems in the future depend on the wealth of gene pools of biological resources (Polat et al. 2011). Considering studies related to Turkish ichthyofauna, information for these destructive effects on the aquatic ecosystems of invasive fish species which increases the distribution area in Turkish inland waters is quite limited (Özuluğ et al. 2013). In order to avoid irreparable losses in fish biodiversity of Turkey, the distribution areas of these invasive species should be identified. Necessary management actions should be given to the fisheries studies about identifying possible mechanisms of invasive fish action on native fish species in the habitats such as disease, hybridization, food and habitat competition. Because of that the necessary steps against the occurrence of the invasive species and the species should be monitored in the habitats.

References

Andreou D, Gozlan RE. 2016. Associated disease risk from the introduced generalist pathogen

Sphaerothecum destruens: management and policy implications. Parasitology. 143(9): 1204–1210.

doi: [10.1017/S003118201600072X](https://doi.org/10.1017/S003118201600072X)

- Anonymous 2012a. T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı 11. Bölge Müdürlüğü, Ulugöl tabiat parkı. [cited 2019 Aug 27]. Available from http://ordu.ormansu.gov.tr/Ordu/AnaSayfa/Tabiat_Parklari/dkmp_tabiatparki.aspx?sflan335&sflang=tr
- Anonymous 2012b. T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı 11. Bölge Müdürlüğü, Gökçöy Ulugöl'e 15 bin adet Abant Alası cinsi alabalık salındı. [cited 2019 Aug 27]. Available from http://ordu.ormansu.gov.tr/ordu/anasayfa/resimlihaber/121102/G%C3%B6lk%C3%B6y_Ulug%C3%B6l%E2%80%99e_15_bin_adet_%E2%80%98Abant_Alas%C4%B1E2%80%99_cinsi_alabal%C4%B1_sal%C4%B1nd%C4%B1.aspx?sflang=tr
- Bakaç İ, Yalçın Özdilek Ş, Ekmekçi FG. 2017. First record for invasive Topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) from Gökçeada (Çanakkale). EgeJFAS. 34(4): 459–462. doi: [10.12714/egejfas.2017.34.4.14](https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.4.14)
- Banarescu PM. 1999. Gobio (Cuvier, 1816). In: Banarescu PM, editor. The freshwater fishes of Europe. Vol. 5/I: Cyprinidae 2/I. Wiebelsheim: Aula-Verlag. p. 33–36.
- Barlas M, Dirican S. 2004. The fish fauna of the Dipsiz-Çine (Muğla-Aydın) stream. GU J Sci. 17(3): 35–48.
- Becer ZA, İkiz R. 2001. Karacaören I Baraj Gölü'ndeki eğrez *Vimba vimba tenella* (Nordmann, 1840) populasyonunun bazı üreme özellikleri. Turk J Vet Anim Sci. 25(1): 111–117.
- Britton JR, Brazier M. 2006. Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in Northern England. Fisheries Manag Ecol. 13(5): 329–335. doi: [10.1111/j.1365-2400.2006.00510.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00510.x)
- Britton JR, Davies GD, Brazier M. 2010. Towards the successful control of *Pseudorasbora parva* in the UK. Biol Invasions. 12(1):125–131. doi: [10.1007/s10530-009-9436-1](https://doi.org/10.1007/s10530-009-9436-1)
- Carman SM, Janssen J, Jude DJ, Berg MB. 2006. Diel interactions between prey behaviour and feeding in an invasive fish, the round goby, in a North American river. Freshwater Biol. 51(4): 742–755. doi: [10.1111/j.1365-2427.2006.01527.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01527.x)
- Çetinkaya O. 2006. Türkiye sularına aşılana veya stoklanan egzotik ve yerli balık türleri, bunların yetiştiricilik, balıkçılık, doğal populasyonlar ve sucul ekosistemler üzerindeki etkileri veri tabanı için bir ön çalışma. Paper presented at: Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu; Antalya, Turkey. [in Turkish]
- Çınar Ş, Küçükçara R, Balık İ, Çubuk H, Ceylan M, Erol KG, Yeğen V, Bulut C. 2013. Uluabat (Apolyont) Gölü'ndeki balık faunasının tespiti, tür kompozisyonu ve ticari avcılığın türlere göre dağılımı. J Fish Sci. 7(4): 309–316. doi: [10.3153/jfsc.2013034](https://doi.org/10.3153/jfsc.2013034)
- Çiçek E, Birecikligil SS, Fricke R. 2015. Freshwater fishes of Turkey: a revised and updated annotated checklist. Biharean Biol. 9(2): 141–157.

- Çiçek E, Fricke R, Sungur S, Eagderi, E. 2018. Endemic freshwater fishes of Turkey. *FishTaxa*. 3(4): 1–39.
- Ekmekçi FG, Kırankaya Ş. 2006. Distribution of an invasive fish species, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) in Turkey. *Turk J Zool*. 30(3): 329–334.
- Ekmekçi FG, Kırankaya, ŞG, Gençoğlu L, Yoğurtçuoğlu B. 2013. Türkiye içsularındaki istilacı balıkların güncel durumu ve istilanın etkilerinin değerlendirilmesi. *İstanbul Uni Su Ürün Derg*. 28(1):105–140.
- Erk'akan F. 1984. Trakya Bölgesi'nden Türkiye için yeni kayıt olan bir balık türü *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae). *Doğa Bilim Derg*. A2: 350–351.
- Froese R, Pauly D. 2018. Fishbase, Species list: *Pseudorasbora parva*; [cited 2018 Sep 23]. Available from <https://www.fishbase.se/summary/4691>
- Huckstorf V. 2012. *Pseudorasbora parva*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T166136A1114203. [cited 2019 Aug 25]. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/166136/1114203>
- İlhan A, Balık S. 2008. Batı Karadeniz Bölgesi iç sularının balık faunası. *EgeJFAS*. 25(1): 75–82.
- İlhan A, Sarı HM, Ustaoglu MR. 2012. Gönen Çayı (Balıkesir) balık faunası. Paper presented at: V. Ulusal Limnoloji Sempozyumu; Isparta, Turkey. [in Turkish]
- İlhan A, Sarı HM. 2013. Marmara Gölü balık faunası ve balıkçılık faaliyetleri. *EgeJFAS*. 30(4): 187–191.
- İnnal D, Erk'akan F. 2006. Effects of exotic and translocated fish species in the inland waters of Turkey. *Rev Fish Biol Fisher*. 16(1): 39–50. doi: 10.1007/s11160-006-9005-y
- İnnal D. 2012. Alien fish species in reservoir systems in Turkey: a review. *Manag Biol Invasion*. 3(2): 115–119. doi: 10.3391/mbi.2012.3.2.06
- Karakuş U, Top-Karakuş N, Tarkan AS. 2017. Distribution and new records of non-native *Pseudorasbora parva* in Manisa Province, Turkey. Paper presented at: II. Workshop on Invasive Species: Global meeting on invasion ecology; Bodrum, Turkey.
- Kennard MJ, Arthington AH, Pusey BJ, Harch BD. 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biol*. 50(1): 174–193. doi: 10.1111/j.1365-2427.2004.01293.x
- Keskin E, Ağdamar S, Tarkan AS. 2013. DNA barcoding common non-native freshwater fish species in Turkey: Low genetic diversity but high population structuring. *Mitochondr DNA*. 24(3): 276–287. doi: 10.3109/19401736.2012.748041
- Kırankaya GS, Ekmekçi GF, Yalçın Özdilek S, Yoğurtçuoğlu B, Gencoğlu L. 2009. Preliminary data on an invasive fish, *Pseudorasbora parva*, from Hirfanlı Dam Lake in Turkey. Paper presented at: 13th European Congress of Ichthyology; Klaipeda, Lithuania.
- Kottelat M, Freyhof J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Küçük F, İkiz R. 2004. Antalya Körfezi'ne dökülen akarsuların balık faunası. *EgeJFAS*. 21(3): 287–294.
- Küçük F, Güçlü SS, Güllü İ. 2018. New habitat records for invasive *Atherina boyeri*, *Carassius gibelio* and *Pseudorasbora parva* (Teleostei) from Turkey. Paper presented at: International Symposium Ecology; Kastamonu, Turkey.
- Kuru M. 1980. Key to the Inland Water Fishes of Turkey, Part I, II, III. *Hacettepe Bull Nat Sci Eng*. 9: 103–133.
- Meke T, Küçükkara R, Çınar Ş, Çavdar N, Babar B, Yener O. 2012. Beyşehir Gölü balık faunası için yeni bir kayıt: istilacı bir tür: *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). Paper presented at: V. Limnology Symposium; Isparta, Turkey. [in Turkish]
- Özdilek (Yalçın) Ş, Kırankaya ŞG, Ekmekçi FG. 2013. Feeding ecology of the Topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) in the Gelingüllü reservoir, Turkey. *Turk J Fish Aquat Sci*. 13(1): 87–94. doi: 10.4194/1303-2712-v13_1_1
- Özeren SC, Arslan P. 2014. Mogan Gölü'nde yaşayan *Pseudorasbora parva*'nın *Ligula intestinalis* ile enfekte olmuş ve olmamış bireylerinde kondisyon faktörü karşılaştırılması. Paper presented at: 22. National Biology Congress; Eskişehir, Turkey. [in Turkish]
- Özuluğ M, Gaygusuz Ö, Gürsoy Gaygusuz Ç, Saç G. 2019. New distribution areas of four invasive freshwater fish species from Turkish Thrace. *Turk J Fish & Aquat Sci*. 19(10): 837–845. doi: 10.4194/1303-2712-v19_10_03
- Özuluğ M, Saç G, Gaygusuz Ö. 2013. İstilacı özellikteki *Gambusia holbrooki*, *Carassius gibelio* ve *Pseudorasbora parva* (Teleostei) türleri için Türkiye'den yeni yayılım alanları. *J Fish Aquat Sci*. 28: 1–22.
- Polat N, Zengin M, Gümüş A. 2011. İstilacı balık türleri ve hayat stratejileri. *Karadeniz Fen Bil Dergisi / The Black Sea Journal of Sciences*. 1(4):63–86.
- Şaşı H, Balık S. 2003. The distribution of three exotic fishes in Anatolia. *Turk J Zool*. 27(4): 319–322.
- Şaşı H, Berber S. 2013. The indigenous and invasive fishes in two main reservoirs in the southwestern Anatolia (Aydin). *UNED Research Journal*. 5(1): 97–101. doi: 10.22458/urj.v5i1.237
- Tarkan AS, Marr SM, Ekmekçi FG. 2015. Non-native and translocated freshwater fish species in Turkey. *FiSHMED Fishes in Mediterranean Environments 2015*. 003: 28p. doi: 10.29094/FiSHMED.2015.003
- Taş B, Candan AY, Can Ö, Topkara S. 2010. Ulugöl (Ordu)'ün bazı fiziko-kimyasal özellikleri. *Journal of FisheriesSciences*, 4(3): 254–263.
- Uğurlu S, Polat, N. 2007. Samsun ili tatlı su kaynaklarında yaşayan egzotik balık türleri. *Journal of FisheriesSciences.com*. 1(3): 139–151. doi: 10.3153/jfscm.2007017
- Wildekamp RH, Van Neer W, Küçük F, Ünlüsayın M. 1997. First record of the eastern Asiatic gobionid fish *Pseudorasbora parva* from the asiatic part of Turkey. *J Fish Biol*. 51(4): 858–868.

- doi: [10.1111/j.1095-8649.1997.tb02006.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb02006.x)
Yardımcı Ö, Erdem Y. 2010. Sinop ilinde bulunan bazı lentik sulardaki istilacı balık türlerinin durumu. Paper presented at: 4th National Limnology Symposium; Bolu, Turkey. [in Turkish]
- Yeğen V, Balık S, Bostan H, Uysal R, Bilçen E. 2006. Göller Bölgesi'ndeki bazı göl ve baraj göllerinin balık faunalarının son durumu. Paper presented at: I.Ulusal Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu; Antalya, Turkey. [in Turkish]
- Yeğen V, Uysal R, Yağcı A, Cesur M, Çetinkaya S, Bilgin F, Bostan H, Yağcı M. 2015. New records for distribution of invasive Topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* Temmnick & Schlegel, 1846) in Anatolia. *LimnoFish*. 1(1): 57–61.
doi: [10.17216/LimnoFish-5000092903](https://doi.org/10.17216/LimnoFish-5000092903)
- Yerli SV, Alp A, Yeğen V, Uysal R, Yağcı MA, Balık I. 2013. Evaluation of the ecological and economical results of the introduced alien fish species in Lake Eğirdir, Turkey. *Turk J Fish & Aquat Sci*. 13(5): 795–809.
doi: [10.4194/1303-2712-v13_5_03](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v13_5_03)
- Yılmaz F, Barlas M, Yorulmaz B, Özdemir N. 2006. A Taxonomical study on the inland water fishes of Muğla. *EgeJFAS*. 23(1-2): 27-30.



Türkiye'nin Kerevit *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) Üretimini Ulusal ve Küresel Ölçekte Değerlendirilmesi

Mehmet CİLBİZ^{1*}  Celalettin AYDIN²  Oğuz Yaşar UZUNMEHMETOĞLU¹ 

¹ Eğirdir Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, 32500 Isparta-Türkiye

² Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi 35100 Bornova-İzmir, Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada, Dünya'daki kerevit üretim miktarlarının yıllar içerisindeki değişimi ve Türkiye'de gerçekleşen üretimin küresel ölçekteki payı değerlendirilmiş olup, üretim kapasitesinin artırılmasına yönelik bazı tavsiyelerde bulunulmuştur. 2016 yılı Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) verilerine göre Dünya'da avcılığa dayalı kerevit üretimi 15.782 t'dur. Bu miktarın 5.460 t'u Amerika Birleşik Devletleri (ABD) tarafından yapılmaktadır. Türkiye'de ise üretim sadece 544 t ile sınırlı kalmıştır. 2000'li yılların başlarından itibaren yetiştiricilik kapasitesinde önemli bir artış gözlenmeye başlamış; Çin Halk Cumhuriyeti, ABD, Mısır, İspanya gibi bazı ülkeler ön plana çıkmışlardır. Yetiştiricilikte en çok tercih edilen tür ise yüksek yumurta verimi, veba hastalığına karşı dirençli olması ve iyi büyüme performansı göstermesi nedeni ile *Procambarus clarkii* olmuştur. Türkiye'de ise yetiştiriciliğe dayalı kerevit üretimi yapılmamaktadır. 2016 yılı rakamlarına göre Dünya'da kerevit üretiminin ekonomik karşılığı 7.721.093.642 \$USD olarak gerçekleşmiştir. Pazardaki en büyük pay 7.403.800.000 \$USD ile Çin HC'ne aittir. Türkiye'nin pazardaki payı 1.454.000 \$USD toplam gelir ile sadece %0,0188'dir. Sahip olduğu yüksek iç su potansiyeline karşın, Türkiye'nin kerevit üretimi oldukça azdır. Doğal stoklarımızın hastalık, balıkçılık baskısı, kirlilik ve habitat tahribatları gibi sorunlarla karşı karşıya olmasından dolayı yakın gelecekte üretimi avcılık yolu ile arttırmak olası görülmemektedir. Üretim miktarı artışı diğer ülkelerde olduğu gibi yetiştiricilik ile sağlanabileceğinden, yetiştiriciliğe yönelik çalışmaların hızlandırılması gerekmektedir.

Anahtar kelimeler: Kerevit, *Pontastacus leptodactylus*, üretim, avcılık

MAKALE BİLGİSİ

DERLEME

Geliş : 07.05.2019
Düzeltilme : 21.10.2019
Kabul : 21.10.2019
Yayın : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.561180

* SORUMLU YAZAR

mehmetcilbiz@gmail.com
Tel : +90 246 313 34 60

Evaluation of Turkey's crayfish (*Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) Production in National and Global Scale

Abstract: In this study, changes in crayfish production and global production proportion over years were evaluated. In addition, some recommendations were made to increase the yield capacity. According to 2016 FAO data, the world's freshwater crayfish production based on fishing was 15 782 tons and the USA is the first with 5460 tonnes. However, Turkey was limited to just 544 tons. Important capacity increasing has shown in production based on aquaculture, since 2000's; China, USA, Egypt, Spain were come into prominence in this period. *Procambarus clarkii* has been most preferred species in aquaculture, due to its high egg productivity, resistance to plague disease and good growth performance. While there is no crayfish production based on aquaculture in Turkey. In 2016, the economic value of crayfish production in the world was 7 721 093 642 \$USD. Republic of China has the largest portion in the market with 7 403 800 000 \$USD. The market portion of Turkey is only 0.0188% with 1 454 000 \$USD income. In contrast to high potential of inland water resource, Turkey's crayfish production is very low. Since natural stocks are faced with problems such as disease, fishing pressure, pollution and habitat destruction, it is unlikely to increase the production by fishery. Increase in production quantity can be achieved by aquaculture as in other countries, the studies for cultivation should be started rapidly.

Keywords: Crayfish, *Pontastacus leptodactylus*, production, fishing

Alıntılama

Cilbiz M, Aydın C, Uzunmehmetoğlu OY. 2020. Türkiye'nin Kerevit *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) Üretimini Ulusal ve Küresel Ölçekte Değerlendirilmesi LimnoFish. 6(1): 59-74. doi: 10.17216/LimnoFish.561180

Giriş

Lentik ve lotik ekosistemlerin vazgeçilmez bir ögesi olan kerevitler küresel olarak dağılım göstermiş omnivor omurgasız canlılardır (Momot vd. 1978; Taylor vd. 1996). Kerevitler doğal ortamdaki birçok faydalı fonksiyonlarının sonucu olarak, bentik üretimin balıklar için uygun hale gelmesini sağlarlar (Momot vd. 1978). Ekosistem mühendisi olarak tanımlanan kerevitler bu unvanı hareket ve beslenme aktiviteleri ile sularındaki sediment sirkülasyonunu etkilemesi yeteneği ile almıştır (Jones 1984; Statzner vd. 2003; Albertson ve Daniels 2018). Ekolojik öneminin yanı sıra ticari bir ürün ve lüks bir besin maddesi olması kerevitlerin önemini bir kat daha arttırmaktadır. Dolayısıyla yüksek ekonomik değeri nedeniyle kerevitlere olan talep her geçen gün artmaktadır.

Kerevitler, eklem bacaklılar (Arthropoda) şubesinin, kabuklular (Crustacea) sınıfının, gelişmiş kabuklular (Malacostraca) takımına ait, *Astacidae*, *Parastacidae* ve *Cambaridae* familyalarında yer alırlar. Dünya genelinde tanımlanmış 640'ın üzerinde kerevit türü vardır. En geniş aileyi 445 tür ile *Cambaridae* familyası oluşturmaktadır (Crandall ve Buhay 2007).

Çevresel, fiziksel, kimyasal değişiklikler ve insan faktörü kerevitlerin dağılımını, tür çeşitliliğini ve bolluğunu etkilemektedir. Habitatların tahrip edilmesi, kirlilik, hastalık ve diğer kerevit türleri ile rekabet, bazı türlerin popülasyonlarını zayıflatırsa da daha toleranslı, agresif ve rekabetçi türlerin gelişmesi ile sayı ve dağılımları giderek artmaktadır (Holdich 2002). Son yıllarda *P. clarkii* türünün hem yetiştiricilik hem de avcılık temelli üretimde en üst sırada yer alması bu ifadeyi doğrular niteliktedir.

Kerevitler Türkiye'de genel olarak dar kısıkaçlı kerevit (*Pontastacus leptodactylus*) (Harlioğlu 2004; Balık vd. 2005) ve taş kereviti (*Austropotamobius torrentium*) (Harlioğlu ve Güner 2006) ile temsil edilmektedir. Ülkemizde en yaygın olarak bulunan kerevit türü *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823)'tur. Bu tür için literatürde farklı İngilizce isimler kullanılmıştır. Bunlar; narrow-clawed crayfish (dar kısıkaçlı kerevit), Danube crayfish (Tuna kereviti), Galician crayfish (Galiçya kereviti), Turkish crayfish (Türk kereviti), Turkish narrow-clawed crayfish (Dar kısıkaçlı Türk kereviti)'dir (Harlioğlu ve Harlioğlu 2004; Graczyk vd. 2019; Hirsch 2009; Berber vd. 2010; Benzer vd. 2016).

P. leptodactylus, Anadolu'nun birçok göl, baraj gölü ve akarsularında doğal olarak bulunur, ayrıca Doğu Avrupa ve Orta Doğu'da geniş bir dağılım göstermektedir (Köksal 1988; Farhadi ve Harlioğlu 2018; Kokko vd. 2018). Ekonomik değeri yüksek olan bu canlının eti düşük kaloriye sahip olup, B grubu vitaminler, sodyum, potasyum, kalsiyum ve

magnezyum yönünden zengin bir protein kaynağıdır (Goddard 1988). C vitamini ve karoten içeriğinin birçok ticari balık türünden daha yüksek olduğu bildirilmektedir (Harlioğlu ve Köprücü 2000).

Dünyada 1830'lu yıllardan sonra lüks bir gıda maddesi olarak değerlendirilmeye başlanmıştır. Birçok Avrupa ülkesinde geleneksel tüketim kültürünün oluşması türün ticari değerini artırmıştır. Türkiye'de II. Dünya savaşından sonra özellikle de 1968 yılından sonra iç su balıkçılarımız için 1990'lı yıllara kadar artan ihracat potansiyeli ile iyi bir gelir kaynağı olmuştur (Köksal 1988; Alpbaz 2005; Harlioğlu 2008). Bu yıllarda görülen veba hastalığı üretim miktarını çok ciddi oranlarda düşürmüştür. Türkiye'de resmi kayıtların ilk tutulmaya başlandığı 1978 yılındaki üretim miktarı (3885 ton) veba hastalığının (crayfish plague) görüldüğü 1985'li yıllara kadar (4480) aşağı-yukarı korunmuştur. Söz konusu hastalık nedeniyle, Eğirdir-Burdur havzası 1985-2000 yılları arasında avcılığa kapatılmıştır. Bu yüzden yıllık üretim 1985 yılında ciddi bir düşüşle 1163 tona gerilemiştir. Birçok gölde avcılığın yasaklandığı 1991 yılındaki üretim ise 161 ton olarak gerçekleşmiştir. Artan ticari değeri nedeniyle *P. leptodactylus* gerek yeni popülasyonların kurulması gerekse de vebadan etkilenen stokların restorasyonu amacıyla Türkiye de birçok bölgeye bırakılmıştır (Harlioğlu 2008).

Türkiye'de kerevitler üzerine farklı alanlarda çok sayıda bilimsel çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmalar genel olarak; (I) türün biyolojisi (Balık vd. 2005; Bolat ve Kaya 2016; Balık vd. 2006; Berber ve Balık 2006; Berber vd. 2010; Bök vd. 2013), (II) yetiştiriciliği (Farhadi ve Harlioğlu. 2018; Erişir vd. 2006; Bahadır Koca vd. 2015), (III) popülasyon dinamiği (Bolat 2001; Berber vd. 2012; Yüksel vd. 2013), (IV) avlama teknolojileri (Balık vd. 2002; Balık vd, 2003; Bolat vd. 2010) ve (V) genetik çalışmalar (Akhan vd. 2014) üzerinedir.

Türün üretim miktarlarına yönelik olarak daha önceden gerçekleştirilen çalışmalarda; (I) Bolat (2001) 'Eğirdir Gölü Hoyran Bölgesi Tatlı Su Istakozlarının (*A. leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Popülasyon Büyüklüğünün Tahmini' başlıklı çalışmasında 1991 ve 1998 yılları arasında kerevit üretim miktarları ve ihracat değerlerine değinmiştir. (II) Konu ile ilgili en kapsamlı çalışma Harlioğlu ve Harlioğlu (2004) tarafından yapılmıştır. 'The harvest of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in Turkey' başlıklı çalışmalarında 1977 ve 2002 yılları arasındaki toplam üretim ile 2002 yılı için iller bazındaki üretim miktarlarına değinmiştir. (III) Harlioğlu (2004) 'The present situation of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in Turkey' başlıklı çalışmasında 1970 ve 1986 yılları arasındaki üretim

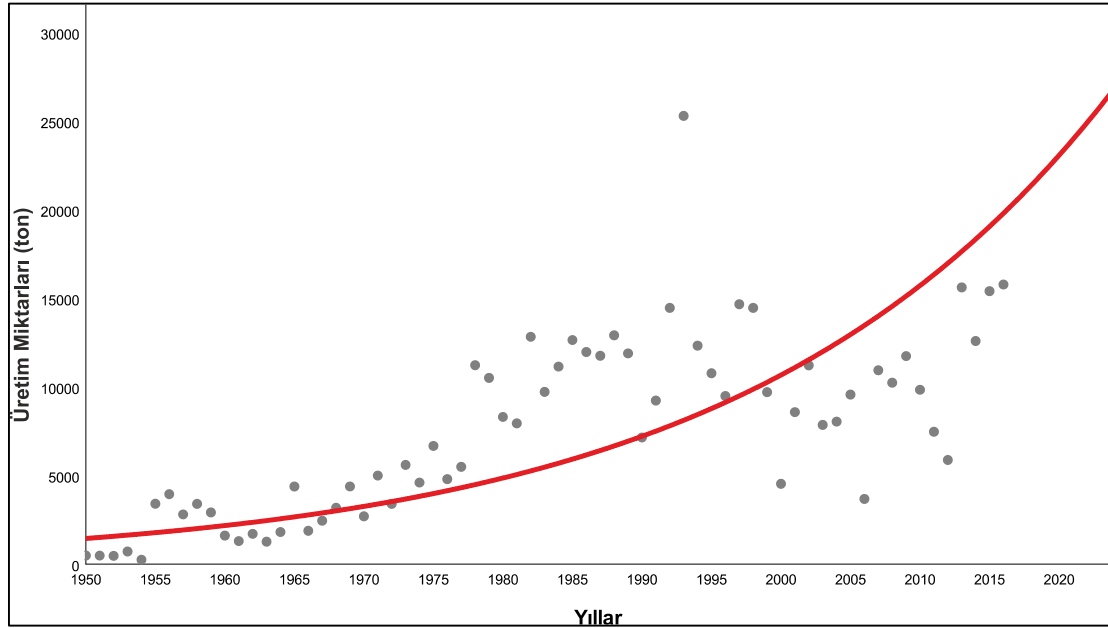
miktarlarına değinmiştir. (IV) Harlıoğlu (2008) ‘‘The harvest of the freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* Eschscholtz in Turkey: Harvest history, impact of crayfish plague, and present distribution of harvested populations’’ başlıklı çalışmasında 1995 ve 2005 yılları arasında üretim miktarlarına değinmiş, 1983 ve 1987 yılları arasındaki üretim avlaklar bazında değerlendirmiştir. (V) Timur vd. (2010) ‘‘Türkiye’de Tatlısu İstakozu Vebası Hastalığının Bazı Göllerdeki Tatlısu İstakozu Stoklarına Etkisi’’ başlıklı çalışmasında önemli bazı üretim sahalarında 1976 ve 2007 yılları arasındaki üretim miktarlarına hastalığın etkisini vurgulamışlardır.

Bu çalışmada; kerevit üretim miktarlarının güncel ve kapsamlı bir şekilde değerlendirilmesi, farklı kaynaklarda farklı farklı zaman dilimleri ile verilen üretim miktarlarının kesintisiz olarak bir bütün haline getirilmesi, yapılan üretimin ekonomik boyutunun ortaya konması amaçlanmıştır. Ayrıca üretimin küresel ölçekteki payının kapsamlı bir şekilde değerlendirilmesi hedeflenmiştir.

I. BÖLÜM

Avcılığa Dayalı Kerevit Üretimi

Dünyada avcılık temelli toplam su ürünleri üretimi 2016 yılı itibari ile yaklaşık 91 milyon ton’dur (90.923.551,38 t). Bu üretim içerisindeki iç su balıkçılığının payı ise 11636910 t’dur. Diğer taraftan Dünya genelinde 6.710.688 t olarak gerçekleşen avcılığa dayalı kabuklu su ürünleri üretiminin ancak 15.782 t’u tatlısu kerevitlerden sağlanmıştır (Tablo 1). Dünya da avcılığa dayalı kerevit üretimi ile ilgili en eski veri, Amerika Birleşik Devletleri’nde 1950 yılı için 487 ton olarak bildirilen üretim miktarıdır. 1950’li yıllarda 500 ton civarında olan üretim, 1980’li yıllarda 10.000-15.000 t olarak kaydedilmiş, 1993 yılında ise 25.298 t’a ulaşmıştır. 2016 yılına gelindiğinde ise 15.782 t olarak gerçekleştiği belirtilmektedir (FAO 2018). Genel olarak sürekli artış trendinde olan kerevit üretim miktarlarının yıllar itibariyle önemli dalgalanmalar gösterdiği görülmektedir (Şekil 1).



Şekil 1. Dünya’da avcılığa dayalı kerevit üretimin zamana bağlı olarak değişimi (FAO 2018).

Figure 1. Chancing of fisheries based crayfish production in world over years (FAO 2018).

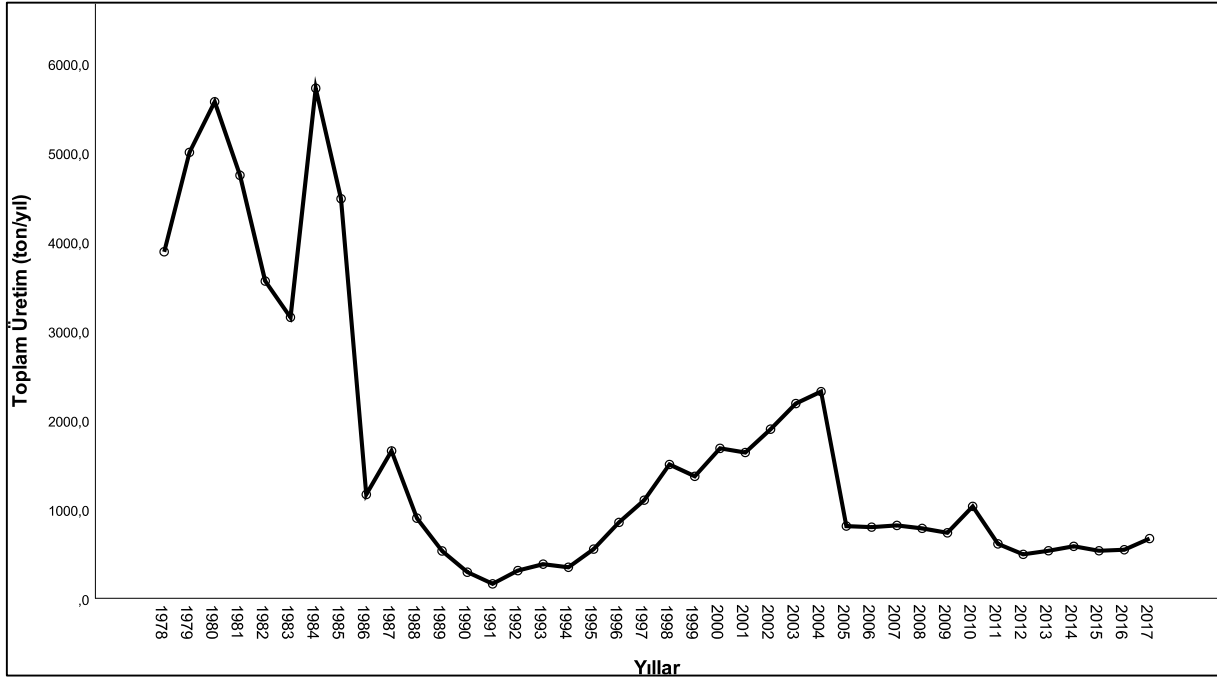
Tablo 1. 2012-2016 yılları arasında küresel ölçekte gerçekleşen avcılığa dayalı su ürünleri üretim miktarları

Table 1. The amount of fisheries based total products in global scale between 2012-2016

Ürün Türü	2012	2013	2014	2015	2016	Oran (%)*
	Üretim (t)	Üretim (t)	Üretim (t)	Üretim (t)	Üretim (t)	
Toplam Su Ürünleri Üretimi	89.533.659,72	90.588.259,69	91.221.286,98	92.670.189,81	90.923.551,38	0,00059
Dünya İç Su Balıkçılığı	11.152.715,00	11.204.928,00	11.335.667,00	11.411.760,00	11.636.910,00	0,00467
Dünya Deniz Balıkçılığı	78.381.304,72	79.385.981,69	79.888.179,98	81.262.089,81	79.290.471,38	0,00068
Dünya Toplam Kabuklu	6.211.572,00	6.353.957,00	6.593.694,00	6.582.576,00	6.710.688,00	0,00810
Türkiye Kabuklu	5.577,00	4.592,00	5.008,00	4.540,00	5.056,00	10,75
Dünya Kerevit	5.880,00	15.620,00	12.596,00	15.407,00	15.782,00	3,44
Türkiye Kerevit	492,00	532,00	582,00	532,00	544,00	100,00

Türkiye’de 1978 ile 2017 yılları arasında avlanan kerevitin toplam miktarı 65.842,7 t’dur (yıllık ortalama 1.646 t). Üretim miktarları yıllara göre önemli farklılıklar göstermektedir (Şekil 2). Dünyadaki üretimin aksine ülkemizdeki üretim miktarlarında ciddi bir daralma söz konusudur. 1984 yılında 5.719 t’a ulaşan üretim miktarı 1991 yılına gelindiğinde 161 t’a gerilemiştir (Tablo 2). Bu düşüşün en temel nedeni bir çeşit mantar hastalığı

olan halk arasında kerevit vebası olarak isimlendirilen *Aphanomyces astaci*’nin neden olduğu plak hastalığıdır. Birçok ülke sahip oldukları türlerin plak hastalığına karşı oldukça dirençli olmaları nedeniyle bu süreçten çok fazla etkilenmemiştir. Ancak Avrupa’nın doğal türü olan *Astacus astacus* türünün doğal stokları hastalık nedeniyle çok ciddi tahribata uğramıştır (Harlioğlu ve Harlioğlu 2009).



Şekil 2. 1978-2017 yılları arasında Türkiye’de gerçekleşen kerevit üretim miktarları.

Figure 2. Crayfish production amount of Turkey between 1978-2017 years.

Tablo 2. 1978-2017 yılları arasında Türkiye’de gerçekleşen kerevit üretim miktarları (Timur vd. 2010; TÜİK 2018)

Table 2. Crayfish production quantities in Turkey between 1978-2017 years (Timur et al. 2010; TurkStat 2018)

Yıl	Üretim (t)	Yıl	Üretim (t)	Yıl	Üretim (t)	Yıl	Üretim (t)
1978	3.885	1988	898	1998	1.500	2008	783
1979	5.000	1989	530	1999	1.367	2009	734
1980	5.567	1990	292	2000	1.681	2010	1.030
1981	4.743	1991	161	2001	1.634	2011	609,6
1982	3.556	1992	310	2002	1.895	2012	492
1983	3.150	1993	382	2003	2.183	2013	532,1
1984	5.719	1994	347	2004	2.317	2014	582
1985	4.480	1995	551	2005	809	2015	532
1986	1.163	1996	850	2006	797	2016	544
1987	1.652	1997	1100	2007	816	2017	669

Dünya’da 2016 yılında avcılık yoluyla elde edilen kerevitin ülkelere göre dağılımına bakıldığında 5.460 t/yıl üretim ile ABD ilk sırada yer alırken, bu ülkeyi 3.659 t/yıl ve 3.400 t/yıl üretim ile

Mısır ve Ermenistan izlemiştir. Türkiye ise ürettiği 544 t kerevit ile ancak altıncı sırada yer alabilmiştir. Diğer ülkelerin üretim miktarları da Tablo 3’te verilmektedir.

Tablo 3. Avcılığa dayalı kerevit üretiminin ülkelere göre dağılımı (FAO 2018).
Table 3. Distribution of fisheries based crayfish production by country (FAO 2018).

Ülkeler	2012		2013		2014		2015		2016	
	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)
<i>ABD</i>	3.124	53,10	9.068	58,10	5.155	40,90	2.258	14,70	5.460	34,60
Mısır	-	-	-	-	-	-	2.520	16,40	3.659	23,20
Ermenistan	360	6,10	3.550	22,70	4.350	34,50	7.380	47,90	3.400	21,50
İspanya	1.500	25,50	1.500	9,60	1.500	11,90	1.500	9,70	1.500	9,50
İsveç	161	2,70	775	5,00	777	6,20	778	5,00	808	5,10
Türkiye	492	8,40	532	3,40	582	4,60	532	3,50	544	3,40
Rusya Fed.	-	-	-	-	-	-	214	1,40	169	1,10
Finlandiya	110	1,90	110	0,70	140	1,10	140	0,90	151	1,00
Kenya	22	0,40	24	0,20	27	0,20	24	0,20	24	0,20
Estonya	-	-	-	-	-	-	-	-	8	0,10
Fransa	24	0,40	19	0,10	23	0,20	25	0,20	10	0,10
Yunanistan	21	0,40	21	0,10	21	0,20	21	0,10	21	0,10
İsviçre	-	-	-	-	-	-	-	-	16	0,10
Avustralya	15	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-
Belarus	2	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-
Belçika	1	0,00	1	0,00	1	0,00	-	-	-	-
Bulgaristan	1	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-
Danimarka	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ekvator	45	0,80	18	0,10	15	0,10	8	0,10	6	0,00
Litvanya	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meksika	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Norveç	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Papua Yeni Gine	1	0,00	1	0,00	1	0,00	1	0,00	1	0,00
Polonya	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Romanya	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ukrayna	1	0,00	1	0,00	4	0,00	6	0,00	5	0,00
İngiltere	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tür bazında avcılığa dayalı üretim miktarları Tablo 4’te verilmiştir. FAO istatistiklerinde Amerika ve Avrupa’da avlanan kerevitler tür bazında değil “*Euro-American crayfishes*” grubu olarak tek kalemde verilmektedir. Bu yüzden avlanan türler hakkında net bir yorum yapmak mümkün olmamaktadır. Benzer durum Avustralya kerevitleri içinde söylenebilir. ABD’de üretilen kerevitin tamamının *P. clarkii* olduğu gerçeği ile

yola çıkıldığında türün toplam üretiminin 2016 yılı için 10.644 ton/yıl olduğu ve bu durumda avcılık temelli kerevit üretiminin en az %67,4’ünün *P. clarkii*’ye dayandığı öngörülmektedir. Üretimde öne çıkan bir diğer tür ise *P. leptodactylus*’tur. Bu çerçevede doğal kerevit türümüzün avcılığa dayalı üretimde Dünyada en fazla üretilen ikinci tür olduğu söylenebilmektedir.

Tablo 4. Avlanan kerevitlerin türlere göre dağılımı (FAO 2018).**Table 4.** Distribution of caught crayfish by species (FAO 2018).

Türler	2011		2012		2013		2014		2015		2016	
	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)
Avrupa-Amerika Kerevitleri (Euro-American crayfishes)	5.273	70,6	3.824	65	10.416	66,7	6.553	52	3.826	24,8	7.032	44,6
<i>P. clarkii</i> (Red swamp crawfish)	1.518	20,3	1.522	25,9	1.524	9,8	1.527	12,1	4.044	26,2	5.184	32,8
<i>P. leptodactylus</i> (Danube crayfish)	342	4,6	362	6,2	3.550	22,7	4.350	34,5	7.380	47,9	3.400	21,5
<i>A. astacus</i> (Noble crayfish)	41	0,5	13	0,2	13	0,1	68	0,5	68	0,4	76	0,5
<i>P. leniusculus</i> (Signal crayfish)	189	2,5	98	1,7	98	0,6	80	0,6	80	0,5	83	0,5
Okyanusya Kerevitleri (Oceanian crayfishes)	1	-	1	-	1	-	1	-	1	-	1	-
<i>C. quadricarinatus</i> (Red claw crayfish)	86	1,2	45	0,8	18	0,1	15	0,1	8	0,1	6	-
<i>Austropotamobius pallipes</i> (White-clawed crayfish)	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Avustralya Kerevitleri (Australian crayfish)	24	0,3	15	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Toplam	7.474	100	5.880	100	15.620	100	12.596	100	15.407	100	15.782	100

II. BÖLÜM

Yetiştiriciliğe Dayalı Kerevit Üretimi

Huner (1995)'e göre, günümüzde Dünya'da ticari olarak avcılığı ve yetiştiriciliği yapılan 11 kerevit türü vardır. Bunlardan Astacidae familyasına ait 3 türün (*A. astacus*, *P. leptodactylus* ve *Pacifastacus leniusculus*) temel olarak Avrupa, Asya (Orta doğu) ve Kuzey Amerika'da; Cambaridae familyasına ait 4 türün (*Procambarus clarkii*, *Procambarus acutus*, *Procambarus zonangulus* ve *Orconectes immunis*) özellikle Kuzey Amerika, Asya, Güney Avrupa ve Afrika'da yetiştiriciliğinin yapıldığı bilinmektedir. Parastacidae familyasına ait 4 türün (*Cherax cainii*, *Cherax destructor*, *Cherax albidus* ve *Cherax quadricarinatus*) Avustralya, Güney Doğu Asya, Merkez ve Güney Amerika, Afrika ve kısmen Güney Avrupa'da yetiştiriciliği yapılmaktadır (Policar ve Kozak 2015).

Kuzey Amerika'da *Procambarus clarkii*'nin ekstansif yetiştiriciliği Louisiana eyaleti ve komşu eyaletlerde 1950'li yıllarda gelişmeye başlamıştır. Günümüzde Louisiana eyaletinde 50.000 hektarlık bir alandan her yıl 20.000-40.000 t arası ticari kerevit üretimi yapılmaktadır. Bu üretim doğal popülasyonlardan avcılık, sığ göletlerde ya da pirinç tarlalarında ekstansif yetiştiricilik üretimi ve açık sistem ya da resirküle sistem kuluçkahaneler kullanarak intensif yetiştiricilik temellidir (Huner 2002a). Güney ve Merkez Amerika'da Arjantin, Ekvator (30 ton yetiştiricilik üretimi), Meksika, Guatemala ve Uruguay gibi ülkelerde *Cherax quadricarinatus*

yetiştiricilik yolu ile üretilmektedir (Policar ve Kozak 2015).

Okyanusya kıtasında en büyük kerevit üreticisi ülke Avustralya'dır. Avustralya'da temel olarak *Cherax* cinsine ait 3 türün (*Cherax cainii*-Avustralya'nın Güney kısımları, *Cherax destructor*-Güney Avustralya, Yeni Güney Galler ve Viktorya eyaleti, *Cherax quadricarinatus*-Queensland eyaletinin kuzey kısımları ve Kuzey Toprakları) yetiştiriciliği yapılmaktadır. Bunun yanı sıra Wickins ve Lee (2002), Batı ile Güney Avustralya ve Viktorya Eyaletinde bir diğer tür olan *Cherax albidus*'un yetiştiriciliğinin yapıldığını belirtmişlerdir.

Avrupa'da en büyük kerevit üreticisi ülke İspanya'dır. Bu ülke, doğal kaynaklardan avcılık yolu ile yıllık yaklaşık 1.500 t *Procambarus clarkii* elde ederken, yetiştiricilik yoluyla da 0,25 ton *Pacifastacus leniusculus* üretimi gerçekleştirmektedir. Estonya, yapay barınakların kullanıldığı göletlerde yarı-intensif yetiştiricilik teknikleri ile kerevit üretimi gerçekleştirmektedir. İngiltere'de yarı-intensif ya da ekstansif teknikler ile *Pacifastacus leniusculus* yetiştirilmektedir. Ancak bu türün yetiştiricilik alanlarından kaçarak doğal sulara ulaşma riski göz önünde bulundurularak üretimi sınırlandırılmıştır. Fransa'nın Kuzey kısımlarında *A. astacus* ve *P. leptodactylus* yetiştiriciliği yarı-intensif ya da ekstansif sistemler kullanılarak kısmen yapılmaktadır. Ekstansif olarak yetiştiricilik anaçların havuzlara bırakılarak 4-5 yıl içerisinde

pazarlanabilir kerevit elde edilmesi şeklinde gerçekleşmektedir, yarı-intensif sistemde ise anaçların çiftleşmesi, yumurta inkübasyonu ve juvenillerin ilk beslemeleri kerevit kuluçkahanelerinde gerçekleşmektedir. Bir diğer kerevit yetiştiriciliği yapılan ülke İtalya'dır. Yetiştiricilik vasıtasıyla *A. astacus*, *P. leptodactylus*, *P. clarkii* ve *C. destructor* türlerinin üretimi toplam 30-40 ton'dur. Almanya'da yine ekstansif yetiştiricilik tekniği ile kerevit üretimi yapılmaktadır (Policar ve Kozak 2015).

Afrika kıtasında herhangi bir yetiştiricilik üretimi bulunmamaktadır. Asya kıtasında, ÇHC'nde yetiştiricilik ve avcılık yolu ile *Procambarus clarkii* üretimi yapılmaktadır. ÇHC'nin bazı bölgelerinde *Cherax quadricarinatus* üretimi de yetiştiricilik yolu ile yapılmaktadır. Üretim 1990 yılların başlarında 40.000 ton civarında iken 21. Yüzyılın başlarında 70.000 ton seviyesine ulaşmıştır (Huner 2002b). Endonezya'da kerevit yetiştiriciliği son yıllarda gelişmeye başlamıştır.

Ülkemizde kerevit (*P. leptodactylus*) yetiştiriciliği çalışmaları bilimsel amaçlı olarak 1980'li yıllarda (Köksal 1984,1985,1986,1988; Karakoyun 1988) başlamasına rağmen ticari amaçlı kerevit yetiştiriciliğine geçilememiştir. Türkiye'de kerevit üretimi doğal su kaynakları, baraj gölleri ve göletlerden yapılan avcılığa dayanmaktadır. Kerevit yetiştiriciliğinde agresif davranış, kanibalizm, stok yoğunluğu, su sıcaklığı, besin yetersizliği ve yapay sığınakların az olması gibi sebeplerden kaynaklanan muhtemel ölüm unsurları yetiştiriciliği sınırlandıran faktörlerdir (Erol vd. 2010). Yetiştiriciliği sınırlandıran belki de en önemli faktör kerevit vebası hastalığıdır. Başarılı bir entansif yetiştiricilik için öncelikle bu hastalık etkilerinin ortadan kaldırılmasının daha doğru bir yaklaşım olacağı düşünülmektedir.

Türün yetiştiriciliğinde karşılaşılan en önemli sorunlardan birisi olan erken dönem yavru ölümlerinin hastalık kaynaklı olabileceği hususudur. Çünkü ülkemizde deneysel olarak yürütülmüş olan yetiştiricilik çalışmalarında kullanılan anaç veya yavrular genel olarak veba hastalığının görüldüğü popülasyondan temin edilmektedir. Deneme materyali olarak

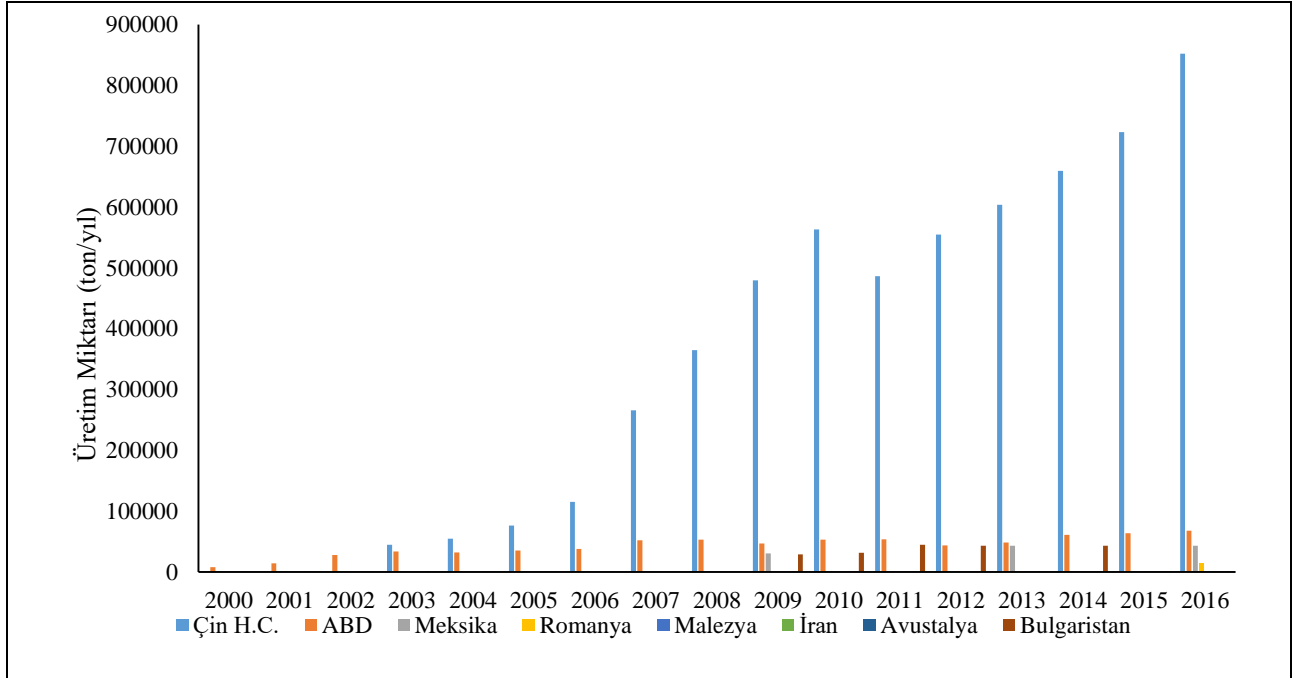
kullanılacak türlerin hastalıktan arı popülasyonlardan temin edilmesi daha gerçekçi sonuçların elde edilmesi noktasında oldukça yararlı olacaktır. Hali hazırda *P. leptodactylus* türünün yetiştiriciliğinde başarının artırılmasına yönelik araştırmalar devam etmektedir.

2016 yılı için avcılık yolu ile elde edilen toplam kerevit miktarı 15.782 t iken, yetiştiricilikle elde edilen ürün ise 976.850,2 t olarak gerçekleşmiştir. Yaklaşık olarak 62 katlık bir fark söz konusudur. Ülkeler bazında yetiştiricilik yolu ile elde edilen kerevit miktarları Tablo 5'de verilmiştir. 2016 yılı verilerine göre yetiştiricilik yolu ile üretilen kerevitin yaklaşık %87,2'sini (852.285 t) ÇHC tek başına gerçekleştirmektedir. ABD %6,90'lık oran ile ikinci (67.592 t), Meksika %4,4 ile (43.301 t) üçüncü sırada yer almaktadır. Türkiye'de ise yetiştiricilik yolu ile kerevit üretimi yapılmadığından ülkemiz ilgili tabloda yer bulamamıştır.

Yetiştiricilikte ön plana çıkan ülkeler ve üretim miktarları Şekil 3'te verilmiştir. Söz konusu şekilde en dikkat çekici kapasite artışının ÇHC'nde gerçekleştiği görülmektedir. 21. yüzyılın başlarında 70.000 t olan üretim 2016 yılına gelindiğinde 852.285 t/yıl'a ulaşmıştır. ÇHC'ndeki üretimin geçmişine kısa bir göz atacak olursak; üretim çalışmalarının 2000'li yılların başlarında, verimsiz su kaynaklarının zenginleştirilmesi amacıyla, Kuzey Amerika menşeli kerevitlerin ÇHC iç sularına ve pirinç üretim sahalarına aşılması ile başlamıştır. Başlangıçta yerel pirinç üreticileri, gerek pirinç köklerine zarar vermeleri gerekse de açtıkları deliklerden su çıkışı olması ve bunun sonucunda da pirinç tarlalarının susuz kalıyor olması nedeniyle türün yetiştiriciliğine sıcak bakmamışlardır. Ancak ilerleyen yıllarda pirincin kg'ını 32 yuan'a satan pirinç üreticilerinin aynı dönemde ıstakozun kg'ını 60 yuan'a satmaya başlanması ile türün yetiştiriciliğine olan ilgi artmaya başlamıştır. 2014 yılına gelindiğinde, hektar'dan 60.000 yuan (=USD 8.700) pirinç geliri olan çiftçilerin ekstradan 250.000 yuan'da (=USD 36.250) ıstakoz geliri olmaya başlamış ve üretim trendi yıldan yıla artış göstermiştir (Yaxin 2016).

Tablo 5. Ülkeler bazında yetiştiricilik temelli üretim miktarları (t/yıl).
Table 5. Aquaculture based production amounts by country (t / year).

Ülkeler	2012		2013		2014		2015		2016	
	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)
ÇHC	554.821	74,10	603.520	86,70	659.661	81,70	723.207	87,10	852.285	87,20
ABD	43.437	5,80	48.500	7,00	60.858	7,50	63.690	7,70	67.592	6,90
Meksika	357	0,00	43.317	6,20	17	0,00	18,46	0,00	43.301	4,40
Romanya	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13.150	1,30
Malezya	0,00	0,00	96,17	0,00	76,48	0,00	148,57	0,00	233,9	0,00
Avustralya	144,3	0,00	140,9	0,00	129,19	0,00	143,3	0,00	127,11	0,00
İran	280	0,00	200	0,00	52	0,00	80	0,00	58	0,00
Bulgaristan	62.918	8,40	32,61	0,00	43.268,24	5,40	43.146,89	5,20	51,9	0,00
Ermenistan	30	0,00	30	0,00	30	0,00	30	0,00	30	0,00
İtalya	5	0,00	7	0,00	43227	5,40	8	0,00	15	0,00
Güney Afrika	43.223	5,80	5	0,00	5	0,00	4	0,00	4	0,00
İsveç	2	0,00	1	0,00	1	0,00	1	0,00	1	0,00
Estonya	0,1	0,00	0,44	0,00	0,23	0,00	0,6	0,00	0,68	0,00
Barbados	0,5	0,00	0,5	0,00	0,5	0,00	0,5	0,00	0,5	0,00
Litvanya	0,1	0,00	0,01	0,00	0,06	0,00	0,08	0,00	0,06	0,00
Endonezya	34,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Moldovya	20	0,00	20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Yeni Kaledonya	3	0,00	3	0,00	3	0,00	3	0,00	0,00	0,00
Polonya	0,00	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
İspanya	0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ukrayna	43.313	5,80	0,2	0,00	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uruguay	0,08	0,00	0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Toplam	748.588,2	100,0	695.873,9	100,0	807.329,7	100,0	830.481,4	100,0	976.850,1	100,0



Şekil 3. Yetiştiricilikte ön plana çıkan ülkeler ve üretim miktarları (FAO 2018).

Figure 3. Stand out countries in aquaculture and their production amounts (FAO 2018).

Yetiştiricilikte ön plana çıkan türler incelendiğinde *P. clarkii* 919.887 ton (%94,16) ile açık ara ilk sırada yer almaktadır. *C. quadricarinatus* 43.586,7 ton (%4,5) ile ikinci, *A. astacus* 13.150,7

ton (%1,3) ile üçüncü ve *P. leptodactylus* 139,90 tonla dördüncü sırada gelmektedir (Tablo 6).

Türkiye’de 1970’li yıllarda avcılığa dayalı olarak başlayan kerevit üretimi 2018 yılı itibari ile halen

avcılık temelli olarak devam etmektedir. Hali hazırda türün yetiştiriciliği ile ilgili ciddi bir ilerleme sağlanamamıştır. Bu konuda birçok deneysel çalışma (Harlıoğlu vd. 2012; Bahadır Koca vd. 2015; Harlıoğlu vd. 2018) yapılmış olmasına rağmen sektörün benimseyeceği rantabl bir üretim modeli geliştirilememiştir. *P. leptodactylus*'un düşük yumurta verimi ve büyüme performansının yanında veba hastalığına karşı halen aşırı duyarlı olması türün yetiştiriciliği önünde en büyük engel olarak ortaya çıkmaktadır.

III. BÖLÜM

Kerevit Üretiminin Ekonomisi

Dünya genelinde kerevitlerden elde edilen toplam yıllık gelir 2005 yılı için 312.681 (\$USD 1000) dolar iken, bu rakam 2016 yılında 7.721.093 (\$USD 1000) dolar olarak gerçekleşmiştir. Elde edilen gelir bakımından en büyük pay 7 403 800 (\$USD 1000) dolar ile ÇHC birinci sırada yer alırken, 196.692 (\$USD 1000) ile ABD de ikinci sırada gelmektedir (Tablo 7).

Tablo 6. Yetiştiricilikte ön plana çıkan türler ve yıllara göre üretim miktarları (FAO 2018).

Table 6. Stand out species that in aquaculture and production amounts by years (FAO 2018).

Ülkeler	2012		2013		2014		2015		2016	
	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)	Üretim (t)	Oran (%)
Red swamp <i>P. clarkii</i>	598.263	79,90	652.027	93,70	720.525	89,20	786.903	94,80	919.887,00	94,20
Red claw <i>C. quadricarinatus</i>	401,98	0,10	43.457,67	6,20	132,48	0,00	215,53	0,00	43.586,70	4,50
Noble crayfish <i>A. astacus</i>	43.313,1	5,80	0,65	0,00	1,29	0,00	0,62	0,00	13.150,68	1,30
Danube crayfish <i>P. leptodactylus</i>	43.523	5,80	282,35	0,00	43.350	5,40	123,87	0,00	139,90	0,00
Marron crayfish <i>C. tenuimanus</i>	43.285,5	5,80	67,7	0,00	64,79	0,00	68,3	0,00	59,85	0,00
Yabby crayfish <i>C. destructor</i>	74,5	0,00	37,3	0,00	33,9	0,00	34	0,00	19,96	0,00
Euro-American <i>Crayfishes nei</i>	19.727,1	2,60	1,29	0,00	43.222,26	5,40	43.136,08	5,20	6,06	0,00
Signal crayfish <i>P. leniusculus</i>	0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Toplam	748.588,3	100,0	695.874,0	100,0	807.329,7	100,0	830.481,4	100,0	976.850,2	100,0

Tablo 7. Kerevit üretiminden 2016 yılında elde edilen gelirin ülkelere göre dağılımı.

Table 7. Distribution of income from crayfish production in 2016 by country.

Ülke	Gelir (1000 \$USD)	Oran (%)
ÇHC	7.403.800,0	95,8906
ABD	196.692,7	2,5475
Barbados	45.809,0	0,5933
Romanya	43.264,0	0,5603
Litvanya	23.377,0	0,3028
Kamboçya	1.500,0	0,0194
Türkiye	1.454,0	0,0188
Avustralya	1.344,2	0,0174
Malezya	1.219,3	0,0158
Avusturya	996,9	0,0129
İran	464,0	0,0060
Avusturya	396,9	0,0051
İtalya	154,9	0,0020
Bulgaristan	143,3	0,0019
Meksika	136,3	0,0018
Ermenistan	120,0	0,0016
İtalya	110,6	0,0014
Güney Afrika	49,0	0,0006
İsveç	32,5	0,0004
Estonya	29,3	0,0004

Kerevit üretiminde ilk iki sırada yer alan *ÇHC* ve *ABD* ile Türkiye'nin yıllık üretim miktarları, ürünün toplam değeri ve ürünün birim fiyatları Tablo 8'de verilmiştir (\$USD/kg). 2016 yılında *ÇHC* üretmiş olduğu *P. clarkii*'nin kg'ından 8,69 \$USD, *ABD* aynı türden 2,69 \$USD ve Türkiye ise pazarda çok rağbet görmekte olan *P. leptodactylus* türünün kg'ından 2,67 \$USD gelir elde etmiştir. Yerel türümüz *P. leptodactylus* Avrupa kıtasının yerel türü olan *A. astacus* ile aynı familyada yer almasından dolayı büyük benzerlik göstermektedir. Avrupa halkı aşına oldukları kerevitleri diğer egzotik türlere nazaran daha fazla tercih etmektedirler. Ayrıca kabuğunun yumuşak olması nedeniyle tüketimi esnasında kabuğun ayrışması için ekstradan alet (ıstakoz pensi vs...) gerekmemesi de tercih nedenlerinden bir diğeridir. Ancak Tablo 8'de verilen rakamlar göz

önüne alındığında bu avantajların fiyatlandırmaya yansıtılmadığı net bir şekilde görülmektedir. *ÇHC* yıldan yıla hem üretim miktarları hem de ürünün birim fiyatını arttırmayı başarabilmiştir.

Türkiye'de 2000 yılında 1.681 t olan yıllık kerevit üretimi, 2004 yılında 2.317 t'a yükselmiş, 2017 yılında ise 669 ton olarak kaydedilmiştir. Diğer taraftan üretimin toplam değeri açısından bakıldığında üretim azalmasına karşın kerevitin toplam değerinin arttığı görülmektedir. 2000 yılındaki 1.681 t'luk üretimin ekonomik karşılığı 2.521.500 TL iken, 2017 yılında üretilen 669 ton kerevitten 7.573.080 TL gelir elde edilmiştir (Şekil 4). 1995'li yıllar ile karşılaştırıldığında; son yıllarda azalan üretim miktarlarına karşın artan toplam değer göz önüne alındığında artık ürünü daha başarılı bir şekilde pazarladığımız söylenebilir.

Tablo 8. Yıllara göre toplam kerevit üretimi ve birim fiyatları.

Table 8. Total crayfish production and unit prices by years.

Yıllar	Çin H.C.			ABD			Türkiye		
	Üretim (t)	Değer (1000\$)	\$/kg	Üretim (t)	Değer (1000\$)	\$/kg	Üretim (t)	Değer (1000\$)	\$/kg
2000				7.930	27.612,54	3,48	1.681		
2001				18.523	40.571,71	2,19	1.634		
2002				34.950	50.363,25	1,44	1.894		
2003	44.570	151.538	3,40	37.246	48.572,1	1,30	2.183		
2004	54.436	185.075,6	3,40	35.846	42.780,84	1,19	2.317		
2005	76.166	261.591,1	3,43	42.087	42.556,91	1,01	809	3.011,91	3,72
2006	115.405	407.333,5	3,53	38.691	100.625,8	2,60	797	3.384,29	4,25
2007	265.479	1.211.381	4,56	59.235	88.906,33	1,50	816	4.202,58	5,15
2008	364.619	1.931.752	5,30	60.317	127.351,2	2,11	783	2.848,21	3,64
2009	479.374	2.615.944	5,46	55.253	121.464,2	2,20	734	2.680,61	3,65
2010	563.281	3.334.061	5,92	59.374	177.355,7	2,99	1.030	3.497,74	3,4
2011	486.319	3.388.185	6,97	57.821	205.724,8	3,56	610	2.012,01	3,3
2012	554.821	4.222.743	7,61	46.561	167.232,5	3,59	492	2.210,27	4,49
2013	603.520	4.961.539	8,22	57.568	144.336	2,51	532	1.772,5	3,33
2014	659.661	5.736.413	8,70	66.013	172.045,6	2,61	582	1.882,28	3,23
2015	723.207	6.203.670	8,58	65.948	199.349,7	3,02	532	1.908,1	3,59
2016	852.285	7.403.800	8,69	73.052	196.692,7	2,69	544	1.453,95	2,67

Kerevit üretimindeki sorunlar

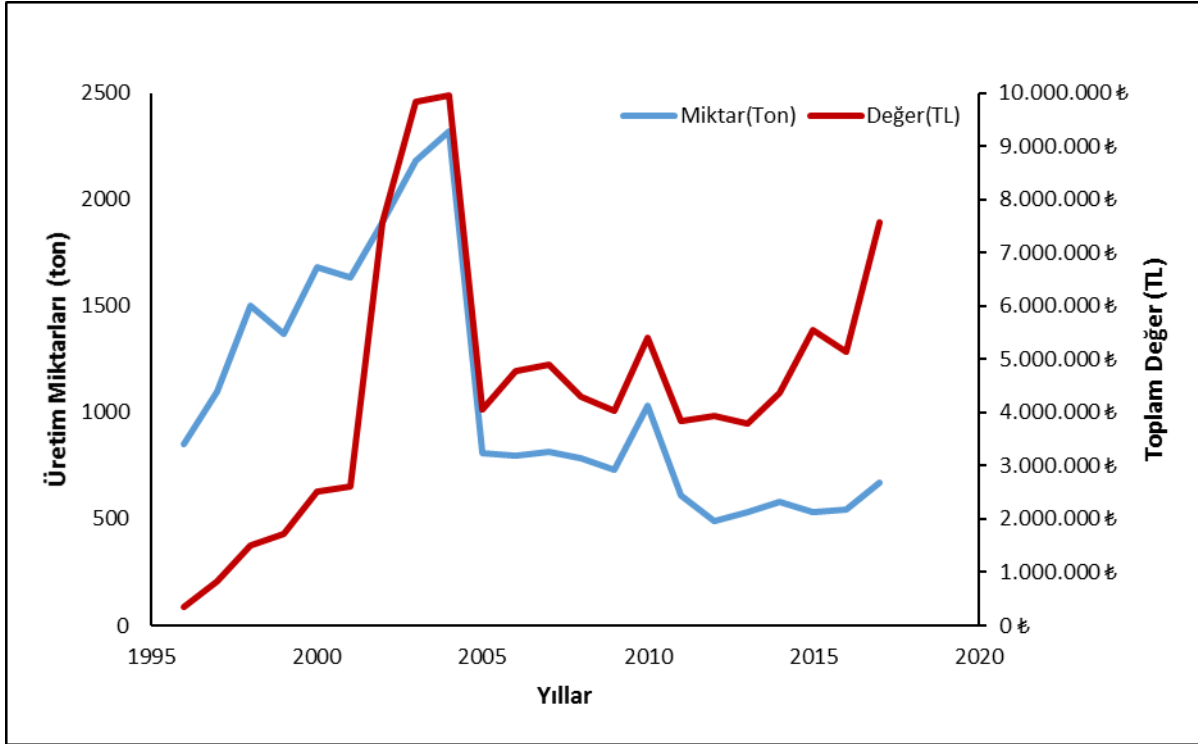
Ülkemizdeki kerevit üretiminde (gerek avcılık gerekse de yetiştiricilik) yaşanan en önemli sorunların başında kerevit vebasası hastalığı gelmektedir. Bu hastalık Avrupa'da ilk kez 1865 yılında İtalya'da görülmüştür. Kısa bir sürede bütün Avrupa kıtasına yayılarak nehir ve göllerdeki kerevit stoklarını tahrip ederek 1907 yılında İskandinav ülkelerinden İsveç'e kadar ulaşmıştır (Muller 1973; Timur vd 2010). Türkiye'de ilk kerevit vebasasının, 1984 yılının sonlarına doğru Çivril-İşıklı Gölündeki kerevitlerde görüldüğü rapor edilmiştir. 1985 yılında,

Eğirdir Gölü'ndeki kerevitlerde görülmesinden sonra Göller Bölgesi'ndeki diğer göller ile Marmara Bölgesi'ndeki göllerde bulunan kerevitlere de bulaşmıştır (Timur vd. 2010).

Plak hastalığı gerek kerevitlerin bağışıklık sistemini çökerterek ölüm oranlarının artmasına neden olmakta, gerekse de ıstakoz kabuğu üzerinde oluşturduğu lezyonlar nedeniyle ürünün ticari değerini önemli oranda düşürmektedir. Plak hastalığı nedeniyle önemli üretim merkezlerinden olan Eğirdir Gölü 1985-2000 yılları arasında üretime tamamen kapatılmıştır. Yıllar içerisinde kerevitlerin veba

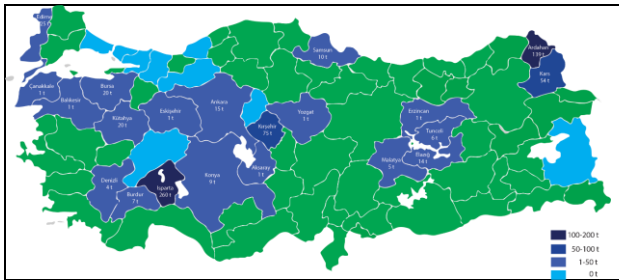
hastalığına olan dirençlerinin muhtemelen artması ile üretim miktarları da artmış, 1996 yılında Türkiye’de yeni alanlara yönelim başlamıştır. Kokko vd. (2012), İznik Gölü ve Hirfanlı Baraj Gölü kerevitleri üzerine yürüttükleri bir çalışmada, her iki stokun da halen *A. astaci* etkenini taşımakta olduğunu ancak, bu üretken stokların şekillenmesinde konağın geçmişte ve günümüzdeki kısmi direnç adaptasyonunun ya da *A. astaci*’nin virulensindeki gelişimlerin etkili

olduğunu bildirmektedirler. Türkiye’de kerevit avcılığı yapılan il sayısı 2017 yılında 21’e yükselmiş üretim miktarı ise 669 t’a ulaşmıştır. Bu üretim içerisinde Isparta 260 t ile ilk sırayı alırken, Ardahan 139 ton ile ikinci, Kars 54 ton ile üçüncü sırada yer almış, en az üretim 1’er tonla Aksaray, Balıkesir, Çanakkale, Erzincan ve Eskişehir illerinde gerçekleşmiştir (Şekil 5).



Şekil 4. Yıllara göre kerevit üretim miktarı ve ekonomik karşılığı (TUİK 2018).

Figure 4. Crayfish production amount and economic equivalent by years (TUİK 2018).



Şekil 5. 2017 yılı itibari ile kerevit üretimi yapılan illerimiz ve üretim miktarları.

Figure 5. Provinces where crayfish production as of 2017 in Turkey, and production amount.

veba hastalığına ek olarak aşırı av baskısı ile karşı karşıya kalan doğal *P. leptodactylus* stokları çökme noktasına gelmiştir. Yapılan bazı popülasyon çalışmalarında (Deval vd. 2007; Berber vd. 2012) işletilen stokların ya dengede olduğu ya da aşırı sömürüldüğü belirlenmiş olup mevcut durumda avcılığa dayalı üretim noktasında bir kapasite

artışının olması beklenmemelidir. Şüphesiz ki stokların doğru işletilmesinde tek kriter avlanacak ürün miktarının belirlenmesi olmayıp uygulanan avcılık tekniği de son derece önemlidir. Bu çerçevede Türkiye’de kerevit avcılığında kullanılmakta olan pinterlerin boy seçiciliği sorunu karşımıza çıkmaktadır. Pinter seçiciliğinin yetersiz olmasının nedenleri; (I) *Pinterlerin yapısal sorunları* (Pinterlerin son bölümdeki torba ağ gözleri avcılık ve hasat esnasında tamamen kapanmaktadır. Pinter giren kerevitler içgüdüsel olarak daha iyi bir barınma imkânı sağlayacağı için ilerlemekte ve son bölüm olan torbaya doğru hareket etmektedir. Ayrıca, balıkçı tarafından hasat işlemini gerçekleştirmek için pinteri kaldırdığında kerevitler son torbaya doğru yuvarlanmaktadır. Maalesef tamamen kapalı olan bu kısımda herhangi bir seçicilik gerçekleşmemekte ve içeri giren küçük bireyler de yakalanabilmektedir); (II) *avın morfolojik özellikleri* (kerevitin çok sayıda segment, dikensi yapı ve ekstremitte ihtiva eden sert

vücut yapısı; Ağ ipinin bu yapılara dolanması sureti ile küçük bireylerin yakalanmasına neden olabilmektedir); (III) *konakçı türler*; (Bu kısımdaki en etkili unsur kabuklu bir canlı olan ve Eğirdir Gölü'nde yaygın olarak bulunan *Dressenia sp.*'dir (Cilbiz vd. 2016) kerevitleri konak olarak kullanan ve özellikle hareketsiz olduğu için karapaks dorsalini tercih eden bu canlı kerevitlerin morfolojik özelliklerini anormal bir şekilde değiştirmektedir. Normalde ağ gözünden çıkabilecek vücut ölçülerine sahip olduğu halde, üzerindeki *Dressenia sp.* nedeniyle ağ ipine dolanmış kerevitler avcılık esnasında sıklıkla gözlenmektedir). Türün avcılığında seçiciliği yüksek av araçlarının kullanılması ve ıskarta av oranının azaltılması gerekmektedir.

Tartışma ve Sonuç

Sahip olduğumuz iç su potansiyeli açısından değerlendirildiğinde üretmekte olduğumuz kerevit miktarı küresel anlamda oldukça azdır. Ekonomik değer bakımından potansiyel bir döviz kaynağı olan bu canlının üretimin artırılmasına yönelik çalışmaların artması gerekmektedir.

Mevcut kapasitenin *P. leptodactylus* avcılığına bağlı kalınarak artırılmasının olası olmadığı hatta yıllık üretim modellemesine göre daha da kötüye gideceği öngörülmektedir. Bu nedenle üretimin yetiştiricilikle desteklenmesi şarttır. Bu çerçevede türün yetiştiriciliğinde karşılaşılan sorunların çözümüne yönelik olarak araştırmaların hızlandırılması gerekmektedir.

P. leptodactylus'un veba hastalığına karşı zayıf direnci, düşük büyüme performansı ve düşük yumurta verimi gibi dezavantajları göz önüne alındığında; üretimdeki daralmanın diğer birçok ülkede olduğu gibi, özellikle *P. clarkii* gibi yetiştiricilikte olumlu sonuçlar elde edilen türler ile çözümlenip çözülemeyeceğine yönelik araştırmalar, değerlendirmeler ve çalışmaların yapılması gerekmektedir.

Bu konuda, Mazlum ve Yılmaz (2006), hastalıklara dayanıklı ve hızlı gelişen kerevit türlerinin ülkemizin ekolojik koşulları uygun olan bölgelerine getirilerek çok kontrollü şartlarda kültüre alma çalışmalarının yapılabileceğini belirtmektedir. Yazarlar, özellikle sıcak iklimlere uyum sağlama kabiliyetinde olan *P. clarkii* ve *C. quadricarinatus* türlerinin ülkemizin Akdeniz ve Ege Bölgeleri'nde alternatif türler olarak üretim denemelerinin yapılabileceğini bildirmektedir. Ayrıca *P. clarkii* türünün ülkemizin Trakya Bölgesi'ndeki pirinç tarlalarında kontrollü ortamda yetiştiricilik denemelerine başlanmasını tavsiye etmektedirler.

Diğer taraftan Kumlu (2010), Soğuk iklim türü olarak bilinen yerel türümüzün (*P. leptodactylus*)

ülkemizin yarı-tropik iklim kuşağında bulunan ılıman-sıcak tatlı su kaynaklarında, özellikle yaz aylarında, doğal olarak yaşamını sürdürmediklerini ve dolayısıyla bu türün mevcut haliyle Akdeniz koşullarının hüküm sürdüğü coğrafik bölgelerde yetiştiriciliğinin önerilemeyeceğini; bu bölgelerimizdeki tatlı su kaynaklarında yetiştiriciliği yapılabilecek başka yerel herhangi bir türümüzün de bulunmamasından dolayı, yabancı (egzotik) tropik kerevit türlerinin (*Cherax sp.*) ülkemizdeki yetiştiricilik imkânlarının ciddi bir şekilde düşünülmesi gerektiğini bildirmektedir. Ayrıca yazar, *Cherax* türlerinin Avrupa'da da kabul görmeye başladığını ve AB ülkelerinin tropik kerevitler için önemli bir pazar olduğunu da bildirmektedir.

Her ne kadar farklı yazarlar tarafından ülkemizdeki kerevit yetiştiriciliğinde farklı türlere yönelim önerilmekte ise de aksi görüşe sahip bilim insanı sayısı da oldukça fazladır. Örneğin Harlıoğlu ve Yonar (2007); Yurdumuza herhangi bir kerevit türü stoklamasının oldukça olumsuz sonuçlar doğuracağını, daha saldırgan, çevre koşullarına karşı toleranslı, daha aktif, hızlı büyüyen ve yüksek sayıda yumurta verimine sahip olan bu türlerin ortamda bulunan doğal kerevit türünün yok olmasına neden olabileceğini bildirmektedir (Holdich 1999; Gherardi ve Holdich 1999; Taylor 2002). Özellikle bazı araştırmacılar tarafından istilacı olarak tanımlanan (*P. clarkii*) bu türlerin doğal ortamlara geçmeleri durumunda ekosistem üzerindeki muhtemel olumsuz etkilerinin çok iyi değerlendirilmesi gerekmektedir. Bu tür fikirler hayata geçirilmeden önce kapsamlı bir ekolojik risk değerlendirmesi yapılmalıdır. Öte yandan bu türlerin ülkemizde üretilmeleri ile elde edilen ürün için "uygun pazar bulunabilecek mi?" ve eğer bulunursa "biz bu pazarda rekabet edebilecek miyiz (örneğin *P. clarkii* pazarında Çin HC ile)?" sorularının net bir şekilde cevaplanması gerekmektedir. Aksi takdirde iç sulardaki doğal kaynaklarımızın, ekonomik olarak değerlendirilemediğinden avlanılmayan ve popülasyonları günden güne artan egzotik kerevit türlerinin istilası ile karşı karşıya gelmelerinin önü açılmış olacaktır.

Yabancı kerevit türleri bakımından ülkemizi bekleyen bir diğer risk ise bu türlerin yayılım potansiyelleri ve kendi imkanları ile doğal iç su kaynaklarımıza girmesi ve popülasyon oluşturma ihtimalidir. Örneğin Gherardi ve Acquistapace (2007)'e göre istilacı bir kerevit türü olarak bildirilen *P. clarkii*, Kauba vd. (2014)'e göre Avrupa'nın büyük bir bölümüne yayılım göstermiş durumdadır. Bu türün Bulgaristan ve Yunanistan üzerinden ülkemizin Trakya Bölgesi'ne giriş yapma ihtimali oldukça yüksektir. Diğer bir giriş yolu ise Karadeniz'in kuzeyini dolaşarak Gürcistan sınırından

ülkemize giriş yapması ihtimalidir. Kauba vd. (2014) bu türün Kıbrıs adasında bulunduğunu bildirmekte olup tehlikenin giderek yaklaştığını söylemek mümkündür. Bu nedenle şimdiden *P. clarkii* türünün sularımıza girmesi halinde yerli türümüzün doğal stoklarının nasıl korunacağı ve *P. clarkii*'nin yayılımının nasıl durdurulacağına yönelik planlamaların ve gerçekleşmesi çok muhtemel süreç için ön hazırlıkların şimdiden yapılması gerekmektedir. Bu çerçevede yapılması gerekenlerin en başında, kapsamlı bir tarama çalışması gelmektedir. Bu sayede egzotik kerevit türlerin ülkemizdeki muhtemel dağılımı ve bolluğu hakkında kapsamlı bilgiler elde edilebilir. Özellikle akvaryum sektöründe sahip oldukları güzel renkleri nedeniyle oldukça popüler olan egzotik kerevit türlerinin ülkeye girişi ve satışına yönelik olarak denetimlerin artırılması ve halkımızın konu ile ilgili olarak bilinçlendirilmesi, yayılımın önlenmesi bakımından oldukça faydalı olacaktır.

Avlanan kerevitler alım noktalarında alıcılar tarafından ciddi bir süzgeçten geçirilmektedir. Kerevitlerin ekonomik değerini direkt olarak etkileyen başlıca seçim kriterleri genel olarak üç ana başlıkta toplanmaktadır. Bunlar (I) boy (10 – 12) cm aralığı, (II) ekstremitelerinin tam olması, (III) plak hastalığı lezyonu taşımaması. Ayrıca kanunen yasak olmasına rağmen, zaman zaman sadece dışilere olan talep türün fiyatını etkilemektedir. Dişi bireylere talebin fazla olmasının temel nedeni ise, aynı boy sınıfındaki erkeklere nazaran daha büyük bir abdomene sahip olması ve dolayısı ile vücudun bu bölümündeki et veriminin erkeklerinkine göre daha fazla olmasıdır.

P. leptodactylus'un avcılığında kullanılan pinterlerin seçiciliği oldukça düşüktür. Seçicilik ızgarası altıgen gözlü torba vb. diğer modifikasyonların kullanılarak türün boy seçiciliği geliştirilebilmektedir (Cilbiz vd. 2018). Diğer taraftan ıskarta türlerinin toplam av içerisindeki oranının belirlenmesine yönelik olarak çalışmalara ihtiyaç vardır.

P. leptodactylus'un satışı, Avrupa pazarının ihtiyacı doğrultusunda Ağustos ayının ortalarına doğru taze (pastörize edilmiş) olarak yoğun bir şekilde gerçekleştirilmekte olup bu dönemde ürün yüksek fiyatlara pazarlanmaktadır. Ancak sezonun ilerleyen döneminde talep azaldığı için ürünün fiyatı da azalmaktadır. 01 Temmuz tarihinde açılan avcılık sezonunda yüksek fiyattan pazarlandığı dönemde 45 günlük bir avcılık süresi vardır. Denizlerde ve içsularda ticari avcılığı düzenleyen tebliğ de yapılacak bazı düzenlemeler ile 15 Ağustos öncesi gerçekleşecek avcılık çabasının artırılması daha fazla miktarda

yüksek fiyattan pazarlanabilecek kerevit avlanmasının yolunu açabilecektir. Kerevit üretiminde dönemsel faktörler fiyat üzerinde son derece etkili olup bu durumun avantaja dönüştürülebilmesi muhtemeldir. Ayrıca ıskartaya ayrılan ürünün değerlendirilmesine yönelik olarak alternatif işleme ve değerlendirme tekniklerinin geliştirilmesi gerekmektedir. Farklı işlenmiş ürünler piyasaya sürülerek ticari ürünün ticari değerinin artırılması sağlanmalıdır.

Kaynaklar

- Akhan S, Bektas Y, Berber S, Kalayci G. 2014. Population structure and genetic analysis of narrow-clawed crayfish (*Astacus leptodactylus*) populations in Turkey. *Genetica*. 142(5):381-395.
doi:10.1007/s10709-014-9782-5
- Alpbaz A. 2005. Su ürünleri yetiştiriciliği. İzmir: Alp Yayınları 549 p.
- Albertson LK, Daniels MD. 2018. Crayfish ecosystem engineering effects on riverbed disturbance and topography are mediated by size and behavior. *Freshw Sci*. 37(4): 836-844.
doi:10.1086/700884
- Bahadır Koca S, Uzunmehmetoglu OY, Yazicioglu B. 2015. Effects of enriched artemia on growth and survival of juvenile freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch. 1823). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. 14(1):87-98.
- Bahadır Koca S, Yigit NO, Uzunmehmetoglu E, Guclu Z, Diken G, Eralp H. 2015. Growth, survival and fatty acid composition of freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus*) juveniles fed enriched *Daphnia magna* as alternative to artemia. *The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgah*. 67 (2015), IJA_67.2015.1192
- Balık S, Ustaoglu MR, Sarı HM, Berber S. 2005. Determination of traits some growth and morphometric of crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) at Demirköprü (Manisa). *Ege J Fish Aquat Sci*. 22(1-2):83-89.
- Balık İ, Çubuk H, Uysal R. 2003. Effect of bait on efficiency of fyke-nets for catching crayfish *Astacus leptodactylus* Esch. 1823. *Turk J Fish Aquat Sc*. 3(2003):1-4.
- Balık İ, Özkök E, Özkök R. 2002. Catch per unit effort and size composition of crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz 1823, in Lake İznik. *Asian-Australas J Anim Sci*. 15(6): 884-889,
doi:10.5713/ajas.2002.884
- Balık S, Ustaoglu MR, Sarı HM, Berber S. 2006. Demirköprü Baraj Gölü'nde (Manisa) yaşayan tatlısu ıstakozunun (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) bazı üreme özellikleri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*. 23(3-4):245-249.
- Balık İ, Çubuk H, Özkök R, Uysal R. 2005. Some biological characteristics of crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) in Lake Eğirdir. *Turk J Zool*. 29(4): 295-300.


- Benzer F, Özçelik M, Yıldırım NC. 2016. The effects of dietary antioxidants on the arginase activity and nitric oxide level of narrow-clawed Turkish crayfish (*Astacus leptodactylus*, Esch. 1823) in moulting period. *Turk J Fish Aquat Sc.*16(2):283-288.
[doi:10.4194/1303-2712-v16_2_08](https://doi.org/10.4194/1303-2712-v16_2_08)
- Berber S, Balık S. 2006. Manyas Gölü (Balıkesir) Tatlısu İstakozunun (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Bazı Büyüme ve Morfometrik Özelliklerinin Belirlenmesi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi.* 23(1-2):83-91.
- Berber S, Yıldız H, Ateş AS, Bulut M, Mendeş M. 2010. A study on the relationships between some morphological and reproductive traits of the Turkish crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 (Crustacea: Decapoda). *Rev Fish Sci.* 18(1):131-137.
[doi:10.1080/10641260903491003](https://doi.org/10.1080/10641260903491003)
- Berber S, Mazlum Y, Demirci A, Türel S. 2012. Structure, growth, mortality and size at sexual maturity of various populations *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 (Crustacea: Decapoda) in Turkey. *Marine Science and Technology Bulletin.* 1(1):21-27.
- Bolat Y. 2001. Eğirdir Gölü Hoyran Bölgesi Tatlı Su İstakozlarının (*Astacus leptodactylus* Esch., 1823) populasyon büyüklüğünün tahmini. [Doktora Tezi] Süleyman Demirel Üniversitesi. 117p.
- Bolat Y, Kaya MA. 2016. Eğirdir Gölü kerevitlerinde (*Astacus leptodactylus*, Eschscholtz, 1823) büyüme ve üreme özelliklerinin belirlenmesi. *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi.* 12(1): 11-24.
- Bolat Y, Demirci A, Mazlum Y. 2010. Size selectivity of traps (Fyke-Nets) of different mesh size on the narrow-clawed crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) (Decapoda, Astacidae) in Eğirdir Lake, Turkey. *Crustaceana.* 83(11):1349-1361.
[doi: 10.1163/001121610X536969](https://doi.org/10.1163/001121610X536969)
- Bök T, Aydın H, Ateş C. 2013. A study on some morphological characteristics of *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz 1823) in seven different inland waters in Turkey. *J. Black Sea/Mediterranean Environment.* 19(2):190-205.
- Cilbiz M, Aydın C, Tosunoğlu Z. 2018. Grid application to improve size selectivity of fyke net for crayfish in Eğirdir Lake (Turkey). Paper presented at: II. International Fisheries Symposium (IFSC2018); Kyrenia, Turkish Republic of Northern Cyprus.
[doi:10.1007/978-1-4020-8259-7_32](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_32)
- Crandall KA, Buhay JE. 2007. Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae—Decapoda) in freshwater. In: Balian EV, Lévêque C, Segers H & Martens K editors. *Freshwater animal diversity assessment.* Dordrecht (Netherlands): Springer. p. 295-301.
[doi:10.1007/978-1-4020-8259-7_32](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_32)
- Deval MC, Bök T, Ateş C, Tosunoğlu Z. 2007. Length-based estimates of growth parameters, mortality rates, and recruitment of *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) (Decapoda, Astacidae) in unexploited inland waters of the northern Marmara region, European Turkey). *Crustaceana.* 80(6):655-665.
[doi: 10.1163/156854007781360649](https://doi.org/10.1163/156854007781360649)
- Erişir M, Barım ÖÖ, Özçelik M, Harlıoğlu MM. 2006. The effect of dietary vitamin E on the arginase activity in the females of freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* Esch 1823. *Turk J VetAnim Sci.* 30(2):195-199.
- Erol KG, Özkök R, Küçükkara R, Çınar Ş. 2010. Tatlı su istakozu *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) yetiştiriciliğinde yavru dönemde muhtemel ölüm nedenleri. *Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi.* 6 (2):23-30.
- FAO (2018). *Fishery and Aquaculture Statistics-Global aquaculture production 1950-2016 (FishstatJ)-In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]- Rome-Updated 2018 [cited: 2019 Apr 18] Available from: http://www-fao-org/fishery/statistics/software/fishstatj/en*
- Farhadi A, Harlıoğlu MM. 2018. Elevated water temperature impairs gamete production in male narrow-clawed crayfish *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823). *Knowl Manag Aquat Ec.* (419), 40.
[doi:10.1051/kmae/2018029](https://doi.org/10.1051/kmae/2018029)
- Gherardi F, Acquistapace P. 2007. Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean Lake. *Freshwater Biol.* 52(7): 1249-1259.
[doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01760.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01760.x)
- Gherardi F, Holdich DM. 1999. Crayfish in Europe as non-native species- how to make the best of a bad situation. 299 pp. *Crustacean Issues* 11. A. A. Balkema, Rotterdam. ISBN 90 5410 469 4.
- Goddard JS. 1988. Food and feeding. In: Holdich DM, Lowery RS, editors. *Freshwater crayfish: Biology, management and exploitation* Portland (OR): Timber Press. p. 145-166.
- Graczyk B, Chachaj B, Stanek M, Dąbrowski J, Gackowski G. 2019. Fertility of spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus* Raf.) from the Vistula Lagoon. *B Environ Contam Tox.* 102(3):365-370.
[doi:10.1007/s00128-019-02543-y](https://doi.org/10.1007/s00128-019-02543-y)
- Harlıoğlu MM, Köprücü K. 2000. An investigation on the vitamin A2 C E and carotene contents of freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* Eschscholtz 1823. *Fırat Üniversitesi, Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi.* 12(2):277-181.
- Harlıoğlu MM. 2004. The present situation of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in Turkey. *Aquaculture.* 230(1-4):181-187.
[doi:10.1016/S0044-8486\(03\)00429-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00429-0)
- Harlıoğlu MM, Harlıoğlu AG. 2004. The harvest of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in Turkey. *Rev Fish Biol Fish.* 14(4):415-419.
[doi: 10.1007/s11160-005-0812-3](https://doi.org/10.1007/s11160-005-0812-3)
- Harlıoğlu MM, Güner U. 2006. Studies on the recently discovered crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Shrank, 1803), in Turkey: morphological analysis and meat yield. *Aquac Res.* 37(5):538-542.
[doi:10.1111/j.1365-2109.2006.01451.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2006.01451.x)

- Harlioğlu MM, Yonar SM. 2007. Yabancı tatlı su ıstakoz türlerinin Türkiye'ye stoklanmasının meydana getirebileceği muhtemel sonuçlar. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi. 24(1-2):213-218.
- Harlioğlu MM. 2008. The harvest of the freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* Eschscholtz in Turkey: Harvest history, impact of crayfish plague, and present distribution of harvested populations. Aquacult Int. 16(4):351-360.
doi: 10.1007/s10499-007-9145-7
- Harlioğlu AG, Harlioğlu MM. 2009. the status of freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz) Fisheries in Turkey. Rev Fish Sci. 17(2):187-189.
doi:10.1080/10641260802645311
- Harlioğlu MM, Farhadi A, Gür S. 2018. Determination of sperm quality in decapod crustaceans. Aquaculture. 490:185-193.
doi: 10.1016/j.aquaculture.2018.02.031
- Harlioğlu MM, Kutluyer F, Gür S. 2012. An investigation on the sperm number and reproductive parameters of males in wild caught freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus*, Eschscholtz). Anim Biol. 62(4):409-418.
doi: 10.1163/157075612X638559
- Hirsch PE. 2009. Freshwater crayfish invasions: former crayfish invader Galician crayfish hands title "invasive" over to new invader spiny-cheek crayfish. Biol Invasions. 11(3):515-521.
doi:10.1007/s10530-008-9267-5
- Holdich DM. 1999. The negative effects of established crayfish introductions. In: Ronald V, Ghrardi F. editors. Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation? 1st ed. Rotterdam (Netherlands): A.A. Balkema Publishers p: 31-47.
doi:10.1201/9781315140469
- Holdich DM. 2002. Biology of freshwater crayfish. Oxford: Blackwell Science. 702 p.
- Huner JV. 1995. Production and culture of crayfish. In: Policar T, Kozak P, editors. Crayfish biology and culture. Czech Republic: University of South Bohemia. p. 203-234.
- Huner JV. 2002. Procambarus. In: Holdich DM, editor. Biology of freshwater Crayfish. London (England): Blackwell Scientific Press. p.541-584
- Jones R. 1984. Assessing the effects of in exploitation pattern using length composition data (With notes on VPA and cohort analysis), FAD Fish.Tech.Pop. (256): 188 p.
- Karakoyun S. 1988. Kerevit biyolojisi ve kerevit yetiştiriciliği, Su Ürün. Eğ. Semineri Notları, T.K.B Su Ür.Arş. Enst.Müd., Eğirdir-Isparta.
- Kokko H, Koistinen L, Harlioğlu MM, Makkonen J, Aydın H, Jussila J. 2012. Recovering Turkish narrow clawed crayfish (*Astacus leptodactylus*) populations carry *Aphanomyces astaci*. Knowl Manag Aquat Ec.404: 12.
doi:10.1051/kmae/2012006
- Kokko H, Harlioğlu MM, Aydın H, Makkonen J, Gökmen G, Aksu Ö, Jussila JJ. 2018. Observations of crayfish plague infections in commercially important narrow-clawed crayfish populations in Turkey. Knowl Manag Aquat Ec. 419: 10.
doi.org/10.1051/kmae/2018001
- Kouba A, Petrussek A, Kozák P. 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. Knowl Manag Aquat Ec. 413:05.
doi:10.1051/kmae/2014007
- Köksal G. 1984. Tatlısu ıstakozu, *Astacus leptodactylus salinus* (Nordman, 1842)'un yumurtaları ile embriyonik ve post-embriyonik gelişme dönemleri üzerinde çalışmalar. Ege Üni. Su Ürün. Y.O., Su Ürün. Dergisi, 1(3):39-55.
- Köksal G. 1985. Kültür koşullarında tatlı su ıstakozu (*A. leptodactylus salinus*) yavru yetiştiriciliği. Ege Üni. Su Ürünleri Dergisi. 7(8):61-71.
- Köksal G. 1986. Kültür koşullarında Tatlısu İstakozu yetiştiriciliği ve doğal sularda stokların korunması. Akdeniz Üni. Isparta Müh.Fak. II.Müh.Haftası Tebliği, Isparta Müh.Fak. Yayın No: 20, Isparta, 240-249s.
- Köksal G. 1988. *Astacus leptodactylus* in Europe. In: Holdich DM and Lavery RS editors. Freshwater Crayfish: Biology, and exploitation. London (England): Chapman and Hall. p.365- 400.
- Kumlu M. 2010. Türkiye'nin ılıman akdeniz iklim kuşağındaki tatlı su kaynaklarında bazı tropik Krustase türlerinin yetiştiricilik olanakları. Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi. 6(2):11-22.
- Mazlum Y, Yılmaz E. 2006. Türkiye'de önemli kerevit türlerinin yetiştiriciliği. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi. 23(1-2):201-205.
- Muller H. 1973. Die flusskrebe 2, 73 Aziemsem Verlag Witten berg Lutherstadt.
- Momot WT, Gowing H, Jones PD. 1978. The dynamics of crayfish and their role in ecosystems. The American Midland Naturalist. 99(1):10-35.
doi: 10.2307/2424930
- Policar T, Kozak P. 2015. Production and culture of Crayfish. In: Novakova P, Dvarakova Z, editors. Crayfish biology and culture. Czech Republic: University of South Bohemia. p. 293-363.
- Statzner B, Peltret O, Tomanova S. 2003. Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: Effect of a biomass gradient on baseflow and flood-induced transport of gravel and sand in experimental streams. Freshwater Biol. 48(1):147-163.
doi: 10.1046/j.1365-2427.2003.00984.x
- Taylor CA. 2002. Taxonomy and conservation of native crayfish stocks. In: Holdich DM (ed). Biology of freshwater crayfish. Nottingham (England): School of Life and Environmental Sciences, University of Nottingham. p. 236-257.
- Taylor CA, Warren ML, Fitzpatrick JF, Hobbs HH, Jezerinac RF, Pflieger WL, Robison HW. 1996. Conservation status of crayfishes of the United States and Canada. Fisheries 21(4):25-38.
doi:10.1577/15488446(1996)021<0025:CSOCOT>2.0.CO;2

- Timur G, Timur M, Diler Ö. 2010. Türkiye’de tatlısu ıstakozu vebası hastalığının bazı göllerdeki tatlısu ıstakozu stoklarına etkisi. Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi. 6(2):31-38.
- TÜİK. 2018. Su Ürünleri İstatistikleri, [Erişim tarihi: 01 Ocak 2019] Erişim adresi: <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=97&locale=tr>
- Wickins JFL, Lee DO’C. 2002. Crustacean farming: ranching and culture. Wiley-Blackwell, NY.
- Yaxin Shu. 2016. The Rise of China's Crayfish Capital. 5m The fish site. [Erişim Tarihi: 20 Mart 2019]. Erişim Adresi <https://thefishsite.com/articles/the-rise-of-chinas-crayfish-capital>.
- Yüksel F, Demirel F, Gündüz F. 2013. Leslie population estimation for Turkish Crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch., 1823) in the Keban Dam Lake, Turkey. Turk J Fish Aquat Sc. 13(5):835. doi:10.4194/1303-2712-v13_5_07



Meriç Nehri Balık Faunasının Güncel Durumu ve Yabancı Türlerin Yerli Türler Üzerindeki Olası Etkilerinin Değerlendirilmesi

Ali İLHAN , Hasan M. SARI , Irmak KURTUL* , Miraç AKÇALI 

Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü, Bornova, İzmir, Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada, suları Türkiye, Bulgaristan ve Yunanistan topraklarına yayılmış olan Meriç Nehri'nin sahip olduğu güncel balık faunasının bir değerlendirilmesi yapılmıştır. Çalışmada yabancı balık türlerinin, Türkiye'ye olası yayılımları ve bu durumda türlerin yerel balık faunasına olası etkileri, yapılmış önceki çalışmaların incelenmesi yolu ile değerlendirilmiştir. Avrupa'nın güneydoğusunda bulunan ve Ege Denizi'ne dökülmekte olan Meriç Nehri'nden günümüze dek 71 balık türü bildirilmiştir. Türlerin 42'i nehir sistemi için yerli türler iken, 20'si ise yabancı türlerdir. Nehir sistemindeki 9 türün ise durumunun şüpheli olduğu ifade edilmektedir.

Anahtar kelimeler: Meriç Nehri, istilacı balık, Türkiye, Bulgaristan, Yunanistan

MAKALE BİLGİSİ

DERLEME

Geliş : 28.12.2018
Düzeltilme : 19.06.2019
Kabul : 21.06.2019
Yayın : 25.04.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.504512

* SORUMLU YAZAR

irmak.kurtul@ege.edu.tr
Phone : +90 232 311 5347

Actual Situation of Meriç River's Fish Fauna and Assessment of Possible Impacts of Alien Species on Native Species

Abstract: In this study, the current status of the fish fauna of the Meriç River which spread into the territory of Turkey, Bulgaria, and Greece has been evaluated. In the study, exotic fish species' possible spread to Turkey and their probable effectson Turkey's local fish fauna species have been evaluated by a review of previous studies. A total of 71 fish species have been reported from the Meric River, which is located in South Eastern Europe and is pouring into the Aegean Sea up to the present. Among them, 42 species were native, and 20 species were exotic. It was stated that the situations of 9 species in the river system were suspicious.

Keywords: Meriç River, invasive fish, Turkey, Bulgaria, Greece

Alıntılama

İlhan A, Sarı HM, Kurtul I, Akçalı M. 2020. Meriç Nehri Balık Faunasının Güncel Durumu ve Yabancı Türlerin Yerli Türler Üzerindeki Olası Etkilerinin Değerlendirilmesi. LimnoFish. 6(1): 75-87. doi: 10.17216/LimnoFish.504512

Giriş

Günümüzde yabancı türlerin hem yerli türler hem de yeni girdikleri ekosistemler için potansiyel ve mevcut tehditler oluşturabildiği yapılan yeni nesil araştırmalarla kanıtlanmış (Britton vd. 2011; Piria vd. 2016; Tarkan vd. 2017); yaratılan bu farkındalık da yabancı türler hakkında yapılan bilimsel çalışmaların kapsam ve nicelik artışını beraberinde getirmiştir.

Türkiye niteliksel ve niceliksel açıdan zengin bir tatlı su balık faunasına sahiptir ve bu zengin faunanın neredeyse üçte birini endemik özellikteki türler oluşturmaktadır (Freyhof vd. 2014). Karakteristiği olan bu durumu sebebiyle, Türkiye suları için yerli olmayan balık türlerinin özellikle endemizmi yüksek olarak nitelenen habitatlara girişi, Türkiye'yi

olumsuz etkilere karşı oldukça hassas bir coğrafya yapar (Tarkan vd. 2015). Bu hassas coğrafyanın yerli faunasını koruyabilmek için, Türkiye'nin de paydaşlarından biri olduğu sınır aşan su kaynaklarının, yabancı türlerin ülke sularına geçişini elverişli hale getirme açısından yüksek potansiyele sahip oldukları göz önünde bulundurulmalı ve sınır aşan su kaynakları daima büyük bir dikkatle izlenmelidir.

Türkiye'nin başlıca 27 sınır aşan özellikte suyu vardır ve bu suların 5'i aynı zamanda başka ülkelerle sınır oluşturan sulardır (Tırıl 2010). Meriç Nehri de Türkiye, Bulgaristan ve Yunanistan arasında sınır oluşturma niteliğinde olan başlıca sınır aşan nehirlerden birisidir. Yapılan bu çalışmanın amacı,

Meriç Nehri'nde bulunan tatlısu balığı türlerinin hangi ülke topraklarının faunasında bulunduğunu tek bir çalışma altında derleyebilmek; Türkiye faunasında bulunmayıp Bulgaristan, Yunanistan veya her iki ülkenin de faunasında yer alan türlerden hangilerinin Türkiye sularına geçişi durumunda yerel fauna ve habitatlar için potansiyel tehdit yaratabileceğine dikkat çekmektir.

Balkanların başlıca sınır aşan nehirlerinden biri olan Meriç Nehri'nin, ana kol ve yan kolları ile birlikte Türkiye, Bulgaristan ve Yunanistan topraklarında suları bulunmaktadır ve nehir her üç ülkenin kullanımına açıktır. Meriç Nehir sistemi içerisinde Bulgaristan yukarı kıyıdaş konumunda iken, Türkiye ve Yunanistan, ara ve aşağı kıyıdaş (mansap) ülkeler durumundadır (Karşılı 2011). Nehir, 3 ana koldan meydana gelmiş olup, Arda, Tunca ve Ergene nehirlerinin birleşiminden oluşmuştur (Şekil 1).

Arda Nehri (290 km) Meriç Nehri'nin sağ kolu olmakla birlikte, Bulgaristan'ın güney topraklarından 1455 m yükseklikteki Rodop Dağları'nda doğar, Yunanistan'dan geçer ve Edirne'nin batısında Türkiye topraklarında, Yunanistan sınırına oldukça yakın bir alandan Meriç Nehri'ne karışır (ORSAM 2011). Tunca Nehri (384 km) Bulgaristan'ın Karadağ bölgesinde 1940 m yükseklikteki Koca Balkan Dağları'ndan doğar ve 12 km boyunca Türkiye-Bulgaristan sınırını oluşturduktan sonra Türkiye topraklarında bir süre ilerleyip Edirne'nin güneybatısında Meriç Nehri ile birleşir (ORSAM 2011). Ergene Nehri (282 km), Doğu Trakya'da yer almakta olup Istranca Dağları'ndaki kaynaklardan doğmakta ve güneybatı yönünde akıp, İnanlı Köyü civarında doğudan gelen Çorlu Deresi ile birleşmektedir (Olgun ve Çobanoğlu 2012). Bu noktadan, Türkiye ve Yunanistan arasında doğal bir sınır oluşturan Ergene Nehri, sularını Meriç Nehri'ne bırakarak Saros Körfezi'nden Ege Denizi'ne dökmektedir.

Nehrin sahip olduğu en geniş drenaj havzası 32700 km² ile Bulgaristan'da iken, 14600 km² genişlikteki drenaj alanı Türkiye'de, 8700 km² genişliğindeki drenaj alanı ise Yunanistan sınırları içerisinde bulunmaktadır (Toklu 1998).

Meriç Nehir sisteminin önemli bir özelliği de, Yunanistan sınırları içerisinde bulunan nadir kuşların üreme alanı olmaları dolayısıyla uluslararası öneme sahip Drana Lagünü'nün RAMSAR Sözleşmesi ile koruma altına alınmış olmasıdır. Zira nehir sistemi ve kıyı adacıkları boyunca bu kuşların üremeleri için çok az sayıda uygun yer bulunmaktadır (Goutner ve Jerrentrup 1987).

Meriç Nehri'nde dağılım gösteren tatlı su balığı türlerinin belirlenmesi üzerine çok sayıda çalışma yapılmıştır. Konuda yapılmış ilk çalışma Daget ve

Economidis (1975) tarafından Makedonya ve Trakya civarlarında yapılan çalışmadır. Bu çalışmadan sonra, nehrin üç ülkeye yayılan sularında çeşitli faunistik, taksonomik ve moleküler çalışmalar yürütülmüş ve nehrin güncel balık faunasına önemli katkılar sağlanmıştır (Tablo 1).



Şekil 1. Meriç Nehri Havzası (ORSAM 2014'ten değiştirilerek alınmıştır).

Figure 1. Basin of Meriç River (Modified from ORSAM 2014).

Tablo 1. Meriç Nehir sisteminde yapılmış bazı çalışmalar.
Table 1. Some of the studies in Meriç River System.

Referans	Tür/Familiya
Daget ve Economidis (1975)	Genel faunistik çalışma
Erk'akan (1984)	<i>Pseudorasbora parva</i>
Balık (1985)	Genel faunistik çalışma
Economidis ve Miller (1990)	Gobiidae familyası
Economidis ve Nalbant (1996)	<i>Cobitis</i> ve <i>Sabanejewia</i>
Iliadou ve Anderson (1998)	<i>Scardinius</i> genusu
Zardoya vd. (1999)	Cyprinidae familyası
Wildekamp vd. (1999)	<i>Aphanius</i> genusu
Erk'akan vd. (1999)	<i>Cobitis</i> genusu
Economidis vd. (2000)	Genel faunistik çalışma
Bobori vd. (2001)	Genel faunistik çalışma
Özuluğ vd. (2004)	<i>Carassius gibelio</i>
Ekmeççi ve Kırankaya (2006)	<i>Pseudorasbora parva</i>
Kottelat ve Freyhof (2007)	Genel faunistik çalışma
Stefanov (2007)	Genel faunistik çalışma
Economou vd. (2007)	Genel faunistik çalışma
Fricke vd. (2007)	Gnathostomata, Petromyzontomorphi
Freyhof vd. (2008)	<i>Cobitis puncticulata</i>
Mendel vd. (2008)	<i>Gobio</i> genusu
Zogaris ve Apostolou (2011)	<i>Neogobius fluviatilis</i>
Koutsikos vd. (2012)	Genel faunistik çalışma
Kolev (2013)	Genel faunistik çalışma
Yerli vd. (2014)	<i>Carassius gibelio</i>

Meriç Nehri'nde bulunan 71 balık türünün 42'si nehirde yerli tür olarak bulunmakta iken, 20 türün ise Meriç Nehri sularına yabancı türler oldukları görülmektedir. Geri kalan 9 türün nehir sistemindeki yerli olma durumu hakkında bazı şüpheler

bulduğundan, bu türler şüpheli (?) kategorisi altında belirtilmiştir (Tablo 2). Meriç Nehri'ndeki balık tür çeşitliliği açısından Bulgaristan 62 tür ile ilk sırada yer alırken, Yunanistan 49 ve Türkiye 31 türün varlığı ile Yunanistan'ı takip etmektedir. Bu türlerden özellikle *Carassius gibelio* 1988 yılında (Baran ve Ongan 1988); *Pseudorasbora parva* ve *Lepomis gibbosus* türleri ise ilk kez 1983 yılında (Erk'akan 1984) Trakya'dan bildirilmiş olmakla birlikte, Anadolu içsularına girdiklerinde burada hızla yayılarak yerli fauna ve içsu balıkçılığı açısından büyük sorun teşkil eder duruma gelmişlerdir.

Meriç Nehri sisteminin sadece Bulgaristan sınırları içerisinde kayda geçmiş balık türü sayısı 18'dir. Bu türler içerisinde *Acipenser ruthenus*, *Coregonus albula*, *Gasterosteus aculeatus*, *Gymnocephalus cernua* ve *Oxynoemacheilus bureschi* türleri nehrin Bulgaristan toprakları içerisinde kalan sistemi için yerli türler iken, diğer 13 tür Bulgaristan suları için ya yabancı balıklar durumundadır ya da durumları şüpheli görünmektedir.

Nehir sisteminin sadece Yunanistan topraklarında bulunan balık faunasına bakıldığında, diğer iki ülkede bulunmayan 6 farklı balık türü bulunduğu, *Hypophthalmichthys nobilis* türünün nehir sistemi için yabancı bir tür olduğu (Economidis vd. 2000); bununla birlikte bu türlerin 3 tanesinin (*Aphanius fasciatus*, *Knipowitschia caucasica*, *Proterorhinus semilunaris*) nehrin yerel faunasına ait olduğu bildirilmektedir. *B. barbatula* ve *N. fluviatilis* türlerinin yerli olma durumlarının ise şüpheli olduğu düşünülmektedir (Zogaris ve Apostolou 2011).

Meriç Nehri'nde sadece Türkiye topraklarında kayda geçmiş olan, diğer ülkelerde ise kaydı olmayan tek tür *Chelon ramada* türüdür. Bu tür dışında Türkiye sularında kaydı verilmiş türlerin, Bulgaristan ve/veya Yunanistan'dan da kaydının verildiği görülmektedir. Türkiye'nin Yunanistan'la (*Alosa fallax* ve *Cobitis punctulata*) ve Bulgaristan'la (*Alburnus chalcoides* ve *Proterorhinus marmoratus*) ortak olarak paylaştığı ikişer tür bulunmaktadır.

Meriç Nehri havzasından kaydı verilen *Ameiurus nebulosus*, *Coregonus albula*, *Coregonus laveratus*, *Coregonus peled*, *Gymnocephalus cernua*, *Hucho hucho*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Ictiobus bubalus*, *Ictiobus cyprinellus*, *Ictiobus niger*, *Misgurnus fossilis*, *Mylopharyngodon piceus* ve *Thymallus thymallus* gibi bazı türler henüz Meriç Nehri'nin Türkiye sınırları içerisinde kalan kısmında tespit edilmemiştir. Bununla birlikte, bu türler tıpkı yukarıda bahsi geçen istilacı özellikteki türler gibi öncelikle Trakya, sonrasında da Anadolu içsularına girme olasılıkları son derece yüksek olan türlerdir.

Tarkan vd. (2017) tarafından yabancı ve transloke türler kapsamında yapılan risk belirleme çalışmasında; *A. nebulosus*, *C. laveratus*, *G. cernua*, *H. molitrix* ve *M. piceus* türleri de incelenmiş, özellikle *A. nebulosus* ve *H. molitrix* türlerinin Türkiye tatlısuları için risk teşkil ettiklerine dikkat çekilmiştir.

IUCN Kırmızı Liste kategorileri içerisinde CR (kritik) seviyede olan türlere bakıldığında, Bulgaristan ve Yunanistan sınırları içerisinde kaydı verilmiş 4 tür (*Acipenser gueldenstaedtii* (Gesner vd. 2010b), *A. stellatus* (Qiwei 2010), *A. sturio* (Gesner vd. 2010c) ve *Huso huso* (Gesner vd. 2010a) ile her üç ülkede kaydı verilmiş 1 türün (*Anguilla anguilla*) (Jacoby ve Gollock 2014) nehir sisteminde varlığını sürdürebildiği görülmektedir.

Meriç Nehri'nin Türkiye sınırları içerisinde kalan sularında varlığı bildirilmiş olan yabancı türlerin ekolojik özellikleri ile risk ve etki faktörleri;

1. *C. gibelio* (Gümüşü havuz balığı)

Doğal dağılım alanı Orta Asya olan gümüşü havuz balığı, *C. gibelio* 17. yy'da Avrupa'ya aşılınmış olup, günümüzde tüm Avrupa ve Asya'da dağılım göstermekle birlikte Amerika'dan hiç kaydı verilmemiş olan bir türdür (Vetemaa vd. 2005; Froese ve Pauly 2010). Bu tür tüm dünyada "Gibel (Prussian) Carp" olarak bilinmektedir. *C. gibelio* Cyprinidae familyasına ait olan bir balıktır ve tüm sazangiller gibi ağırlıklı olarak zooplanktonu, zoobentosu, makrofiti ve detritusu tüketerek beslenen bentopelajik bir türdür (Specziar vd. 1997). Türün ulaştığı maksimum boy erkek bir birey için 46,6 cm olarak verilmiştir (Verreycken vd. 2011). Vücutlarının rengi kahverengi gümüşüdür. Yaşam uzunluğu 10 sene kadar olan bu tür, balıklar arasında özgün bir üreme şekli olan ginogenetik üreme özelliğine sahiptir (Spratte ve Hartman 1997). Türün doğada biseksüel popülasyonlarına zaman zaman rastlansa da, genellikle dişi bireylerin sayısal olarak baskın olduğu popülasyonlar ağırlıktadır (Vetemaa vd. 2005). Bunun dışında bu tür, *C. carpio*, *C. auratus*, *C. carassius* gibi diğer cyprinid türleri ile hibrit oluşturabilme yeteneğine sahiptir. Bu tür çok düşük oksijen seviyelerinde ve yüksek kirliliğe sahip ortamlarda yaşamını sürdürebilen, su kalitesi çok değişken olan havuzlar, ötrofik göller, rezervuarlar gibi çeşitli su kaynaklarında bile dağılım gösterebilen bir türdür (Solarz 2005). Ekonomik açıdan oldukça düşük öneme sahip oluşundan dolayı, üzerindeki balıkçılık baskısı da azdır. Bu durum da türün dağılım ve büyüklüğünün kontrol altına alınması açısından engel yaratmaktadır.

Tablo 2. Meriç Nehir sisteminde yer alan balık türlerinin Yerli/Yabancı durumları, Kırmızı Liste kategorileri, istila potansiyelleri ve ülkelere göre bulunma durumları.**Table 2.** Native/Invasive status of fish species in Meriç River system, Red List categories, invasion potential and availability by country.

Tür Adı	Ye/Ya	Kırmızı Liste	İstila Potansiyeli	Ülkeler
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Bulgurkov 1958, Pehlivanov 2000) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869	?	EN	Hayır	B
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt & Ratzeburg, 1833	Yabancı	CR	Hayır	B - Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007)
<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	Yerli	VU	Hayır	B
<i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771	?	CR	Hayır	B - Y (Economou vd. 2007)
<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	Yerli	CR	Hayır	B (Kovatcheff 1921) - Y (Economou vd. 2007)
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	Yerli	NE	Hayır	B - Y (Economou vd. 2007)
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) -Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Alburnus chalcoides</i> (Güldenstädt, 1772)	Yerli	LC	Hayır	B - T
<i>Alosa fallax</i> (Lacepède, 1803)	Yerli	LC	Hayır	Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)	Yabancı	LC	Evet	B
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	CR	Hayır	B (Kovatcheff 1921) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	Yerli	LC	Hayır	Y (Wildekamp vd. 1999; Economou vd. 2007)
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	?	LC	Hayır	Y (Economou vd. 2007)
<i>Barbus cyclolepis</i> Heckel, 1837	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Fet ve Popov 2007) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	?	----	Evet	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T (Yerli vd. 2014; Innal ve Erk'akan 2006)
<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	Yerli	LC	Hayır	T
<i>Chondrostoma vardarensense</i> Karaman, 1928	Yerli	NT	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Cobitis puncticulata</i> Erk'akan, Atalay-Ekmekçi & Nalbant, 1998	Yerli	EN	Hayır	Y (Economou vd. 2007; Freyhof vd. 2008) - T
<i>Cobitis strumicae</i> Karaman, 1955	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T (Erk'akan vd. 1999)
<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B
<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)	Yabancı	VU	Hayır	B
<i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789)	Yabancı	LC	Hayır	B
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Yabancı	NE	Evet	B - Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007)
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	?	VU	Evet	B (Fet ve Popov 2007) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Yerli	LC	Evet	B (Fet ve Popov 2007) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Eudontomyzon sp.</i>	Yerli	----	Hayır	B (Kovatcheff 1921) - Y
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Yabancı	LC	Evet	B (Mihaylova 1970) - Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007) - T
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Yerli	LC	Hayır	B
<i>Gobio bulgaricus</i> Drensky, 1926	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B
<i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	?	EN	Hayır	B
<i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	?	CR	Hayır	B - Y (Economou vd. 2007)
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Yabancı	NT	Evet	B - Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007)
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	Yabancı	DD	Evet	Y (Economidis vd. 2000)
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	Yabancı	LC	Hayır	B - Y (Economou vd. 2007)
<i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque, 1818)	Yabancı	LC	Hayır	B
<i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844)	Yabancı	LC	Hayır	B
<i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque, 1819)	Yabancı	LC	Hayır	B
<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)	Yerli	LC	Hayır	Y (Economou vd. 2007)
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Yabancı	LC	Evet	B (Kolev 2013) -Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007) - T (Erk'akan 1983)
<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Yerli	LC	Hayır	B-Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Kovatcheff 1921) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Evet	B - Y (Economou vd. 2007)
<i>Mylopharyngodon piceus</i> Richardson, 1846	Yabancı	DD	Evet	B
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	?	LC	Hayır	Y (Zogaris ve Apostolou 2011)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Yabancı	NE	Evet	B (Kolev 2013) - Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007)
<i>Oxyaemacheilus bureschi</i> (Drensky, 1928)	Yerli	LC	Hayır	B
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Yerli	LC	Evet	B (Kolev 2013) -Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Petroleuciscus borysthenticus</i> (Kessler, 1859)	Yerli	LC	Hayır	B-Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007)

*Ye: Yerli, Ya: Yabancı, LC: Düşük riskli, NT: Tehdite yakın, VU: Duyarlı, EN: Tehlikede, CR: Kritik, NE: Değerlendirilmedi, DD: Eksik veri, T: Türkiye, B: Bulgaristan, Y: Yunanistan, ?: Şüpheli.

Tablo 2. Devamı

Table 2. Continued

Tür Adı	Ye/Ya	Kırmızı Liste	İstila Potansiyeli	Ülkeler
<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Kovatcheff 1921) - Y
<i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792)	?	VU	Hayır	B
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)	Yerli	LC	Hayır	B (Kovatcheff 1921) - T
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Yerli	LC	Hayır	Y (Economou vd. 2007)
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Yabancı	LC	Evet	B (Kolev 2013) -Y (Economidis vd. 2000; Economou vd. 2007) - T (Erk'akan 1984)
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013)- Y (Economou vd. 2007) -T
<i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922)	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) -Y (Economou vd. 2007)
<i>Salmo macedonicus</i> (Karaman, 1924)	Yerli	DD	Hayır	B - Y (Economou vd. 2007)
<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Yabancı	LR	Hayır	B (Kolev 2013)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Yabancı	LC	Evet	B
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	Yabancı	NE	Evet	B - Y (Economidis vd. 2000;Economou vd. 2007)
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Evet	B (Kovatcheff 1921) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Hayır	B (Fet ve Popov 2007) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Yerli	LC	Evet	B (Muss ve Dahlström 1968) -Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Squalius orpheus</i> Kottelat & Economidis, 2006	Yerli	LC	Hayır	B (Kolev 2013) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Yabancı	LC	Evet	B
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Yerli	LC	Evet	B (Kovatcheff 1921) - Y (Economou vd. 2007) - T
<i>Vimba melanops</i> (Heckel, 1837)	Yerli	DD	Hayır	B (Bogutskaya 1997) – Y (Crivelli 1996) - T (Fricke vd. 2007)

*Ye: Yerli, Ya: Yabancı, LC: Düşük riskli, NT: Tehdite yakın, VU: Duyarlı, EN: Tehlikede, CR: Kritik, NE: Değerlendirilmedi, DD: Eksik veri, T: Türkiye, B: Bulgaristan, Y: Yunanistan, ?: Şüpheli.

Türün yarattığı risk ve etki faktörleri

C. gibelio girişi yaptığı su ortamlarında diğer sazangil türleri ile hem besin hem de habitat rekabetine girer ve bir su kaynağına girip yerleştikten kısa bir süre sonra sistemin en baskın türü durumuna geçebilir (Paulovits vd. 1998). Bununla birlikte *C. gibelio* türünün, Avrupa'da ve Anadolu'da pek çok yerli türün popülasyonunu yoğunluklarının baskılanmasında ve azalmasında ciddi bir etkisi olduğu belirtilmektedir (Gaygusuz vd. 2007; Lusk vd. 2010). Türün yarattığı olumsuz etkiler sadece ortamın diğer türleri üzerine değildir. Özellikle göl ve bataklık gibi durgun su kaynakları ile yavaş akan akarsuların da türün sisteme girişinden kısa bir süre sonra olumsuz olarak etkilendiği, türün sahip olduğu zemin karıştırma davranışı sebebiyle suyun bulanıklaştığı ve su kalitesinin de kötü yönde değiştiği belirtilmektedir (Crivelli 1995). Yayılımlarının bu denli fazla olmasının temel sebebi, çeşitli amaçlarla su kaynaklarına yapılan *C. carpio* aşılamalardır (İlhan vd. 2005). Zira Cyprinidae familyasından olan *C. carpio* ve *C. gibelio* türlerinin yumurtalarını birbirinden ayırt etmek oldukça zordur ve bununla birlikte bu iki türün küçük boydaki bireyleri de birbirine aşırı derecede benzemektedir. Ayrıca türün hem ginogenetik üreme özelliğine sahip olması hem de diğer sazangillerle hibrit oluşturabilmesi, ekosistemler içindeki mevcut popülasyonlarının çok hızlı bir şekilde artmasına neden olmaktadır.

2. *G. holbrooki* (Sivrisinek balığı)

Sivrisinek balığı *G. holbrooki*, sularımıza aşılması yapılmış olan ilk yabancı türdür (Innal ve Erk'akan 2006). Cyprinodontiformes (Dişli sazangıklar) takımının Poeciliidae familyasına içerisinde bulunan 45 türden biri (Froese ve Pauly 2010) olan türün yerel dağılım alanı Kuzey Amerika'dır (Lloyd ve Tomasov 1985). Bu balıkların ilk defa Fransızlar tarafından, sivrisineklerle biyolojik mücadele yapmak amacıyla Avrupa ülkelerinden getirilip Türkiye'de Amik Gölü'ne aşılandığı belirtilmektedir (Geldiay ve Balık 1996). Boyları 1-6 cm arasında değişen oldukça küçük boylu balıklardır (Turner 1941). Vücutları iri pullarla örtülüdür. Gözleri vücutlarına göre büyüktür ve ağızları üst konumdadır. Bu balıklarda eşeyssel dimorfizm görülmektedir, erkekler dişi bireylerden daha küçük boylu olup, aynı zamanda sahip oldukları gonopodium yapıları sayesinde dişilerinden kolaylıkla ayırt edilebilmektedir. Türün 4-42°C gibi oldukça geniş bir sıcaklık aralığında yaşayabildiği (Pyke 2005), her ne kadar tatlısularda yaşamayı tercih etseler de %23 tuzluluğa sahip bir su kaynağında da popülasyon oluşturabildikleri gözlenmiştir (Alcaraz ve Garcia-Berthou 2007). Optimum üreme sıcaklıklarının ise 25°C olduğu ifade edilen bu türler (Geldiay ve Balık 1996) 12°C olan su sıcaklıklarında üremeye başlar. Şayet şartlar uygunsa dişiler 3-4 haftada bir doğum yaparlar. 1 yaşına kadar olan dişileri ortalama 30 embriyoya

sahip iken, 1 yaşını doldurmuş dişileri ortalama 70 embriyoya sahip olabilir (Öztürk ve İkiz 2004). Sivrisinek balıkları, yavrulama alanı olarak çakıllı habitatları tercih ederler.

Türün yarattığı risk ve etki faktörleri

Sivrisinek balıkları, en kötü su koşullarında bile gösterdikleri hayatta kalma başarıları ve giriş yaptıkları ekosistemlerde yarattıkları pek çok olumsuz etkiden dolayı, dünyanın en istilacı ilk 100 türü arasında gösterilmektedir (ISSG 2013). Bu balıkların yarattığı en olumsuz etki, diğer balıkların yumurta ve larvalarını sıklıkla tüketmekte oluşudur (Goodsell ve Kats 1999). Türün özellikle endemik türlerin bulunduğu habitatlara girişi, endemik türlerin devamlılığı açısından sorun teşkil etmektedir. Sivrisinek balıkları sadece diğer türlerin yumurta ve larvasını tüketmekle kalmayıp, zooplankton da tüketen türlerdir. Bu nedenle, özellikle hava sıcaklığının artmasıyla aktif şekilde beslendikleri bahar ve yaz aylarında ortamda bulunan zooplanktonu aşırı derecede tüketip fitoplankton çoğalmalarının yaşanmasına sebep olabilirler (Pyke 2008). Bunun dışında habitat paylaşımında buldukları diğer türlerle rekabet etmeleri ve türlerin üreme faaliyetleri açısından olumsuz etkiler yaratmaları da söz konusudur (Kurtul ve Sarı 2017).

3. *L. gibbosus* (Güneş balığı)

Güneş balığı *L. gibbosus*, Perciformes ordosunun Centrarchidae familyası içerisinde bulunan karnivor bir türdür. Türün anavatanı Kuzey Amerika'dır (Scott ve Crossman 1973). Bu türün Avrupa'da ilk kez 1877 yılında Kanada'dan Fransa'ya taşındığı (Arnold 1990), 1880'li yılların başında ise Almanya'ya getirildiği bildirilmektedir (Copp vd. 2005). Türkiye'de ilk kez 1983'te Trakya'da varlığı saptanmış (Erk'akan 1984) olan bu tür; ilerleyen yıllarda özellikle Batı Anadolu bölgesindeki çeşitli lokalitelerden verilmiştir (Barlas vd. 2001; Şaşı ve Balık 2003; Barlas vd. 2001; Dirican ve Barlas 2005; Yılmaz vd. 2006; Özcan 2007; Top 2011, Top vd. 2016, Saç ve Özüluğ 2016). Güneş balığının vücudu yanlardan yassılaştırmıştır ve oldukça yüksektir. Doğal dağılım alanlarında ulaştığı maksimum boy 40 cm kadardır (Page ve Burr 1991). Ağız yukarı konumlu ve küçüktür. Ağız içerisinde oldukça keskin dişleri bulunur ve ktenoit tipte pulları vardır. Görünümleri oldukça cezbedicidir, sarı vücutları üzerinde vücudun ön kısımlarına doğru parlak mavi renkte lekelenmeler mevcuttur. Solungaç kapakları üzerinde kırmızı renk ile çevrelenmiş siyah bir benek bulunur. Üreme dönemlerinde hem dişilerin hem de erkeklerin renklemeleri daha da göz alıcı hale gelir (Maitland ve Campbell 1992). Üreme dönemleri oldukça uzundur ve erken eşeysel olgunluğa erişirler. Türün

kendi yayılım alanında 10 yıl kadar yaşayabildiği, ancak Avrupa sularında en çok 8 yaşına kadar yaşadığı tespit edilmiştir (Copp vd. 2004).

Türün yarattığı risk ve etki faktörleri

Günümüze dek yapılan çalışmalar, türün yarattığı risk ve etki faktörlerini açıklayabilmek adına yeterli olmayıp (Witkowski 2002), Avrupa ülkelerinde nasıl bu denli hızlı bir şekilde yayılım gösterdiklerine dair elde olan bilgiler de net değildir. Ancak sahip oldukları cezbedici renkler sebebi ile türün akvaryum ticaretinde popüler hale gelmiş olmasının; bu denli hızlı dağılım göstermelerinin temel sebebi olabileceği tahmin edilmektedir (Przybylski ve Zięba 2011). Güneş balıkları, sahip oldukları üreme özellikleri ve hızlı büyümeleri sayesinde kısa sürede girdikleri ekolojik ortamdaki mevcudiyetlerini sürdürüp popülasyon oluşturabilirler (Ekmekçi vd. 2013). Bu balıklar buldukları ortamın ekolojik dengesini negatif yönde etkileme eğiliminde olup; aynı habitatı paylaştığı türler üzerinde agresif davranışlar sergileyebilmektedir (Almeida vd. 2014). Gerek habitat dengesi, gerekse de fauna açısından taşıdığı bu önemli riskler yanında, türün çok kılçıklı olması, istenmeyen özellikteki tadı ve kokusu ile (Süle 2011), insan sağlığı ve faydası açısından barındırdığı her hangi bir pozitif etki de bulunmamaktadır.

4. *P. parva* (Çakıl balığı)

Türkiye sularına girişi ilk kez 1982'de Trakya'da fark edilen (Erk'akan 1984) *P. parva* türü, 1993'te Aksu Nehri'nde gözlenmiş ve Wildekamp vd. (1997) tarafından Anadolu'da da bulunduğu rapor edilmiştir. Kısa zamanda akarsu ve göllerimizde de yayılan bu balık, sahip olduğu küçük boy ile sazangil yavruları ile karıştırılmış ve bu nedenle giriş yaptığı su kaynaklarında çok geç fark edilmiştir. Türün taşıdığı biyolojik ve ekolojik özelliklerin, çakıl balığını Türkiye'de de başarılı bir istilacı haline getirmekte olduğu, Ekmekçi ve Kırankaya (2006) tarafından vurgulanmıştır.

Türün yarattığı risk ve etki faktörleri

Bu tür pek çok yerli balığın larva ve yumurtasını tüketmek sureti ile popülasyonlara zarar verir (Zitnan ve Holčík 1976). Bununla birlikte türün yetiştiricilik havuzlarında da diğer türler ile besin rekabetine giriştiği belirtilmektedir (Movčan ve Smirnov 1981). Bu tür, zooplanktonu fazla derecede tüketerek sucul ekosistemin dengesinin bozulmasına neden olur (Adamek ve Sukop 2000). Bunun yanında bazı hastalıklara vektör oluşu sebebiyle hem yetiştiricilik havuzlarındaki türler, hem de doğal ortamda yaşayan diğer türler açısından risk teşkil etmektedir (Gozlan vd. 2005).

5. *C. idella* (Ot sazanı)

Anavatanı Güneydoğu Rusya ve Kuzeybatı Çin olan *C. idella* türü, herbivor ağırlıklı beslenme özelliğine sahip olması ile dikkat çekmiş ve vejetasyonla mücadele amaçlı olarak dünyanın pek çok tatlısu kaynağına aşılmıştır. Sazangillerden olan bu tür, tıpkı familyanın diğer bireyleri gibi değişken su koşullarına oldukça dayanıklıdır. *C. idella* tatlısuların en kalabalık familyası olan Xenocyprididae familyası içerisinde, Leuciscinae altfamilyası altında yer alan *Ctenopharyngodon* genusunun tek türüdür (Chilton ve Muoneke 1992). Tüm dünyada Grass Carp ya da White Amur olarak, Türkiye’de ise ot sazanı olarak bilinirler. 30-50 kg ağırlığa ulaşabilir (Chilton ve Muoneke 1992) ve 1 metreden daha uzun boya erişebilirler (Page ve Burr 1991). Ot sazanlarının sıcaklık toleransı oldukça geniştir; 0-33°C arasında değişen sıcaklıklarda dağılım gösterebilirler, ancak 38°C üzeri sıcaklıklar bu türler için öldürücü olabilir (Fedorenko ve Fraser 1978). Oksijen çözünürlüğünün 3 mg/l altında olması bu türler için strese sebep olabilir, ancak 0,2 mg/l oksijeni bile tolere edebilirler. Yavruların tuzluluk toleransları ‰12’ye kadar çıkabilirken, 2 yaşından büyük ot sazanları ‰17,5 tuzluluğa dayanabilir (Cross 1970).

Türün yarattığı risk ve etki faktörleri

Türkiye için yabancı bir tür olan ve dünyanın pek çok tatlısu ekosisteminde istilacı özellik gösteren ot sazanı *C. idella*, sularımızda önemli ölçülerde dağılım göstermeye başlayan türlerden biridir (Özuluğ vd. 2004; İlhan vd. 2005; Uğurlu ve Polat 2007; Aydın vd. 2011; Emiroğlu 2011; Keskin vd. 2013). Bu tür ihtiyaç duyduğu ideal iklim koşullarını bulamadığından şimdilik Türkiye tatlısularında istilacı bir özellik göstermiyor olsa da, hızlı büyüme özelliği, diğer türlerle besin rekabetine girmesi, su içerisinde turbidite (bulanıklık) yaratması, oksijen seviyesini düşürmesi ve vejetasyona etkileri sebebiyle dağılımına dikkat edilmesi ve yayılımı kontrol altında tutulması gereken bir türdür.

Bulgaristan ve/veya Yunanistan sınırları içerisinde varlığı bildirilmiş ancak Türkiye sınırları içerisinde henüz varlığı bildirilmemiş olan bazı türler;

Türkiye’nin çeşitli su kaynaklarından varlığı bildirilmiş olan yabancı türler dışında, Bulgaristan ve/veya Yunanistan sularında yaşayan, henüz Türkiye sularında varlığı tespit edilmemiş ancak doğal yollarla ya da insan eliyle Türkiye sularına geçmesi olası olan türler bulunmaktadır. Bu türlerin, Türkiye sularına geçmeleri durumunda Türkiye tatlısuları ve balık faunası açısından yaratacakları risk ve etki faktörlerine değinmek uygun olacaktır.

1. *A. nebulosus*

Ictaluridae familyasından olan bu tür, Kuzey Amerika kökenlidir ve tıpkı familyanın diğer kedi balıkları gibi büyük bir ağız yapısına sahiptir. Bu türün doğada 9 yaşına kadar yaşayabildiği (Kottelat ve Freyhof 2007) ve ortalama 25 cm uzunluğa ulaşabildiği bildirilmiştir (Muus ve Dahlström 1968). Çoğunlukla tatlısularında, zaman zaman da acı suların derinliği fazla olan bölgelerinde yaşar (Scott ve Crossman 1973). Çok değişken su koşullarına tolerans gösterebilen *A. nebulosus*, bulunduğu ekosistemlerden başka ekosistemlere çoğunlukla sportif balıkçılık amacı ile taşınmış, taşındıkları ortamlarda ise istilacı özellik gösterdikleri ve ekolojik etkiler yarattıkları belirtilmiştir (Coad 1995). Türkiye sularında yabancı türler ile transloke türlerin risk skorlarının değerlendirilmesi için yapılan çalışmada ise, bu türün en yüksek risk skoruna sahip olan türlerden biri olduğu ifade edilmiş ve türe dikkat çekilmiştir (Tarkan vd. 2017).

Türün özellikle tütsüleme işlemi yapıldıktan sonra tüketiminin çok lezzetli olduğu belirtilmektedir. Yarattığı ekolojik etkiler net bir şekilde ortaya koyulmuş olmasına rağmen, türün sportif balıkçılıktaki yaygın kullanımı ve etinin lezzetli oluşu, insan eli ile Türkiye’nin çeşitli su kaynaklarına taşınma ihtimalini önemli derecede kuvvetlendirmektedir. Ekolojik toleransı oldukça yüksek olan bu tür, beslenme rejimi içerisinde balık yumurta ve larvalarını sıklıkla tüketmektedir. Türün doğal yollar ya da insan eli ile ülkemiz su kaynaklarına girmesi durumunda istilacı özellik göstermesi ve özellikle endemik türler açısından zengin olan su kaynaklarının biyolojik çeşitliliğini tehdit etmesi kuvvetle muhtemeldir.

2. *C. laveratus* ve *C. peled*

Coregonus genusu tatlısu ve acı su kaynaklarında yaşayan Avrupa kökenli bir genustur (Kottelat ve Freyhof 2007). Genusun başlıca besinlerini planktonik organizmalar ile bentik crustacealar oluşturur. Bu genus tatlısuların en büyük balıkları arasında sayılabilir, doğada yakalanan erkek bir bireyin 73 cm boy uzunluğuna (U.S. Fish and Wildlife Service 2012) ve 10 kg ağırlığa (Muus ve Nielsen 1999) ulaşabildiği kayıt edilmiştir. Genus içerisinde bulunan türler zaman zaman yanlış sınıflandırılmaktadır ve bu nedenle taksonomilerinde hala belirsizlikler mevcuttur (Himberg ve Lehtonen 1995). Taksonomilerinde yaşanan bu belirsizlikler genus içerisinde bulunan türlerin ekolojik ve biyolojik özelliklerini anlamayı da zorlaştırmaktadır. Genus içerisinde bulunan türlerin istilacılık özellik gösterdiği ile ilgili herhangi bir bilgi şimdilik kaynaklara geçmiş olmasa da, genus hakkındaki bilgilerin sınırlı oluşu ve dolayısı ile türlerin

Türkiye sularında nasıl bir etki yaratacağının öngörülemez olması göz önünde bulundurulmalı ve genus içerisinde bulunan türlere karşı kayıtsız kalınmamalıdır.

3. *I. bubalus*, *I. cyprinellus* ve *I. niger*

Ictiobus genusunun dağılım alanı Kuzey Amerika'da Michigan Gölü ile Mississippi Nehri Havzası'dır. Durgun sularda ve Meriç Nehri'nde 3 tür ile temsil edilen bu genus üyelerinin her ne kadar 120 cm gibi bir uzunluğa ulaşabildikleri ifade edilse de her üç türün de doğal ortamlarındaki ortalama boyları (erkek birey için) 35-60 cm arasında değişmektedir (IGFA 2001). Bu türler cladocer ve copepodları sıklıkla tüketirler (Etnier ve Starnes 1993). *Ictiobus bubalus* taze, kızartılmış ve fırında pişmiş olarak çok çeşitli şekillerde tüketimi tercih edilen bir balıktır. Türün sıklıkla ve sevilerek tüketilmesi yanında, yetiştiricilik çalışmaları açısından da oldukça uygun olması insan eli ile Türkiye'nin çeşitli içsu kaynaklarına taşınma ihtimalini de oldukça kuvvetli hale getirmektedir. Meriç Nehri'nde bulunan *Ictiobus* genusunun diğer üyeleri olan *I. cyprinellus* ile *I. niger* türlerinin tüketimleri ve yetiştiricilik çalışmalarında kullanımları hakkında yeterli bilgi yoktur. Ancak her üç türün de insan ya da ekosistem sağlığı açısından yarattığı herhangi bir olumsuz durum kayıtlara geçmiş değildir. Bu nedenle genus üyelerinin Türkiye'nin çeşitli su kaynaklarına doğal yollarla geçiş yapması ya da insan eli ile taşınması halinde ekolojik açıdan risk yaratmaları beklenen bir durum değildir.

4. *M. fossilis*

Doğal dağılım alanı Kuzey Alpler ve Karadeniz'in kuzeyi olan bu tür, tatlısu ve acı sularda dağılım gösteren bir Cobitidae familyası üyesidir (Kottelat ve Freyhof 2007). Doğada 30 cm uzunluğunda bireylerine rastlanmış olsa da ortalama boyları 15 cm civarındadır (Muus ve Dahlström 1968). Genellikle su akışının yavaşladığı kumlu su kaynaklarında bulunur. Buldukları su kaynağında genellikle 20-30 cm, kurak zamanlarda ise 70 cm derinlikte oyuklar açar ve içinde yaşarlar (Kottelat ve Freyhof 2007). Sediment üstünde biriken kirleticilere karşı duyarlıdırlar ve oldukça hassas türlerdir. Günümüze dek insanlara ya da faunanın diğer elemanlarına olumsuz bir etkileri bildirilmemiştir. Türün herhangi bir ticari değere sahip olmayışı ve sportif balıkçılıkta kullanılmamasından dolayı, insan eli ile taşınması düşük bir ihtimal olarak karşımıza çıkmaktadır. Doğal yollar ile Türkiye sularına geçiş yapması halinde ise şimdiki dek tür hakkında yapılmış bilimsel çalışmalar ışığında türün yerleşeceği ekosistemlerde istilacı özellik gösterme ihtimalinin düşük olduğu söylenebilir.

5. *M. piceus*

Sazangillerden olan ve tüm dünyada siyah sazan olarak bilinen bu tür, Çin'in subtropikal bölgelerinde dağılım göstermektedir (Nico vd. 2005). Türün 35 kg gibi yüksek bir ağırlığa ulaşabildiği ifade edilmekte iken (Novikov vd. 2002), ortalama boyu 15 cm civarındadır (Nichols 1943). Günümüzde Avrupa'da dağılımını koruyor olsa da Rusya'da gösterdiği dağılımın günden güne azaldığı ifade edilmektedir. Pek çok ülke tarafından türün ülke su kaynaklarına giriş yaptıktan sonra ekolojik açıdan çeşitli olumsuz etkiler yarattığı ifade edilmiştir. Bu balık anatomik ve davranışsal olarak yumuşakçalar üzerinden beslenmek için uyarlanmıştır (Nico ve Jelks 2011). Balığın aktif olarak bu gruplar üzerinden beslenmesi, dünyanın çeşitli bölgelerindeki birçok yerli tatlı su midyesini ve salyangozları kritik derecede etkilemiştir (Lysne vd. 2008, Burkhead 2012). Türkiye sularına giriş yapması halinde sahip olduğu yüksek ekolojik tolerans ile ciddi bir dağılıma ulaşması ve sularımızda da diğer ülkelerdekine benzer olarak istilacı özellik göstermesi olasıdır.

6. *T. thymallus*

Salmoniformes ordosu içerisinde, Salmonidae familyasından olan bu türün doğal yayılım alanı Avrupa'dır ve Avrupa'nın en batısında bulunan Galler'den Beyaz Deniz'e kadar dağılım gösterdiği bilinmektedir. Bu tür, tıpkı ordonun diğer üyeleri gibi, düşük su sıcaklıkları ile yüksek oksijen seviyelerinde yaşamını sürdürmektedir (Freyhof 2013). Tür, nehirlerin biraz genişlediği ve eğim kazandığı aşağı kısımlarında, denizden yüksekliğin 500 metre ile 1000 metre arasında değişim gösterdiği yüksekliklerde dağılım göstermeyi tercih eder (Huet 1959). Türün hem dişi hem de erkek bireylerinin buldukları ekosistemlerde sıklıkla saldırgan davranışlar sergilediği bilinmektedir. Doğal yayılım ya da insan eli ile Türkiye sularına giriş yapması halinde, su sıcaklığının düşük ve oksijen seviyesinin yüksek olduğu su kaynaklarının üst kesimlerinde yaşama şansı bulması muhtemeldir. Türün doğası gereği ekosistem paylaşımında bulunacağı faunanın diğer elemanlarını tüketmesi ve üzerinde predatör baskısı oluşturması da beklenen bir durum olacaktır.

Sonuç

Literatür çalışmaları incelendiğinde Meriç Nehri'nde, 24 familyaya (Petromyzontidae, Acipenseridae, Polyodontidae, Anguillidae, Clupeidae, Cyprinidae, Xenocypridae, Leuciscidae, Gobionidae, Catostomidae, Cobitidae, Nemacheilidae, Ictaluridae, Siluridae, Salmonidae, Esocidae, Mugilidae, Cyprinodontidae, Poeciliidae, Gasterosteidae, Centrarchidae, Percidae, Gobiidae, Pleuronectidae) ait 71 balık türü tespit edilmiştir.

Tespit edilen türlerin familyalarına bakıldığında en fazla tür sayısının Cyprinidae familyası içerisinde bulunduğu görülmektedir. Meriç Nehri sisteminin Türkiye topraklarında bulunan sularında ise bu türler 14 familya (Anguillidae, Clupeidae, Cyprinidae, Xenocyprididae, Leuciscidae, Gobionidae, Cobitidae, Siluridae, Esocidae, Mugilidae, Poeciliidae, Centrarchidae, Percidae, Gobiidae) ile temsil edilmektedir.

Ülkelerin balık çeşitliliğine bakıldığında 26 türün (*A. brama*, *A. alburnus*, *A. anguilla*, *B. cyclolepis*, *C. carassius*, *C. gibelio*, *C. vardarensis*, *C. strumicae*, *C. carpio*, *E. lucius*, *G. holbrooki*, *G. bulgaricus*, *L. aspius*, *L. gibbosus*, *L. delineatus*, *P. fluviatilis*, *P. borysthenticus*, *P. parva*, *R. amarus*, *R. rutilus*, *S. lucioperca*, *S. erythrophthalmus*, *S. glanis*, *S. orpheus*, *T. tinca*, *V. melanops*) tüm ülkelerde ortak olarak bulunduğu görülmektedir.

C. gibelio, *P. parva*, *L. gibbosus* ve *G. holbrooki* türleri Trakya ve Anadolu'da hızla yayılarak içsu biyoçeşitliliğini etkilemiş, hem balık faunası kompozisyonu hem de balıkçılık açısından büyük sorunlar oluşturmuşlardır. *C. gibelio*, ortamdaki diğer sazangiller ile hem besin hem de habitat rekabetine girmekte ve kısa bir sürede ortamın en baskın türü durumuna geçebilmektedir (Paulovits vd. 1998). *P. parva*, yerli balıkların larva ve yumurtasını tüketmek sureti ile popülasyonlara zarar verebilmektedir (Žitnan ve Holčík 1976). *L. gibbosus*, her ne kadar su sıcaklığına toleransı düşük olsa da ilerleyen dönemlerde agresif sürü oluşturması ve üreme başarısından dolayı biyolojik çeşitlilik açısından risk yaratma ihtimali yüksek olan bir türdür (Przybylski ve Zięba 2011). *G. holbrooki*, ekosistem paylaşımında bulunduğu diğer türlerin besinlerine ortak olurken aynı zamanda onların yumurta ve larvalarını da tüketmektedir (Goodsell ve Kats 1999; Özuluğ vd. 2013).

Nehir sisteminde bulunan 71 türün ülkelere göre dağılımları esas alındığında, türlerin dağılımlarının Meriç Nehri boyunca genişleyebileceği tahmin edilmektedir. Meriç Nehri havzasında Yunanistan ve Bulgaristan sularından kaydı verilen *A. nebulosus*, *C. albula*, *C. peled*, *G. cernua*, *H. hucho*, *I. bubalus*, *I. cyprinellus*, *I. niger*, *M. fossilis*, *M. piceus* ve *T. thymallus* türleri henüz Türkiye sularında görülmemekle birlikte, bu türlerin önce Trakya içsularına, sonrasında da Anadolu içsularına giriş yapmaları ve yerel fauna ve ekosistem üzerinde çeşitli etkiler yaratmaları söz konusudur. Bu türler içerisinde özellikle *A. nebulosus*, *M. piceus* ve *T. thymallus* türleri, sahip oldukları geniş ekolojik toleransları ve girdikleri ekosistemlerde yarattıkları yüksek predatif etkileri ile Türkiye tatlısularında dağılım gösteren endemik türlerin devamlılığı açısından önemli ekolojik tehditler yaratabilecek

türlerdir. Bunun dışında *M. fossilis*, *Ictiobus* sp. ve *Coregonus* sp. türlerinin Türkiye tatlısularına geçmesi durumunda, her ne kadar önemli ekolojik riskler yaratmayacağı öngörülse de, türlerin farklı su sistemlerindeki davranış şekilleri kesin olarak bilinemeyeceğinden tüm türler aynı hassasiyetle izlenmelidir.

Teşekkür

Bu çalışma makale yazarlarından Mırac AKÇALI'nın Lisans Tezi konusunun bir kısmı olup, XIII. Uluslararası Katılımlı Ekoloji ve Çevre Kongresi'nde (UKECEK) (12-15 Eylül 2017, Edirne) poster sunum olarak sunulmuştur.

Kaynaklar

- Adamek Z, Sukop I. 2000. Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybníčního prostředí [The impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) populations upon pond environmental determinants]. Biodiversity of Fishes in the Czech Republic. 3:37-43.
- Alcaraz C, Garcia-Berthou E. 2007. Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. Biol Conserv. 139(1-2):83-92. doi: 10.1016/j.biocon.2007.06.006
- Almeida D, Merino-Aguirre R, Vilizzi L, Copp GH. 2014. Interspecific Aggressive Behaviour of Invasive Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Iberian Fresh Waters. Plos One. 9(2):e88038. doi: 10.1371/journal.pone.0088038
- Arnold A. 1990. Eingebürgerte Fischarten. Lutherstadt Wittenberg: Die Neue Brehm-Bücherei Band 144 p.
- Aydın H, Gaygusuz Ö, Tarkan AS, Top N, Emiroğlu N, Gürsoy Gaygusuz Ç. 2011. Invasion of freshwater bodies in the Marmara region (northwestern Turkey) by nonnative gibel carp, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782). Turk J Zool. 35(6):829-836. doi: 10.3906/zoo-1007-31
- Balık S. 1985. Trakya Bölgesi İçsu Balıklarının Bugünkü Durumu ve Taksonomik Revizyonu. Doğa Bilim Dergisi. 9(2):147-160.
- Baran I, Ongan T. 1988. Gala Gölü'nün limnolojik özellikleri, balıkçılık sorunları ve öneriler. Gala Gölü ve Sorunları Sempozyumu, Doğal Hayatı Koruma Derneği Bilimsel Yayınlar Serisi, İstanbul, Turkey, 46-54.
- Barlas M, Yılmaz F, Dirican S. 2001. Sarıçay (Milas) ve Dipsiz-Çine Çaylarında yaşayan yeni bir egzotik tür: *Lepomis gibbosus* (Perciformes: Centrarchidae). Yayınlandığı yer: IV. Ekoloji ve Çevre Kongresi (5-8 Ekim); Bodrum, Türkiye.
- Bobori DC, Economidis S, Maurakis EG. 2001. Freshwaterfish habitat science and management in Greece. Aquat Ecosyst Health. 4(4):381-391. doi: 10.1080/146349801317276053
- Bogutskaya NG. 1997. Contribution to the knowledge of leuciscine fishes of Asia Minor. Part 2. An annotated check-list of Leuciscine fishes (Leuciscinae,

- Cyprinidae) of Turkey with descriptions of a new species and two new subspecies. *Mitt. Hamb. Zool. Mus. Inst.* 94:161-186.
- Britton JR, Copp GH, Brazier M, Davies GD. 2011. A modular assessment tool for managing introduced fishes according to risks of species and their populations, and impacts of management actions. *Biol Invasions*. 13(12):2847-2860.
doi: 10.1007/s10530-011-9967-0
- Bulgurkov K. 1958. Hydrological peculiarities of the reservation of Lake Srebarna and composition of its fish fauna. *Bull. de l'Inst. zool. de l'Academie des sciences de Bulgarie, Sofia*, 7: 251-263.
- Burkhead NM. 2012. Extinction rates in North American freshwater fishes, 1900–2010. *Bioscience*. 62(9):798-808.
doi: 10.1525/bio.2012.62.9.5
- Chilton II EW, Muoneke MI. 1992. Biology and management of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*, Cyprinidae) for vegetation control: a North American perspective. *Rev Fish Biol Fisher.* 2(4):283-320.
doi: 10.1007/BF00043520
- Coad BW. 1995. Freshwater fishes of Iran. *Acta Scientiarum Natium-Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno*. 29(1):1-64.
- Copp GH, Fox MG, Przybylski M, Godinho FN, Vila-Gispert A. 2004. Life-time growth pattern of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations. *Folia Zool.* 53(3):237-254.
- Copp GH, Bianco PG, Bogutskaya NG, Eros T, Falka I, Ferreira MT, Fox MG, Freyhof, J., Gozlan RE, Grabowska J, Kováč V, Moreno-Amich R, Naseka AM, Peňáz M, Povz M, Przybylski M, Robillard M, Russell IC, Stakenas S, Šumer S, Vila-Gispert A, Wiesner C. 2005. To be or not to be, a non-native freshwater fish? *J Appl Ichthyol.* 21(4):242-262.
doi: 10.1111/j.1439-0426.2005.00690.x
- Crivelli AJ. 1995. Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean Region? *Biol Conserv.* 72(2):311-319.
doi: 10.1016/0006-3207(94)00092-5
- Crivelli AJ. 1996. The freshwater fish endemic to the Mediterranean Region. An action plan for their conservation. *Tour du Valat Publication*, 171 p.
- Cross DG. 1970. The tolerance of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Val.), to seawater. *J Fish Biol.* 2(3):231-233.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1970.tb03279.x
- Daget J, Economidis S. 1975. Richesse Specifique de L'Ichtyofaune de Macedoine Orientale et de Thrace Occidentale (Grece). *Bulletin du Museum National D'Histoire Naturelle*, 3e, 346, Ecologie Generale. 27:81-84.
- Dirican S, Barlas M. 2005. Physico-chemical characteristics and fish of Dipsiz and Çine (Mugla-Aydın) Stream (In Turkish with English summary). *Ekoloji*. 14(54):25-30.
- Economidis S, Dimitriou E, Pagoni R, Michloulidi E, Natsis L. 2000. Introduced and translocated fish species in the inland waters of Greece. *Fisheries Manag Ecol.* 7(3):239-250.
doi: 10.1046/j.1365-2400.2000.00197.x
- Economidis PS, Miller PJ. 1990. Systematics of Freshwater Gobies from Greece (Teleostei: Gobiidae). *J Zool.* 221(1):125-170.
doi: 10.1111/j.1469-7998.1990.tb03781.x
- Economidis PS, Nalbant TT. 1996. A study of the loaches of the genera *Cobitis* and *Sabanejewia* (Pisces, Cobitidae) of Greece, with description of six new taxa. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle (Grigore Antipa)*. 36:295-347.
- Economou AN, Giakoumi S, Vardakas L, Barbieri R, Stoumboudi M, Zogaris S. 2007. The freshwater ichthyofauna of Greece – an update based on a hydrographic basin survey. *Mediterr Mar Sci.* 8(1):91-166.
doi: 10.12681/mms.164
- Ekmekçi FG, Kirankaya ŞG. 2006. Distribution of an Invasive Fish Species, *Pseudorasbora parva* (Temminck&Schlegel, 1846) in Turkey. *Turk J Zool.* 30(3): 329-334.
- Ekmekçi G, Kirankaya ŞG, Gençoğlu L, Yoğurtçuoğlu B. 2013. Türkiye içsularındaki istilacı balıkların güncel durumu ve istilanın etkilerinin değerlendirilmesi. *İstanbul Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*. 28:105-140.
- Emiroğlu Ö. 2011. Alien fish species in upper Sakarya River and their distribution. *Afr J Biotechnol.* 10(73):16674-16681.
doi: 10.5897/AJB10.2502
- Erk'akan F. 1983. The fishes of the Thrace region. *Hacettepe Bulletin of Natural Sciences and Engineering*, 12: 39-48.
- Erk'akan F. 1984. Trakya bölgesinden Türkiye için yeni kayıt olan bir balık türü *Pseudorasbora parva* (Pisces-Cyprinidae). *Doğa Bilim Dergisi*. 8(3):350-351.
- Erk'akan F, Atalay-Ekmekçi GF, Nalbant TT. 1999. A review of the genus *Cobitis* in Turkey. *Hydrobiologia*. 403(0):13-26.
doi: 10.1023/A:1003794726444
- Etnier DA, Starnes WC. 1993. *The Fishes of Tennessee*. The University of Tennessee Press, Knoxville, Tennessee, USA: University of Tennessee Press 689 p.
- Fedorenko AY, Fraser FJ. 1978. Review of grass carp biology. Canada: Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service, Interagency Committee on Transplants and Introductions of Fish and Aquatic Invertebrates in British Columbia. Report No.: 786.
- Fet V, Popov A. 2007. Biogeography and Ecology of Bulgaria, Netherlands, Springer, 109-140, 605 p.
- Freyhof J, Stelbrink B, Özuluğ M, Economidis PS. 2008. First record of *Cobitis puncticulata* from Europe with comments on its conservation status (Teleostei: Cobitidae). *Folia Zool.* 57(1-2):16-19.
- Freyhof J. 2013. *Thymallus thymallus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T21875A9333742.
doi: 10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21875A9333742.en
- Freyhof J, Ekmekçi FG, Ali A, Khamees NR, Özuluğ M, Hamidan N, Küçük F, Smith KG. 2014. Freshwater Fishes. In: *The Status and Distribution of Freshwater*

- Biodiversity in the Eastern Mediterranean. Smith, K. G., Barrios, V., Darwall, W. R. T. & Numa, C. (Eds.). Cambridge (UK), Malaga (Spain) and Gland (Switzerland): IUCN.
- Fricke R, Bilecenoglu M, Sarı HM. 2007. Annotated checklist of fish and lamprey species (Gnathostomata and Petromyzontomorphi) of Turkey, including a Red List of threatened and declining species. Stuttgart: Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A (Biologie) 196 p.
- Froese R, Pauly D. 2010. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2010).
- Gaygusuz Ö, Tarkan AS, Gürsoy Gaygusuz Ç. 2007. Changes in the fish community of the Ömerli Reservoir (Turkey) following the introduction of non-native gibel carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) and other human impacts. Aquatic Invasions. 2(2):117-120.
doi: 10.3391/ai.2007.2.2.6
- Geldiay R, Balık S. 1996. Türkiye Tatlısu Balıkları (II. Baskı). Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, No: 46, Ders Kitabı Dizini No:16. İzmir: Ege Üniversitesi Basım Evi 532 s.
- Gesner J, Chebanov M, Freyhof J. 2010a. *Huso huso*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T10269A3187455.
doi: 10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T10269A3187455.en
- Gesner J, Freyhof J, Kottelat M. 2010b. *Acipenser gueldenstaedtii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T232A13042340.
doi: 10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T232A13042340.en
- Gesner J, Williot P, Rochard E, Freyhof J, Kottelat M. 2010c. *Acipenser sturio*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T230A13040963.
doi: 10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T230A13040963.en
- Goodsell JA, Kats LB. 1999. Effect of introduced mosquitofish on Pacific Treefrogs and the role of alternative prey. Conserv Biol. 13(4):921-924.
doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.98237.x
- Goutner V, Jerrentrup H. 1987. The destruction of the Drana Lagoon in the Evros Delta Ramsar wetland and its consequences for waterfowl. Wader Study Group Bulletin. 50:18-19.
- Gozlan RE, St-Hilaire S, Feist SW, Martin P, Kent ML. 2005. Disease threat to European fish. Nature. 435(7045):1046.
doi: 10.1038/4351046a
- Himberg MKJ, Lehtonen H. 1995. Systematics and nomenclature of Coregonid fishes, particularly in Northwest Europe. Adv Limnol. 46:39-46.
- Huet M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. Transactions of the American Fisheries Society. 88(3):155-163.
doi: 10.1577/1548-8659(1959)88[155:PABOWE]2.0.CO;2
- Iliadou K, Anderson MJ. 1998. Morphometric comparative analysis of pharyngeal bones of the genus *Scardinius/Pisces: Cyprinidae*) in Greece. J Nat Hist. 32(6):923-941.
doi: 10.1080/00222939800770471
- IGFA. 2001. Database of IGFA angling records until 2001. IGFA, Fort Lauderdale, USA.
- Innal D, Erk'akan F. 2006. Effects of exotic and translocated fish species in the inland waters of Turkey. Rev Fish Biol Fisher. 16(1):39-50.
doi: 10.1007/s11160-006-9005-y
- ISSG. 2013. Global Invasive Species Database (Invasive Species Specialist Group); [Erişim Tarihi 2016 Temmuz 07]. Erişim Adresi http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php
- İlhan A, Balık S, Sarı HM, Ustaoglu MR. 2005. Batı ve Orta Anadolu, Güney Marmara, Trakya ve Batı Karadeniz Bölgeleri İçsularındaki *Carassius* (Cyprinidae, Pisces) Türleri ve Dağılımları. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi. 22(3-4): 343-346.
- Jacoby D, Gollock M. 2014. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T60344A45833138.
doi:10.2305/IUCN.UK.20141.RLTS.T60344A45833138.en
- Karşılı C. 2011. Türkiye'de Akarsu Havzalarında Kişi Başına Düşen Su Miktarının Coğrafi Bilgi Sistemleriyle Analizi. [Yüksek Lisans Tezi]. Ankara Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü. 127 s.
- Keskin E, Ağdamar S, Tarkan AS. 2013. DNA barcoding common non-native freshwater fish species in Turkey: Low genetic diversity but high population structuring. Mitochondrial DNA. 24(3):276-287.
doi: 10.3109/19401736.2012.748041
- Kolev V. 2013. Species composition of the Ichthyofauna of some tributaries of the Maritza River. Forestry Ideas. 19(2):129-139.
- Kottelat M, Freyhof J. 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Cornol, Switzerland: Publications Kottelat 646 p.
- Koutsikos N, Zogaris S, Vardakas L, Tachos V, Kalogiann E, Sanda R, Chatzinikolaou Y, Giakoumi S, Economidis S, Economou AN. 2012. Recent contributions to the distribution of the freshwater ichthyofauna in Greece. Mediterranean Marine Science. 13(2):268-277.
doi: 10.12681/mms.308
- Kovatcheff V. 1921. Attempt to study the ichthyofauna of the Maritza and its tributaries. Proceedings of the Bulgarian Naturalist Society 9: 90-94 (in Bulgarian).
- Kurtul I, Sarı HM. 2017. İstilacı *Gambusia* Türlerinin (*Gambusia holbrooki* ve *G. affinis*) Özellikleri, Türkiye'deki Durumları ve Oluşturdukları Ekolojik Riskler. LimnoFish. 3(1):51-60.
doi: 10.17216/LimnoFish.300927
- Lloyd LN, Tomasow JF. 1985. Taxonomic status of the mosquitofish *Gambusia affinis* (Poeciliidae), in Australia. Aust J Mar Fresh Res. 36(3):447-451.
doi: 10.1071/MF9850447
- Lusk S, Lusková V, Hanel L. 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. Folia Zool. 59(1):57-72.
doi: 10.25225/fozo.v59.i1.a9.2010

- Lysne SJ, Perez KE, Brown KM, Minton RL, Sides JD. 2008. A review of freshwater gastropod conservation: challenges and opportunities. *Freshwater Science*. 27(2):463-470.
doi: [10.1899/07-061.1](https://doi.org/10.1899/07-061.1)
- Maitland PS, Campbell RN. 1992. *Freshwater Fishes of the British Isles*. London: Harper Collins Publishers 368 p.
- Mendel J, Lusk S, Vasil'eva ED, Vasil'eva VP, Lusková V, Ekmekci FG, Erk'akan F, Ruchin A, Koščo J, Vetešník L, Halačka K, Šanda R, Pashkov AN, Reshetnikov SI. 2008. Molecular phylogeny of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Teleostei: Cyprinidae) and its contribution to taxonomy. *Mol Phylogenet Evol*. 47(3):1061-1075.
doi: [10.1016/j.ympev.2008.03.005](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.03.005)
- Mihaylova L. 1970. Ichthyofauna in the Rivers of Aegean watershed. *Nature* 4:62-65 (in Bulgarian).
- Movčan YV, Smirnov AJ. 1981. *Fauna Ukrainy*. Tom. 8, Ryby. Vypusk 2. Koropovi. Chastina 1 [Fishes of Ukraine. Vol. 8, 2, Cyprinids. Part 1]. Kiev: Naukova Dumka 424 p.
- Muus BJ, Dahlström P. 1968. *Süßwasserfische*. München: BLV Verlagsgesellschaft 224 p.f
- Muus BJ, Nielsen JG. 1999. *Sea fish*. Denmark: Scandinavian Fishing Year Book, Hedehusene 340 p.
- Nichols JT. 1943. *The freshwater fishes of China*. Natural history of Central Asia: Volume IX. New York, USA: The American Museum of Natural History 322 p.
- Nico LG, Williams JD, Jelks HL. 2005. Black carp: biological synopsis and risk assessment of an introduced fish. Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society 337 p.
- Nico LG, Jelks HL. 2011. The black carp in North America: an update. *Yayınlandığı yer: American Fisheries Society symposium 74; Maryland, Amerika Birleşik Devletleri*.
- Novikov NP, Sokolovsky AS, Sokolovskaya TG, Yakovlev YM. 2002. *The fishes of Primorye*. Vladivostok, Russia: Far Eastern State Technical Fisheries University 552 p.
- Olgun E, Çobanoğlu N. 2012. Türkiye Su Politikalarının Biyoetik Değerlendirilmesi: Ergene Nehri Örneği. *Ankara Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi*. 3(2):139-156.
doi: [10.1501/sbeder_0000000049](https://doi.org/10.1501/sbeder_0000000049)
- ORSAM. 2014. *Meriç Havzası'nda Uluslararası Su Yönetimi*. Ankara, Türkiye: ORSAM Su Araştırmaları Programı. Rapor No: 2, 34.
- ORSAM. 2011. *Meriç Nehri Havzası Su Yönetiminde Uluslararası İşbirliği Zorunluluğu*. Ankara, Türkiye: ORSAM Su Araştırmaları Programı. Rapor No: 44.
- Özcan G. 2007. Distribution of the non-native fish species, pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), in Turkey. *Aquat Invasions*. 2(2):146-148.
doi: [10.3391/ai.2007.2.2.10](https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.2.10)
- Öztürk Ş, İkiz R. 2004. Some biological properties of mosquitofish populations (*Gambusia affinis*) living in inland waters of the Western Mediterranean region of Turkey. *Turk J Vet Anim Sci*. 28(2):355-361.
- Özuluğ M, Meriç N, Freyhof J. 2004. The distribution of *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Teleostei: Cyprinidae) in Thrace (Turkey). *Zool Middle East*. 31(1):63-66.
doi: [10.1080/09397140.2004.10638023](https://doi.org/10.1080/09397140.2004.10638023)
- Özuluğ M, Saç G, Gaygusuz Ö. 2013. İstilacı özellikteki *Gambusia holbrooki*, *Carassius gibelio* ve *Pseudorasbora parva* (Teleostei) türleri için Türkiye'den yeni yayılım alanları. *J Fish Aquat Sci*. 28(1):1-22.
- Page LM, Burr BM. 1991. *A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico*. Boston: Houghton Mifflin Company 432 p.
- Paulovits G, Tatrai I, Matyas K, Korponai J, Kovats N. 1998. Role of prussian carp (*Carassius auratus gibelio* (Bloch)) in the nutrient cycle of the kis-balaton reservoir. *Int Rev Hydrobiol*. 83(Suppl.):467-470.
- Pehlivanov L. 2000. Ichthyofauna in the Srebarna Lake, the Danube Basin: state and significance of the management and conservation strategies of this wetland. *Internat. Assoc. Danube Res.*, 33: 317-322.
- Piria M, Povz M, Vilizzi L, Zanella D, Simonović P, Copp GH. 2016. Risk screening of non-native freshwater fishes in Croatia and Slovenia using FISK (Fish Invasiveness Screening Kit). *Fisheries Manag Ecol*. 23(1):21-31.
doi: [10.1111/fme.12147](https://doi.org/10.1111/fme.12147)
- Przybylski M, Zięba G. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lepomis gibbosus*; [Erişim Tarihi 2017 Ocak 20]. Erişim Adresi https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo//lepomis-gibbosus/lepomis_gibbosus
- Pyke GH. 2005. A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. *Rev Fish Biol Fisher*. 15(4):339-365.
doi: [10.1007/s11160-006-6394-x](https://doi.org/10.1007/s11160-006-6394-x)
- Pyke GH. 2008. Plague Minnow or Mosquito Fish? A review of the biology and impacts of introduced *Gambusia* species. *Annu Rev Ecol Evol S*. 39:171-191.
doi: [10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173451](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173451)
- Qiwei W. 2010. *Acipenser stellatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T229A13040387.
doi: [10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T229A13040387.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-1.RLTS.T229A13040387.en)
- Saç G, Özuluğ M. 2016. New data on distribution of three invasive freshwater fish species in İstanbul (Turkey). *Acta Biologica Turcica*. 30(1):11-15.
- Scott WB, Crossman EJ. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Ottawa: Bulletin Fisheries Research Board of Canada 966 p.
- Solarz W. 2005. Aliens species in Poland. Institute of Nature Conservation. [Erişim Tarihi 2011 Ekim 20]. Erişim Adresi <http://www.ip.krakow.pl/ias/Gatunek.aspx?spID=205>.
- Specziar A, Tölg L, Bíró R. 1997. Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *J Fish Biol*. 51(6):1109-1124.
doi: [10.1111/j.1095-8649.1997.tb01130.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01130.x)
- Spratte S, Hartman U. 1997. *Fischartenkataster: Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein*. Kiel Germany: Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus, 183 p.

- Stefanov T. 2007. Fauna and Distribution of Fishes in Bulgaria. In: Dumont HJ, editör. Monographiae Biologicae. Belgium: Springer. p. 109-139.
- Süle Ö. 2011. *Carassius gibelio*'dan Surimi Yapımı ve Kimyasal ve Mikrobiyolojik Kalitesinin Belirlenmesi. [Yüksek Lisans Tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Avlama ve İşleme Teknolojisi Anabilim Dalı. 46 s.
- Şaşı H, Balık S. 2003. The distribution of three exotic fishes in Anatolia. Turk J Zool. 27(4):319-322.
- Tarkan AS, Marr SM, Ekmekçi FG. 2015. Non-native and translocated freshwater fish species in Turkey. FISHMED, 003, 1–28.
- Tarkan AS, Vilizzi L, Top N, Ekmekçi FG, Stebbing PD, Copp GH. 2017. Identification of potentially invasive freshwater fishes, including translocated species, in Turkey using the Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK). Int Rev Hydrobiol. 102(1-2):47-56.
doi: 10.1002/iroh.201601877
- Tırıl A. 2010. Sınır Aşan Sular: Türkiye ve Paydaşlarının Sınır Aşan Sular Politikalarına Siyasal ve Ekolojik Bir Bakış. Yayınlandığı yer: VI. Ulusal Coğrafya Sempozyumu; Ankara, Türkiye.
- Toklu V. 1998. Su Sorunu, Uluslararası Hukuk ve Türkiye. Ankara: Turhan Kitabevi 150 s.
- Top N. 2011. Egzotik *Lepomis gibbosus* (Güneş balığı)'un Sarıçay Deresi'nde biyo-ekolojik özelliklerinin incelenmesi. [Yüksek Lisans Tezi]. Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. 58 s.
- Top N, Tarkan AS, Vilizzi L, Karakuş U. 2016. Microhabitat interactions of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in a Mediterranean-type stream suggest no evidence for impact on endemic fishes. Knowl Manag Aquat Ec. 417:36.
doi: 10.1051/kmae/2016023
- Turner CL. 1941. Morphogenesis of the gonopodium of *Gambusia affinis affinis*. J Morphol. 69(1):161-185.
doi: 10.1002/jmor.1050690107
- Uğurlu S, Polat N. 2007. Samsun ili tatlı su kaynaklarında yaşayan egzotik balık türleri. Journal of FisheriesSciences.com. 1(3):139-151.
doi: 10.3153/jfscom.2007017
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2012. Powan (*Coregonus lavaretus*) Ecological Risk Screening Summary (Erişim Tarihi 2015 Eylül 14). Erişim Adresi <https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss/highrisk/Coregonus-lavaretus-ERSS-revision-July-2015.pdf>
- Verreycken H, Van Thuyne G, Belpaire C. 2011. Length-weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). J Appl Ichthyol. 27(6):1416-1421.
doi: 10.1111/j.1439-0426.2011.01815.x
- Vetemaa M, Eschbaum R, Albert A, Saat T. 2005. Distribution, sex ratio and growth of *Carassius gibelio* (Bloch) in coastal and inland waters of Estonia (North-eastern Baltic Sea). J Appl Ichthyol. 21(4):287-291.
doi: 10.1111/j.1439-0426.2005.00680.x
- Wildekamp RH, Van Neer W, Küçük F, Ünlüsayın M. 1997. First record of the eastern Asiatic gobionid fish *Pseudorasbora parva* from the Asiatic part of Turkey. J Fish Biol. 51(4):858-861.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1997.tb02006.x
- Wildekamp RH, Küçük F, Ünlüsayın M, Neer WV. 1999. Species and Subspecies of the Genus *Aphanius* Nardo 1897 (Pisces: Cyprinodontidae) in Turkey. Turk J Zool. 23(1):23-44.
- Witkowski A. 2002. Introduction of fishes into Poland: benefaction or plague? Nature Conservation. 59:41-52.
- Yerli SV, Mangıt F, Emiroğlu Ö, Yeğen V, Uysal R, Ünlü E, Alp A, Buhan E, Yıldırım T, Zengin M. 2014. Distribution of Invasive *Carassius gibelio* (Bloch,1782) (Teleostei: Cyprinidae) in Turkey. Turk J Fish Aquat Sci. 14(2):581-590.
doi: 10.4194/1303-2712-v14_2_30
- Yılmaz F, Barlas M, Yorulmaz B, Ozdemir N. 2006. A taxonomical study on the inland water fishes of Muğla. Ege University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences. 23(1-2):27-30.
- Zardoya R, Economidis S, Doadrio I. 1999. Phylogenetic Relationships of Greek Cyprinidae: Molecular Evidence for at Least Two Origins of the Greek Cyprinid Fauna. Mol Phylogenet Evol. 13(1):122-131.
doi: 10.1006/mpev.1999.0630
- Žitnan R, Holčík J. 1976. On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. Zoologické Listy. 25(1):91-95.
- Zogaris S, Apostolou A. 2011. First record of Pontian Monkey Goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in the Evros River (Greece). Is it an alien species? Mediterr Mar Sci. 12(2):454-461.
doi: 10.12681/mms.47