



Trophic State Assessment of Brackish Bafa Lake (Turkey) Based on Community Structure of Zooplankton

Atakan SUKATAR¹ , Alperen ERTAS^{1*} , İskender GÜLLE² , İnci TUNEY KIZILKAYA¹ 

¹Ege University, Faculty of Science, Department of Biology, 35100 Bornova, İzmir, TURKEY

²Mehmet Akif Ersoy University, Faculty of Science and Arts, Department of Biology, Burdur, TURKEY

ABSTRACT

Zooplankton abundance and composition are one of the most important factors which affect the food web in aquatic ecosystems. The purpose of this study was to determine the water quality of Bafa Lake in Turkey, based on zooplankton communities. As the study case, Bafa Lake is one of the biggest lake in Turkey, and the lake is quite rich in terms of biodiversity. Bafa Lake is the under effects of domestic, agricultural and industrial wastes that accumulate and cause the deterioration of ecology in the lake by Büyük Menderes River. With this purpose, 8 sampling sites were determined and zooplankton samples were collected monthly for two years. TSI_{NRot} index and various versions of diversity indices were used to determine the water quality and ecological status of Bafa Lake. To determine similarities between the stations, the stations were clustered by using UPGMA based on zooplankton fauna. By applying Pearson Correlation, correlations between the indices based on zooplankton fauna were assessed. With the identification of collected zooplankton, a total of 73 taxa which belong to groups of Rotifera, Cladocera, Copepoda, and Meroplankton were detected. As a result of similarity analysis, most similarity values were obtained between stations 1, 2 and 8, respectively. According to TSI_{NRot} index, Bafa Lake has got a *eutrophic* ecological state while according to all versions of diversity indices, Bafa Lake has got the α - β *mesosaprobic* ecological state.

Keywords: Bafa Lake, Zooplankton, Water Quality, Trophic State Index, Diversity Indices

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 25.01.2020

Revised : 15.03.2020

Accepted : 15.04.2020

Published : 27.08.2020

DOI:10.17216/LimnoFish.680070



* CORRESPONDING AUTHOR

alperenertas@hotmail.com

Phone : +90 506 586 37 92

Acı Su Özelliğindeki Bafa Gölü'nün Zooplankton Topluluk Yapısına Göre Trofik Durumunun Belirlenmesi

Öz: Zooplankton miktarı ve dağılımı sucul ekosistemlerde besin ağını etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Bu çalışmanın amacı, Türkiye'deki Bafa Gölü'nün su kalitesini zooplankton topluluklarını baz alarak belirlemektir. Çalışma alanı olarak Bafa Gölü, Türkiye'nin en büyük göllerinden biri olmakla birlikte göl biyolojik çeşitlilik açısından oldukça zengindir. Bafa Gölü, Büyük Menderes Nehri tarafından taşınarak gölde ekolojinin bozulmasına neden olan evsel, tarımsal ve endüstriyel atıkların etkisi altındadır. Bu amaçla 8 örnekleme alanı belirlenmiş ve zooplankton örnekleri iki yıl boyunca aylık olarak toplanmıştır. Bafa Gölü'nün su kalitesini ve ekolojik durumunu belirlemek için TSI_{NRot} indeksi ve çeşitlilik indekslerinin çeşitli versiyonları kullanılmıştır. İstasyonlar arasındaki benzerlikleri belirlemek için, istasyonlar zooplankton faunasına temelli UPGMA kullanılarak kümelendirilmiştir. Pearson Korelasyonu uygulanarak, zooplankton faunasına dayalı indeksler arasındaki korelasyonlar değerlendirilmiştir. Toplanan zooplanktonik organizmaların tanımlanmasıyla Rotifera, Cladocera, Copepoda ve Meroplankton gruplarına ait toplam 73 takson tespit edilmiştir. Benzerlik analizi sonucunda, en yüksek benzerlik değerleri sırasıyla 1., 2. ve 8. istasyonları arasında elde edilmiştir. TSI_{NRot} indeksine göre, Bafa Gölü *ötrotfik* ekolojik duruma sahipken, çeşitlilik indekslerinin tüm versiyonlarına göre, Bafa Gölü α - β *mezosaprobik* ekolojik duruma sahiptir.

Anahtar kelimeler: Bafa Gölü, Zooplankton, Su Kalitesi, Trofik Durum İndeksi, Çeşitlilik İndeksleri

How to Cite

Sukatar A, Ertaş A, Güllü İ, Tuncay Kızılkaya İ. 2020. Trophic State Assessment of Brackish Bafa Lake (Turkey) Based on Community Structure of Zooplankton LimnoFish. 6(2): 88-99. doi: 10.17216/LimnoFish.680070

Introduction

Increasing pollution pressure and the diversity of pollution factors cause a rapid decline in surface

water quality all around the world. With the increasing human needs, the distorted distribution of the population around the world has been the main

driver of deterioration in the quality of existing water bodies. The cumulative effect of all these factors is more severe in freshwater ecosystems. Therefore, the demand for biomonitoring research based on biometric approach has been increasing in recent years. At this point, the Water Framework Directive (WFD) is a very important legal regulation in terms of determining the quality of water resources and developing methodology. According to WFD, European Union (EU) countries classified the ecological status of surface waters based on benthic macroinvertebrates, fish, macrophytes, and phytoplankton. Although zooplankton fauna do not include as a biological quality element, it is an important element of the aquatic food web (Ejsmont-Karabin 2012; Davidson et al. 2011; Jeppesen et al. 2011; Caroni and Irvine 2010).

In aquatic ecosystems, defining the factors that detect zooplankton abundance and composition, provides information about plankton dynamics, and increase effective water management and biodiversity conservation (Zhao et al. 2017). On the other hand, according to Lampert and Sommer (2001), the changes in primary production, eutrophication, and abundance of the planktivorous fish community affect the zooplankton composition. Zooplankton diversity, biomass, and density are the most important ecological parameters to determine phytoplankton and fish relationship. Climatic conditions, vegetation cover, and physical-chemical parameters have an important influence on zooplankton distribution (Sharmila-Sree and Shameem 2017).

In terms of ecological diversity, Bafa Lake has 237 genera, 325 species, 22 subspecies, and 7 varieties belonging to 80 families and also 16 endemic species. At the same time, Bafa Lake includes breeding and nursery area on the coast and islands for about approximately 300.000 birds, 20 fish species. In the Bafa Lake basin, agricultural, industrial and domestic wastes cause the pollution pressure on the lake. However, the Büyük Menderes River causes another big pollution pressure on the lake which transports all the pollutants along the riverbed. Many researchers such as Mermer (1989), Balık and Ustaoglu (1989), Balık et al. (1992) and Balık (1995), Sarı et al. (1999) reported that increased salinity levels caused the decreased water quality, and extinct a few endemic species such as *Acanthobrama mirabilis*, *Cyprinus carpio*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus capito pectoralis*, *Silurus glanis* in the Bafa Lake.

In this research, we've determined the water quality of Bafa Lake using the zooplankton fauna data set. For this reason, the Rotifer-based Trophic State Index (TSI_{NRot}) and diversity indices were used to assess the ecological status of Bafa Lake. Moreover, to determine similarities between the stations and differences between the TSI_{NRot} and diversity indices, Pearson correlation and Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean (*UPGMA*) clustering were used.

Materials and Methods

Study Area

Bafa Lake is a shallow freshwater lake in the southeastern part of the Büyük Menderes River delta, inside the Menteşe Mountains. Bafa Lake is the third largest (65 km²) lake located in the west of Turkey, characterized by a high trophy (Figure 1). Bafa Lake is 2 meters high from the sea and the deepest part is 21 meters. The lake long axis is 16 km and the widest part of the lake is 6 km. The Büyük Menderes River and groundwaters are the main water sources of Bafa Lake. It is located in the provincial territory of Aydın and Muğla. The lake, which was a part of the Aegean Sea in ancient times, remained inside the coast for miles along with the alluviums carried by Büyük Menderes. Today it is approximately 17 km from the area where the Büyük Menderes River flows into the Aegean Sea. Büyük Menderes used to float in the Gulf of Latmos. The historical city of Herakleia or Herakleia Latmos, which today has ruins on the shore of the lake, was also located on the east coast of this gulf. With the accumulation of alluviums carried by the river, the Gulf of Latmos first became a salt lake. As the level rises with excess water collected behind the natural embankment, it expanded its area by covering the shallow Çerçen Bay in the north. It poured its excess water into the Büyük Menderes River with western-end vetch and slowly turned into a freshwater lake. The shores of the lake are jagged like the shores of the Aegean Sea. There are many small islands in Bafa Lake, which is a natural embankment lake. There are well-maintained olive trees on the shore of the lake.

Zooplankton samples were collected from 8 different stations on monthly periods for two years. The study was carried out between July 2015 and June 2017, over the two years. Stations were determined based on the hatchery facilities around the lake, settlements, and the points where the Büyük Menderes River flows into the lake.

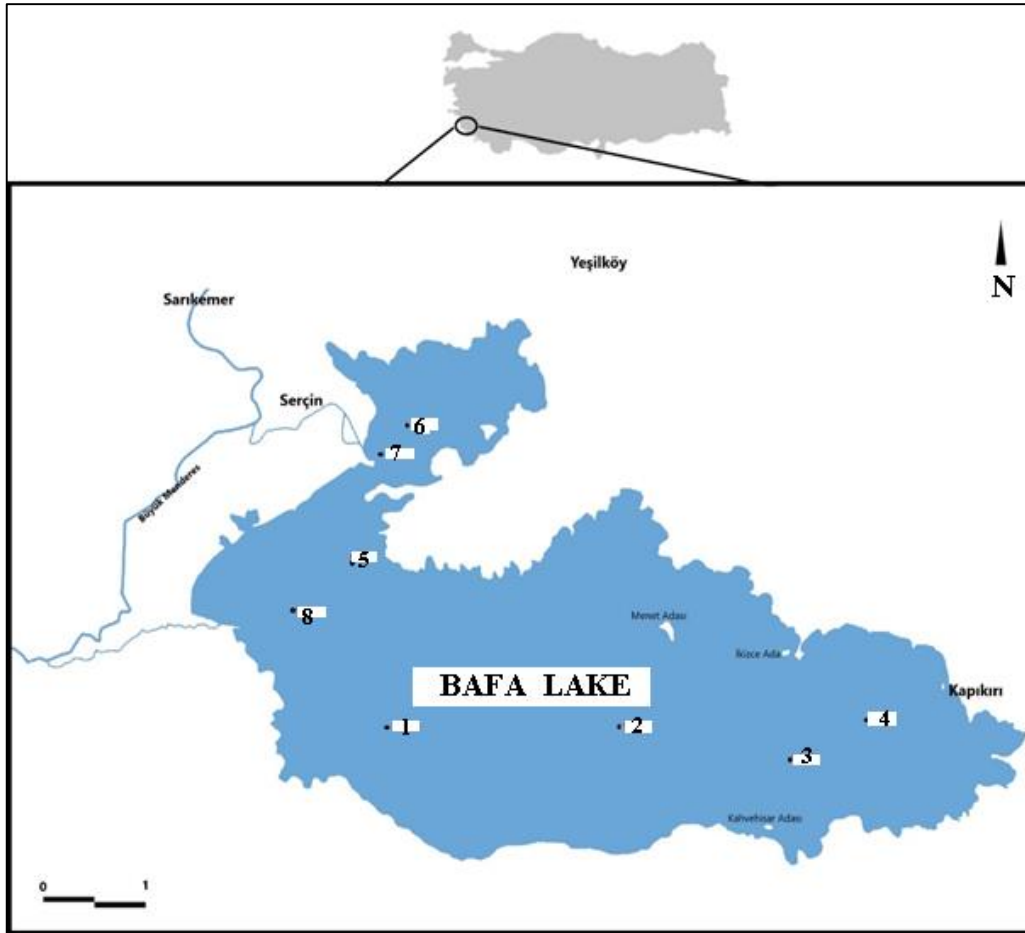


Figure 1. Distribution of stations in Bafa Lake.

Sample Collection

Zooplankton samples were collected every month from 8 sampling sites selected on Bafa Lake between July 2015 and June 2017. Hensen-type plankton net with 110 μm mesh size was used for zooplankton sampling. Due to the depth of the sampling stations were different, three repetitions were taken for each station with vertical shooting from different depths. Repeated samples taken from the same station were fixed with a 4-5% formaldehyde solution in different sample containers and 0.5 mL of 1% Lugol solution was added to facilitate the counting of transparent samples (Wetzel and Likens 2000). Qualitative and quantitative analyses of zooplankton were carried out with Stereo and binocular microscopes and other auxiliary materials. Zooplankton species were identified according to Edmondson (1959a, 1959b), Kolisko (1974), Koste (1978a, 1978b), Harding, and Smith (1974), Needham and Needham (1966). Samples preserved in 50 mL conical bottom Falcon tubes were partially diluted or condensed based on the estimated sample density. Counts with 1 mL volume of Sedgewick-Rafter counting cells were performed with counts having an organism density of at least 100 organisms. Copepods and Cladoceras were counted at x4, rotifers were counted at x10

magnification. The abundance (density) value of the count results is calculated as individual/L, but the results are expressed as individual/ m^3 to give the decimal parts as integers.

Analytical Procedures

In this study, various versions of diversity indices and the trophic biotic index were used to determine species diversity and water quality ratio. The Shannon Weaver Diversity Index (*SWDI*), Margalef Diversity Index (*MDI*), Simpson's Diversity Index (*SDI*), Menhinick Diversity Index, and Evenness *E1* indices were applied by using PAST3 software program. Pielou J diversity index and *TSI_{NRot}* were applied by using Excel 2019 (Microsoft Office^R).

SWDI is one of the most commonly used method to determine diversity. This index reflects the mathematical measure of species diversity in a community. In this index, "*H*" is the value of the index. "*n*", the total number of taxa in the community. "*P_i*", the proportion of individuals in the *i*th taxa in the community.

$$H' = \sum_{n=1}^n (p_i)(\ln p_i)$$

SDI is a system created by giving high values to taxa, which are predominantly found in freshwater

systems other than rare taxa. The most commonly found taxa have a high value. " ni " is the dominance of i^{th} taxon. " N " is the dominance value of all taxon (Ghosh and Biswas 2005).

$$D = \sum (pi)^2 = \sum \frac{ni}{N}$$

In MDI, the data consist of two matrices that specify absolute numbers (Gamito, 2010). In this index, " S " is the number of species while " n " is the total number of individuals observed in the community (Margalef 1958).

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

In Pielou J index, " H " value is the SWDI index value while " H_{max} " stands for $\log_2 S$. " S " value is the total number of species.

$$J = H / \log(S)$$

TSI_{Nrot} biotic index was created by the modified Trophic State Index (TSI). TSI_{SD} , TSI_{TP} and Carlson's TSI except for TSI_{Nrot} (Ejsmont-Karabin 2012).

$$TSI_{rot} = 5,38. \ln(Nrot) + 19,28$$

In this research, the faunal similarity between the sites was assessed by using the Sorensen similarity index (Krebs 1989) while correlation analysis

between the diversity indices and TSI_{Nrot} index was applied by using the SPSS version 11.5.

Results

In this investigation, as a result of diagnosed organisms from the eight stations, a total of 73 taxa were determined in Bafa Lake. In this research, 49 taxa belong to Rotifera, 7 taxa which belong to Cladocera, 12 taxa which belong to Copepoda, and finally 5 taxa which belong to Meroplankton were determined in Bafa Lake.

Rotifera was the most dominant group between the other zooplanktonic groups. As a result of the determination of zooplanktonic groups, the maximum numbers of individuals were collected at 6th station while the minimum numbers of individuals were collected at 8th station. As a result of the morphologic diagnosis, *Hexarthra oxyura*, Copepodit and Nauplius larvae were dominant on station #1, #2, #3, #4 and #8. *Lecane clostrocerca*, *Synchaeta baltica*, and Nauplius larvae were dominant on station #5. *Brachionus angularis*, *Polyarthra vulgaris*, and Nauplius larvae were dominant on station #6. *Brachionus plicatilis*, *Brachionus quadridentatus* and Nauplius larvae were dominant on station #7. As a result of the analysis, it was determined that Nauplius larvae was at least one of the dominant taxon at all stations (Figure 2).

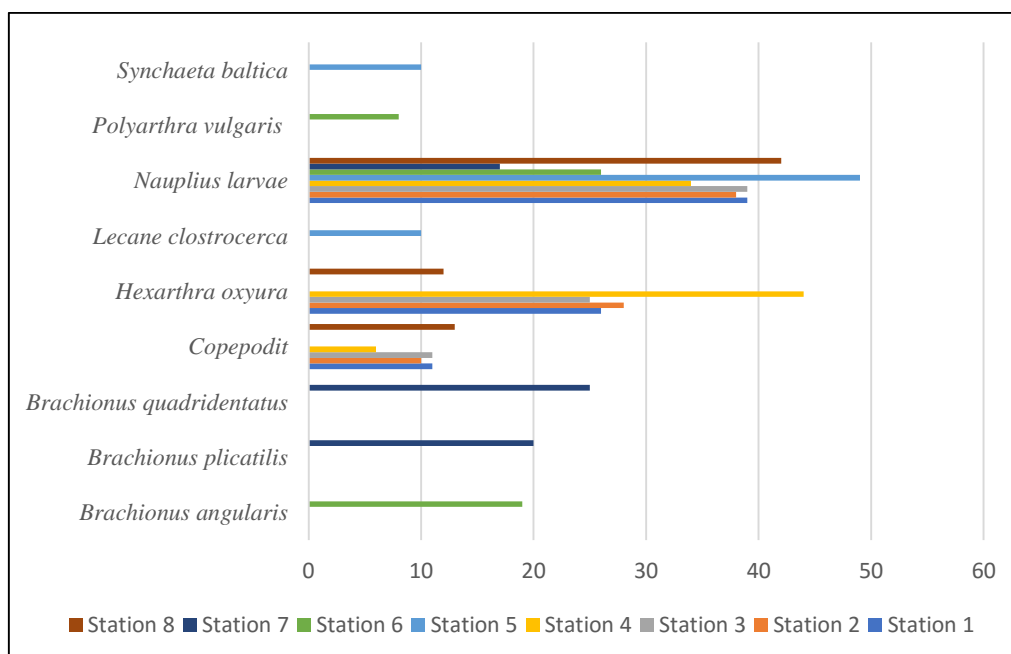


Figure 2. Zooplankton dominancy (%) in all stations of Bafa Lake

Relative occurrence (%) and distributions of the assessed zooplanktons in Bafa Lake are given in Table 1. On the other hand, the percentage of diverse zooplankton groups are illustrated in

Figure 3. According to Figure 3, the percentage of Rotifera is 58%, Copepoda is 36%, Meroplankton is 5% and Cladocera is 1%, respectively.

Table 1. The occurrence of the different group of zooplankton in Bafa Lake.

	Sta. 1	Sta. 2	Sta. 3	Sta. 4	Sta. 5	Sta. 6	Sta. 7	Sta. 8
ROTIFERA								
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851						+		
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1851						+		
<i>Asplanchna</i> sp.						+		
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851						+	+	
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1766				+	+	+	+	+
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885						+		
<i>B. plicatilis</i> Mller, 1786	+	+		+	+	+	+	+
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783				+	+	+	+	
<i>B. rubens</i> Ehrenberg, 1838						+		
<i>B. urceolaris</i> O. F. Muller, 1773	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)						+		
<i>C. forficula</i> (Ehrenberg, 1832)							+	
<i>Cephalodella</i> sp.					+	+		
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831	+				+	+	+	+
<i>C. uncinata</i> (Müller, 1773)						+	+	
<i>C. colurus</i> (Ehrenberg, 1830)				+	+			
<i>Colurella</i> sp.					+			
<i>Eucentrum</i> sp.				+	+		+	
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832							+	
<i>Filina longiseta</i> Ehrenberg, 1832						+	+	
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)						+	+	
<i>Hexarthra oxyura</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. fennica</i> Levander, 1892	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)						+	+	
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851						+	+	
<i>K. quadrata</i> (Müller, 1786)						+	+	
<i>K. tropica</i> (Apstein, 1907)						+	+	
<i>K. valga</i> (Apstein, 1907)							+	
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851						+	+	
<i>L. clostrocerca</i> (Schmarda, 1859)					+	+	+	
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)						+	+	
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)					+	+	+	
<i>Lecane</i> sp.					+	+	+	
<i>Lepadella ovalis</i> (O.F. Müller, 1786)					+	+	+	
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg 1830)						+		
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)						+	+	
<i>N. squamula</i> (Müller, 1786)						+	+	
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)						+	+	
<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896						+	+	

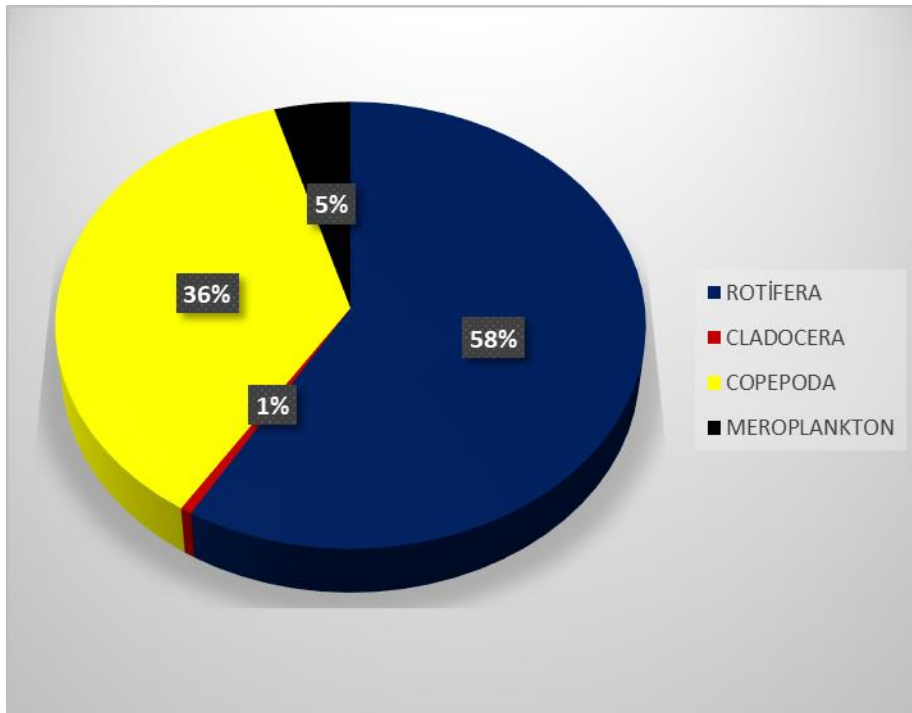


Figure 3. Proportional (%) distributions of zooplankton groups according to lake average density values.

In this study, the Rotifera group was found the most dominant zooplankton group in summer in Bafa Lake (Figure 4). The second most dominant group was Copepeoda in summer. Meroplankton was the most dominant group in autumn, winter, and spring seasons in Bafa Lake. The second most dominant

group was Copepoda on autumn, winter, and spring seasons. In general, Rotifera is dominant in term of species and individual numbers. Sharmila-Sree and Shameem (2017) have reached the same results in their study on the Meghadrigedda reservoir, Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India.

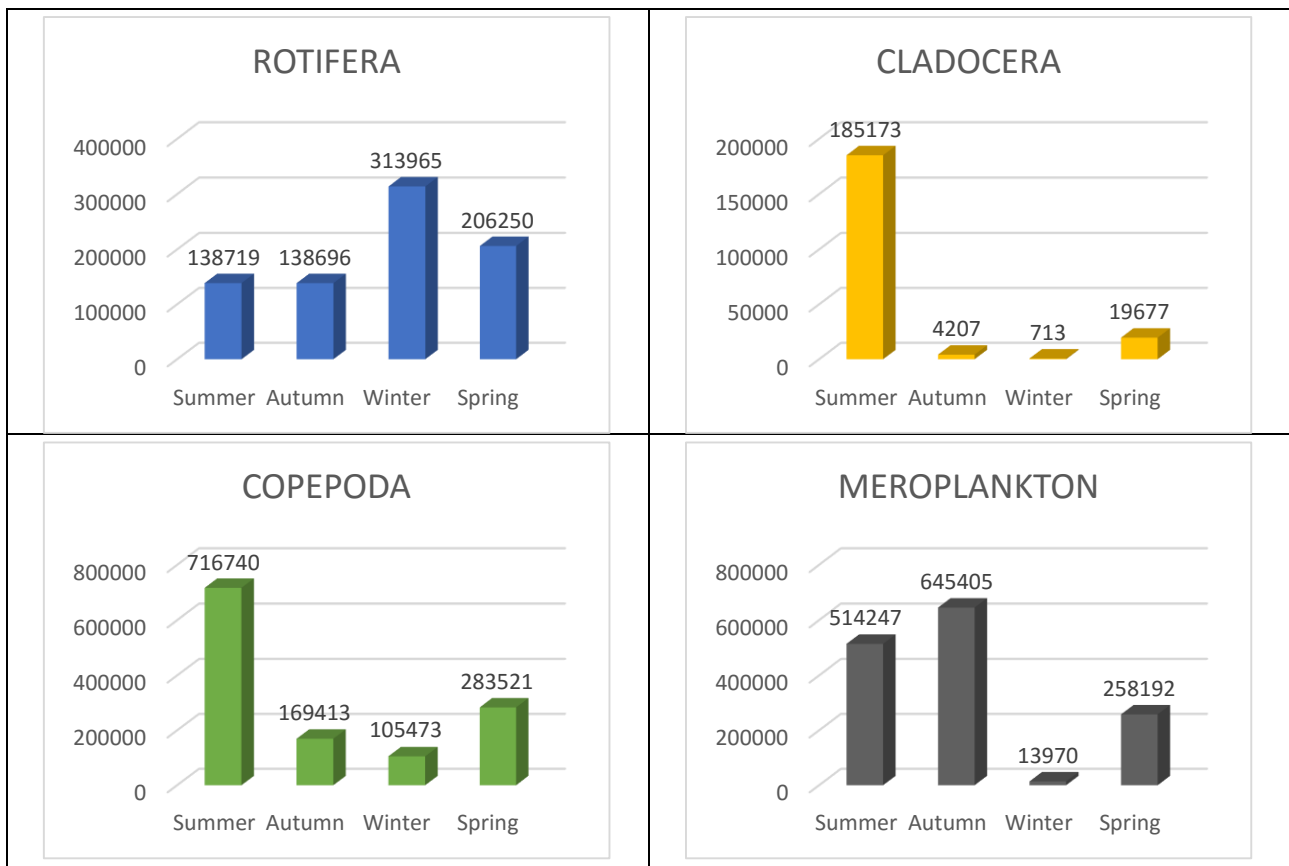


Figure 4. Seasonally average density values (individual/m³) of zooplankton groups.

Based on UPGMA analysis, classification, and similarities of the sampling stations based on zooplankton communities were demonstrated and defined in Table 2 and Figure 5. In this analysis, station #1, #2, and #8 have closer similarity value

with each other. Higher similarities was determined between station #1 and station #2 (86%), station #2 and station #8 (86%) while lowest similarities was determined between the station #3 and station #6 (37%).

Table 2. Cluster analysis dendrogram (UPGMA method) based on the Sørensen index.

	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8
Station 1	1	0.86	0.76	0.70	0.64	0.43	0.48	0.84
Station 2		1	0.85	0.76	0.69	0.40	0.49	0.86
Station 3			1	0.72	0.65	0.37	0.42	0.76
Station 4				1	0.73	0.45	0.55	0.74
Station 5					1	0.55	0.60	0.72
Station 6						1	0.81	0.45
Station 7							1	0.51
Station 8								1

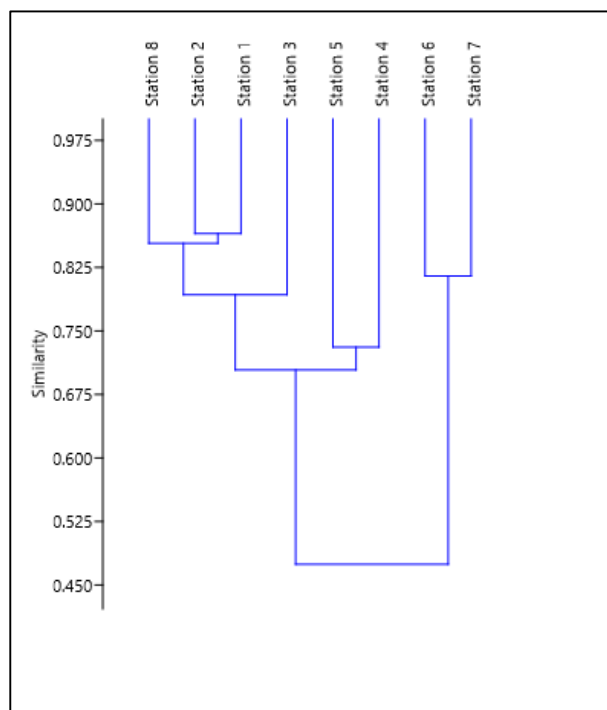


Figure 5. Classification of stations based on similarities of zooplankton communities.

Since there is a strong relationship between the ecosystem efficiency and species diversity in a community, diversity indices are used to determine species richness and species evenness, effectively. SWDI, SDI, MDI, Pielou J, Menhinick, and Evenness E1 diversity indices were calculated for each station to determine species diversity ratio. According to SWDI, the highest diversity value was seen at site #8 (1.92), while the lowest value was seen at site #7 (1.24). According to SDI, the highest diversity value was seen at site #6 (0.87), while the lowest value was seen at site #4 (0.69). According to MDI, the highest diversity value was seen at site #5 (2.89), while the lowest value was seen at site #7 (1.01). According to the Pielou J index, the highest diversity value was seen at site #5 (0.46), while the lowest value was seen at site #7 (0.32). According to the Menhinick index, the highest diversity value was seen at site #7 (0.32), while the lowest value was seen at site #3 (0.16). On the other hand, according to the Evenness E1 index, the highest diversity value was seen at site #3 (0.39), while the lowest value was seen at site #7 (0.18) (Table 3).

Table 3. Score values of biotic and diversity indices and water quality classes.

Indices	Sta. 1	Sta. 2	Sta. 3	Sta. 4	Sta. 5	Sta. 6	Sta. 7	Sta. 8	
Biotic indices									
TSI _{NRot}	Score	61	62	62	68	63	73	72	57
	Class	eutrophic	eutrophic	eutrophic	hypertrophic	eutrophic	hypertrophic	hypertrophic	eutrophic
Species Diversity Indices									
SDI	0.76	0.76	0.76	0.69	0.73	0.87	0.85	0.77	
SWDI	1,75	1,74	1,78	1,55	1,88	1,59	1,24	1,92	
MDI	1,99	1,88	1,55	2,33	2,89	1,20	1,01	2,12	
Evenness E1	0.30	0.32	0.39	0.20	0.23	0.24	0.18	0.36	
Menhinick	0.21	0.20	0.16	0.17	0.26	0.28	0.32	0.27	
Pielou J	0.45	0.44	0.45	0.36	0.46	0.36	0.31	0.32	
		β-mesosaprob	β-mesosaprob	β-mesosaprob	α-mesosaprob	β-mesosaprob	α-mesosaprob	α-mesosaprob	α-mesosaprob

One of the most commonly used biotic index, TSI_{NRot} , was used for assessing the ecological quality of Bafa Lake is shown in Table 3. According to the TSI_{NRot} index, the highest ratio belongs to site #8 (57). The sampling site #8 is determined as a eutrophic ecological state just like other station but it has the lowest ratio than others. On the other hand, other stations were also determined as eutrophic with a high ratio.

Table 4, summarizes the correlations of TSI_{NRot} and species diversity indices. In this study, the random sample cases (10% select case) was made on the biotic and diversity indices to verify datasets and to determine that the data was entered without errors

in the SPSS version 20.0. The significant correlation between TSI_{NRot} and $SWDI$ ($r = 0.912$; $p < 0.01$) was strong. The second strong significant correlation was between TSI_{NRot} and MDI ($r = 0.843$; $p < 0.01$). Among species, diversity indices highest significant correlation was found between $SWDI$ and MDI (r value 890, $p < 0.01$). The second strong significant correlation between the diversity indices was $SWDI$ and $Pielou J$ (r value 889, $p < 0.01$). $SWDI$ and MDI indices are coherent with TSI_{NRot} , because of the increase or decrease of TSI_{NRot} value can relate with $SWDI$ and MDI indices value. All species diversity indices were in accordance with each other except Menhinick Diversity Index.

Table 4. Correlation assesment between biotic and diversity indices used in Bafa Lake.

	SDI	SWDI	MDI	Evenness E1	Menhinick	Pielou J	TSI_{NRot}
SDI	1	.933**	.805*	-.165	.713*	.874**	.542
SWDI		1	.890**	-.298	.767*	.889**	.912**
MDI			1	-.668	.790*	.638	.843**
Evenness E1				1	-.449	.057	-.776*
Menhinick					1	.795*	.359
Pielou J						1	.193
TSI_{NRot}							1

**Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Discussion

Many aquatic organisms feed on zooplanktonic organisms, at least for a certain period of their lives. Therefore, there is a close relationship between the efficiency of the aquatic environment and zooplanktonic organisms. Rotifera, Cladocera and Copepoda groups make up the bulk of the zooplankton fauna in freshwater ecosystems.

Zooplankton fauna of Bafa Lake was determined in this research. With this study, the TSI_{NRot} index and various versions of diversity indices were used on identified zooplankton organisms to determine the ecological status of Bafa Lake. In this study, a total of 73 taxa were determined during the two years of study in Bafa Lake. According to Altındağ and Yiğit (2004), When the zooplankton fauna of Beyşehir Lake was examined, a total of 43 species were identified, 32 from Rotifera, 9 from Cladocera and 2 from Copepoda. After the identification of zooplankton samples, Rotifera, Cladocera, Meroplankton, and Copepoda groups were revealed. In some similar studies conducted in other trophic lakes, Altındağ and Yiğit (2004); Türkmen et al. (2006); Dirican and Musul (2008); Offem et al. (2011); Ren et al. (2011); Apaydın Yağcı and Ustaoglu (2012); Haberman and Haldna (2014); İpek Alış and Saler (2016); Ochocka and Pasztaleniec (2016); Tuna and Ustaoglu (2016); Sharmila-Sree and Shameem (2017); De-Carli et al. (2019) and

Sgarzi et al. (2019) reached approximately similar results in their researches.

As a result of the determination of zooplankton groups, the most dominant zooplankton group was found as Rotifera in Bafa Lake. According to Türkmen et al. (2006), the Rotifera species composition detected in Gölbaşı Lake is quite wide compared to Cladocera and Copepoda species compositions. Although the Keratella species, which is used as the eutrophication indicator, is 39.8% among the species forming the Rotifera population, the Brachionus and Filinia species used as the eutrophication indicator were found at a low rate of 1.52% and 0.23% in Gölbaşı Lake, respectively. The Keratella, Brachionus, and Filinia species are also found in Bafa Lake. According to Dirican and Musul (2008), *Filinia* sp., *Keratella* sp., *Polyarthra* sp., *Trichocerca* sp., *Bosmina* sp. sp, *Daphnia* sp. and *Cyclops* sp. have been reported in the Kelkit Stream, which is one of the branches of Yeşilirmak and a little behind the Çamlığöze Dam Lake, on the Kılıçkaya Dam Lake. In a study conducted in Çamlığöze Dam Lake, individuals belonging to *Filinia* sp., *Keratella* sp., *Trichocerca* sp. and *Cyclops* sp. reported in Kılıçkaya Dam Lake were not encountered (Dirican and Musul, 2008). According to İpek Alış and Saler (2016), Rotifera was represented in higher number of species compared with Cladocera and Copepoda in Cip,

Göksu, Keban, Kesikköprü and Asartepe dam lakes.

The similar results were obtained by Negreiros et al. (2010) in Sapucaí River; Saygı et al. (2011) in Liman Lake; İsmail and Adnan (2016) in Harapan and Aman Lakes; and lastly Dorak et al. (2019) in several reservoirs in Turkey.

According to Ejsmont-Karabin (2012), based on the biotic index, the TSI_{NRot} is created as the main mean of specific zooplankton indices. For this reason, TSI_{NRot} under 45 means, the lake's ecological state is mesotrophic. If TSI_{NRot} value is between 45-55 means, the lake's ecological state is meso-eutrophic. While TSI_{NRot} value is between 55-65, the lake is eutrophic, and if TSI_{NRot} value above 65, the lake is hypertrophic.

In this study, species diversity values ranged from 0,16 to 2,89 in Bafa Lake. Mason (2002) reported that $SWDI$ values range from >3 it indicates clean water, 1-3 indicates moderate pollution, and $1 <$ indicates heavy pollution. According to Ghosh and Biswas (2005), the diversity value ranges from 0 (low density) to 1 at SDI . According to Gamito (2010), the datasets consist of two matrices that specify absolute numbers at MDI . In this study carried out in Bafa Lake, we used the $SWDI$, MDI , SDI , Evenness $E1$, Pielou J , and Menhinick Diversity Indices.

Ejsmont-Karabin (2012) reported that differences in the taxonomic structure of Rotifera communities in Suwalki Lake Districts and other lakes can source from climatic and seasonal variations. In this research, Rotifera group was dominant in the summer season and the population density of Rotifera group started to decrease since the autumn season.

Brachionus and Filinia species used as eutrophication indicators were found in this study carried out in Lake Bafa. The high rate of these species strengthens the view that the lake may be in the mesotrophic-eutrophic transition phase. According to Haberman (1998), in addition to Keratella species, Brachionus and Filinia species have been accepted by various researchers as eutrophication indicators. While Rotifera species are generally found more frequently in eutrophic lakes, Copepoda species are mostly found in oligotrophic lakes (Herzig 1987). This situation is seen when the seasonal distribution of the groups forming the zooplankton population in Lake Bafa is examined. In the months when Cladocera and Copepoda species are intense, there is a decrease in Rotifera populations. Many studies of Williamson and Buttler (1986) have made it clear that the majority of Cladocera and Copepoda species feed on Rotifera species. The reason for the increase in the Rotifera populations observed in months when these species are dense is especially in these periods which can be attributed to phytoplankton increases.

According to UPGMA, the highest similarities are found between station #1 and #2, station #2, and #8 while the lowest similarities were determined between station #3 and #6. UPGMA is a sequential clustering method and it is the simplest method for determining the distance by constructing trees. This method which developed by Sokal and Michener (1958), starts with a matrix of pairwise distances, and each sample is indicated as "cluster".

Bafa Lake zooplankton composition is very similar to other lakes in our country. According to the biological data obtained in our study, it was determined that the lake consists of taxa belonging to the Rotifera, Cladocera and Copepoda groups, its depth is quite variable and it is passing from oligotrophic to eutrophic. Fisheries, industrial and domestic factors in the lake are also thought to have an important share in this transformation.

The present research reveals seasonal variations and distributions of zooplankton fauna in Bafa Lake. Furthermore, this investigation reveals the ecological status and trophic state of Bafa Lake by using TSI_{NRot} and various versions of species diversity indices. During the two years of the study period, all four groups of zooplankton were recorded. This study revealed the Bafa Lake zooplankton biodiversity is facing to extinct just like the other surface water sources (lakes, rivers, and streams) in Europe. Water source's ecological quality is primarily subject to WFD . With this respect, intermittent biomonitoring studies, bioconservation studies, and bio-modeling studies must conduct o the Bafa Lake basin and other polluted water sources in Turkey.

Acknowledgements

This research was supported by Scientific and Technological Research Council of Turkey (TUBİTAK, Project no: 114Y249).

References

- Altındağ A, Yiğit S. 2004. The zooplankton fauna and seasonal distribution Beyşehir Lake. Gazi Journal of Educational Science. 24(3):217-225.
- Apaydın Yağcı M, Ustaoglu MR. 2012. Zooplankton fauna of Lake İznik (Bursa, Turkey). Turkish Journal of Zoology. 36(3):341-350.
- Balık S. 1995. Freshwater Fish in Anatolia, Turkey. Biological Conservation. 72(2):213-223.
doi: 10.1016/0006-3207(94)00084-4
- Balık S, Ustaoglu MR. 1989. Bafa Gölündeki Ulubat Balığı (*Acanthobrama mirabilis* Ladiges, 1960)'nın biyoekolojik ve ekonomik yönlerden incelenmesi. Turkish Journal of Zoology. 13(3):141-174.
- Balık S, Ustaoglu MR, Sarı HM. 1992. Bafa Gölü (Söke-Aydın) Kababurun (*Chondrostoma nasus L., 1758*) Populasyonunun Biyolojik Özelliklerinin incelenmesi. Paper presented at: Fırat Üniversitesi XI. Ulusal Biyoloji Kongresi; Elazığ, Turkey. [in Turkish]

- Caroni R, Irvine K. 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. 110B(1):35-53.
doi: [10.3318/BIOE.2010.110.1.35](https://doi.org/10.3318/BIOE.2010.110.1.35)
- Davidson T, Bennion AH, Jeppesen E, Clarke GH, Sayer C. 2011. The role of cladocerans in tracking long-term change in shallow lake trophic status. *Hydrobiologia*. 676:299-315.
doi: [10.1007/s10750-011-0851-9](https://doi.org/10.1007/s10750-011-0851-9)
- De-Carli B, Bressane PA, Longo RM, Manzi-Decarli A, Moschini-Carlos V, Pompêo ML. 2019. Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. *Limnetica*. 38(1):303-316.
doi: [10.23818/limn.38.21](https://doi.org/10.23818/limn.38.21)
- Dirican S, Musul H. 2008. Çamlığöze baraj gölü (Sivas-TÜRKİYE) zooplankton faunası üzerine bir çalışma. *Sakarya University Journal of Science*. 12(1):17-21.
- Dorak Z, Köker L, Gaygusuz Ö, Gürevin C, Akçaalan R. 2019. Zooplankton biodiversity in reservoirs of different geographical region of Turkey: Composition and distribution related with some environmental conditions. *Aquatic Sciences and Engineering*. 34(1):29-38.
doi: [10.26650/ASE2019522326](https://doi.org/10.26650/ASE2019522326)
- Edmondson WT. 1959a. *Methods and Equipment in Freshwater Biology*. 2nd John Wiley & Sons Inc., 420-494p.
- Edmondson WT. 1959b. *Freshwater Biology*. 2nd John Wiley & Sons Inc., 587-656p.
- Ejsmont-Karabin J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer Trophic Index. *Polish Journal of Ecology*. 60(2):339-350.
- Gamito S. 2010. Caution is needed when applying margalef diversity index. *Ecological Indicators*. 10(2):550-551.
doi: [10.1016/j.ecolind.2009.07.006](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.006)
- Ghosh D, Biswas JK. 2005. Macroinvertebrate diversity indices: a quantitative bioassessment of ecological health status of an Oxbow Lake in Eastern India. *Journal of Advances in Environmental Health Research*. 3(2):78-90.
doi: [10.22102/JAEHR.2015.40190](https://doi.org/10.22102/JAEHR.2015.40190)
- Haberman, J. 1998. Zooplankton of lake Vortsjarv. *Limnologia*. 28(1):49-65.
- Haberman J, Haldna M. 2014. Indices of Zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vortsjarv. *Journal of Limnology*. 73(2):263-273.
doi: [10.4081/jlimnol.2014.828](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.828)
- Harding JP, Smith WA. 1974. *A key to the British Freshwater Cyclopid and Calanoid Copepods*. England: Freshwater Biological Association Scientific Publication 56 p.
- Herzig A. 1987. The analysis of planktonic rotifer populations: A plea for long-term investigations. *Hydrobiologia*. 147:163-180.
doi: [10.1007/BF00025739](https://doi.org/10.1007/BF00025739)
- İsmail AH, Adnan AAM. 2016. Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Tropical Life Science Research*. 27:31-38.
doi: [10.21315/tlsr2016.27.3.5](https://doi.org/10.21315/tlsr2016.27.3.5)
- İpek Aliş N, Saler S. 2016. Zooplankton fauna of Özlüce Dam Lake (Bingöl- Turkey). *Bitlis Eren Üniversitesi Journal of Science*. 5(1):86-90.
doi: [10.17798/beufen.11633](https://doi.org/10.17798/beufen.11633)
- Jeppesen E, Nøges P, Davidson T, Haberman AJ, Nøges T, Blank K, Lauridsen TL, Sondergaard M, Sayer C, Laugaste R, Johansson LS, Bjerring R, Amsinck SL. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*. 676:279-297.
doi: [10.1007/s10750-011-0831-0](https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0)
- Kolisko RM. 1974. *Plankton Rotifers, Biology and Taxonomy*. Stuttgart: Die Binnenge Wasser 146 p.
- Koste W. 1978a. *Rotatoria, Die Radertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta*, I. Textband". Berlin: Gebrüder Borntraeger 673 p.
- Koste W. 1978b. *Rotatoria, Die Radertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta*, II. Tafelband. Berlin: Gebrüder Borntraeger 234 p.
- Krebs CJ. 1989. *Ecological Methodology*. New York, NY, USA: Harper Collins College.
- Lampert W, Sommer U. 2001. *Ekologia wód śródlądowych*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN 415 p.
- Margalef R. 1958. *Information Theory in Ecology. General Systems*. 3:36-71.
- Mason J. 2002. *Qualitative Researching*. London: Sage Publications 234 p.
- Mermer A. 1989. *Gediz Nehrindeki Kababurun Balığı (Chondrostoma nasus Linnaeus, 1758) Populasyonunun Biyolojik Yönden İncelenmesi*. [Master's Thesis]. Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı. 48 p. [in Turkish]
- Needham JG, Needham PR. 1966. *A guide to the study of freshwater biology*. San Francisco: Holden and Day 108 p.
- Negreiros NF, Jose Dos Santos-Wisniewski M, Dos-Santos RM, Rocha O. 2010. The influence of environmental factors on the seasonal Dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Biota Neotropica* 10(4):173-182.
doi: [10.1590/S1676-06032010000400023](https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400023)
- Ochocka A, Pasztalenice A. 2016. Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions. *Environmental Monitoring Assessment*. 188:622.
doi: [10.1007/s10661-016-5634-3](https://doi.org/10.1007/s10661-016-5634-3)
- Offem BO, Ayotunde EO, Ikpi GO, Ada FB, Ochang SN. 2011. Plankton-based assessment of the trophic state of three tropical lakes. *Journal of Environmental Protection*. 2(3):304-315.
doi: [10.4236/jep.2011.23034](https://doi.org/10.4236/jep.2011.23034)

- Ren L, Zhang Z, Zeng X, Ma Y, Zeng Y, Zhou C. 2011. Community structure of zooplankton and water quality assessment of Jialing River in Nan Chong. *Procedia Environmental Sciences*. 10:1321-1326. doi: [10.1016/j.proenv.2011.09.211](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.211)
- Sarı HM, Balık S, Bilecenoglu M, Türe G. 1999. Recent changes in the fish fauna of Lake Bafa, Aegean region of Turkey. *Zoology in the Middle East*. 18(1):67-76. doi: [10.1080/09397140.1999.10637783](https://doi.org/10.1080/09397140.1999.10637783)
- Saygi Y, Gunduz E, Demirkalp FY, Çağlar SS. 2011. Seasonal patterns of the zooplankton community in the shallow, brackish Liman Lake in Kızılırmak Delta, Turkey. *Turkish Journal of Zoology*. 35(6):783-792. doi: [10.3906/zoo-1001-25](https://doi.org/10.3906/zoo-1001-25)
- Sgarzi S, Badosa A, Leiva-Presa A, Benejam L, Lopez-Flores R. 2019. Plankton taxonomic and size diversity of Mediterranean brackish ponds in spring: Influence of abiotic and biotic factors. *Water*. 11(1):106. doi: [10.3390/w11010106](https://doi.org/10.3390/w11010106)
- Sharmila-Sree J, Shameem U. 2017. Zooplankton diversity indices and seasonal variations in Meghadrigedda reservoir, Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India. *European Journal of Biotechnology and Bioscience*. 5(1):4-11.
- Sokal RR, Michener CD. 1958. A statistical methods for evaluating relationships. *University of Kansas Science Bulletin*. 38:1409-1448.
- Tuna A, Ustaoglu MR. 2016. Kemer Baraj Gölü (Aydın-Türkiye) zooplankton faunası. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*. 2(2):95-106. doi: [10.17216/LimnoFish-5000183782](https://doi.org/10.17216/LimnoFish-5000183782)
- Türkmen T, Naz M, Dinler ZM. 2006. Gölbaşı Gölü'nün Zooplankton Tür Kompozisyonu ve Biyomasi (Hatay, Türkiye). *Ege University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 1(1):163-167.
- Wetzel RG, Likens G. 2000. *Limnological Analyses* (3. Basım). New York: Springer- Verlag 429 p.
- Williamson CE, Butler NM. 1986. Predation of rotifers by the suspension feeding calanoid copepod *Diatomus pallidus*. *Limnology and Oceanography*. 31(2):393-402. doi: [10.4319/lo.1986.31.2.0393](https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.2.0393)
- Zhao K, Song K, Pan Y, Wang L, Da L, Wang Q. 2017. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. *Ecological Indicators*. 73:96-104. doi: [10.1016/j.ecolind.2016.07.026](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.026)



Özel Çevre Koruma Bölgelerinde Su Kalite Değerlendirmesi: Belek (Antalya, Türkiye) Örneği

Şehnaz ŞENER^{1*} , Erhan ŞENER² 

¹Süleyman Demirel Üniversitesi, Su Enstitüsü, Çünür, TR-32260, Isparta, Türkiye

²Süleyman Demirel Üniversitesi, Uzaktan Algılama Merkezi, Çünür, TR-32260, Isparta, Türkiye

Ö Z

Bu çalışmada Belek Özel Çevre Koruma Bölgesindeki yüzey ve yeraltısularının hidrojeokimyasal özellikleri, kullanılabilirlik durumu ve su kalitesi değerlendirilmiştir. Yeraltısularında genel olarak Ca-Mg-HCO₃ ve Mg-Ca-HCO₃ su tipleri hakimdir. Bölgedeki derelerden alınan yüzeysuyu örnekleri de benzer şekilde Ca-Mg-HCO₃ ve Mg-Ca-HCO₃ su tipi özelliği taşımaktadır. Analiz sonuçlarına göre yeraltısuları Mg, NO₃ ve sertlik parametreleri bakımından; dereler ise NO₃ bakımından içme suyu olarak kullanıma uygun değildir. Su kalitesi değerlendirmeleri sonucunda bölgede yaygın olarak sürdürülen tarımsal faaliyetler sırasında kullanılan gübreler ve evsel atık suların lokal olarak kontrolsüz deşarjlarının bölgede su kalitesini olumsuz etkilediği belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Belek, özel çevre koruma, su kalitesi

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALLESİ

Geliş : 17.02.2020

Düzeltilme : 21.04.2020

Kabul : 30.04.2020

Yayın : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.689997

* SORUMLU YAZAR

sehnazsener@sdu.edu.tr

Tel : +90 246 211 30 85

Water Quality Assessment in Special Environmental Protection Areas: a case study in the Belek (Antalya, Turkey)

Abstract: In this study, hydrogeochemical properties, usability, and water quality of surface and groundwater in Belek Special Environmental Protection Area were evaluated. Ca-Mg-HCO₃ and Mg-Ca-HCO₃ water types are dominant in the groundwater. Surface water samples taken from the streams also have the characteristics of Ca-Mg-HCO₃ and Mg-Ca-HCO₃ water type. According to the analysis results, groundwaters and streams are not suitable for drinking in terms of Mg, NO₃, hardness, and NO₃ parameters, respectively. As a result of the water quality evaluations, it was determined that the uncontrolled discharges of domestic wastewater and fertilizers used during agricultural activities, which are widely carried out in the region, negatively affect the water quality in the region.

Keywords: Belek, special environmental protection, water quality

Alıntılama

Şener Ş, Şener E. 2020. Özel Çevre Koruma Bölgelerinde Su Kalite Değerlendirmesi: Belek (Antalya, Türkiye) Örneği. LimnoFish. 6(2): 100-110. doi: 10.17216/LimnoFish.689997

Giriş

Su, tüm canlı organizmalar, ekolojik sistem, insan sağlığı, gıda üretimi ve yeryüzündeki ekonomik kalkınma için hayati bir kaynaktır. Yaşam için gerekli içme ve kullanma suyu nehirler, göller, göletler gibi yüzeysuları ile yeraltısuları gibi farklı kaynaklardan elde edilebilir (Okonko vd., 2008; Choudhury vd., 2016; Paca vd., 2019). Dünyada su kirliliği büyük bir öneme sahiptir. Bu nedenle, su kalitesinin araştırılması dünyanın çeşitli yerlerindeki birçok araştırmacının araştırma konusu olmuştur (Tayfur vd. 2008, Umar ve Ahmad 2000, Hu vd. 2005, Schoonover vd. 2005, Leung ve Jiao 2006, Al-

Khashman OA 2007, Kazi vd. 2009, Tabayashi ve Yamamuro 2009, Fulazzaky vd. 2010, Najar ve Khan 2012).

Günümüzde, nüfus artışına bağlı olarak suya olan ihtiyacın artması, kullanım ve koruma planlamalarında gözlenen hatalar ve iklim değişimlerinin etkisiyle mevcut su kaynakları kullanılabilirlik özelliklerini kaybetme eğilimindedir (Şener ve Özdemir 2017; Varol ve Şekerci 2018). Miktar ve kalite bakımından çeşitli faktörlerin tehdidi altında olan su kaynaklarını korumak ve sürdürülebilir yönetimini sağlayabilmek amacıyla farklı kurumlar ve üniversiteler bünyesinde birçok

çalışma yapılmaktadır (Özel ve Gemici 2018; Bulut ve Kubilay 2019; Şener vd. 2019). Yüzeysel suları yeraltısularına nazaran kirlilikten daha kolay etkilenir ve bir bölgedeki yüzeysel suyu kalitesi hem doğal süreçlerle (ayırışma ve toprak erozyonu) hem de antropojenik girdilerle (evsel ve endüstriyel atık su deşarjı) ilişkili olarak değişim gösterebilir (Kazi vd. 2009). Yüzeysel ve yeraltısularının kalite izlemeleri ile çevresel kirleticilerin su kaynakları üzerindeki olumsuz etkileri net olarak gözlemlenmektedir (Tomar 2009; Küçük vd. 2019; Varol 2018).

Doğal çevrenin korunması ve sürdürülebilirliğinin sağlanması için ve çevre sorunlarına yönelik önlemler alınabilmesi amacıyla tüm dünya üzerinde ciddi çalışmalar yürütülmektedir. Türkiye, doğa koruma alanında birçok uluslararası sözleşmeye taraf olması sebebiyle doğa koruma ve biyolojik çeşitlilik ile ilgili sözleşmelerin mevzuatımıza yansıtılması için çeşitli yasal düzenlemeler gerçekleştirilmiştir. Uluslararası sözleşmelere ek olarak, Avrupa Birliği Doğa Koruma Mevzuatının ülkemiz yasalarına yansıtılması faaliyetleri devam etmektedir. Devam eden faaliyetler kapsamında ülkemizde korunan alan olarak ilan edilen alanlar için yürütülen her türlü araştırmanın temelinde su kaynakları ve kalite çalışmalarını yer almaktadır. Özel Çevre Koruma Bölgeleri 2872 Sayılı Çevre Kanunu'nun 9. Maddesine göre "ülke ve dünya ölçeğinde ekolojik önemi olan, çevre kirlenmeleri ve bozulmalarına duyarlı toprak ve su alanlarını, biyolojik çeşitliliğin, doğal kaynakların ve bunlarla ilgili kültürel kaynakların gelecek kuşaklara ulaşmasını emniyet altına almak üzere gerekli düzenlemelerin yapılabilmesi amacıyla tespit edilen alanlar" olarak belirtilmiştir. İlk Özel Çevre Koruma Bölgeleri 1990 yılında Bakanlar Kurulu tarafından ilan edilmiştir. Şu anda ülkemizde deniz ve kıyı alanını kapsayan Belek Özel Çevre Koruma Bölgesi (ÖÇKB) dahil olmak üzere 18 adet ÖÇKB bulunmaktadır.

Kaplan ve Sönmez (2000) tarafından yapılan çalışmada Belek ÖÇKB bölgesindeki akarsuların kalitesi araştırılmış ve yerleşim yerleri ile bazı turizm tesislerinin arıtılmayan atık sularının ve tarımsal alanların drenaj sularının ana kirleticiler olduğu tespit edilmiştir. Belek Özel Çevre Koruma Bölgesinde yeraltısularının kimyasal özelliklerine ve su kalitesi değerlendirmelerine yönelik ise geçmiş yıllarda yapılmış kapsamlı bir çalışma bulunmamaktadır. Çalışma alanında büyük oranda turizm ve tarım faaliyetleri yapılmakta olup, bu faaliyetlerin su kaynakları üzerindeki etkileri tam olarak bilinmemektedir. Bu çalışmada, Belek Özel Çevre Koruma Bölgesindeki (ÖÇKB) tüm su kaynaklarının (dere ve yeraltısuyu) hidrojeokimyasal özellikleri, kullanılabilirlik durumu ve su kalitesi araştırılmıştır.

Bölgedeki yüzeysel suları ve yeraltısularına ait kimyasal analiz sonuçları değerlendirilerek suların hidrojeokimyasal özellikleri, su kalitesi ve kullanım özellikleri belirlenmiştir. Ayrıca Köprüçay'a ait 2009 ve 2017 yılı aylık analiz sonuçları dikkate alınarak su kalitesinin parametreler özelinde zamansal değişimleri değerlendirilmiştir. Bu durum söz konusu çalışmayı bilimsel açıdan özgün, bölge halkı ve yerel yöneticiler bakımından önemli kılmaktadır.

Materyal ve Metot

Çalışma alanı olarak seçilen Belek ÖÇKB; Antalya ili, Serik ve Manavgat ilçelerine bağlı olan; Boğazkent, Denizyaka, Perakende ve Kısalar mahallerinin tamamını sınırları içinde bulundurmaktadır (Şekil 1). Bölge yaklaşık 5 km genişliğinde yaklaşık 27 km uzunluğunda denize paralel olarak uzanmaktadır. Özel Çevre Koruma Bölgeleri 2872 Sayılı Çevre Kanunu'nun 9. Maddesine göre "ülke ve dünya ölçeğinde ekolojik önemi olan, çevre kirlenmeleri ve bozulmalarına duyarlı toprak ve su alanlarını, biyolojik çeşitliliğin, doğal kaynakların ve bunlarla ilgili kültürel kaynakların gelecek kuşaklara ulaşmasını emniyet altına almak üzere gerekli düzenlemelerin yapılabilmesi amacıyla tespit edilen alanlar" olarak belirtilmiştir. Belek Özel Çevre Koruma Bölgesi, 22.10.1990 tarih ve 90/1117 sayılı Bakanlar Kurulu Kararı ile Özel Çevre Koruma Bölgesi olarak tespit ve ilan edilmiştir.

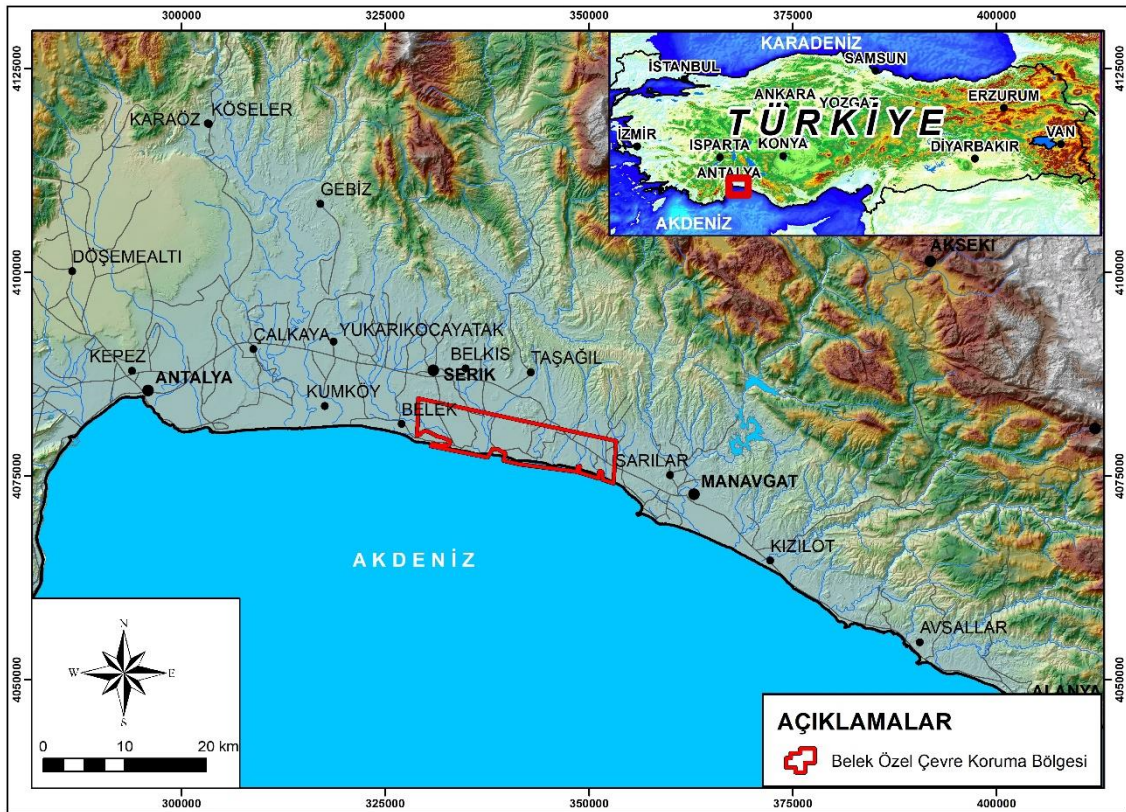
Bu tespit ve ilan kararından sonra, yakın dönemde yayımlanan 04.06.2018 tarihli ve 2018/11927 sayılı kararname doğrultusunda Belek (ÖÇKB)'nin sınır ve koordinatları tekrar değiştirilmiştir. Belek ÖÇKB'de sucul ekosistemi batıdan doğuya doğru Acısu Deresi, Köprüçay Irmağı, Karaöz, Kökpınar ve Ilıca dereleri oluşturmaktadır. 22.10.1990 tarih ve 90/1117 sayılı Bakanlar Kurulu Kararı ile tespit ve ilan edilen Belek Özel Çevre koruma Bölgesi alan büyüklüğü 111,79 km² iken, 04.06.2018 tarihli ve 2018/11927 sayılı kararname doğrultusunda yapılan alan sınırı değişikliği ile toplam alan büyüklüğü yaklaşık 120,06 km²'ye ulaşmıştır.

Belek ÖÇKB bölgesi içerisinde yeraltısuyu ve yüzeysel sularının hidrojeokimyasal özelliklerini, kalitesini ve kullanım özelliklerini belirlemek amacıyla 10 adet yeraltısuyu, 7 adet dere su örneğine ait kimyasal analiz sonuçları DSİ 13. Bölge Müdürlüğü'nden temin edilmiştir. Sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC), toplam çözünmüş katı madde (TDS), hidrojen iyonu konsantrasyonu (pH), oksijen doygunluğu (%) ve çözünmüş oksijen miktarı değerleri Elmetron CX-401 ve YSI Professional Plus marka çok parametrelili portatif su kalitesi ölçüm cihazı kullanılarak yerinde ölçümler ile

belirlenmiştir. Suların bulanıklılığı 2100Q portatif Türbidimetre cihazı kullanılarak ölçülmüştür. Cihaz, suyun kendisine gelen ışığı doğrudan değil de yön değiştirerek ve bir kısmının da soğurarak geçirmesi özelliği ile çalışarak ölçüm haznesine yerleştirilen ölçüm tüpleri ile bulanıklık ölçümü yapar. Su örneklerinin katyon analizleri ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometer) analiz tekniği kullanılarak; azot türevleri, sülfat, fosfat, klorür analizleri Spektrofotometre cihazı kullanılarak fotometrik yöntem ile; toplam sertlik ve HCO_3 analizleri ise titrimetrik tayin ile belirlenmiştir. ICP-MS katı ve sıvı örneklerde çok sayıda elementin hızlı, ucuz, hassas ve doğru biçimde, niteliksel, niceliksel

yada yarı-niceliksel olarak ölçülmesine olanak sağlayan ileri teknoloji ürünü bir analiz tekniğidir. Fotometrik yöntem ise belirli bir dalga boyunda bir ışık şiddeti ile miktar belirlemesi yapmak esasına dayanmaktadır (Şener 2010).

Elde edilen analiz sonuçları kullanılarak, çalışma alanındaki suların iyon özellikleri, su kalitesi ve kullanım (içme ve sulama) özellikleri incelenmiştir. Yapılan değerlendirmelerde “Türk Standartlar Enstitüsü (TSE-266)” (Anonim 2005), “İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik” (Anonim 2019) ve “Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği” (Anonim 2012) ile belirlenen limit değerler dikkate alınmıştır.



Şekil 1. Belek ÖÇKB'nin yerbulduru haritası

Figure 1. Location map of Belek SEPA

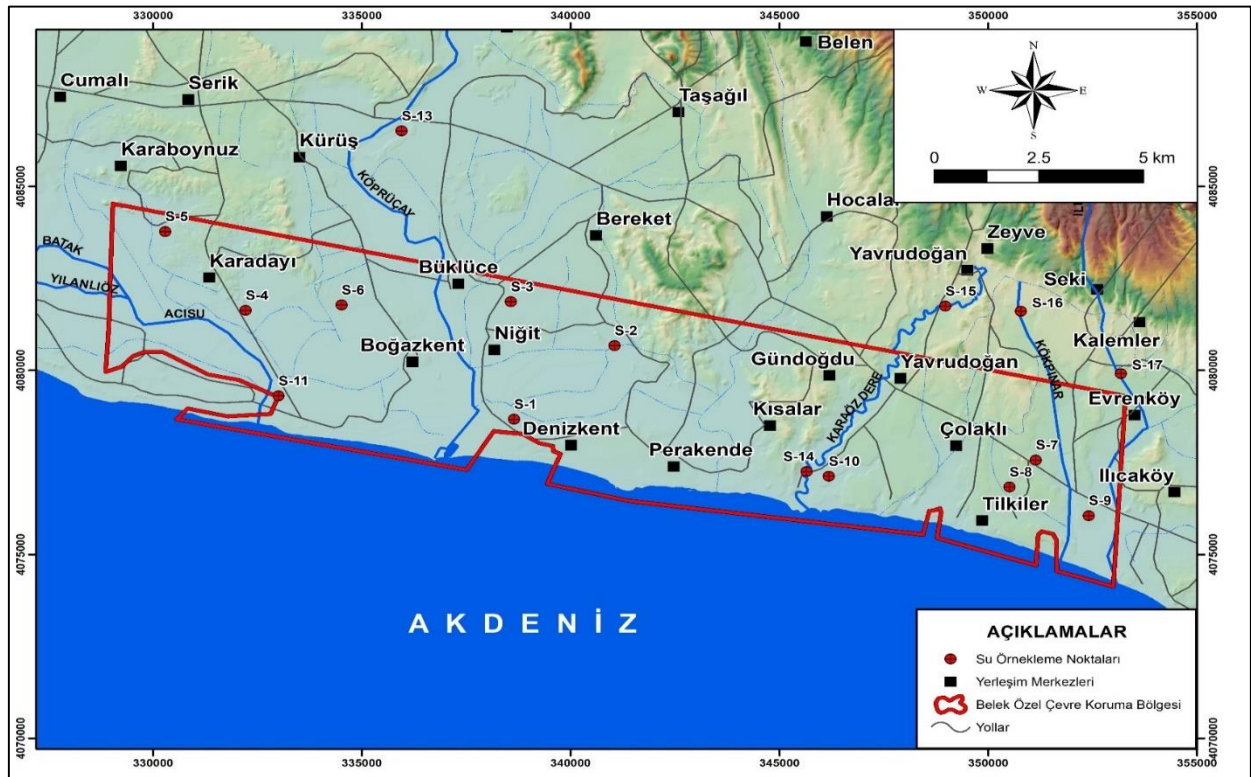
Bulgular

Belek ÖÇK bölgesinde bulunan sondaj kuyularından alınan yeraltısuyu örneklerine ve yüzey sularına ait 2017 yılı Nisan ayına ait kimyasal analiz sonuçları DSİ 13. Bölge Müdürlüğü'nden temin edilerek ayrıntılı olarak değerlendirilmiş ve örnek lokasyonları Şekil 2'de verilmiştir. Tablo 1 ve 2'de verilen analiz sonuçlarına göre yeraltısularının sıcaklık değeri 24,7 ile 29,7 arasında, pH değerleri ise 7,02 ile 8,06 arasında olup bazik karakterli sular sınıfındadır. Aynı şekilde bölgedeki yüzey suları da pH içeriklerine göre bazik karakterlidir.

Yeraltısularının EC değerleri 1329 ile 344 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında; yüzeysularının EC değerleri ise 1983 ile 366 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değişmektedir. Bu değerlere göre yeraltı ve yüzey sularında yüksek EC değerine sahip olan örneklerin iyon derişiminin yüksek olduğu ve/veya çevresel kirleticilerden etkilenmiş olduğunu söylemek mümkündür. Çözünmüş oksijen ve % oksijen doygunluğu değerleri de yeraltısuyu ve yüzeysuyu örneklerinde oldukça düşük değerlerde ölçülmüş olup bu değerler su kalitesi bakımından düşük seviyeleri işaret etmektedir.

Tablo 1. Belek ÖÇK bölgesi içerisindeki yeraltısuyu ve yüzeysularının yerinde ölçüm sonuçları (Nisan, 2017)**Table 1.** On-site measurement results of groundwater and surface waters in Belek SPA area (April, 2017)

Örnek Numarası	Özelliği	X	Y	Sıcaklık (°C)	pH	Elektriksel İletkenlik. µS/cm	Çözülmüş Oksijen. mg/L	% Oksijen doygunluğu
S-1	Yeraltısuyu	338642	4078676	29,70	7,60	1328	0,90	11,90
S-2	Yeraltısuyu	341050	4080675	29,60	7,92	486	1,41	18,70
S-3	Yeraltısuyu	338564	4081869	29,60	8,06	344	1,24	16,40
S-4	Yeraltısuyu	332215	4081636	29,50	7,41	568	1,19	15,60
S-5	Yeraltısuyu	330293	4083778	29,70	7,23	719	1,17	15,40
S-6	Yeraltısuyu	334512	4081780	29,60	7,41	743	1,73	22,80
S-7	Yeraltısuyu	351136	4077566	25,10	7,56	453	1,43	17,40
S-8	Yeraltısuyu	350510	4076830	24,70	7,02	997	1,38	16,90
S-9	Yeraltısuyu	352410	4076054	24,70	7,48	515	1,43	17,30
S-10	Yeraltısuyu	346185	4077125	29,20	7,62	1329	1,02	13,10
S-11	Acısu dere	333000	4079310	29,30	7,61	1983	0,90	11,80
S-12	Acısu dere	326220	4084370	27,20	7,54	416	1,09	14,10
S-13	Köprüçay	335950	4086510	27,50	7,88	366	1,08	13,80
S-14	Karaöz dere	345650	4077250	22,90	7,94	757	1,02	11,70
S-15	Karaöz dere	348970	4081750	23,70	7,58	736	0,90	10,70
S-16	Kökpinar dere	350780	4081610	24,70	7,80	444	1,45	17,50
S-17	Ilıca dere	353175	4079915	24,00	7,76	592	1,35	16,40

**Şekil 2.** Yüzeysel ve yeraltısuyu örneklerinin lokasyon haritası**Figure 2.** Location map of surface and groundwater samples

Tablo 2. Belek ÖÇK bölgesi içerisindeki yeraltısuyu ve yüzeysularına ait kimyasal analiz sonuçları (Nisan, 2017)**Table 2.** Results of chemical analysis of groundwater and surface waters in Belek SPA area (April, 2017)

Örnek Numarası	Sodyum mg/L	Potasyum mg/L	Toplam Sertlik mg/L	Kalsiyum mg/L	Magnezyum mg/L	Fransız Sertliği	HCO ₃	Klorür mg/L	Sülfat mg/L	Amonyum mg/L	Nitrit mg/L	Nitrat mg/L	Orto Fosfat. mg/L	Florür. mg/L	Renk PT-Co Skalası	Bulanıklık. NTU
S-1	60,52	1,30	586,50	61,09	105,38	58,65	657,19	67,55	80,47	<0.01	<0.01	11,14	0,28	0,54	9	0,49
S-2	7,08	1,32	153,30	31,18	18,32	15,33	281,30	7,62	14,40	<0.01	<0.01	5,42	<0.1	0,14	0	0,19
S-3	4,45	1,11	123,22	28,75	12,49	12,32	193,43	5,69	10,39	<0.01	<0.01	3,98	<0.1	0,13	2	0,39
S-4	5,81	1,26	249,85	65,66	20,86	24,99	311,20	7,52	19,66	<0.01	0,03	8,66	<0.1	0,14	0	0,19
S-5	31,29	1,16	224,73	80,32	5,87	22,47	331,34	32,05	24,17	<0.01	0,08	30,37	<0.1	0,14	0	0,21
S-6	22,30	2,07	303,21	67,80	32,52	30,32	363,07	22,03	54,16	<0.01	0,06	9,21	<0.1	0,21	0	0,27
S-7	31,92	2,95	340,23	122,09	8,59	34,02	410,66	39,13	80,11	<0.01	<0.01	70,92	<0.1	0,12	1,00	1,25
S-8	6,82	1,07	223,92	66,72	13,92	22,39	237,98	11,27	21,74	<0.01	<0.01	6,84	<0.1	0,15	3,00	0,46
S-9	8,54	1,19	210,41	55,52	17,43	21,04	265,44	11,62	27,33	<0.01	<0.01	6,21	<0.1	0,11	1,00	0,32
S-10	179,41	2,89	318,02	51,83	45,80	31,80	483,89	130,68	99,92	<0.01	<0.01	8,57	<0.1	0,67	9	0,44
S-11	243,20	10,79	380,35	70,92	49,36	38,04	258,11	89,69	84,81	<0.01	<0.01	10,26	<0.1	0,35	4	0,27
S-12	10,07	1,26	190,47	44,30	19,39	19,05	467,41	9,84	16,61	<0.01	<0.01	5	<0.1	0,15	0	0,33
S-13	4,75	1,21	148,69	36,82	13,78	14,87	216,01	5,61	10,32	<0.01	0,03	3,64	<0.1	0,13	2	0,39
S-14	35,57	2,71	341,89	77,55	36	34,19	288,62	42,13	103,11	<0.01	16,28	<0.03	<0.1	0,27	2	0,34
S-15	35,67	4,14	319,55	65,19	38,07	31,96	291,07	37,36	100,31	<0.01	0,07	13,17	<0.1	0,28	2	1,91
S-16	10,35	1,29	179,79	44,05	16,95	17,98	231,88	11,53	24,67	<0.01	<0.01	2,75	<0.1	0,13	0,00	3,18
S-17	14,18	1,31	264,81	70,33	21,66	26,48	278,25	20,33	50,84	<0.01	<0.01	3,66	<0.1	0,12	0,00	0,73

Çalışma alanındaki yeraltısularının iyon içerikleri değerlendirildiğinde denize yakın lokasyonlardan alınan yeraltısuyu örneklerinin (S-1 ve S-10) Na ve Cl iyon konsantrasyonlarının yüksek değerlerde ölçüldüğü görülmektedir. Bu durum deniz suyu girişiminin göstergesi olup sondaj kuyularından yeraltısuyu çekimlerinin yapılmasıyla tuzlu suyun yeraltısuyuna karıştığı görülmektedir. Diğer yeraltısuyu örneklerinde ise genel olarak Ca-Mg-HCO₃ ve Mg-Ca-HCO₃ su tipleri hakimdir. Bölgedeki derelerden alınan yüzeysuyu örnekleri de benzer şekilde Ca-Mg-HCO₃ ve Mg-Ca-HCO₃ su tipi özelliği taşımaktadır. Çalışma alanından alınan su örneklerinde ölçülen Fransız sertlik değerleri yeraltısularında 12,32 ile 58,65; yüzeysularında ise 14,87 ile 38,04 arasındadır. Buna göre S-3 nolu su örneği yumuşak su sınıfında, S-2 ve S-9 nolu su örnekleri az sert sular sınıfında, diğer su örnekleri ise sert-oldukça sert sular sınıfındadır. Yüzey suları ise az sert, oldukça sert ve sert su sınıflarında bulunmaktadır (Şahinci, 1991). Yüzey ve yeraltısuyu örneklerinin amonyum ve nitrit değerleri değerlerinin genel olarak düşük olduğu gözlenmektedir. Sadece Karaöz dereden alınan S-14 nolu su örneğinde nitrit değeri oldukça yüksektir (16,28 mg/l). Aynı örneğin nitrat değerinin diğer örneklere nazaran oldukça düşük olduğu (<0.03 mg/l) belirlenmiştir. Bu durum su örneğinde Amonyumun kısmen okside olarak nitrite dönüştüğünü, ancak oksidasyonun devam ederek nitrate dönüşme prosesinin tamamlanmadığını göstermektedir. Su örneklerinde belirlenen nitrat değerleri yeraltısularında 3,98 mg/l ile 70,92 mg/l arasında; yüzeysularında ise <0.03 mg/l ile 13,17 mg/l arasında değişmektedir. Çalışma alanında yoğun tarımsal faaliyetlerin özellikle seracılığın yapılması ve bu faaliyetler sırasında kullanılan gübreler ve tarım ilaçları sulama suyu-süzülme etkisiyle özellikle yeraltısularında nitrat konsantrasyonlarını arttırmaktadır. Su örneklerinde orto-fosfat, florür ve bulanıklık değerlerinin düşük olduğu gözlenmekte olup su kalitesi üzerinde olumsuz etkilerinin olmadığını söylemek mümkündür.

Su Kaynaklarının Kullanım Özellikleri

Bölgedeki yüzey ve yeraltısularının içme suyu olarak kullanılabilirliğini değerlendirmek için 2005-Nisan ayında "Türk Standartlar Enstitüsü (TSE-266)" tarafından yayınlanmış olan içme suyu standardı ile 6 Temmuz 2019 tarih ve 30823 sayılı resmi gazetede yayınlanan "İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik" ile belirlenen limit değerler dikkate alınmıştır. Buna göre yeraltısuyu örneklerinden S-1 nolu su örneği Mg ve sertlik parametreleri bakımından; S-7 nolu su örneği NO₃ parametresi bakımından; S-10 nolu su

örneği ise Na parametresi bakımından içme suyu olarak kullanıma uygun değildir. Yüzey sularından Acısu Deresi'nden alınan S-11 nolu su örneği ise NO₃ parametresi bakımından içme suyu olarak kullanılamaz durumdadır. Ancak bu örnekler NO₃ parametresi için basit fiziksel arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen sular kategorisindedir. Diğer su örneklerinin tamamı ölçülen parametreler bakımından izin verilen maksimum değerlerin altında ölçülmüştür. Bölgedeki yüzey ve yeraltısularının sulama suyu olarak kalitesinin belirlenmesinde, suların içerisindeki çözünebilir tuzların toplam konsantrasyonları dikkate alınarak su örnekleri özgül elektriksel iletkenliği (EC) açısından sınıflandırılmıştır. Yeraltısularının EC değerleri 1329 ile 344 µS/cm arasında; yüzeysularının EC değerleri ise 1983 ile 366 µS/cm arasında değişmektedir. Buna göre yeraltısularından alınan S-1, S-8 ve S-10 nolu su örnekleri ve yüzeysularından alınan S-11 ve S-14 nolu su örnekleri tuza dayanıklı bitki yetiştirmede kullanılabilir "Yüksek Tuzlu Sular" sulama suyu sınıfında; diğer tüm su örnekleri ise Yıkama ile sulamada kullanılabilir "Orta Tuzlu Sular" sulama suyu sınıfında yer almaktadır (Ayers ve Westcot, 1989).

Su Kaynaklarının Kalite Özellikleri

30.11.2012 tarih ve 28483 sayılı resmi gazetede yayınlanan ve 10.8.2016 tarih ve 29797 sayılı resmi gazetede değişikliği yapılan "Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği" ne göre bölgedeki yüzey sularının tamamı pH, Amonyum, ortofosfat fosforu ve florürü parametreleri bakımından I. Su kalite sınıfında; Elektriksel İletkenlik (EC) parametresi bakımından Köprüçay Deresi I. Su kalite sınıfında, Karaözdere, Kökpınar Dere, Ilıca Dere ve Acısu Deresi'nden alınan S12 nolu örnek II. Su kalite sınıfında, S11 nolu örnek ise III. Su kalite sınıfındadır. Yüzey sularının tamamı çözünmüş oksijen değerleri bakımından IV. Su kalite sınıfında bulunmaktadır. Önemli bir kirlilik parametresi olan NO₃ bakımından ise Karaöz Deresi'nden alınan S-15 nolu su örneği ve Acısu Deresi'nden alınan S-11 nolu su örneği III. Su kalite sınıfında, Karaöz Dere'den alınan S-14 ve Kökpınar Dere'nin S-16 nolu örnekleri I. Su kalite sınıfında, diğer tüm yüzey suyu örnekleri ise II. Su kalite sınıfında yer almaktadır.

Dere Su Kalitesinin Zamansal Değişiminin Analizi

Bölgede bulunan ve en önemli yüzey suyu olan Köprüçay'a ait 2009 ve 2017 yılı aylık analiz sonuçları DSİ 13. Bölge Müdürlüğü'nden temin edilmiş ve Tablo 3, 4, 5 ve 6'da sunulmuştur. Köprüçay su kalitesi iki ayrı noktadan alınan su örneklerinin 2009 ve 2017 yılı analiz sonuçları

“Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği” ile belirlenen su kalite sınıfı limit değerleri ile karşılaştırılmış ve su kalitesinin parametreler özelinde zamansal değişimleri ayrıntılı olarak aşağıda değerlendirilmiştir.

Köprüçay’ın Büklüce Köyü’ne girmeden önceki noktasından alınan su örneğine ait 2009 yılı analiz sonuçları limit değerler ile karşılaştırıldığında, pH, çözülmüş oksijen, iletkenlik, amonyum azotu, nitrat, ve Toplam Kjeldahl Azotu parametreleri bakımından I. Su kalite sınıfında olup; Toplam Kjeldahl Azotu parametresi bakımından sadece Eylül ayında, iletkenlik parametresi bakımından ise Ağustos-Kasım ayları arasında II. Su kalite sınıfında bulunmaktadır. Toplam fosfor bakımından Ocak, Şubat ve Aralık aylarında III. Su kalite sınıfında iken

diğer aylarda yine I. Su kalite sınıfındadır. KOİ parametresi bakımından ise yılın tüm aylarında III. Su kalite sınıfında bulunmaktadır (Tablo 3). 2017 yılında aynı noktadan alınan su örneği analiz sonuçlarına göre Köprüçay suları toplam fosfor ve KOİ bakımından IV. su kalitesi sınıfına; çözülmüş oksijen, iletkenlik, ve Toplam Kjeldahl Azotu parametreleri bakımından ise III. ve II. su kalite sınıfına düşmüştür. pH, amonyum ve nitrat bakımından ise genel olarak I. Su kalite sınıfında bulunmaktadır (Tablo 4). Buna göre, Köprüçay su kalitesinin özellikle azot, fosfor, oksijen ve iletkenlik parametreleri bakımından düştüğü görülmektedir. KOİ parametresi bakımında dere suları 2017 yılında özellikle Mart, Nisan, Mayıs, Eylül ve Ekim aylarında I. Su kalite sınıfına yükselmiştir.

Tablo 3. Köprüçay’ın Büklüce Köyü’ne girmeden önceki noktası’na ait analiz sonuçları (DSİ 13. Bölge Müdürlüğü, 2009)

Table 3. Analysis results of Köprüçay's point before entering Büklüce Village (State Water Affairs 13. Regional Directorate, 2009)

Nunume Koordinatları	N:36°52'83.3" E:31°10'16.1											
	Su Kalite Sınıfı											
	I.	II.	III.	IV.								
Numune Alma Tarihi	26.01.09	15.02.09	17.03.09	11.04.09	12.05.09	12.06.09	11.07.09	25.08.09	16.09.09	17.10.09	14.11.09	03.12.09
pH	8,09	8,27	7,83	7,92	7,47	8,07	8,11	8,31	7,94	7,21	7,22	7,88
Çözülmüş Oksijen (mg/L)	91,3	74,6	90,4	105,1	91,1	82	92,6	93,2	82,4	99,1	86,3	95,7
İletkenlik (µs/cm)	215	356	269	313	302	326	374	500	474	417	412	324
Amonyum Azotu (mg/L)	<0,015	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,034	<0,02	0,038	0,02	0,024
Nitrat Azotu (mg/L)	0,386	0,695	1,59	1,2	1,09	1,12	1,03	1,32	0,21	0,62	0,51	1,06
Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L)	0,18	0,291	0,15	0,14	0,15	0,16	0,142	0,21	0,74	0,23	0,16	0,25
Toplam Fosfor (mg/L)	0,272	0,212	0,042	<0,01	0,035	0,013	<0,01	0,017	<0,01	0,02	0,04	0,61
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(mg/L)	<5	<10	<10	<10	14,3	16	22,5	23,8	16,2	22,6	20,3	14,9
Debi (m ³ /sn)												
Fekal Koliform (CFU/100mL)	150	100	0	20	100	100	50	100	40	80	50	50
Toplam Koliform (CFU/100mL)	700	400	400	600	500	400	300	500	200	400	300	250

Amonyum ve nitrat bakımından kirliliğin gözlenmemiş olması da bölgedeki arıtma tesislerinin aktif olduğunu su kalitesini olumlu etkilediğini göstermektedir. Bakteriyolojik su kalitesi parametreleri olan Fekal koliform ve toplam koliform analiz sonuçlarına göre, 2009 yılında alınan su örneğinin aylık Fekal koliform değerleri 0-150

CFU/100 ml; toplam koliform değerleri ise 200-700 CFU/100 ml arasında değişmektedir. 2017 yılında bu değerlerde önemli miktarlarda artış tespit edilmiştir. 2017 yılında alınan su örneğinin aylık Fekal koliform değerleri 30-1000 CFU/100 ml; toplam koliform değerleri ise 3000-10000 CFU/100 ml arasında değişmektedir. Bu

durum bölgede evsel kanalizasyon atıklarının ciddi kalitesini olumsuz etkilediğini açıkça boyutta yüzeysel su kirliliğine sebep olduğunu ve su göstermektedir.

Tablo 4. Köprüçay'ın Büklüce Köyü'ne girmeden önceki noktası'na ait analiz sonuçları (DSİ 13. Bölge Müdürlüğü, 2017)

Table 4. Analysis results of Köprüçay's point before entering Büklüce Village (State Water Affairs 13. Regional Directorate, 2017)

Nunume Koordinatları	N:36°52'83.3" E:31°10'16.1					Su Kalite Sınıfı	I.	II.	III.	IV.		
	16.02.17	26.03.17	19.04.17	14.05.17	10.06.17	19.07.17	15.08.17	20.09.17	21.10.17	15.11.17	20.12.17	
Numune Alma Tarihi	-	16.02.17	26.03.17	19.04.17	14.05.17	10.06.17	19.07.17	15.08.17	20.09.17	21.10.17	15.11.17	20.12.17
pH	-	7,90	8,21	8,38	8,40	8,14	8,30	8,10	7,85	8,70	8,80	8,21
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	-	11,08	7,49	7,6	4,78	7,9	7,84	6,29	7,8	10,4	10,2	10,5
İletkenlik (µs/cm)	-	415	662	749	415	763	518	416	317	982	823	429
Amonyum Azotu (mg/L)	-	0,23	0,145	0,114	0,101	0,151	0,035	0,094	0,114	0,09	0,087	0,069
Nitrat Azotu (mg/L)	-	<0,5	1,26	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,178	<0,5	0,491	<0,5
Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L)	-	<0,5	<0,5	<0,5	1,33	4,34	0,7	2,03	1,33	0,77	0,63	0,77
Toplam Fosfor (mg/L)	-	0,0153	0,105	0,91	0,0199	1,7	0,0775	0,0528	<0,01	0,147	0,0214	<0,01
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(mg/L)	-	138	<10	<10	22,2	116,8	32	44,8	20,8	20,8	52	38
Debi (m³/sn)	-	-	-	-	-	2,25	-	-	-	-	-	-
Fekal Koliform (CFU/100mL)	-	400	1000	800	500	100	350	750	1000	500	100	30
Toplam Koliform (CFU/100mL)	-	3000	8000	6000	7000	4800	5000	10000	8000	12000	7500	5000

Köprüçay'ın Denize Dökülmeden Önceki noktasından alınan su örneğine ait 2009 yılı analiz sonuçlarına göre ise pH, çözünmüş oksijen, amonyum azotu, nitrat, Toplam Kjeldahl Azotu, toplam fosfor ve KOİ parametreleri bakımından I. Su kalite sınıfında olup; Toplam Kjeldahl Azotu parametresi bakımından sadece Eylül ayında II. su kalite sınıfında, toplam fosfor parametresi bakımından ise sadece Ocak ayında III. Su kalite sınıfında bulunmaktadır. İletkenlik parametresi bakımından ise çay suları II. ve III. su kalite sınıfındadır (Tablo 5). 2017 yılında aynı noktadan alınan su örneği analiz sonuçlarına göre Köprüçay suları KOİ bakımından III. ve IV. su kalitesi sınıfına; çözünmüş oksijen, toplam fosfor ve Toplam Kjeldahl Azotu parametreleri bakımından ise III. ve II. su kalite sınıfına düşmüştür. pH, ve nitrat bakımından ise genel olarak I. Su kalite sınıfında iken amonyum bakımından I. ve II. su kalite sınıflarında bulunmaktadır (Tablo 6).

Bu veriler de Köprüçay su kalitesinin özellikle azot, fosfor, oksijen ve iletkenlik parametreleri bakımından düştüğünü göstermektedir. Azot ve fosfor parametreleri 2009 yılında su kalitesini olumsuz etkilemezken 2017 yılında özellikle yaz aylarında yüksek miktarlarda ölçülmüştür. Bu durum bölgede artarak devam eden ve tarımsal faaliyetlerde kullanılan azot ve fosfatlı gübrelerin su kaynaklarına olumsuz etkisinin bir göstergesidir. Su örneğinde ölçülen Fekal koliform 2009 yılında 20-400 CFU/100 ml; toplam koliform değerleri ise 400-1300 CFU/100 ml arasındadır. 2017 yılında bu değerler Fekal koliform için 0-500 CFU/100 ml; toplam koliform için ise 200-5000 CFU/100 ml olarak belirlenmiştir. Köprüçay'ın bu noktasında da geçen 8 yıllık süre içerisinde bakteriyolojik kirlilikte artış gözlenmektedir. Aynı şekilde evsel kanalizasyon atıklarının çay sularını kirlittiğini ve arıtma tesislerinin yetersiz kaldığını söylemek mümkündür.

Tablo 5. Köprüçay'ın denize dökülmeden önceki noktasına ait analiz sonuçları (DSİ 13. Bölge Müdürlüğü, 2009)

Table 5. Analysis results of Köprüçay's point before pouring into the sea (State Water Affairs 13. Regional Directorate, 2009)

Nunume Koordinatları	N:36°49'89.4" E:31°10'53.9"												Su Kalite Sınıfı	I.	II.	III.	IV.
	Numune Alma Tarihi	26.01.09	15.02.09	17.03.09	11.04.09	12.05.09	12.06.09	11.07.09	25.08.09	16.09.09	17.10.09	14.11.09					
pH	8,22	8,31	7,96	7,84	7,5	7,58	8,31	8,46	8,08	7,05	7,34	8,06					
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	84,9	76,1	86,3	94,7	87,4	84	94,2	87,2	82,1	97,4	80,7	88,1					
İletkenlik (µs/cm)	460	986	595	1117	381	2060	1651	708	685	544	606	766					
Amonyum Azotu (mg/L)	<0,015	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02					
Nitrat Azotu (mg/L)	0,252	0,528	1,71	0,72	1,15	1,1	0,88	1,66	1,08	1,2	1,1	1					
Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L)	0,36	0,174	0,36	0,31	0,38	0,29	0,36	0,47	0,62	0,43	0,024	0,03					
Toplam Fosfor (mg/L)	0,336	0,01	0,01	0,072	<0,01	0,021	0,017	0,036	<0,01	0,038	0,039	0,02					
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(mg/L)	<5	<10	<10	<10	10,8	11,3	<10	20,7	<10	20	17,3	14,6					
Debi (m ³ /sn)																	
Fekal Koliform (CFU/100mL)	250	100	20	50	100	200	100	400	70	150	100	150					
Toplam Koliform (CFU/100mL)	500	400	900	1000	1000	900	600	1300	400	800	600	600					

Tablo 6. Köprüçay'ın denize dökülmeden önceki noktasına ait analiz sonuçları (DSİ 13. Bölge Müdürlüğü, 2017)

Table 6. Analysis results of Köprüçay's point before the sea (State Water Affairs 13. Regional Directorate, 2017)

Nunume Koordinatları	N:36°49'89.4" E:31°10'53.9"												Su Kalite Sınıfı	I.	II.	III.	IV.
	Numune Alma Tarihi	16.02.17	26.03.17	19.04.17	14.05.17	10.06.17	19.07.17	15.08.17	20.09.17	21.10.17	15.11.17	20.12.17					
pH	-	7,87	8,28	8,32	8,39	7,81	8,00	8,50	7,7	8,56	8,8	8,34					
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	-	10,82	7,34	8,35	5,9	6,7	7,5	6,31	7,38	9,5	9,5	10,05					
İletkenlik (µs/cm)	-	695	662	744	2210	719	650	426	829	885	912	414					
Amonyum Azotu (mg/L)	-	0,097	0,149	0,092	0,071	0,128	0,084	0,08	0,325	0,282	0,247	0,236					
Nitrat Azotu (mg/L)	-	0,909	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,638	1,913	1,471	1,054	1,096					
Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L)	-	<0,5	<0,5	<0,5	0,63	1,821	1,401	2,24	1,4	0,96	0,84	0,94					
Toplam Fosfor (mg/L)	-	0,0366	0,0208	<0,01	0,0972	0,3672	0,0448	0,0432	0,357	0,0897	0,0356	0,0145					
Kimyasal Oksijen İhtiyacı(mg/L)	-	94,4	<10	22,2	11,1	62,4	19,2	14,4	115,2	22,4	24,8	18,4					
Debi (m ³ /sn)	-	-	1,845	-	2,385	1,8	-	1,12	-	-	-	-					
Fekal Koliform (CFU/100mL)	-	300	100	200	500	300	500	400	250	100	20	0					
Toplam Koliform (CFU/100mL)	-	2000	1800	200	1300	1800	2000	5000	3000	4000	2500	3000					

Tartışma ve Sonuç

Belek ÖÇK bölgesi içerisindeki yeraltısuyu örnekleri genel olarak Ca-Mg-HCO₃ ve Mg-Ca-HCO₃ su tipleri hakim olup denize yakın bölgelerde Na ve Cl iyonlarında artış gözlenmiştir. Bölgedeki derelerden alınan yüzey suyu örnekleri de benzer şekilde Ca-Mg-HCO₃ ve Mg-Ca-HCO₃ su tipi özelliği taşımaktadır. Yeraltısuyu ve yüzeysuyu örneklerinin tamamı pH değerlerine göre bazik karakterlidir. Ölçülmüş EC verilerine göre, yeraltısularında en yüksek EC değeri Denizkent mevkiinden alınmış olan S1 nolu su örneğinde, yüzeysularından ise Acısu Deresi'nden alınmış olan S12 nolu su örneğinde tespit edilmiştir. Bu verilere göre her iki su örneğinin de yüksek iyon içeriğine sahip olduğu ve/veya çevresel kirleticilerden etkilenmiş olduğu söylenebilir. Su örneklerinin oksijen değerlerinin de düşük olması su kalitesinin düşük olduğunu işaret etmektedir. Su örneklerinde genel olarak amonyum, nitrit, orto-fosfat ve florür değerleri düşük konsantrasyonlardadır. Nitrat konsantrasyonlarının ise yeraltısularında 3,98 mg/l ile 70,92 mg/l arasında; yüzeysularında ise <0.03 mg/l ile 13,17 mg/l arasında olduğu belirlenmiştir. Bu veriler de özellikle tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan kirliliğin su kaynaklarının olumsuz etkilediğini göstermektedir. Çiçek ve Ertan (2012) tarafından Şubat 2008- Ocak 2009 tarihleri arasında Köprüçay'ın kaynak noktasından nehir ağzı bölgesine kadar farklı lokasyonlardan örnekler alınarak su kalitesinin belirlenmesine yönelik yapılan çalışmanın sonuçlarına göre, Köprüçay Nehir ağzında elektriksel iletkenlik, bulanıklık, klorür, toplam sertlik, biyolojik oksijen ihtiyacı, organik madde miktarı, amonyum azotu, sülfat vb. değerlerin diğer istasyonlardan daha yüksek belirlenmiş ve akıntıya bağlı olarak kirlilik taşınımına ve denizsuyu girişimi etkisine bağlanmıştır. Bunun dışında, nehir ağzı hariç diğer tüm örneklerin su kalitesinin I. sınıf ve bütün kullanımlara uygun olduğu belirlenmiştir. Sunulan çalışmada da benzer sonuçlar elde edilmiş ve 2009 yılında su kalitesinin iyi durumda olduğu belirlenmiştir. Dere su kalitesinin zamansal değişimleri genel olarak değerlendirildiğinde ise geçen 8 yıllık süre içerisinde özellikle azot ve fosfor yükleri ile birlikte iletkenlik, oksijen ve bakteriyolojik parametreler açısından su kalitelerinde ciddi bozulma dikkati çekmektedir. Aylık olarak değerlendirildiğinde su kalitesi sınıfları yaz aylarında kış aylarına nazaran daha düşüktür. Bu durum yaz aylarında yağışların olmaması ve/veya az olması sonucu su iyon derişiminin artması ile ilişkili olarak olağandır. Bölgede yaygın olarak sürdürülen tarımsal faaliyetler sırasında kullanılan gübreler ve evsel atık suların lokal olarak kontrolsüz deşarjları bölgedeki yüzeysularının kalitesini olumsuz etkileyen en

önemli kirletici kaynaklardır. Bölgede her ne kadar Çolaklı, Boğazkent ve Kumköy arıtma tesisleri bulunsa ve aktif olarak çalışıyor olsalar da su kalitesinin zamansal değişimi incelendiğinde bölgedeki kirlilik yüklerinin yüzey sularının kalitesini olumsuz olarak etkilemeye devam ettiğini ve arıtma tesislerinin yeterli olmadığını söylemek mümkündür.

Teşekkür

Bu çalışma, Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Tabiat Varlıklarını Koruma Genel Müdürlüğü adına "Belek Özel Çevre Koruma Bölgesi Biyolojik Çeşitlilik Araştırma Projesi" kapsamında yapılmış olup yazarlar, projeyi finansal olarak destekleyen Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'na ve proje kapsamında kullanılan su analiz sonuçlarının temin edildiği DSİ 13. Bölge Müdürlüğü'ne teşekkür ederler.

Kaynaklar

- Al-Khashman OA. 2007. Assessment of the spring water quality in the Shoubak area, Jordan. *Environmentalist*. 28:203-215.
doi:10.1007/s10669-007-9129-1.
- Anonim 2005. Sular - İnsani tüketim amaçlı sular, TS-266, Türk Standartları Enstitüsü, 25 s, Ankara. [Erişim tarihi: 02.04.2020]. Erişim adresi: <https://intweb.tse.org.tr/Standard/Standard/Standard.aspx>
- Anonim 2012. Yerüstü su kalitesi yönetmeliği, 30.11.2012 tarih ve 28483 sayılı resmi gazete, (Değişik: RG-10/8/2016-29797), Ankara. [Erişim tarihi: 02.04.2020]. Erişim adresi: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2016/08/20160810-9.htm>
- Anonim 2019. İçme suyu temin edilen suların kalitesi ve arıtılması hakkında yönetmelik, 6.7.2019 tarih ve 30823 sayılı resmi gazete, Ankara. [Erişim tarihi: 02.04.2020]. Erişim adresi: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2019/07/20190706-8.htm>
- Ayers RS, Westcot DW. 1989. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage, 29 Rev. 1, ISBN 92-5-102263-1. [Erişim tarihi: 02.04.2020]. Erişim adresi: <http://www.fao.org/3/t0234e/t0234e00.htm>
- Bulut C, Kubilay A. 2019. Eğirdir Gölü (Isparta/Türkiye) su kalitesinin mevsimsel değişimi. *Su Ürünleri Dergisi*. 36(1):13-23.
doi:10.12714/egejfas.2019.36.1.02
- Choudhury SS, Keot A, Das H, Das M, Baishya C, Sarma A, Deka P. 2016. Preliminary physicochemical and microbiological analysis of Bahini River water of Guwahati, Assam, India. *Int J Curr Microbiol App Sci IJCMAS*. 5(2):684-692.
doi:10.20546/ijcmas.2016.502.075
- Çiçek NL, Ertan ÖO. 2012. Köprüçay Nehri (Antalya)'nın fiziko-kimyasal özelliklerine göre su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*. 21(84):54-65.
doi:10.5053/ekoloji.2012.847

- Fulazzaky MA, Seong TW, Masirin MIM. 2010. Assessment of water quality status for the Selangor River in Malaysia. *Water Air Soil Poll.* 205:63-77.
[doi:10.1007/s11270-009-0056-2](https://doi.org/10.1007/s11270-009-0056-2)
- Hu K, Huang Y, Li H, Chen BLD, White RE. 2005. Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China Plain. *Environ Int.* 31(6):896-903.
[doi:10.1016/j.envint.2005.05.028](https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.028)
- Kaplan M, Sönmez S. 2000. Belek özel çevre koruma alanı akarsularının su kalitelerinin ve kirlenmelerinin değerlendirilmesi. *Ekoloji.* 34:21-26.
- Kazi TG, Arain MB, Jamali MK, Jalbani N, Afridi HI, Sarfraz RA, Baig JA, Shah AQ. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotox Environ Safe.* 72:301-309.
[doi:10.1016/j.ecoenv.2008.02.024](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.024)
- Küçük F, Gülle İ, Güçlü SS. 2019. Antalya Havzası akarsularındaki yılan balığı göçleri üzerine antropojenik baskılar. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi.* 9(Ek sayı 1):285-296.
[doi:10.29048/makufebd.466673](https://doi.org/10.29048/makufebd.466673)
- Leung CM, Jiao JJ. 2006. Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong. *Water Res.* 40(4):753-767.
[doi:10.1016/j.watres.2005.12.016](https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.12.016)
- Najar IA, Khan AB. 2012. Assessment of water quality and identification of pollution sources of three lakes in Kashmir, India, using multivariate analysis. *Environ Earth Sci.* 66(8):2367-2378.
[doi:10.1007/s12665-011-1458-1](https://doi.org/10.1007/s12665-011-1458-1)
- Okonko IO, Adejoje OD, Ogunnusi TA, Fajobi E, Shittu OB. 2008. Microbiological and physicochemical analysis of different water samples used for domestic purposes in Abeokuta and Ojota, Lagos Nigeria. *Afr J Biotechnol.* 7(5):6717-6721.
[doi:10.5897/AJB07.217](https://doi.org/10.5897/AJB07.217)
- Özel HU, Gemici BT. 2018. Bartın Irmağı kirlilik profilinin fiziksel parametrelerle belirlenmesi. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi.* 7(1):52-58.
[doi:10.29048/makufebd.206618](https://doi.org/10.29048/makufebd.206618)
- Paca JM, Santos FM, Pires JC, Leitão AA, Boaventura RA. 2019. Quality assessment of water intended for human consumption from Kwanza, Dande and Bengo rivers (Angola). *Environ Pollut.* 254, 113037.
[doi:10.1016/j.envpol.2019.113037](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113037)
- Schoonover JE, Lockaby BG, Pan S. 2005. Changes in chemical and physical properties of stream water across an urban-rural gradient in western Georgia. *Urban Ecosyst.* 8:107-124.
[doi:10.1007/s11252-005-1422-5](https://doi.org/10.1007/s11252-005-1422-5)
- Şahinci A. 1991. Doğal Suların Jeokimyası. İzmir: Reform Matbaası, 548 s.
- Şener Ş. 2010. Eğirdir Göl suyu ve dip sedimanlarının hidrojeokimyasal incelemesi [Doktora tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi, 348 s.
- Şener Ş, Özdemir H. 2017. Karakuyu (Afyon) Gölü sulak alanı ve çevresinin hidrojeoloji incelemesi. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi.* 5(2):425-439.
[doi:10.21923/jesd.314288](https://doi.org/10.21923/jesd.314288)
- Şener E, Varol S, Şener Ş, Davraz A. 2019. Assessment of the stream network pollution in the Eğirdir Lake Basin (Turkey) using water quality index and multivariate analysis. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi.* 7(2):352-368.
[doi:10.21923/jesd.471866](https://doi.org/10.21923/jesd.471866)
- Tabayashi Y, Yamamuro M. 2009. Changes in the impact of anthropogenic effects on river water quality during the last 50 years in Japan. *Wetl Ecol Manag.* 17:409-415.
[doi:10.1007/s11273-008-9117-3](https://doi.org/10.1007/s11273-008-9117-3)
- Tayfur G, Kirer T, Baba A. 2008. Groundwater quality and hydrogeochemical properties of Torbalı Region, İzmir, Turkey. *Environ Monit Assess.* 146(1-3):157-169.
[doi:10.1007/s10661-007-0068-6](https://doi.org/10.1007/s10661-007-0068-6)
- Tomar A. 2009. Toprak ve su kirliliği ve su havzalarının korunması. TMMOB İzmir Kent Sempozyumu, 333-345, İzmir, Türkiye.
- Umar R, Ahmad MS. 2000. Groundwater quality in parts of central Gang Basin, India. *Environ Geol.* 39 (6):673-678.
[doi:10.1007/s002540050480](https://doi.org/10.1007/s002540050480)
- Varol S. 2018. Yazır Gölü (Çavdır/Burdur) sulak alan havzasının hidrojeoloji ve hidrojeokimyasal incelemesi. *Karaelmas Science and Engineering Journal.* 8(1):156-167.
[doi:10.7212%2Fzkufbd.v8i1.924](https://doi.org/10.7212%2Fzkufbd.v8i1.924)
- Varol S, Şekerci M. 2018. Korkuteli ilçe merkezi (Antalya) su kaynaklarının su kalite indeksi (WQI) yöntemi ile değerlendirmesi. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi.* 6(1): 74-86.
[doi:10.21923/jesd.404096](https://doi.org/10.21923/jesd.404096)



Comparative Studies on Serum Lysozyme Activities of Common Carp (*Cyprinus carpio*), Pikeperch (*Sander lucioperca*), Prussian Carp (*Carassius gibelio*) and Crayfish (*Astacus leptodactylus*)

Cafer BULUT^{1*}  Ayşegül KUBİLAY² 

¹Fisheries Research Institute, TR-32500 Eğirdir-Isparta, Turkey

²Faculty of Eğirdir Fisheries, Isparta University of Applied Sciences, TR-32260, Isparta, Turkey

ABSTRACT

In this study, serum lysozyme activity was studied by the agar well diffusion assay in various species of fish (common carp, *Cyprinus carpio*, pikeperch, *Sander lucioperca*, prussian carp, *Carassius gibelio*) and crayfish (*Astacus leptodactylus*) obtained from three different regions in spring and autumn in 2013. The highest levels of lysozyme activity were found in pikeperch fish, followed by common carp, prussian carp, and crayfish, respectively. There was no significant difference between common carp, prussian carp, and crayfish, but it was found a significant difference between pikeperch fish and the other species ($p<0.05$). There was a significant difference of serum lysozyme levels between spring and autumn in common carp, prussian carp and crayfish ($p<0.05$). There was no significant difference between seasons in pikeperch fish. These results showed different of the lysozyme activity in the fish innate immune system in the aquatic ecosystem of different species.

Keywords: Innate immunite, stress, seasonal variation, agar well diffusion assay, fisheries

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 03.04.2019

Revised : 17.02.2020

Accepted : 10.03.2020

Published : 27.08.2020

DOI:10.17216/LimnoFish.548527



* CORRESPONDING AUTHOR

caferbulut@gmail.com

Phone : +90 246 313 34 60

Sazan (*Cyprinus carpio*), Sudak (*Sander lucioperca*), Gümüşi Havuz Balığı (*Carassius gibelio*) ve Kerevit (*Astacus leptodactylus*) Örneklerinde Serum Lizozim Aktivitelerinin Karşılaştırılması

Öz: Bu çalışmada, ilkbahar ve sonbahar dönemlerinde üç farklı bölgeden elde edilen sazan (*Cyprinus carpio*), sudak (*Sander lucioperca*), güümüşi havuz balığı (*Carassius gibelio*) ve kerevit (*Astacus leptodactylus*) örneklerinde difüzyon agar metodu kullanılarak serum lizozim aktiviteleri incelenmiştir. Lizozim aktivitesi en yüksek seviyede sudak balıklarında, ardından sırayla sazan, güümüşi havuz balığı ve kerevit örneklerinde bulunmuştur. Sazan, güümüşi havuz balığı ve kerevit arasında anlamlı bir fark bulunmazken sudak balıkları ve diğer türler arasında anlamlı bir farklılık olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). Sazan, güümüşi havuz balığı ve kerevitlerde ilkbahar ve sonbahar dönemleri arasında serum lizozim düzeylerinde fark anlamlı bulunurken ($p<0,05$), sudak balıklarında mevsimler arasındaki fark anlamlı bulunmamıştır. Bu sonuçlar, sucul ekosistemindeki farklı türlerin doğuştan gelen bağışıklık sistemindeki lizozim aktivitesinin farklı olduğunu göstermiştir.

Anahtar kelimeler: Doğal bağışıklık, stres, mevsimsel değişim, difüzyon agar metodu, su ürünleri

How to Cite

Bulut C, Kubilay A. 2020. Comparative Studies on Serum Lysozyme Activities of Common Carp (*Cyprinus carpio*), Pikeperch (*Sander lucioperca*), Prussian Carp (*Carassius gibelio*) and Crayfish (*Astacus leptodactylus*). LimnoFish. 6(2): 111-119. doi: 10.17216/LimnoFish.548527

Introduction

Fish and crayfish are interaction with a wide range of pathogenic and non-pathogenic microorganisms in the aquatic environment and thus have complex defense mechanisms for their survival. There is specific and innate immune responses in fish. The innate immune system is considered to be the first line of defense against pathogens in fish and is more important for fish as compared with mammals. Lysozyme is an important part of the

nonspecific immune response and is commonly found in invertebrates and vertebrates (Magnadottir et al. 2005; Bowden 2008; Cerenius and Söderhäll 2018). It is known that leukocytes secrete lysozyme in fish (Murray and Fletcher 1976). The kidney has the highest lysozyme activity in fish. Lysozyme level or activity is an important index of innate immunity of fish, due to the high concentration of these leukocytes in the anterior hematopoietic portion of the kidney (Saurabh and Sahoo 2008). Lysozyme is

an important bacteriolytic agent found in a variety of freshwater and marine fish species (Lie et al. 1989; Balfry and Iwama 2004). Lysozyme has been described in invertebrates as a component of the innate immune system, functioning as an antibacterial protein (Jollès and Jollès 1984; Sotelo-Mundo et al. 2003). Lysozyme is commonly included in the family of the antibacterial peptides based on its small molecular weight and its bacteriolytic effect (Hoffmann and Hoffmann 1990; Boman 1991). It is also known to be opsonic in nature and activates the complement system and phagocytes. It has been found in mucus, lymphoid tissue serum, other body fluids, and ova of fish (Bowden 2008). Lysozyme has also been detected in many other fish tissues such as spleen, liver, skin, mucus, gills, muscle, ovary and eggs (Takahashi et al. 1986; Lie et al. 1989; Yousif et al. 1991; Takemura and Takano 1995; Karaarslan et al. 2007). Lysozyme isolated from fish is effective as a bacteriolytic agent against both Gram-positive and Gram-negative fish pathogens (Grinde 1989; Yousif et al. 1994). Lysozyme is therefore an important factor in protecting fish against bacterial pathogens, due to its antibacterial properties and because it is located in areas that are in frequent contact with pathogens (i.e. kidney and skin mucus) (Balfry and Iwama 2004).

Lysozyme activity has been shown to vary depending on the sex, state of health, age and size, season, water temperature, pH, toxicants, infections and degree of stressors (Fletcher and White 1973; Fletcher et al. 1977; Möck and Peters 1990; Saurabh and Sahoo 2008; Bulut and Kubilay 2010; Bulut et al. 2012). The genetic variation of lysozyme has also been established (Grinde et al. 1988; Røed et al. 1993; Lund et al. 1995; Balfry et al. 1997) and research into breeding selection programs are being developed that utilize lysozyme activity measurements as selection criteria (Fevolden et al. 1991, 1992, 2002; Fevolden and Røed 1993; Røed et al. 2003; Balfry and Iwama 2004).

The immune response is very sensitive to stress and temperature variations. Hence, both activating and suppressive processes have been described following stress episodes, although the majority of changes often result in deleterious effects. Immediate responses during the activation phase enhance innate humoral immunity such as increased levels of lysozyme and C3 proteins after acute stress (Lie et al. 1989; Sunyer and Tort 1995; Demers and Bayne 1997; Kubilay and Ulukoy 2002; Tort et al. 2004; Tort 2011).

In the present study, it was investigated for serum lysozyme levels in common carp (*Cyprinus carpio*), pikeperch (*Sander lucioperca*), prussian carp (*Carassius gibelio*) and crayfish (*Astacus*

leptodactylus) over a spring/autumn period for seasonal variation.

Materials and Methods

Field Sampling of Fish

Common carp, prussian carp, pikeperch fish, and crayfish used in this study, were obtained from Egirdir Lake in Turkey. Egirdir Lake is the second largest lake in Turkey. The surface area of the lake is approximately 480 km². The lake is still drinking water sources. In the study Hoyran, Gelendost and Köprü regions were selected as the sampling regions (Hoyran region (38°09'10.64"N-30°45'44.47"E; Gelendost region 37°59'43.82"N-30°49'10.48"E) and Köprü region (37°51'41.52"N-30°51'02.18"E) (Figure 1).

Fish and crayfish samples were obtained in spring and autumn 2013. In the spring and autumn period, 60 fish and 20 crayfish samples were collected in total, 10 from each region. Fish and crayfish samples were caught by nets and pinteres. The length and weights of the fish obtained for analysis are measured. The length, weight, carapace length, and length of the crayfish samples are also noted.



Figure 1. Sampling field of fish and crayfish in Egirdir Lake

Blood collection

Briefly, fishes and crayfish were anaesthetized using 2-phenoxyethanol. The blood samples were collected by sterile plastic injector from the caudal blood vessels was allowed to clot at room

temperature for 2 h, then centrifuged at 3000 g for 15 min. The serum was removed, aliquoted, and frozen at -20 °C until required (Figure 2).



Figure 2. Blood taking from the fish and crayfish

Lysozyme Activity

Lysozyme activity was determined according to Lie et al. 1989 using a lysoplate assay. Petri dishes containing 1% agarose in phosphate buffer saline (PBS) pH 6.2 containing 0.60 mg ml⁻¹ lyophilized *Micrococcus lysodeicticus* (Sigma M 3770) were prepared. Wells of 5 mm diameter were made in the agarose, filled with 25 µl of fish serum, incubated at 25 °C and the diameter of the lytic zones was measured 24 h after incubation. The measurements were triplicated (Figure 3). Hen egg white lysozyme (HEWL; Merck EC 3.2.1.27) served as the standard. Sample activity was compared with a calibration curve prepared with chicken egg white lysozyme and activity of serum was calculated based on the activity of commercial HEWL by use of a non-linear regression model, where the area of the lytic zones was in the ordinate and micrograms of HEWL were in Figure 4. Lysozyme activity was measured as a concentration of hen egg-white lysozyme equivalent in mg ml⁻¹ (Grinde 1989; Ellis 1996).

Statistical analysis

The statistics of the data obtained in the experiments were evaluated using the SPSS package

program and Microsoft Excel 2016. Variance analysis (ANOVA) was applied to all the data and the differences between the group averages were determined according to the Duncan test and multiple comparison test and the significance level was $p < 0.05$.

Results

Size of the fish and the crayfish sample-weight distribution obtained in this study, for common carp fish samples, fork lengths 17.00-66.20 cm (mean: 33.19±2.9) and the weights were 109-5471 g (mean: 1315±2.99) has been distributed between. For pikeperch fish samples, fork lengths 16.70-44.60 cm (mean: 30.67±0.97) and the weights 103-898 g (mean: 337±29) has been distributed between. For prussian carp fish samples, fork lengths 16.00-43.40 cm (mean: 24.88±0.46) and the weights 100-986 g (mean: 429±18) has been distributed between. For crayfish samples, fork lengths 7.20 to 14.60 cm (mean: 11.79±0.19) and the weights 10 to 99 g (mean: 48±2) has been distributed between.

The values of common carp, pikeperch, prussian carp, and crayfish lysozyme activity were given in Table 2. The highest lysozyme

activity was detected in pikeperch (0.944 mg ml⁻¹). It was followed by common carp (0.256 mg ml⁻¹), prussian carp (0.236 mg ml⁻¹) and crayfish (0.227 mg ml⁻¹), respectively (Figure 5).

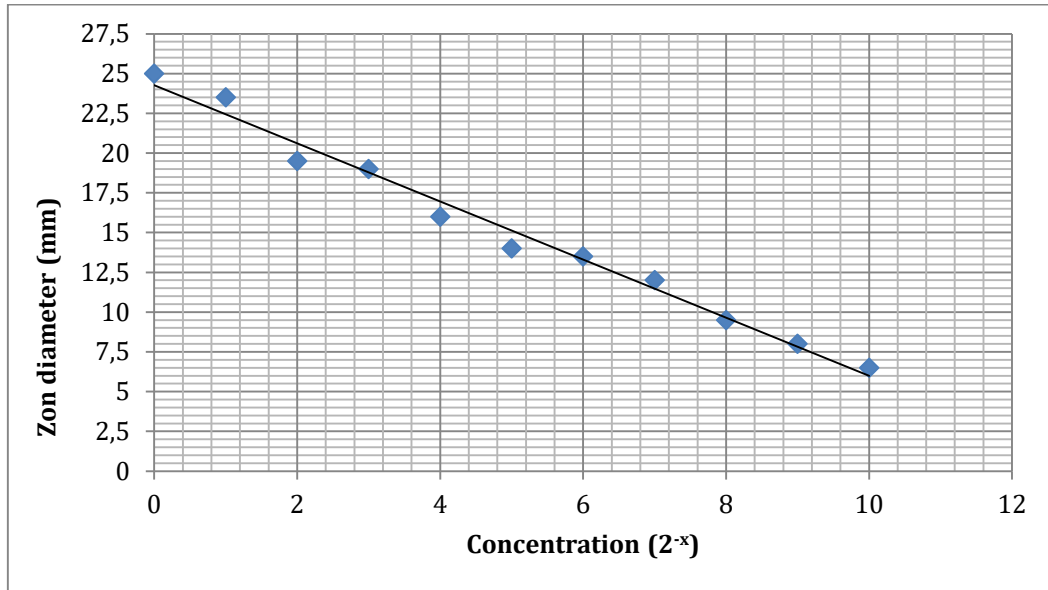


Figure 3. HEWL standard used in lysozyme activity

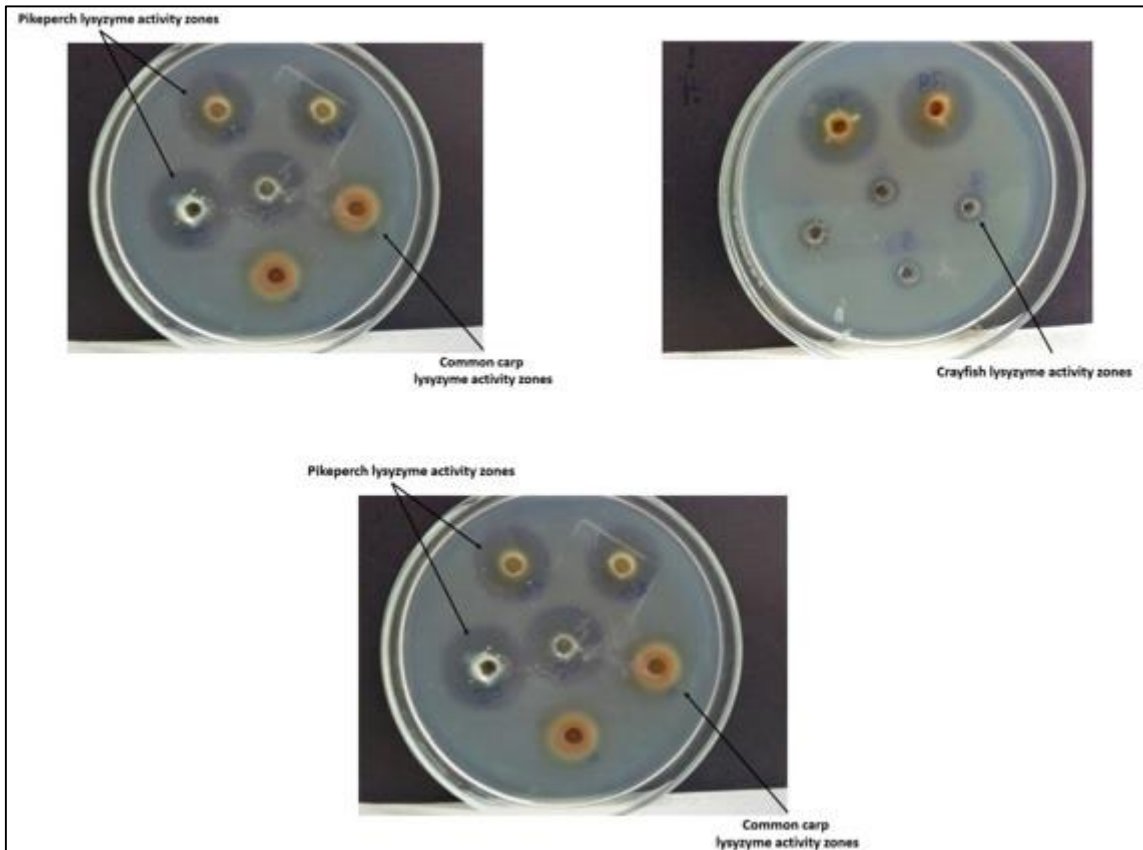


Figure 4. Lysozyme diameters of the common carp, pikeperch and crayfish

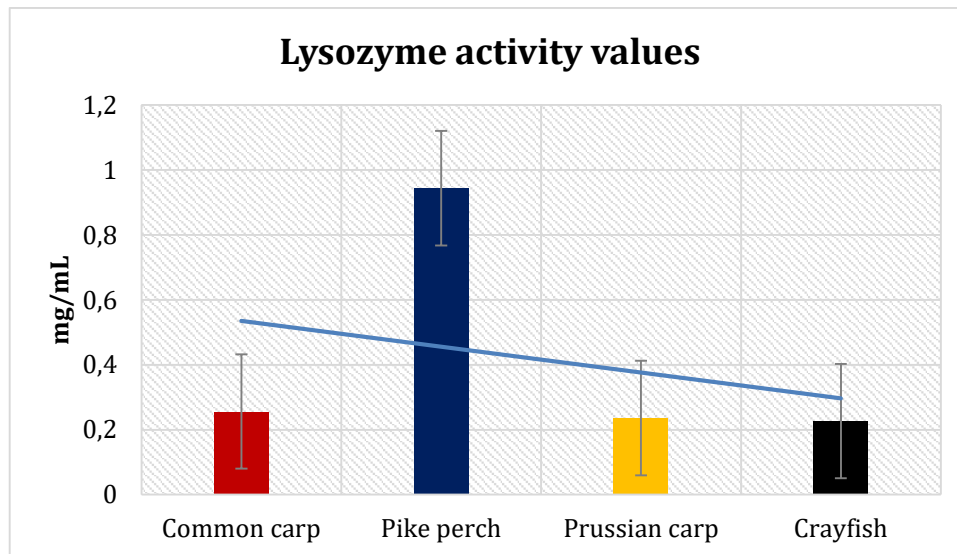


Figure 5. Mean serum lysozyme activity values of common carp, pikeperch, prussian carp and crayfish (mg ml⁻¹)

The levels of common carp, prussian carp, and crayfish lysozyme activity were determined in close proximity. The lysozyme activity of pikeperch was found to be quite high compared to other species. This suggests that pikeperch is more sensitive than these species. These results indicate that the pikeperch is more susceptible to stress factors in the aquatic ecosystem.

Serum lysozyme was taken in spring and autumn to see the changes in fish and crayfish under environmental conditions.

Statistical analyzes performed on samples in common carp, statistically significant difference between seasons, as it was observed that there was found to be a statistically significant difference between regions ($p < 0.05$). In the pikeperch samples, the difference between regions and seasons was not statistically significant ($p < 0.05$). In the prussian carp and crayfish samples, the difference between the regions was not statistically significant and the difference between the seasons was statistically significant ($p < 0.05$) (Table 1).

The data for the two seasonal samples gave a mean serum lysozyme level of for the sample taken in spring and autumn. Statistical analysis of these two sample sets showed a highly significant difference ($p < 0.05$).

Discussion

Fish have functions that can be adapted to survive in aquatic environments (Ingram 1980). Researchers have examined samples of serum, plasma, lymph, kidney, spleen, stomach, gill, gastrointestinal tract, and other organs or tissues in many fish species (Fletcher and White 1973).

Fast et al. 2002; lysosomes have observed differences in enzyme levels between seawater and freshwater-raised fish species, as well as finding a

reverse variation in lysozyme-specific activity in rainbow trout, koho salmon and Atlantic salmon. The same researchers have reported that high lysosomal activities in seawater species used in the study may be related to adaptation to species-specific for different environmental conditions and that variations in lysozyme activity are also activities thought to depend on the thickness of the epidermis and the number of mucus cells.

Although many related fish species have been studied for the existence of lysozyme, little is known about the species of hunting fish studied in this study. A significant variation observed in the specific activities of these hydrolytic enzymes between all fish species examined and species of fish within the same family (such as Cyprinidae) appears to differ in terms of prey to animals.

Pickering (1974), Spitzer and Koch (1998); based on their previous reports, they reported that hagfish had a thicker epidermis (95-125 μm) than Arctic char (75.7 \pm 10.2 μm) and brook trout (71.0 \pm 6.8 μm). Also, researchers have reported that hagfish produces mucus in abundance compared to other species studied, suggesting that the hypothesis about epidermal thickness and enzyme activity might be partially valid for hagfish. Balfry and Iwama (2004), reported that changes in lysozyme activity may also be related to a variety of factors such as stress, maturity, diet, gender, species variation, and responses to addressing genetic diversity.

This study showed significant variation in the relative levels of lysozyme between pikeperch and cyprinid species. A significant observation from our study was the higher level of lysozyme in pikeperch. Therefore, levels of lysozyme activity were similarly determined by common carp, prussian carp, and crayfish. The lysozyme activity of pikeperch was found to be quite high compared to other species.

Table 1. Serume lysozyme activity values in common carp, pikeperch, prussian carp and crayfish (mg ml⁻¹)

Season		Lysozyme activity (mg ml ⁻¹)					
		<i>Common carp</i>			<i>Pikeperch</i>		
		Hoyran	Gelendost	Kopru	Hoyran	Gelendost	Kopru
Spring	Min.	0.171	0.171	0.171	0.798	0.798	0.856
	Max.	0.399	0.342	0.342	1.026	1.026	1.140
	Med.	0.249	0.227	0.230	0.914	0.937	0.967
	S.D.*	0.078	0.059	0.061	0.066	0.070	0.088
Autumn	Min.	0.171	0.171	0.171	0.798	0.798	0.570
	Max.	0.399	0.399	0.456	1.140	1.026	1.140
	Med.	0.269	0.264	0.296	0.969	0.946	0.920
	S.D.	0.061	0.080	0.100	0.125	0.077	0.170
		Spring	Autumn	General	Spring	Autumn	General
Min.		0.171	0.171	0.171	0.798	0.570	0.570
Max.		0.399	0.456	0.456	1.140	1.140	1.140
Med.		0.235^a	0.276^b	0.256	0.946	0.941	0.944
S.D.*		0.065	0.078	(S.E.) 0.009	0.065	0.133	(S.E.) 0.011
Season		<i>Prussian carp</i>			<i>Crayfish</i>		
		Hoyran	Gelendost	Kopru	Hoyran	Gelendost	Kopru
Spring	Min.	0.057	0.079	0.068	0.171	0.171	0.171
	Max.	0.285	0.342	0.342	0.342	0.570	0.456
	Med.	0.176	0.212	0.179	0.234	0.302	0.264
	S.D.*	0.063	0.076	0.083	0.050	0.164	0.104
Autumn	Min.	0.057	0.171	0.114	0.114	0.114	0.114
	Max.	0.456	0.513	0.399	0.342	0.342	0.342
	Med.	0.262	0.282	0.265	0.219	0.211	0.211
	S.D.	0.108	0.091	0.076	0.058	0.052	0.058
		Spring	Autumn	General	Spring	Autumn	General
Min.		0.057	0.057	0.057	0.171	0.114	0.114
Max.		0.342	0.513	0.513	0.570	0.342	0.570
Med.		0.189^a	0.268^b	0.237	0.266^b	0.214^a	0.227
S.D.*		0.075	0.093	(S.E.) 0.008	0.113	0.056	(S.E.) 0.007

* The different letters on the same line show that the difference between the stations is statistically significant ($p < 0,05$).

*S.D.: Standart Deviation;

*S.E.: Standart Error

Lysozyme activity in the pikeperch was at least 4 times greater than cyprinid species. This suggests that pikeperch is more sensitive than these species. These results indicate that the pikeperch is more susceptible to stress factors in the aquatic ecosystem.

Subramanian et al. (2007), reported that they found higher levels of lysozyme in the epidermal cortex (*Myxine glutinosa*) of the hagfish, in which case the components in the epidermal component of ha hagfish were produced at higher levels. Researchers reported that in the same study, the absence of an advanced immune system could replace the presence of six other high teleosts that the researchers performed. Spitzer and Koch (1998), found that hagfish lives in muddy environments and secretes mucus in abundant quantities. Edwards and Twomey (1982), reported that survival in such an environment may require high levels of these natural immunity factors. Furthermore, changes in trypsin-like protease deficiency, such as Havana fish, live koi carp in muddy habitats, koi carp mucus enzyme levels such as high cathepsin B, and other teleosts,

have reported that these species suggest genetic adaptation to various environmental conditions.

Pankhurst (2011), reported that there are limited and very few studies on the stress and the resulting physiological and endocrine effects of fish living in a natural environment with sampling and potential difficulties. However, factors affecting stress in the environmental milieu are gender and maturity, time, nutrition, season, and vital cycle; and that birds living in environmental environments are also causing stress on fish. When we compare the findings with other studies, it is concluded that fishes living on Eğirdir Lake are exposed to less stress than fish living in aquaculture conditions.

Subramanian et al. (2007), reported that they observed a wide variation in enzyme activity among the seven species. The researchers found that only marine fish showed about two times more lysozyme activity than freshwater fish species and that lysozyme activity varied markedly with salinity.

Røed et al. (1993), reported that lysozyme activity varies depending on the species of aquatic

organisms, health status, stress, sex, season, temperature, and gender maturity. Lie et al. (1989), found that lysosomal activity results in thirteen different species with different outcomes between species, which in turn resulted in the genetic makeup of living things. Fevolden et al. (1999) reported that the level of lysozyme decreased with increasing acute stress predominant over time, while the level of lysozyme declined with longer survival or chronic stratification. Karaarslan et al. (2007), examined the activity of rainbow trout in kidney, spleen, liver, a fertilized egg, and blood serum at different stages in their study. In rainbow trout, lysozyme activity was determined as kidney, liver, blood serum, and spleen, respectively.

Cnaani et al. (2004), *Oreochromis aureus*, and *Oreochromis mossambicus* reported that glucose concentration and lysozyme activity received different responses to stress.

A full characterization of the kinetics of change of lysozyme activity as a component will require further research.

There is little analysis of lysozyme activity related to fish species living in the natural environment. Further studies focusing on the factors that influence the production of these innate immune and stress components will provide a better understanding of their roles and the immune system of evolutionarily diverse fish on the aquatic ecosystem.

References

- Balfry SK, Shariff M, Iwama GK. 1997. Strain differences in non-specific immunity of tilapia *Oreochromis niloticus* following challenge with *Vibrio parahaemolyticus*. Dis Aquat Organ. 30:77-80. doi: 10.3354/dao030077
- Balfry S, Iwama GK. 2004. Observation on the inherent variability measuring lysozyme activity in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Comp Biochem Phys B. 138(3):207-211. doi: 10.1016/j.cbpc.2003.12.010
- Boman HG. 1991. Antibacterial peptides-key components needed in immunity. Cell. 65(2):205-207. doi: 10.1016/0092-8674(91)90154-q
- Bowden TJ. 2008. Modulation of the immune system of fish by their environment. Fish Shellfish Immun. 25(4):373-383. doi: 10.1016/j.fsi.2008.03.017
- Bulut C, Kubilay A. 2010. Farklı İşletmelerdeki Gökkuşluğu Alabalıklarının (*Oncorhynchus mykiss*) Lizozim Aktivitelerinin Karşılaştırılması. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi. 14(2):134-143.
- Bulut C, Kubilay A, Akçimen U, Ceylan M. 2012. Formaldehit (CH₂O)'ün Farklı Konsantrasyonlarının Gökkuşluğu Alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) Kortizol, Glikoz ve Lizozim Aktivitesi Üzerine Etkileri. Journal of Fisheries Sciences. 6 (4): 321-330. doi: 10.3153/jfscom.akdeniz006
- Cerenius L, Söderhäll K. 2018. Crayfish immunity - Recent findings. Dev Comp Immunol. 80:94-98. doi: 10.1016/j.dci.2017.05.010
- Cnaani A, Tinman S, Avidar Y, Ron M, Hulata G. 2004. Comparative study of biochemical parameters in response to stress in *Oreochromis aureus*, *Oreochromis mossambicus* and two strains of *Oreochromis niloticus*. Aquac Res. 35(15):1434-1440. doi: 10.1111/j.1365-2109.2004.01167.x
- Demers NE, Bayne CJ. 1997. The immediate effects of stress on hormones and plasma lysozyme in rainbow trout. Dev Comp Immunol. 21(4):363-373. doi: 10.1016/S0145-305X(97)00009-8
- Edwards EA, Twomey K. 1982. Habitat suitability index models: Common carp. Washington: Fish and Wildlife Service 38 p.
- Ellis AE. 1996. Lysozyme assay. In: Stolen JS, Fletcher TC, Anderson DP, Roberson BS, Mulswink, WB, editors. Techniques in fish immunology. Fair Haven, USA: SOS Publications. p. 101-105.
- Fast MD, Sims DE, Burka JF, Mustafa A, Ross NW. 2002. Skin morphology and humoral non-specific defence parameters of mucus and plasma in rainbow trout, coho and Atlantic salmon. Comp Biochem Phys A. 132(3):645-657. doi: 10.1016/S1095-6433(02)00109-5
- Fevolden SE, Refstie T, Røed KH. 1991. Selection for high and low cortisol stress response in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquaculture. 95(1-2):53-65. doi: 10.1016/0044-8486(91)90072-F
- Fevolden SE, Refstie T, Røed KH. 1992. Disease resistance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) selected for stress response. Aquaculture. 104(1-2):19-29. doi: 10.1016/0044-8486(92)90134-7
- Fevolden SE, Røed KH. 1993. Cortisol and immune characteristics in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) selected for high or low tolerance to stress. J Fish Biol. 43(6):919-930. doi: 10.1111/j.1095-8649.1993.tb01166.x
- Fevolden SE, Røed KH, Fjalestad KT, Stien J. 1999. Poststress levels of lysozyme and cortisol in adult rainbow trout: heritabilities and genetic correlations. J Fish Biol. 54(4):900-910. doi: 10.1111/j.1095-8649.1999.tb02040.x
- Fevolden SE, Røed KH, Fjalestad KT. 2002. Selection response of cortisol and lysozyme in rainbow trout and correlation to growth. Aquaculture. 205(1-2):61-75. doi: 10.1016/S0044-8486(01)00660-3
- Fletcher TC, White A. 1973. Lysozyme activity in the plaice (*Pleuronectes platessa* L.). Experientia. 29:1283-1285. doi: 10.1007/BF01935119
- Fletcher TC, White A, Baldo BA. 1977. C-reactive protein-like precipitin and lysozyme in the

- lumpsucker *Cyclopterus lumpus* L. during the breeding season. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry*. 57(4):353-357.
doi: 10.1016/0305-0491(77)90066-9
- Grinde B, Jollès J, Jollès P. 1988. Purification and characterization of two lysozymes from rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Eur J Biochem*. 173(2):269-273.
doi: 10.1111/j.1432-1033.1988.tb13994.x
- Grinde B. 1989. Lysozyme from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), as an antibacterial agent against fish pathogens. *J Fish Dis*. 12(2):95-104.
doi: 10.1111/j.1365-2761.1989.tb00281.x
- Hoffmann JA, Hoffmann D. 1990. The inducible antibacterial peptides of dipteran insects. *Res Immunol*. 141(9):910-918.
doi: 10.1016/0923-2494(90)90192-2
- Ingram GA. 1980. Substances involved in the natural resistance of fish to infection - A review. *J Fish Biol*. 16(1):23-60.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1980.tb03685.x
- Jollès P, Jollès J. 1984. What's new in lysozyme research? Always a model system, today as yesterday. *Mol Cell Biochem*. 63:165-189.
doi: 10.1007/BF00285225
- Karaarslan G, Kabak T, Çakır B, Kubilay A. 2007. Gökkuşluğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nın iç organ, kan serumu ve döllenen yumurtalarında lizozim aktivitesi. Paper presented at: IV. Ulusal Su Günleri; Antalya, Turkey.
- Kubilay A, Uluköy G. 2002. The Effects of Acute Stress on Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Turk J Zool*. 26(2):249-254.
- Lie Q, Evensen Q, Sørensen A, Frøysdal E. 1989. Study on lysozyme activity in some fish species. *Dis Aquat Organ*. 6:1-5.
doi: 10.3354/dao006001
- Lund T, Gjedrem T, Bentsen HB, Eide DM, Larsen HJS, Røed KH. 1995. Genetic variation in immune parameters and associations to survival in Atlantic salmon. *J Fish Biol*. 46(5):748-758.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1995.tb01598.x
- Magnadóttir B, Lange S, Gudmundsdóttir S, Bøgald J, Dalmo RA. 2005. Ontogeny of humoral immune parameters in fish. *Fish Shellfish Immun*. 19(5):429-439.
doi: 10.1016/j.fsi.2005.03.010
- Möck A, Peters G. 1990. Lysozyme activity in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), stressed by handling, transport, and water pollution. *J Fish Biol*. 37(6):873-885.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1990.tb03591.x
- Murray CK, Fletcher TC. 1976. The immunohistochemical localization of lysozyme in plaice (*Pleuronectes platessa* L.) tissue. *J Fish Biol*. 9(4):329-334.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1976.tb04681.x
- Pankhurst NW. 2011. The endocrinology of stress in fish: an environmental perspective. *Gen Comp Endocr*. 170(2):265-275.
doi: 10.1016/j.ygcen.2010.07.017
- Pickering AD. 1974. The distribution of mucus cells in the epidermis of the brown trout *Salmo trutta* (L.) and the char *Salvelinus alpinus* (L.). *J Fish Biol*. 6(2):111-118.
doi: 10.1111/j.1095-8649.1974.tb04531.x
- Røed KH, Fjalestad KT, Stromsheim A. 1993. Genetic variation in lysozyme activity and spontaneous haemolytic activity in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*. 114(1-2):19-31.
doi: 10.1016/0044-8486(93)90247-V
- Røed, KH, Fevolden SE, Fjalestad KT. 2003. Disease resistance and immune characteristics in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) selected for lysozyme activity. *Aquaculture*. 209(1-4): 91-101.
doi: 10.1016/S0044-8486(01)00810-9
- Saurabh S, Sahoo PK. 2008. Lysozyme: an important defence molecule of fish innate immune system. *Aquac Res*. 39(3):223-239.
doi: 10.1111/j.1365-2109.2007.01883.x
- Sotelo-Mundo RR, Islas-Osuna MA, de-la-Re-Vega E, Hernández-López J, Vargas-Albores F, Yepiz-Plascencia G. 2003. cDNA cloning of the lysozyme of the white shrimp *Penaeus vannamei*. *Fish Shellfish Immun*. 15(4):325-331.
doi: 10.1016/S1050-4648(02)00176-6
- Spitzer RH, Koch EA. 1998. Hagfish skin and slime glands. In: Jørgensen JM, Lomholt JM, Weber RE, Malte H, editors. *The Biology of Hagfishes*. London: Springer Netherlands. p. 109-32.
- Subramanian S, MacKinnon SL, Ross NW. 2007. A comparative study on innate immune parameters in the epidermal mucus of various fish species. *Comp Biochem Phys B*. 148(3):256-263.
doi: 10.1016/j.cbpb.2007.06.003
- Sunyer JO, Tort L. 1995. Natural hemolytic and bactericidal activities of sea bream *Sparus aurata* serum are effected by the alternative complement pathway. *Vet Immunol Immunop*. 45(3-4):333-345.
doi: 10.1016/0165-2427(94)05430-Z
- Takahashi K, Mori K, Nomura T. 1986. Occurrence and characterization of lysozyme from marine bivalves. *B Jpn Soc Sci Fish*. 52(5):863-868.
doi: 10.2331/suisan.52.863
- Takemura A, Takano K. 1995. Lysozyme in the ovary of tilapia (*Oreochromis mossambicus*): its purification and some biological properties. *Fish Physiol Biochem*. 14:415-421.
doi: 10.1007/BF00003379
- Tort L. 2011. Hormonal responses to stress | Impact of stress in health and reproduction. Reference Module in Life Sciences Encyclopedia of Fish Physiology. 2:1541-1552.
doi: 10.1016/B978-0-12-374553-8.00191-X
- Tort L, Rotllant J, Liarte C, Acerete L, Hernandez A, Ceulemans S, Coutteau P, Padros F. 2004. Effects of temperature decrease on feeding rates, immune indicators and histopathological changes of gilthead sea bream *Sparus aurata* fed with an experimental diet. *Aquaculture*. 229(1-4):55-65.
doi: 10.1016/S0044-8486(03)00403-4
- Yousif AN, Albright LJ, Evelyn TPT. 1991. Occurrence of lysozyme in the eggs of coho salmon

- Oncorhynchus kisutch*. Dis Aquat Organ. 10:45-49.
[doi: 10.3354/dao010045](https://doi.org/10.3354/dao010045)
- Yousif OM, Alhadrami GA, Pessaraki M. 1994.
Evaluation of dehydrated alfalfa and salt
bush (*Atriplex*) leaves in diets for tilapia
(*Oreochromis aureus* L.). Aquaculture. 129(3-4):341-
347.
[doi: 10.1016/0044-8486\(94\)90050-7](https://doi.org/10.1016/0044-8486(94)90050-7)



Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) Mikrobiyolojik Kirlilik Düzeyinin Mevsimsel Değişimi

F. Banu YALIM^{1*}, Nesrin EMRE², İskender GÜLLE³, Yılmaz EMRE⁴, Faruk PAK¹,
Özgür AKTAŞ¹, Ramazan UYSAL¹, Erdinç VESKE⁵

¹Akdeniz Su Ürünleri Araştırma Üretme ve Eğitim Enstitüsü Müdürlüğü, Antalya

²Akdeniz Üniversitesi Eğitim Fakültesi, Antalya

³Burdur Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü, Burdur

⁴Akdeniz Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü, Antalya

⁵Tarım ve Orman Bakanlığı, Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü, Ankara

Ö Z

Bu çalışmada, Burdur ili sınırları içerisinde yer alan Karacaören I Baraj Gölü ile gölü besleyen Isparta Çayı ve Göksu Deresi mansaplarının koliform ve fekal koliform bakteri yoğunluklarının mevsimsel değişimleri izlenerek, rezervuarın maruz kaldığı mikrobiyolojik kirlilik düzeyi belirlenmiş olup; ayrıca su sıcaklığı, pH ve çözülmüş oksijen değerleri de çalışma süresince ölçülmüştür. Mikrobiyolojik analizler, membran filtrasyon metodu ile gerçekleştirilmiştir. Çalışma alanının mikrobiyolojik kirliliği ulusal ve uluslararası kriterlere göre değerlendirilmiştir. Temmuz 2013 - Haziran 2014 tarihleri arasında yürütülen bu çalışmada, toplam koliform bakteri sayısı 500 - >100.000 KOB/100 mL, fekal koliform bakteri sayısı 430 - 14680 KOB/100 mL arasında değişim göstermiştir. Çalışma alanında kirlilik göstergesi parametrelerin alansal ve zamansal değişim gösterdiği, bu değerlerin özellikle kış aylarında yüksek seviyelerde olduğu tespit edilmiştir. Baraj gölünü besleyen Isparta Çayı ve Göksu (Çandır) Deresi toplam koliform ve fekal koliform bakteri sayıları, tüm aylarda, göl içindeki çalışma noktalarına göre oldukça yüksek değerlerde kaydedilmiştir. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Kalite Kriterlerine göre; baraj gölüne giren akarsu ve göl istasyonlarının III. ve IV. sınıf su kalitesinde olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Fekal koliform, Göksu Deresi, Isparta Çayı, Karacaören I Baraj Gölü, toplam koliform

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 18.10.2019

Düzeltilme : 06.04.2020

Kabul : 27.04.2020

Yayın : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.633769

* SORUMLU YAZAR

banuyalim@yahoo.com

fatmabanu.yalim@tarimorman.gov.tr

Tel : +90 242 251 05 85

Seasonal Change of Microbiological Pollution Level of Karacaören I Dam Lake, Burdur, Turkey

Abstract: It was aimed to monitor seasonal changes of coliform and fecal coliform bacteria densities in different stations of Karacaören I Dam Lake and Isparta Stream and Göksu Creek downstream and to determine the level of microbiological pollution in the dam. Besides, water temperature, pH, and dissolved oxygen values were measured during the study. The surface water samples were collected seasonally between July 2013 and June 2014. Microbiological analyzes were carried out by the membrane filtration method. Microbiological pollution of the study area was evaluated according to national and international criteria. The total coliform and fecal coliform bacteria counts were between 500 and >100,000 CFU/100 mL, between 430 and 14680 CFU/100 mL respectively. The pollution indicator parameters showed spatial and seasonal changes, are detected high level especially in winter. Total coliform and fecal coliform bacteria count in Isparta Stream and Göksu Creek were detected higher than dam lake stations. According to Surface Water Quality Regulation and Quality Criteria of Continental Surface Water Resources dam lake, Isparta Stream, and Göksu Creek have bacteriological contamination with class III and IV type water.

Keywords: Fecal coliform, Göksu Creek, Isparta Stream, Karacaören I Dam Lake, total coliform

Alıntılama

Yalım FB, Emre N, Güllü İ, Emre Y, Pak F, Aktaş Ö, Uysal R, Veske E. 2020. Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) Mikrobiyolojik Kirlilik Düzeyinin Mevsimsel Değişimi. LimnoFish. 6(2): 120-126. doi: 10.17216/LimnoFish.633769

Giriş

Dünyada olduğu gibi ülkemizde de su kirliliği önemli bir çevre sorunudur. Su kirliliğine sebep olan temel unsurlar; hızlı nüfus artışı, kentleşme ve sanayileşmeyle evsel ve endüstriyel atıkların yanında tarımsal faaliyetler kapsamında kullanılan zirai ilaç ve kimyasal gübre kalıntılarıdır (Elmacı vd. 2008; Koloren vd. 2011; Bulbul ve Elipek 2017).

Suların mikrobiyolojik açıdan izlenmesi hem halk sağlığı hem de su sistemlerinin sürdürülebilirliği için büyük önem taşımaktadır. Sulardaki mikrobiyolojik su kalitesinin izlenmesinde, koliform grubu bakteriler fekal kirliliğin göstergesi olarak kabul edilmektedir (APHA 1995; Altuğ vd 2017; WHO 2017).

Koliform bakteriler doğada, toprakta ve bitkilerde, insan ve sıcakkanlı hayvanların sindirim sisteminde ve dışkılarında bulunurlar (Morris 2007). Sularda koliform grubu bakterilerin bulunması doğrudan ya da dolaylı olarak fekal bir temasta birlikte patojenik mikroorganizmaların da bulunabileceğini göstermektedir (Bulut vd. 2016).

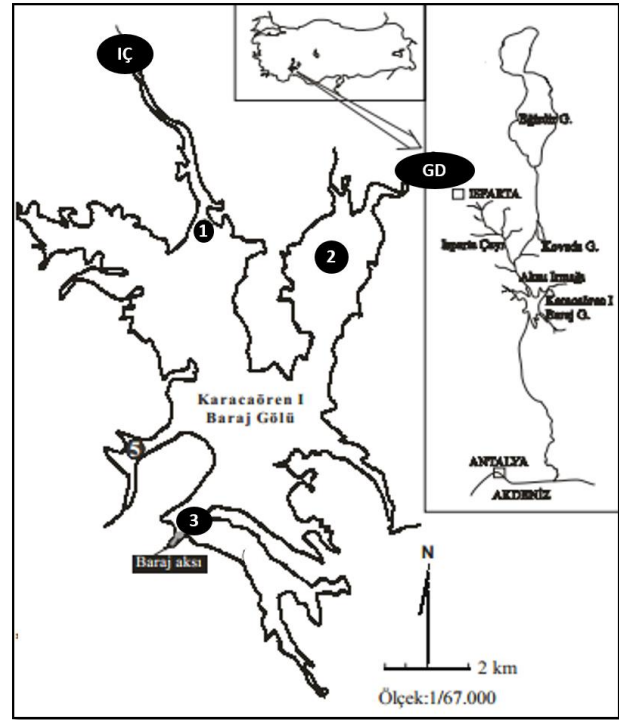
Aksu Nehri üzerinde kurulan, Isparta ve Burdur İlleri arasında yer alan Karacaören I Baraj Gölü 45,5 km² yüzey alanı ve 1234 hm³ hacindedir (DSİ 2017). Eğirdir ve Kovada göllerini de içine alan yaklaşık 6000 km²'lik bir drenaj alanına sahip olan Karacaören I Baraj Gölü, Yukarı Aksu Havzası'ndaki akarsuların kesişme noktası olup (Atayeter 2005), noktasal ve yayılı kirletici kaynakların (kentsel, sanayi, balıkçılık ve zirai atık suların) nihai alıcısı konumundadır (Gülle 2005). Baraj Gölü'nün ilk kurulduğu yıllarda Isparta Çayı başlıca kirletici kaynak iken, 2000'li yıllardan itibaren, Türkiye'de kafes balığı yetiştiriciliğinin en yoğun yapıldığı yerlerden biri haline gelmiştir (Gümüş vd. 2009). Geçmişten günümüze kadar antropojenik faaliyetler sonucunda kirleticilerin baskısına maruz kalan Karacaören I Baraj Gölü, Antalya kenti için içme ve kullanma suyu kaynağı olarak düşünülen ve protokolleri yapılan bir rezervuar konumundadır. Bu bağlamda rezervuarın kirliliği üzerine yapılacak çalışmalar su kalitesinin sürdürülebilirliğine yönelik stratejilerin oluşturulmasına önemli katkılar sağlayacaktır.

Bu çalışma ile Karacaören I Baraj Gölü yüzey suları ile gölü besleyen daimi akarsuların (Isparta Çayı ve Göksu Deresi) mansap bölgesinde fekal kirlilik göstergesi bakteriler izlenerek, rezervuarın maruz kaldığı mikrobiyolojik kirlilik düzeyi belirlenmiştir.

Materyal ve Metot

Araştırma kapsamında, Karacaören I Baraj Gölü'nden; Isparta Çayı (İÇ) ve Göksu Deresi

(GD)'nin göle giriş yaptığı akarsu mansap bölgeleri ile esas göl alanını temsil eden 3 bölge olmak üzere toplam 5 örneklem noktası seçilmiştir (Şekil 1).



Şekil 1. Çalışma alanı, Örnekleme istasyonları (İÇ: Isparta Çayı, GD: Göksu Deresi, 1, 2 ve 3 Baraj gölü yüzey örneklem noktaları)

Figure 1. Study area, Sampling points (İÇ: Isparta Stream, GD: Göksu Stream, 1, 2 and 3: Dam lake surface sampling points)

Temmuz 2013 - Haziran 2014 tarihleri arasında aylık olarak alınan su numunelerinde mikrobiyolojik analizler için 500 mL'lik vidalı kapaklı steril cam şişelere su yüzeyinden doldurularak alınan su örnekleri, analiz edilene kadar buzlu saklama kabında muhafaza edilmiştir. Fiziksel ve kimyasal analizler için 2 L hacimli PP numune kaplarına alınan örnekler aynı yöntemle analize kadar soğuk muhafazada tutulmuştur. Mikrobiyolojik analizler için membran filtre metodu uygulanmıştır. Su örnekleri 0,45 µm gözenekli membran filtreden süzülerek, toplam koliform ve fekal koliform bakteriler için uygun besi ortamlarında inkübe edilmiştir.

Toplam Koliform Bakteri (TKB) yoğunluğu için m-Endo ortamında 35,0±0,5 °C'de 24±2 saat inkübasyona bırakıldıktan sonra üreyen altuni-yeşil metalik parlaklığa sahip kırmızı koloniler; Fekal Koliform Bakteri (FKB) yoğunluğu için ise m-FC ortamında 44,5±0,2°C'de inkübasyona bırakıldıktan sonra 24±2 saat içerisinde tamamen veya parçalı şekilde üreyen mavi renkli koloniler sayılmıştır (APHA 1995).

Su kalitesinin bazı fiziksel ve kimyasal

özelliklerinden, su sıcaklığı ve çözülmüş oksijen YSI 550A model oksijenmetre ile, pH YSI 63 model SCT metre ile yerinde (*in situ*) ölçülmüştür.

Bulgular

Alınan su örneklerinde mikrobiyolojik kirlilik durumunun mevsimsel değerlendirilmesinde,

göl istasyonları ile göle giren akarsularda TKB sayısı 500 ile >100.000 KOB/100 mL, FKB sayısı ise 430-14.680 KOB/100 mL arasında değişmiştir (Tablo 1). Örnekleme yapılan çalışma noktalarında koliform bakteri sayıları mevsimsel olarak değişim göstermiştir.

Tablo 1. Karacaören I Baraj Gölü örneklem noktalarında TKB ve FKB sayılarının mevsimsel değişimi ve YSKY* göre su kalite sınıfları

Table 1. Seasonal variation of TKB and FKB numbers at Karacaören I Dam Lake sampling points and water quality classes according to YSKY*

	TKB sayısı KOB/100 mL					FKB sayısı KOB/100 mL				
	1	2	3	İÇ	GD	1	2	3	İÇ	GD
İlkbahar	7238	3008	785	42670	20342	3673	1544	520	13370	7169
Kalite sınıfı	II	II	II	III	III	IV	III	III	IV	IV
Yaz	10263	8600	7850	112375	75160	2816	2070	2874	8700	6775
Kalite sınıfı	II	II	II	III	III	IV	IV	IV	IV	IV
Sonbahar	3875	7513	10550	37800	25613	2231	2019	430	6820	6455
Kalite sınıfı	II	II	II	III	III	IV	IV	III	IV	IV
Kış	11708	16858	550	167233	23058	4045	4245	808	14680	7972
Kalite sınıfı	II	II	II	III	III	IV	IV	III	IV	IV
Ortalama	8271	8995	4934	90020	36043	3191	2470	1158	10893	7093
Kalite sınıfı	II	II	II	III	III	IV	IV	III	IV	IV

(*YSKY): Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri (RG 29327)

(*YSKY): Surface Water Quality Regulation, Quality Criteria According to Classes of Continental Surface Water Resources (RG 29327)

“1”, “2” ve “İÇ” örneklem noktalarında TKB ve FKB sayısının kış mevsiminde diğer dönemlere nazaran daha yüksek olduğu; “3” no’lu örneklem noktasında TKB sayısının sonbahar, FKB sayısının ise yaz mevsiminde; “GD” istasyonunda TKB yaz, FKB sayısı ise kış mevsiminde en yüksek düzeyde olduğu belirlenmiştir (Tablo 1, Şekil 2 ve 3).

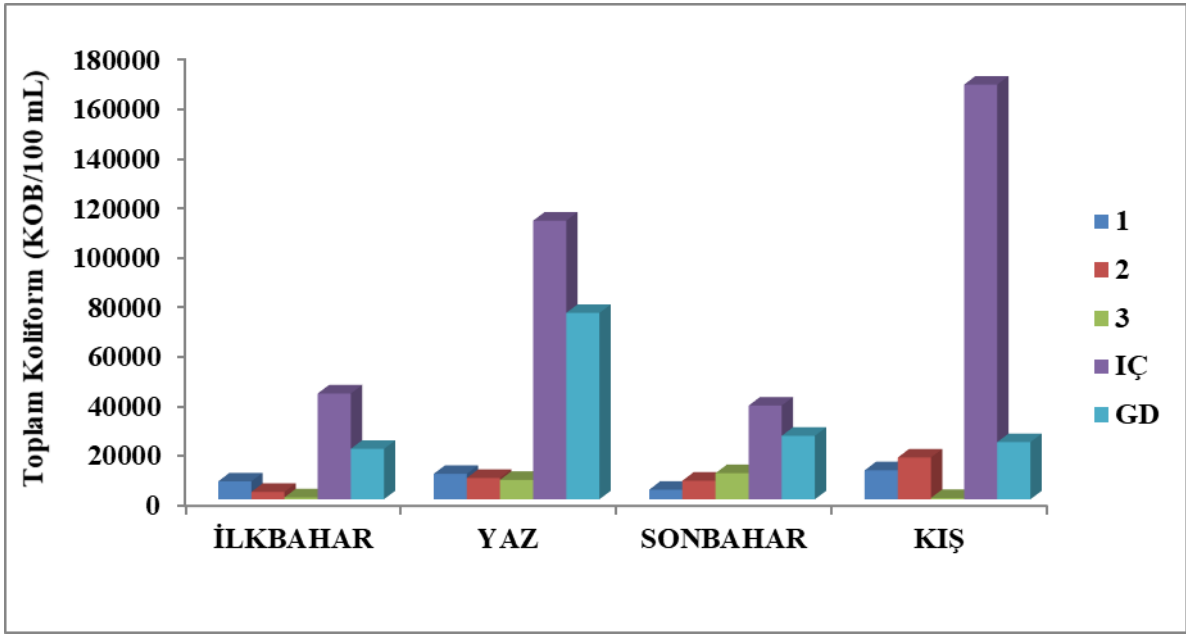
Örnekleme noktalarına göre, TKB ve FKB sayısının mevsimsel ve yıllık ortalama değerleri incelendiğinde, gölü besleyen Isparta Çayı (İÇ) ve Göksu Deresi (GD)’nde TKB ve FKB sayıları tüm yıl boyunca baraj gölü çalışma istasyonlarına göre oldukça yüksek değerlerde kaydedilmiştir. Akarsu girişlerine en uzak noktada olan 3 no’lu göl içi istasyonunda TKB ve FKB sayıları diğer istasyonlara göre daha düşük olarak kaydedilmiştir (bkz.Tablo 1; Şekil 2 ve 3).

Çalışma süresince örnekleme noktaları yüzey sularının bazı fiziko-kimyasal parametrelerinin mevsimsel ve yıllık ortalama değerleri Tablo 2’de verilmiştir.

Tartışma ve Sonuç

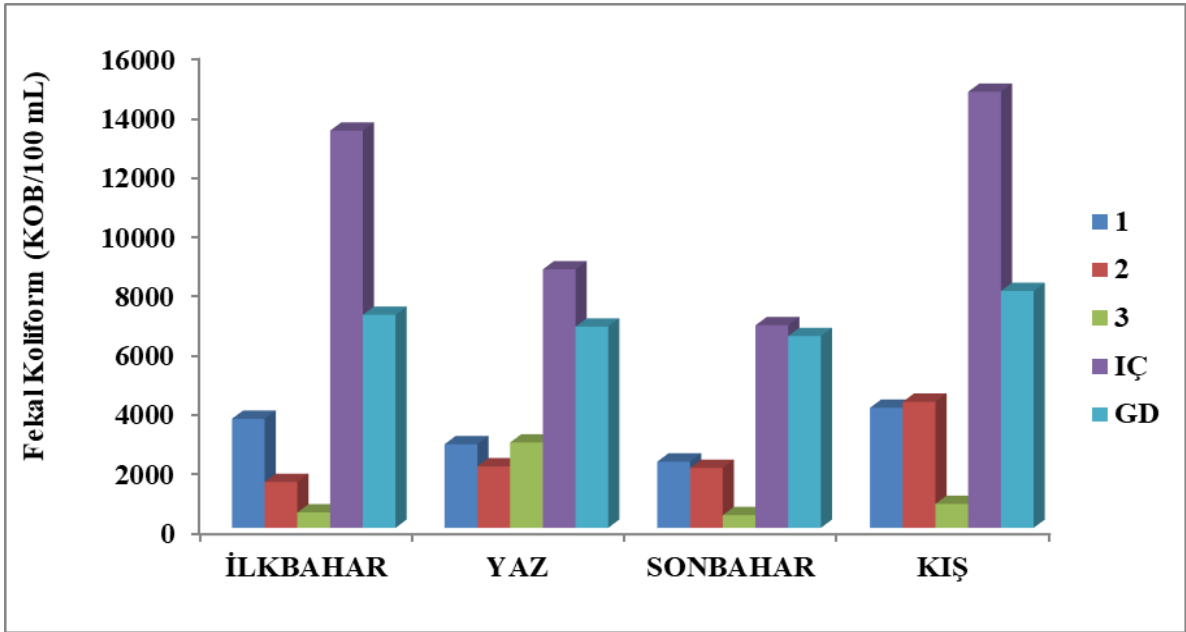
YSKY (2015, 2016) kıstaslarına göre değerlendirildiğinde, baraj gölüne giren akarsu ve göl istasyonlarından sağlanan bakteriyolojik bulgular (bkz. Tablo 1) genelde III.-IV. sınıf; su kalitesine işaret etmektedir.

Çalışmamızda tüm istasyonlarda ve tüm mevsimlerde TKB ve FKB tespit edilmiştir. Koloren vd. (2011), bu parametrelerin saptanmasının, suya bulaşan insan ve diğer hayvanların dışkılarından veya dışkı bulaşmış atık suların karışmasından kaynaklanacağını bildirmişlerdir. Karacaören I Baraj Gölü’nde kafes balıkçılığı yapılmasının yanında, yıl boyunca yoğun olarak su kuşları ve göçmen kuşlar da barınmaktadır. Ayrıca gölün çevresinde turizme yönelik tesisler ve yerleşim yerleri bulunmaktadır. Göl çevresinde yer yer tarımsal faaliyetler ile birlikte küçük ve büyükbaş hayvanlar da otlatılmaktadır.



Şekil 2. TKB sayısının mevsimsel değişimi

Figure 2. Seasonal change of total coliform bacteria number



Şekil 3. FKB sayısının mevsimsel değişimi

Figure 3. Seasonal change of fecal coliform bacteria number

Tablo 2. Karacaören I Baraj Gölü yüzey suyu fiziko-kimyasal ve biyolojik değerleri
Table 2. Surface water physico-chemical and biological values of Karacaören I Dam Lake

Parametre/ mevsimler	Örnekleme noktaları					
	1	2	3	Gİ.*Gİort	İÇ	GD
pH						
İlkbahar	8,80	8,54	8,06	8,47	8,12	8,47
Yaz	8,24	8,29	8,38	8,30	8,26	8,23
Sonbahar	8,24	8,28	8,24	8,25	8,20	8,21
Kış	8,09	8,12	8,04	8,08	7,94	8,10
Ortalama	8,34	8,31	8,18	8,28	8,13	8,25
YSKY** Su kalite sınıfı	I	I	I	I	I	I
Sıcaklık (°C)						
İlkbahar	20,53	20,00	18,87	19,80	15,50	15,45
Yaz	28,43	28,50	28,17	28,37	23,73	17,63
Sonbahar	19,70	20,10	20,37	20,06	15,75	14,85
Kış	11,63	12,10	11,97	11,90	9,60	11,77
Ortalama	20,08	20,18	19,84	20,03	16,15	14,93
YSKY** Su kalite sınıfı	I	I	I	I	I	I
Çözünmüş Oksijen (mg/L)						
İlkbahar	13,93	10,40	10,75	11,69	10,07	10,14
Yaz	7,05	7,69	7,98	7,57	8,12	8,84
Sonbahar	8,06	8,94	7,95	8,32	9,90	10,88
Kış	10,62	9,73	9,07	9,81	9,59	9,98
Ortalama	9,91	9,19	8,94	9,35	9,42	9,96
YSKY** Su kalite sınıfı	I	I	I	I	I	I

(*): Gİ.ort: Göl istasyonları ortalaması

(**): Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri (RG 29327)

(*): Gİ.ort: Average of lake stations

(**YSKY): Surface Water Quality Regulation, Quality Criteria According to Classes of Continental Surface Water Resources (RG 29327)

Yağmur suları çevredeki kirliliğin göle karışmasında etkili olmasına rağmen rezervuarın kirlenmesinde önemli etkenlerden biri daimi su kaynağı olan Isparta Çayı'dır. Isparta Çayı, Kovada Çayı aracılığıyla Eğirdir ilçesi atıksu arıtma tesislerinin ve Isparta şehir merkezinin her türlü atık sularını Karacaören I Baraj Gölü'ne taşımakta, böylece baraj gölünün organik madde yükünü ve mikrobiyolojik kirlilik derecesini artırmaktadır. Keza özellikle yoğun yağışlı kış aylarında görülen TKB, FKB'deki (bkz. Tablo 1) artış bu görüşü kanıtlamaktadır. Kalyoncu vd. (2008), Aksu Çayı'nın su kalitesi ve fiziko-kimyasal parametrelerinin makro-omurgasız çeşitliliği üzerine etkilerini saptamak üzere yapmış oldukları çalışmalarında, evsel atık su karışımının olduğu Isparta Çayı'ndaki iki örnekleme noktasında, su kalitesi parametrelerine göre kirlilik yükünün daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

Benzer şekilde, Tablo 1 incelendiğinde, Göksu Deresi'nin de Isparta Çayı kadar olmasa da göl için kirlilik yükü taşıyıcısı olduğu görülmektedir. Bu akarsu üzerinde toplam 820 ton/yıl porsiyonluk alabalık ve 58 milyon adet/yıl yavru alabalık üretim kapasitesine sahip 8 adet işletme bulunmaktadır (Bulut vd. 2012). Bulut vd. (2012), Göksu Deresi

üzerindeki mevcut alabalık işletmelerinin fiziko-kimyasal ve mikrobiyolojik parametreler açısından akarsu üzerinde ciddi oranda etkili olduklarını vurgulamışlardır.

Çalışmamızda, akarsu ağızlarına yaklaşık 10 km mesafedeki en uzak nokta olan 3 no'lu (baraj dolgu bölgesi) örnekleme noktasındaki kirlilik düzeyinin göl içindeki diğer noktalara göre daha düşük olduğu görülmüştür. Bulgularımızla benzer şekilde, Kalyoncu vd. (2008) Isparta Çayı atık sularının karıştığı alanda kirlilik yükünün fazla olmasına rağmen bu istasyonlardan uzaklaştıkça durumun olumlu yönde değiştiğini bildirmişlerdir.

Oysa gölün bu bölgesinde önemli miktarda kafes balıkçılığı yapılmaktadır. Gümüş vd. (2009)'ne göre rezervuarda 1995 yılında 5 ton/yıl kapasite ile başlayan kafes balıkçılığı 2010 yılında 7 bin ton/yıl kapasiteye ulaşmıştır. Günümüzde bu değere yakın bir üretim devam etmektedir. Buna karşın bu bölgedeki kirlilik değerlerinin düşük seyretmesinin nedeni su derinliğinin 30 m'den fazla olması nedeniyle kirleticilerin hipolimnion tabakası ve sedimana çökerek dipten verilen baraj çıkış suyu ile gölden tahliye olmasıdır.

Bulgularımız, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) kıta içi su kaynakları sınıflarına ait kalite

kriterleri tablosunun bakteriyolojik parametrelerine göre (YSKY 2015) değerlendirildiğinde, lakustrin bölge (baraj gölü son bölgesi) istasyonlarının TKB bakımından II. Sınıf ve FKB bakımından IV. sınıf; akarsu istasyonlarının ise TKB bakımından III. sınıf ve FKB bakımından IV. sınıf su kalitelerine sahip olduğu görülmüştür (bkz. Tablo 1). Erkan ve Vural (2006), Dicle Nehri'nin Diyarbakır kent girişi, şehir merkezi ve kent çıkış bölgelerindeki mikroflorasını inceledikleri çalışmalarında mikrobiyal yükün oldukça yüksek ve dolayısıyla hijyenik kalitenin de düşük olduğunu saptamışlardır. Akkan (2017)'ın Batlama Deresi'nden (Giresun) izole edilen Enterobacteriaceae'nin antibiyotik direnç seviyelerini belirlemeye yönelik çalışması ile Akkan ve Topkaraoğlu (2019)'nun aynı derede *Escherichia coli* izolatlarının antibiyotik direnç düzeylerinin belirlenmesi ile ilgili çalışmalarında su kaynakları için tehdit oluşturan Enterobacteriaceae temsilcilerinin ve özellikle *E. coli*'nin tespit edilmesi dere suyunda fekal kontaminasyonun olduğunu ve bu bağlamda Batlama Deresi'nin hem bakteriyolojik açıdan hem de antibiyotik direnç düzeylerinin izlenmesi gerektiğini vurgulamışlardır. Gaga Gölü, toplam koliform bakımından II. sınıf su kalitesinde az kirlenmiş su olarak tespit edilmiştir (Koloren vd. 2011). Bulut vd. (2016) Eğirdir Gölü'nün mikrobiyolojik kalitesinin mevsimsel değişimini belirlemeye yönelik çalışmalarında 90'lı yıllara göre alınan tedbirler sonucunda mikrobiyolojik su kalitesinin düzeldiğini ve I. Sınıf olduğunu bildirmişlerdir. Akkaya baraj gölünü besleyen aynı zamanda kirlenmiş su kaynağı olan Kızılca deresindeki bakteriyolojik kirlenmenin mevsimlere bağlı olarak değişimleri tespit edilmiş fekal koliform açısından III. sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir (Tunçsiper, 2017).

Elmacı vd. (2008) Uluabat Gölü'nde yaptıkları çalışmada göldeki TKB sayısının yaz aylarında daha yüksek olduğunu ve mikrobiyal floranın mevsimsel değişimden önemli ölçüde etkilendiğini bildirmişlerdir. Akkan vd. (2019)'de Yağlıdere Çayının bakteriyolojik kirliliği belirlemeye yönelik çalışmalarında da FKB, fekal *Streptococcus* ve *E. coli*'nin yılın hemen hemen her ayında birden fazla istasyonda tespit ettiklerini ve bakteriyolojik kirlilik seviyesinin özellikle yaz aylarında arttığını tespit etmişlerdir. Çelebi (2018) Aksaray Üniversitesi yerleşkesine yakın bir lokasyonda yer alan Karasu sulama ve drenaj kanalının mikrobiyolojik kirliliğini mevsimsel olarak incelemiş ve koliform grubunu en fazla Temmuz ayında saptamıştır.

Su kaynaklarının mikrobiyolojik durumunu belirlemek üzere yapılan birçok çalışmada sulardaki mikroorganizmaların artışında, sıcaklığın önemli bir

faktör olduğu bildirilmiştir (Koloren vd. 2011; Bulut vd. 2016). Çalışmamızda, TKB ve FKB sayılarında –hem göl içi, hem de akarsu mansaplarında– su sıcaklığının artması ile yaz aylarında artış görülmesine rağmen sonbahardaki azalmayı genellikle kış aylarında daha yüksek bir artış izlemiştir ki, bu durumun doğrudan akarsu debileriyle ilişkili olduğu görülmektedir. Çolakoğlu ve Çakır (2004), yaz ve sonbahar mevsimlerinde toplam aerobik bakteri sayılarında bir artış gözlemediklerini, bu durumun yaz aylarında su sıcaklığının artmaya başlaması, sonbahar mevsiminde ise yağmurların fazla oluşu sebebiyle akarsuya karışan organik madde miktarının artması ile ilgili olabileceğini bildirmişlerdir. Selvi vd. (2017) Yenice-Davutköy sulama göletlerinde yaz mevsimine nazaran, ilkbahar mevsiminde en yüksek koliform sayısının tespit edilme sebebini, ilkbaharda yağmur ile birlikte toprağın göletlere karışmasından kaynaklı olabileceğini belirtmişlerdir.

Çalışmamızda, baraj gölünde su sıcaklığının düşük olduğu kış aylarında bakteri sayısının yüksek tespit edilmesi, bu aylarda yağmur ve sel sularıyla, özellikle şehrsel yüzey akış sularındaki artışa paralel olarak, göle giren insan ve hayvan dışkı kökenli organik madde miktarının yüksek olması ile açıklanabilir.

Çeşitli çalışmalarda, su kaynaklarının mikrobiyolojik aktiviteleri ile ilgili farklı sonuçların elde edilmesi, suyun fiziksel yapısı (göl, nehir), yerleşim yerlerine ve sanayi kuruluşlarına olan uzaklığı, kirlilik durumu, bölgesel ve zamansal değişimler gibi parametrelerden kaynaklanabileceği gibi, aşırı yağışlardan su kaynağına giren organik madde miktarının artması ve/veya yapılan atık deşarjından da kaynaklanabileceği (Çolakoğlu ve Çakır 2004; Erkan ve Vural 2006; İleri vd. 2014; Tunçsiper 2017) ifade edilmektedir.

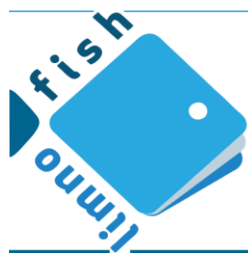
Çalışma alanında kirlilik parametrelerinin alansal ve zamansal değişim gösterdiği bulgularımız ile tespit edilmiştir. Rekreasyonel aktiviteler, balık yetiştiriciliği, sulama suyu ve enerji üretimi gibi amaçlar için kullanılan baraj gölünün, halen planlandığı kadarıyla, içme suyu kaynağı olarak kullanılabilmesi için mutlak suretle mevcut kirliliğin azaltılmasına yönelik tedbirlerin alınması gerekmektedir. Gölün en önemli kirlilik kaynağı olan Isparta Çayı'ndan gelen atık yüklerinin kaynağında önlenmesine yönelik arıtma tesislerin kurulması gerekmektedir. Bölgenin özellikle kış aylarında yoğun yağış alması ve arazi eğiminin dik olması nedeniyle (Atayeter 2005) rezervuar çevresindeki köy ve mahalle gibi küçük yerleşim yerlerinin foseptik, ağıl ve ahır atık sularının sisteme drenajı mutlaka önlenmelidir.

Teşekkür

Bu çalışma Tarım ve Orman Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü tarafından (proje no: TAGEM/ HAYSUD/ 2013/A11/P-02/7) desteklenmiş ve çalışmanın bir bölümü Doğu Anadolu Bölgesi 5. Su Ürünleri Sempozyumunda (31 Mayıs- 02 Haziran 2014, Elazığ) sözlü olarak sunulmuştur.

Kaynaklar

- Akkan, T. 2017. Antibiotic resistance case study: Enterobacteriaceae isolated from Batlama Creek in Giresun, Turkey. *TURJAF*. 5(8):969-972.
- Akkan T, Mehel S, Mutlu C. 2019. Determining the level of bacteriological pollution level in Yağlıdere Stream, Giresun. *LimnoFish*. 5(2):83-88.
doi: 10.17216/limnofish.450722
- Akkan, T., Topkaraoğlu, T. 2019. Determination of antibiotic resistance levels of *Escherichia coli* isolates obtained from freshwater sources: Batlama Creek. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences* 4(3):539-544.
doi: 10.35229/jaes.650210
- Altuğ G, Çardak M, Türetken PŞÇ, Şahin SK, Kalkan S. 2017. The levels of bio-indicator bacteria in the fresh water resources of Eastern Anatolia Region of Turkey. *Environmental Pollution and Protection*. 2(3):117-123.
doi: 10.22606/epp.2017.23005
- APHA 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th Edition. Washington: American Public Health Association 1040 p.
- Atayeter Y. 2005. Aksu Çayı Havzası'nın jeomorfolojisi. Isparta: Fakülte Kitabevi Yayınları 200 s.
- Bulbul G, Elipek BC. 2017. Investigation of the effects of domestic waste on aquatic bacterial distribution in the Meric River (Edirne, Turkey). *Biologija*. 63(3):256-263.
doi: 10.6001/biologija.v63i3.3580
- Bulut C, Akçimen U, Uysal, K., Çınar, Ş., Küçükpara, R., Savaşer, S. 2012. Isparta Çandır Göksu kaynağı üzerindeki alabalık işletmelerinin dere suyuna olan etkileri. *Journal of Fisheries Sciences.com*. 6(4):331-340.
- Bulut C, Kubilay A, Akçimen U, Yener O. 2016. Eğirdir Gölü mikrobiyoloji kalitesinin mevsimsel değişimi. *SDÜ Fen Bil Enst Derg*. 20(1):50-53.
- Çelebi H. 2018. Karasu kanal sularında belirli mikroorganizma türlerinin araştırılması. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*. 6(2):182-189.
doi: 10.21923/jesd.398688
- Çolakoğlu FA, Çakır F. 2004. Sarıçay akarsuyunun mikrobiyolojik kalitesi. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*. 3:320-327.
- Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü (DSİ) 2017. Türkiye'deki Barajlar Albümü; [Erişim Tarihi: 05 Haziran 2017]. Erişim Adresi: <http://www2.dsi.gov.tr/baraj/detay.cfm?BarajID=135>
- Elmacı A, Teksoy A, Topaç FO, Özengin N, Başkaya HS. 2008. Uluabat Gölünün mikrobiyolojik özelliklerinin mevsimsel değişiminin izlenmesi. *Uludağ Üniv Mühendislik-Mimarlık Fak Derg*. 13(1):93-103.
- Erkan ME, Vural A. 2006. Dicle nehrinin hijyenik kalitesi üzerine bir araştırma. *Dicle Tıp Derg*. 33(4):205-209.
- Gülle İ. 2005. Karacaören I Baraj Gölü (Burdur) planktonunun taksonomik ve ekolojik olarak incelenmesi [Doktora Tezi]. Süleyman Demirel Üniversitesi. 199 s.
- Gümüş E, Güllü İ, Yüksel O. 2009. Burdur İli su ürünleri yetiştiriciliği ve potansiyeli. *EgeJFAS* 26(4):281-286.
- İleri S, Karaer F, Kâtip A, Onur S. 2014. Sığ göllerde su kalitesi değerlendirmesi. Uluabat Gölü örneği. *Uludağ Üniv Mühendislik-Mimarlık Fak Derg*. 19(1):47-57.
- Kalyoncu H, Yorulmaz B, Barlas M, Yıldırım Z, Zeybek M. 2008. Aksu Çayı'nın su kalitesi ve fizikokimyasal parametrelerinin makroomurgasız çeşitliliği üzerine etkisi. *Fırat Üniv Fen ve Mühendislik Bil Derg*. 20:23-33.
- Koloren Z, Taş B, Kaya D. 2011. Gaga Gölü (Ordu, Türkiye)'nün mikrobiyolojik kirlilik seviyesinin belirlenmesi. *Karadeniz Fen Bil Derg*. 2(1):74-85.
- Morris WC. 2007. Coliform bacteria-an indicator of water quality, UT Extension Publication SP392-B6/0707-0293; [Erişim tarihi: 10 Haziran 2017]. Erişim adresi: https://trace.tennessee.edu/utk_agexenvi/21
- Selvi K, Özdikmenli Tepeli S, İleri B, Yıldız R, Yücel MA. 2017. Yenice-Davutköy (Çanakkale) sulama göletlerinin fizikokimyasal ve mikrobiyolojik kalitesinin araştırılması. *Türk Tarım – Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*. 5(12):1595-1603.
- Tunçsiper B. 2017. Akkaya Barajını besleyen Kızılca (Karasu) Deresindeki bakteriyolojik kirlenmenin incelenmesi ve kirliliğin azaltılması için çözüm önerileri. *Tekirdağ Ziraat Fak Derg*. 14(1):28-37.
- WHO 2017. Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum; [Erişim tarihi: 09 Haziran 2017]. Erişim Adresi: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/
- YSKY 2015. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği. 15 Nisan 2015 Tarih ve 29327sayılı Resmi Gazete. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Ankara.
- YSKY 2016. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği. 10 Ağustos 2016 Tarih ve 29797 sayılı Resmi Gazete. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Ankara.



Seasonal Change of Physicochemical Properties of Kayalıköy Reservoir (Kıklareli/Turkey) and Determination of Water Quality

Hüseyin GÜHER*  Burak ÖTERLER 

Trakya University Faculty of Science, Department of Biology, 22030, Edirne, Turkey

ABSTRACT

This study was carried out in the Kayalıköy reservoir (Kıklareli, Turkey), that is used for agricultural irrigation and aquaculture and to provide drinking and domestic water supply of Edirne province. The study was performed at 3 stations determined in the reservoir during a year from May 2018 to April 2019. The water samples were taken with Ruttner water sample bottles from 15 to 20 cm below the water surface. Water temperature, Secchi disk depth, conductivity, pH, and dissolved oxygen were measured on-site simultaneously with the sampling time. Other physicochemical parameters were analyzed in the laboratory. A total of 43 physicochemical parameters were measured in the Kayalıköy reservoir. Analysis results obtained are compared with Regulation on Modification of Surface Water Quality Management (RSWQM) and Regulation on the Quality and Treatment of Water Provided for Drinking Water (RDWQ). According to the average values of the analysis results the water quality in Kayalıköy reservoir determined generally to be Class I and A1 water. In conclusion, Kayalıköy reservoir has water suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture and was classified as having oligomesotrophic character.

Keywords: Reservoir, water quality, physicochemical

ARTICLE INFO

RESEARCH ARTICLE

Received : 18.12.2019
Revised : 11.03.2020
Accepted : 25.03.2020
Published : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.660975

* CORRESPONDING AUTHOR

huseying@trakya.edu.tr
Phone : +90 532 403 03 06

Kayalıköy Barajı'nın (Kıklareli/Türkiye) Fizikokimyasal Özelliklerinin Mevsimsel Değişimi ve Su Kalitesinin Belirlenmesi

Öz: Bu çalışma, Edirne ilinin içme ve kullanma suyu ile birlikte tarımsal sulama ve su ürünleri yetiştiriciliğinde kullanılan Kayalıköy baraj gölünde yapılmıştır. Su kalitesini belirlemeye yönelik olan bu araştırma, Mayıs 2018-Nisan 2019 tarihleri arasında bir yıl boyunca baraj gölünde seçilen 3 istasyonda gerçekleştirilmiştir. Bazı fizikokimyasal parametreler (su sıcaklığı, ışık geçirgenliği, iletkenlik, pH ve çözülmüş oksijen) araştırma sırasında ölçülürken diğer analizler için su örnekleri, su yüzeyinin 15-20 cm altında Ruttner şişesi ile alınmış ve analizleri laboratuvarında yapılmıştır. Toplam 43 fizikokimyasal parametreler ölçülmüştür. Elde edilen analiz sonuçları, Yüzeysel Su Kalitesi Yönetiminde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik (RSWQM) ve İçme Suyu İçin Sağlanan Suyun Kalitesi ve Arıtımı Yönetmeliği (RDWQ) ile karşılaştırılmıştır. Analiz sonuçlarının ortalamalarına göre Kayalıköy rezervuarındaki su kalitesi genel olarak I sınıf ve A1 su olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak, Kayalıköy rezervuarı içme, tarımsal sulama ve su ürünleri yetiştiriciliği için uygun suya sahip olduğu ve baraj gölünün oligomesotrofik karakterde olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Baraj gölü, su kalitesi, fizikokimyasal

How to Cite

Güher H, Öterler B. 2020. Seasonal Change of Physicochemical Properties of Kayalıköy Reservoir (Kıklareli/Turkey) and Determination of Water Quality. LimnoFish. 6(2): 127-143. doi: 10.17216/LimnoFish.660975

Introduction

Reservoirs are water bodies formed or modified by human activity for specific purposes to provide a reliable and controllable resource. Historically, reservoirs were built to serve a single purpose, i.e. irrigation. The present-day dam reservoirs, which are constructed for various reasons including flood control, water storage for water supply

and irrigation, hydropower, fisheries, and recreation, show the characteristics of both rivers and lakes.

The physicochemical and biological properties of water in reservoirs often vary depending on the characteristics of the streams that feed the reservoir and the hydraulic residence time in the reservoir (Gikas et al. 2009).

Reservoir differs from natural lakes due to high external nutrient input, large drainage basin, water level changes, and human activity (Thornton et al. 1990). Freshwater pollution is a matter of serious global concern today and unfortunately, water resources subject to continuous pollution increasing gradually day by day (Strobl and Robillard 2008). Many researches showed that water sources are mostly contaminated as a result of human activities, particularly with domestic and industrial wastes, in addition to natural factors like rainwater, material transport with surface waters, atmospheric transport, and plant pollens (Samian et al. 2015; Loukas 2010). Pollutants discharged into water disturb the balance of the ecosystem and lead to significant problems in terms of public health by impairing the quality of domestic and drinking water. Since rivers and lakes are the major water resources for domestic use and human consumption, the accumulation of contaminants here constitute a global health problem (Das Kangabam and Govindaraju 2017).

It is required to assess a large number of physicochemical water quality data for effective contamination control. Water quality assessment is also useful and necessary for effective management of water resources (Dixon and Chiswell 1996; Köse et al. 2014). For this purpose, many studies have been conducted to determine the water quality of freshwater ecosystems such as streams, lakes, dams

(Kükreler and Mutlu 2019; Mutlu et al. 2016; Minareci and Çakır 2018; Uncumusaoğlu and Mutlu 2017; Bulut and Kubilay 2018; Tepe and Kutlu 2019).

In this study, it was aimed to determine the water quality of Kayalıköy reservoir located in Kırklareli Province, Turkey by examining the physicochemical parameters of reservoir water which is used as domestic and drinking water of Edirne province.

Materials and Methods

Kayalıköy Reservoir was built 1981-1986 for irrigation and flood control on Teke Stream and it takes the name from Kayalı village to the west of the dam. The reservoir is west of Kırklareli and 12 km from Kırklareli city center. (40° 48'51''N, 26° 47'43''E). Because it is surrounded by rock formations, both the lake and the littoral region lack water plants. Kayalıköy Reservoir has volume is 144.2 hm³ and a surface area of 10.20 km². Although the reservoir is fed mainly by the Teke stream, it is also replenished by other small streams in the region and rainfall. Although the reservoir was built for irrigation and flood control, it is also provides drinking and domestic water of Edirne.

The samples were collected monthly during the year May 2018 to April 2019 in three different stations in the reservoir that were considered to represent the entire lake (Figure 1 and Table 1).

Table 1. Sampling stations and coordinates in the Kayalıköy reservoir

Sampling stations	Explanations	Geographic coordinates
1 st station	This station is located on the western branch of the lake and where Teke stream feeding the lake is located.	41°49'30.5" N 27°06'30.3" E
2 nd station	This station is the middle part of the reservoir. Water in the reservoir is discharged in this area for irrigation and drinking water supply.	41°47'28.3" N 27°08'07.3" E
3 rd station	This sampling station is located on the eastern branch of the lake	41°48'06.0" N 27°09'13.1" E

The water samples were taken with Ruttner water sample bottles from 15 to 20 cm below the water surface. Some physicochemical parameters (water temperature, Secchi disk depth, conductivity, pH, and dissolved oxygen) were measured on-site simultaneously with the sampling time in with Orion Star S/N 610541. The samples were transported to the laboratory in iceboxes and stored in the refrigerator at 4 °C until analysis. The values of Chlorophyll-a (Chl-*a*), Total dissolved solids matter (TDS), Nitrite nitrogen (NO₂-N), Nitrate nitrogen (NO₃-N), Phosphate (PO₄), Chlorine (Cl₂), Sulphate (SO₄²⁻), Fluoride (F⁻), Chloride (Cl⁻), Bromide

(Br⁻), Bromate (BrO₃), Sodium (Na), Magnesium (Mg), Potassium (K), Calcium (Ca), Lithium (Li), Beryllium (Be), Boron (B), Aluminium (Al), Iron, (F) Stronsiyum (Sr), Vanadium (V), Chromium (Cr), Manganese (Mn), Cobalt (Co), Nickel (Ni), Copper (Cu), Zinc (Zn), Arsenic (As), Selenium (Se), Molybdenum (Mo), Cadmium (Cd), Antimony (Sb), Barium (Ba), Thallium (Tl) and Lead (Pb) were measured in laboratories of Trakya University Technology Research Development Application and Research Center (TUTAGEM). A total of 43 parameters were analyzed in reservoir water. The analysis of the ions was performed by

Metrohm Ion Chromatography System using EPA 300.1 method. Metal analyzes were read on the Agilent Technologies 7700 ICP-MS System using EPA 200.7 and EPA 200.8 methods (EPA 2001).

The results were compared by National Standart for Turkish inland water Regulation on Modification of Surface Water Quality Management (RSWQM

2015) and Regulation on the Quality and Treatment of Water Provided for Drinking Water (RDWQ 2019) and the water quality of Kayalıköy reservoir was classified accordingly. Besides, besides, Spearmans Correlation was used to determine the related environmental parameters with each other (Krebs 1999). Statistical analyses were performed using SPSS 17.0.

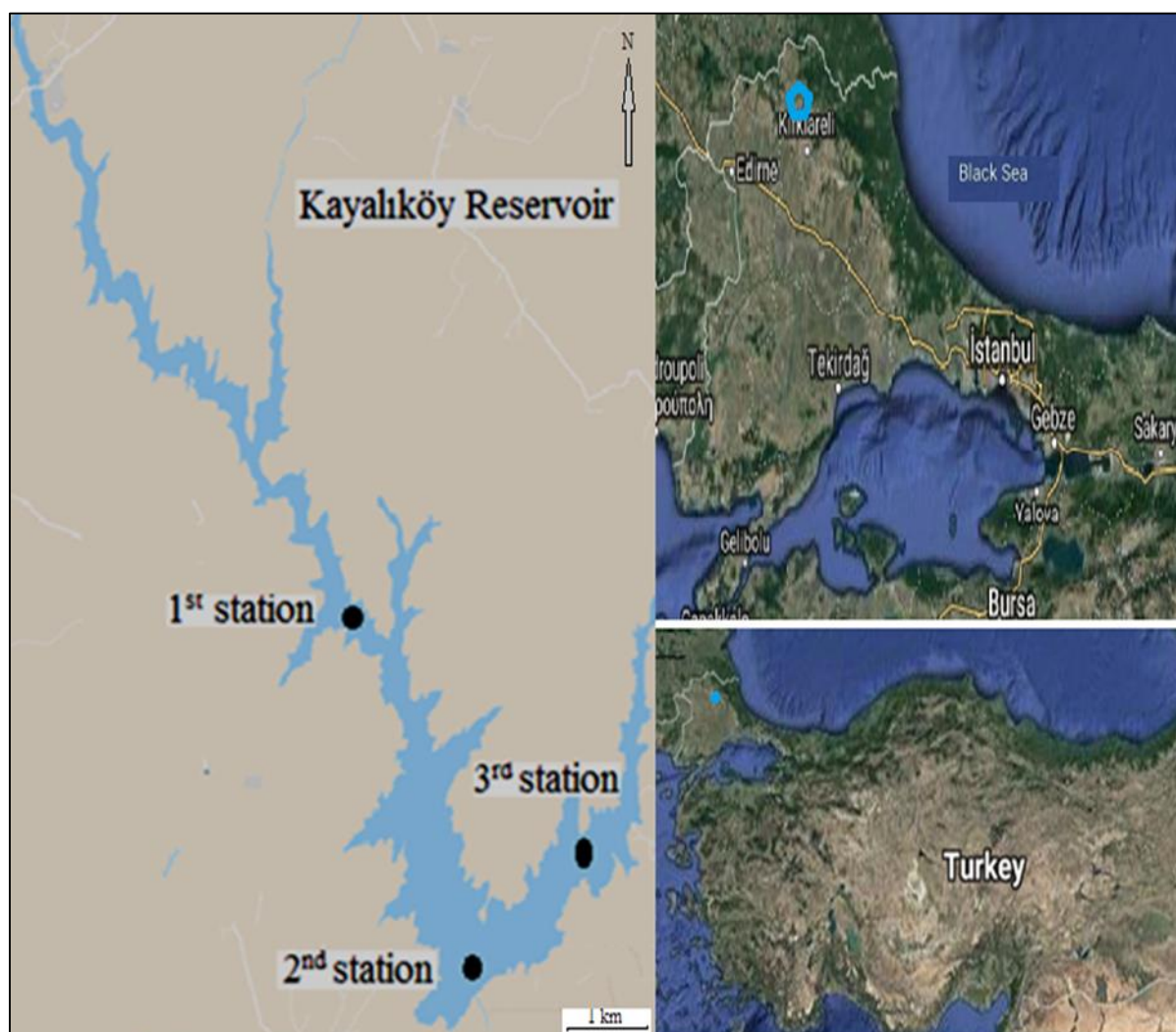


Figure 1. Location of Kayalıköy reservoir and the sampling stations

Results

According to the analysis results, regardless of difference of seasons and stations, the annual mean values of water quality parameters were found as Water temperature (WT) (15.530 ± 7.74 °C), Secchi disk depth (SD) (94.242 ± 39.34 cm), Chlorophyll-a (Chl-a) (10.713 ± 7.00 µg/L), Total dissolved solids matter (TDS) (126.395 ± 21.09 mg/L), Nitrite nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$) (0.054 ± 0.05 mg/L), Nitrate nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$) (2.458 ± 1.67 mg/L), Phosphate (PO_4) (0.126 ± 0.24 mg/L), Chlorine (Cl_2) (15.675 ± 6.38 mg/L), Sulphate (SO_4^{2-}) (15.999 ± 0.78 mg/L), Fluoride (F^-) (0.155 ± 0.01 mg/L), Chloride (Cl^-) (0.122 ± 0.11 mg/L), Bromide (Br^-) (0.044 ± 0.02 mg/L), Bromate

(BrO_3) (0.243 ± 0.20 mg/L), Sodium (Na) (7.304 ± 4.08 mg/L), Magnesium (Mg) (5.613 ± 2.71 mg/L), Potassium (K) (8.691 ± 8.58), Calcium (Ca) (12.060 ± 6.34 mg/L), Lithium (Li) (3.261 ± 1.89 µg/L), Beryllium (Be) (0.230 ± 0.33 µg/L), Boron (B) (40.342 ± 23.61 µg/L), Aluminium (Al) (139.261 ± 163.34 µg/L), Iron (Fe) (0.142 ± 0.09 µg/L), Stronsiyum (Sr) (89.538 ± 42.51 µg/L), Vanadium (V) (3.362 ± 3.55 µg/L), Chromium (Cr) (2.786 ± 3.00 µg/L), Manganese (Mn) (5.078 ± 3.93 µg/L), Cobalt (Co) (0.186 ± 0.09 µg/L), Nickel (Ni) (1.509 ± 0.62 µg/L), Copper (Cu) (1.769 ± 1.74 µg/L), Zinc (Zn) (3.585 ± 2.52 µg/L), Arsenic (As) (0.726 ± 0.42 µg/L), Selenium (Se) (7.046 ± 5.56 µg/L), Molybdenum

(Mo) ($4.071 \pm 10.85 \mu\text{g/L}$), Cadmium (Cd) ($0.097 \pm 0.07 \mu\text{g/L}$), Antimony (Sb) (22.191 ± 59.28), Barium (Ba) ($23.482 \pm 11.91 \mu\text{g/L}$), Thallium (Tl) ($0.119 \pm 0.08 \mu\text{g/L}$) and Lead (Pb) ($0.873 \pm 0.73 \mu\text{g/L}$) (Table 2).

The minimum and maximum values of the physicochemical parameters measured in the Kayalıköy reservoir are given in Table 2 in a monthly and seasonally manner. Besides, according to months the change of physicochemical parameters is given in Figure 2.

According to the Spearman's Correlation, While water temperature (WT) showed positive significant relationship with SD ($r=752$), Chl-*a* ($r=882$), SO_4 ($r=882$) ($p<0,01$); Fe ($r=724$), Cr ($r=627$) and Tl ($r=645$) ($p<0,05$), it showed negative relationship with DO ($r=809$), Al ($r=845$) ($p<0,01$) and Fe ($r=724$) ($p<0,05$) (Table 3). While Secchi disk depth (SD) showed positive significant relationship with NO_3

($r=806$), SO_4 ($r=916$), Cr ($r=765$) ($p<0,01$); Chl-*a* ($r=620$), Na ($r=706$), Mg ($r=656$), Cu ($r=615$) and Se ($r=638$) ($p<0,05$), it showed negative relationship with DO ($r=852$) ($p<0,01$) (Table 3). While Chlorophyll-*a* (Chl-*a*) showed positive significant relationship with WT ($r=882$), SO_4 ($r=727$), Tl ($r=764$) ($p<0,01$) and SD ($r=620$) ($P<0,05$), it showed negative relationship with Al ($r=791$) ($p<0,01$), DO ($r=682$), NO_3 ($r=655$), PO_4 ($r=639$) and Fe ($r=620$) ($P<0,05$) (Table 3). While Dissolved oxygen (DO) showed positive significant relationship with Al ($r=791$) ($p<0,01$), it showed negative relationship with WT ($r=809$), SD ($r=852$), SO_4 ($r=936$), Cr ($r=754$) ($p<0,01$), Chl-*a* ($r=682$), NO_2 ($r=664$), Na ($r=618$), and Tl ($r=609$) ($p<0,05$) (Table 3). According to the Spearman's Correlation, the relationship of the other parameters with each other is given in Table 3.

Table 2. According to months and seasons maximum and minimum values of physicochemical parameters measured in Kayalıköy reservoir

	Abbreviation	According to months		According to the seasons		Average of reservoir
		Min	Max	Min	Max	
Air temperature	AT (°C)	3.333	30.000	5.111	27.333	17.136 ± 9.06
Water temperature	WT (°C)	4.167	26.500	5.722	25.056	15.530 ± 7.74
Secchi disk depth	SD (cm)	36.667	186.667	50.000	130.000	94.242 ± 39.34
Chlorophyll- <i>a</i>	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	4.333	23.833	4.833	16.257	10.713 ± 7.00
Dissolved oxygen	DO (mg/L)	8.487	13.760	8.653	13.760	10.277 ± 1.66
pH	pH	6.360	9.477	8.173	9.108	8.435 ± 0.79
Salinity	Salinity (psu)	0.138	0.201	0.152	0.182	0.171 ± 0.02
Electrical conductivity	EC ($\mu\text{S/cm}$)	177.233	319.767	201.967	278.167	249.936 ± 41.91
Total dissolved solids matter	TDS (mg/L)	88.010	157.200	100.967	136.789	126.395 ± 21.09
Nitrite nitrogen	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/L)	0.002	0.131	0.008	0.120	0.054 ± 0.05
Nitrate nitrogen	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	0.062	4.967	0.726	3.937	2.458 ± 1.67
Phosphate	PO_4 (mg/L)	0.000	0.839	0.004	0.422	0.126 ± 0.24
Chlorine	Cl_2 (mg/L)	8.859	25.767	9.635	21.583	15.675 ± 6.38
Sulfate	SO_4^{2-} (mg/L)	14.665	17.076	14.830	16.594	15.999 ± 0.78
Fluoride	F^- (mg/L)	0.140	0.166	0.146	0.163	0.155 ± 0.01
Chloride	Cl^- (mg/L)	0.040	0.338	0.049	0.227	0.122 ± 0.11
Bromide	Br^- (mg/L)	0.000	0.059	0.027	0.056	0.044 ± 0.02
Bromate	BrO_3 (mg/L)	0.000	0.560	0.146	0.351	0.243 ± 0.20
Sodium	Na (mg/L)	1.894	12.695	2.215	11.010	7.304 ± 4.08
Magnesium	Mg (mg/L)	1.349	8.899	2.969	7.930	5.613 ± 2.71
Potassium	K (mg/L)	0.718	25.019	1.622	18.135	8.691 ± 8.58
Calcium	Ca (mg/L)	2.646	23.479	6.736	17.633	12.060 ± 6.34
Lithium	Li ($\mu\text{g/L}$)	0.773	5.530	0.773	4.774	3.261 ± 1.89
Beryllium	Be ($\mu\text{g/L}$)	0.035	1.120	0.045	1.120	0.230 ± 0.33
Boron	B ($\mu\text{g/L}$)	15.236	101.169	15.971	68.927	40.342 ± 23.61

Tablo 2. Devamı.

	Abbreviation	According to months		According to the seasons		Average of reservoir
		Min	Max	Min	Max	
Aluminum	Al (µg/L)	6.475	612.883	41.961	323.348	139.261 ± 163.34
Iron	Fe (mg/L)	0.072	0.401	0.088	0.222	0.142 ± 0.09
Stronsiyum	Sr (µg/L)	22.133	144.727	53.945	129.161	89.538 ± 42.51
Vanadium	V (µg/L)	0.391	11.978	0.727	7.885	3.362 ± 3.55
Chromium	Cr (µg/L)	0.408	11.465	1.142	6.500	2.786 ± 3.00
Manganese	Mn (µg/L)	1.659	14.601	3.303	8.702	5.078 ± 3.93
Cobalt	Co (µg/L)	0.039	0.333	0.073	0.269	0.186 ± 0.09
Nickel	Ni (µg/L)	0.418	2.485	0.971	1.866	1.509 ± 0.62
Copper	Cu (µg/L)	0.348	6.796	0.866	3.572	1.769 ± 1.74
Zinc	Zn (µg/L)	0.818	9.145	1.987	6.597	3.585 ± 2.52
Arsenic	As (µg/L)	0.077	1.386	0.394	1.183	0.726 ± 0.42
Selenium	Se (µg/L)	0.270	19.148	2.134	10.310	7.046 ± 5.56
Molybdenum	Mo (µg/L)	0.602	33.543	0.909	20.698	14.071 ± 10.85
Cadmium	Cd (µg/L)	0.008	0.260	0.024	0.167	0.097 ± 0.07
Antimony	Sb (µg/L)	0.053	199.900	0.279	104.403	22.191 ± 59.28
Barium	Ba (µg/L)	5.486	42.963	16.058	34.938	23.482 ± 11.91
Thallium	Tl (µg/L)	0.012	0.260	0.033	0.191	0.119 ± 0.08
Lead	Pb (µg/L)	0.122	2.790	0.369	1.775	0.873 ± 0.73

Table 3. According to the Spearman's Correlation analysis, the relationship between environmental parameters with each other in Kayalıköy reservoir

	WT	SD	Chl-a	DO	pH	EC	NO ₂	NO ₃	PO ₄	SO ₄	Na	Mg	K	Ca	Fe	Sr	Cr	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Ba	Pb	
WT	1																								
SD	.752**	1																							
Chl-a	.882**	.620*	1																						
DO	-.809**	.852**	-.682*	1																					
pH	0.264	0.196	0.345	0.027	1																				
EC	-.536	-.191	-.409	0.427	-.0155	1																			
NO ₂	.636*	.806**	0.345	-.664*	0.091	-.225	1																		
NO ₃	-.382	0.059	-.635*	0.018	-.0136	-.036	0.273	1																	
PO ₄	-.452	0.021	-.635*	0.032	-.0082	0.128	0.041	.904**	1																
SO ₄	.882**	.916**	.727*	-.936**	0.173	-.0409	.782**	-.005	-.0123	1															
Na	0.445	.706*	0.527	-.618*	-.0155	0.2	0.427	-.0236	-.021	.664*	1														
Mg	0.4	.656*	0.509	-.527	-.0127	0.391	0.391	-.0336	-.0297	0.564	.945**	1													
K	0.309	0.483	0.464	-.0155	0.282	0.427	0.127	-.0427	-.0306	0.273	0.582	.691*	1												
Ca	0.155	0.588	0.227	-.0364	-.0073	0.564	0.309	-.045	0.018	0.4	.809**	.891**	.745**	1											
Fe	-.724*	-.0356	-.620*	0.483	-.0433	0.601	-.0342	0.301	0.304	-.620*	-.0146	0.009	0.082	0.282	1										
Sr	0.164	0.469	0.291	-.0355	-.01	0.555	0.191	-.0209	-.0123	0.391	.845**	.909**	.664*	.945**	0.15	1									
Cr	.627*	.765**	0.418	-.745**	-.0264	-.025	-.053*	0.1	-.0014	.682*	0.473	0.473	0.327	0.455	-.0014	0.291	1								
Mn	-.0018	0.419	0.036	-.0136	-.0173	.065*	0.127	0.027	0.137	0.209	.627*	.755**	.664*	.945**	0.469	.873**	0.427	1							
Cu	0.245	.615*	0.173	-.06	0.027	0.055	0.273	0.327	0.434	0.555	0.536	0.473	0.336	.673*	0.014	.618*	0.518	.691*	1						
Zn	-.01	0.141	0.109	-.0136	-.03	.664*	-.0091	-.0282	-.0178	0.091	-.682*	.791**	0.455	.800**	0.351	.909**	0.082	.800**	0.409	1					
As	0.091	0.228	0.245	-.0182	-.0309	0.391	-.0064	-.0345	-.0319	0.191	.700*	.745**	0.591	.773**	0.273	.836**	0.327	.764**	0.482	.827**	1				
Cd	0.391	0.21	0.455	-.04	-.0318	-.0018	-.0091	-.0491	-.0447	0.355	0.536	0.527	0.345	0.436	-.0118	0.573	0.4	0.455	0.445	0.564	.818**	1			
Ba	0.027	0.287	0.164	-.0264	-.0173	0.5	-.005	-.0127	0.009	0.218	-.680*	.700*	0.6	.855**	0.31	.900**	0.291	.882**	.718*	.845**	.855**	.664*	1		
Pb	0.2	0.287	0.4	-.03	-.0018	0.309	-.02	-.0382	-.0169	0.255	0.591	.627*	.691*	.709*	0.096	.773**	0.273	.727*	.655*	.691*	.809**	.764**	.909**	1	

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).
 * Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)

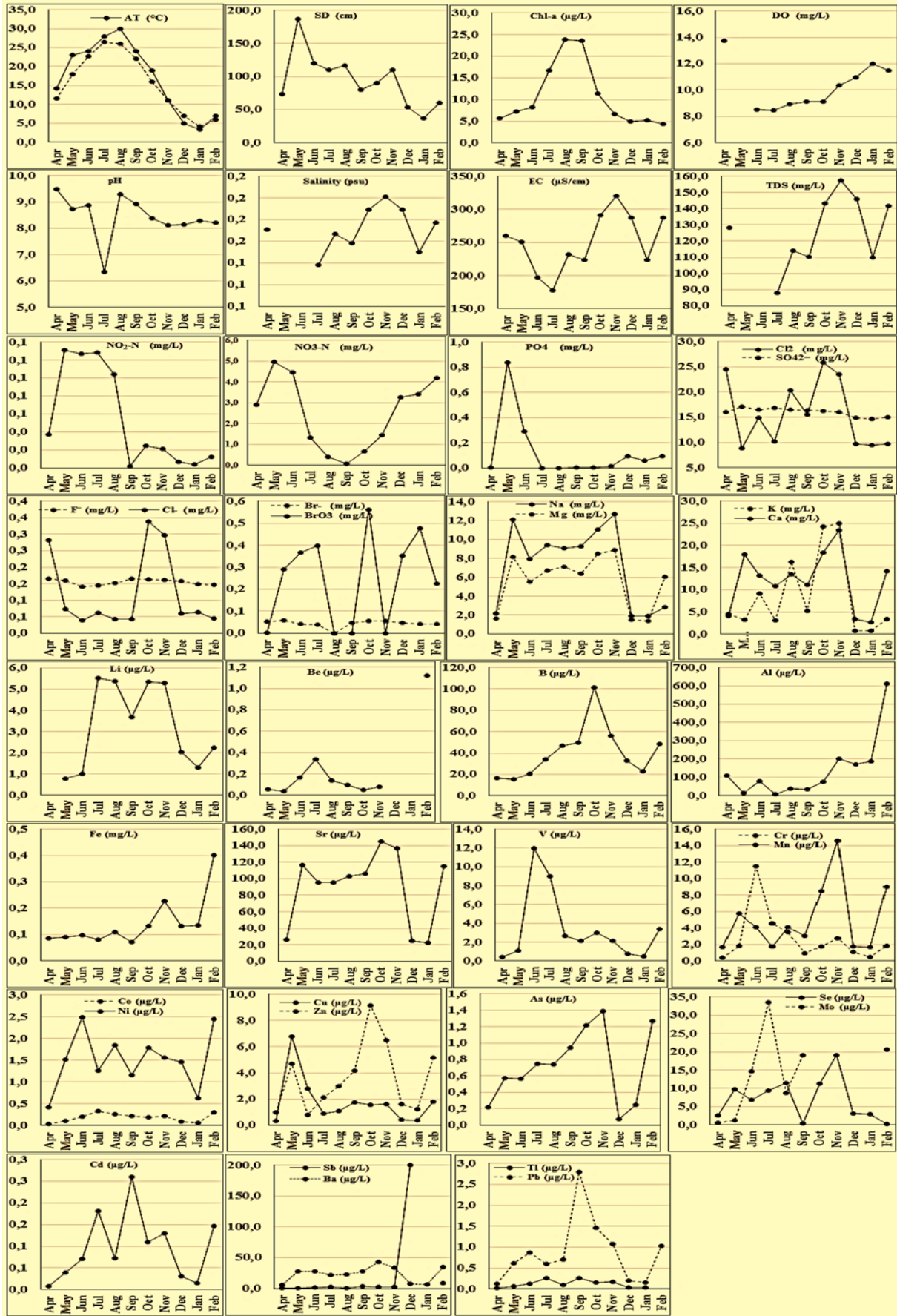


Figure 2. Variations of the physicochemical variables according to the sampling months

Discussion

The water samples taken from three stations determined in Kayalıköy reservoir for one year were examined in terms of some physicochemical parameters and heavy metal concentrations. The results were compared with RSWQM (National Standard for Turkish inland water Regulation on Modification of Surface Water Quality Management) and RDWQ (Regulation on the Quality and Treatment of Water Provided for Drinking Water).

Water temperature

The highest and the lowest water temperature values were recorded as 26.500 °C in July in the summer season and 4.167 °C in January in the winter season, respectively. The mean water temperature in the reservoir was 15.530±7.74°C (Table 2 and Figure 2). Water temperature affects the biological, chemical, and physical activities in water increases the metabolic and respiratory rates of aquatic organisms, and affects the dissolubility of gases. When the temperature increases, then the metabolic rate increases, and the level of oxygen decreases (Ünlü et al. 2008). These results indicate that the temperature differences between the months and the seasons were within acceptable levels for the survival of aquatic organisms. When the results of the physicochemical analysis were compared with RSWQM (2015), the water temperature in the reservoir was found to be Class I quality.

Secchi disk depth

Secchi disk in the reservoir was measured between 36.67-186.67 cm. Maximum light permeability was recorded in May in the spring season and the minimum in January in the winter season. The general mean Secchi disk depth in the reservoir was 94.24±39.34 cm (Table 2 and Figure 2). The lake is considered as eutrophic if the measured Secchi disk is between 0.8 and 1.5 m, mesotrophic if it is between 1.4 and 2.4 m, and oligotrophic if it is between 3.6 and 5.9 m (Ryding and Rast 1989). According to RSWQM (2015), the lake is considered as eutrophic if the measured Secchi disk is between 1.0 and 1.9 m, mesotrophic if it is between 2.0 and 4.0 m and oligotrophic if it is >4 m. According to this classification based on Secchi disk depth, Kayalıköy reservoir could be categorized as eutrophic.

Chlorophyll-a

The highest and the lowest chlorophyll-*a* values recorded as 23.833 µg/L in August in the summer season and 4.333 µg/L in February in the winter season, respectively. The mean chlorophyll-*a* in the reservoir was 10.713±7.00 µg/L (Table 2 and Figure 2). For ponds and dam lakes, the amount of

chlorophyll-*a* in oligotrophic lakes is <3.5 µg/L, between 3.5-9.0 µg/L in mesotrophic lakes and between 9.1-25 µg/L in eutrophic lakes (RSWQM 2015). The lake is considered as eutrophic if the average value of the measured chlorophyll-*a* 14.3 µg/L; mesotrophic if it is 4.7 µg/L and oligotrophic if it is 1.7 µg/L (Caspers 1984). According to the chlorophyll-*a* values in Kayalıköy reservoir could be classified as mesotrophic.

Dissolved oxygen

The maximum dissolved oxygen concentration was determined as 13.76 mg/L in April in the spring season and the minimum as 8.49 mg/L in July in the summer season with an annual average of 10.28±1.66 mg/L (Table 2 and Figure 2). Dissolved oxygen is one of the important parameters in water quality assessment and reflects the biological and physical processes that are common in water (Egemen and Sunlu 2006) and is inversely proportional to the water temperature (Öztürk and Akköz 2014). According to RSWQM (2015), Kayalıköy reservoir was Class I quality levels, which means it is clean water.

pH

pH is one of the important factors affecting living life in water. Many species of fish and aquatic organisms develop well in waters with a pH range of 6.5-8.5 (Arrignon 1976; Dauba 1981). In the present study, pH values in Kayalıköy reservoir were measured between 6.360 to 9.477 (average 8.435±0.79). The maximum pH value was recorded in April in the spring season and the minimum in July in the summer season (Table 2 and Figure 2). The pH value of the lake was moderately alkaline varying from 7.5 to 8.2 (Berzins and Pejler 1987). According to the average pH values, Kayalıköy reservoir was rated as an alkaline water-bearing reservoir. Besides, according to RSWQM (2015) and RDWQ (2019) was Class I and Class A1 quality.

Salinity

Salinity is a dynamic indicator of the water ecosystem such as other parameters and it is expressed as the total concentration of charged ions in water. The salinity of the Kayalıköy reservoir was recorded as 0.138 psu in July in the summer season as the minimum and 0.201 psu in November in the autumn season as the maximum with the average value 0.171±0.02 psu (Table 2 and Figure 2). According to salinity measurements, it was concluded that Kayalıköy Reservoir is suitable for aquatic life. While Salinity showed positive significant relationship with EC ($r=858$), TDS ($r=998$) ($p<0.01$) and B ($r=648$) ($p<0.05$), it showed negative relationship with SO₄ ($r=603$) ($p<0.01$).

Electrical conductivity

The electrical conductivity of water depends on both geological factors and external influences (Barlas et al. 1995). Electrical conductivity in freshwater varies between 10-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The acceptable electrical conductivity value for aquatic organisms is in the range of 250-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Yücel 1990). The electrical conductivity in Kayalıköy reservoir was measured as 177.233-319.767 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (average 249.936 \pm 41.91 $\mu\text{S}/\text{cm}$). The maximum electrical conductivity was recorded in November in the autumn season and the minimum in July in the summer season. According to RSWQM (2015) and RDWQ (2019), the reservoir water was assigned to have Class I and Class A1 quality and it was concluded that Kayalıköy reservoir is suitable for aquatic life. The Electrical conductivity (EC) showed a positive significant relationship with TDS ($r=847$), Salinity ($r=858$) ($p<0.01$), Mn ($r=655$) and Zn ($r=664$) ($p<0.05$) (Table 3).

Total dissolved solids matter

The highest and the lowest total dissolved solids values were recorded as 157.200 mg/L in November in the autumn season and 8.010 mg/L in July in the summer season, respectively. The mean total dissolved solids in the reservoir was 126.395 \pm 21.09 mg/L. (Table 2 and Figure 2). According to total dissolved solids measurements, it was concluded that Kayalıköy reservoir is suitable for aquatic life. While Total dissolved solids matter (TDS) showed a positive significant relationship with Salinity ($r=998$) and B ($r=620$), it showed a negative relationship with SO_4 ($r=620$) ($p<0.05$).

Nitrite nitrogen and Nitrate nitrogen

During the study period in Kayalıköy reservoir, the nitrite nitrogen concentration was 0.002-0.131 mg/L (average 0.054 \pm 0.05) and the minimum value was recorded in September in the winter season and the maximum in May in summer season (Table 2 and Figure 2). Nitrate nitrogen concentration was measured between 0.062 to 4.967 mg/L (average 2.458 \pm 1.67) and the minimum value was recorded in September in the autumn season and the maximum in May in the spring season (Table 2 and Figure 2). Nitrogen derivatives such as nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$) and nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) play an important role in the process of water pollution. The nitrite and nitrate sources in water are the organic matters, fertilizers used in agriculture, the wastewaters, and some minerals. The nitrite concentration in surface water higher than 1 mg/L indicates the presence of pollution (Taş 2011). A high concentration of nitrate in surface waters indicates the pollution. According to RSWQM (2015), the total nitrogen content is ≤ 0.35 mg/L in oligotrophic lakes, 0.35-0.65 mg/L in mesotrophic

lakes and 0.65-1.2 mg/L in eutrophic lakes. According to the average nitrite nitrogen and nitrate nitrogen values, Kayalıköy reservoir was rated as oligotrophic and Class I. The Nitrite nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$) showed a positive significant relationship with SD ($r=806$), SO_4 ($r=782$) ($p<0.01$), WT ($r=636$) and Cr ($r=655$) ($p<0.05$), it showed a negative relationship with DO ($r=664$) ($p<0.01$). Also, While Nitrate nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$) showed positive significant relationship with PO_4 ($r=904$) ($p<0.05$), it showed negative relationship with Chl-*a* ($r=655$), Cl_2 ($r=645$) and B ($r=673$) ($p<0.05$) (Table 3).

Phosphate

Phosphate concentrations fluctuated during the study from 0.000 to 0.839 mg/L (average 0.126 \pm 0.24 mg/L). The maximum phosphate concentration was recorded in May in the spring season and the minimum in July, August in the autumn season (Table 2 and Figure 2). Phosphate concentration was below the detection limit during these months. If the total phosphorus is less than 10 $\mu\text{g}/\text{L}$, the lake is oligotrophic, if between 10-20 $\mu\text{g}/\text{L}$ it is mesotrophic and if it is greater than 20 $\mu\text{g}/\text{L}$, it is eutrophic (Thoman and Mueller 1987). RSWQM (2015) reported that phosphate concentration is 0.01 mg/L in oligotrophic lakes, 0.01-0.03 mg/L in mesotrophic lakes and 0.03-0.1 mg/L in eutrophic lakes. RDWQ (2019) reported the concentration of phosphate as 0.4 mg/L in Class A1 and 0.7 mg/L in Class A2. Based on these results, Kayalıköy reservoir was rated as oligotrophic and Class I and A1. While Phosphate (PO_4) showed positive significant relationship with NO_3 ($r=904$) and K ($r=809$) ($p<0.01$), it showed negative relationship with Chl-*a* ($r=639$) ($p<0.05$) (Table 3).

Chlorine

The values of chlorine fluctuated during the study from 8.859 to 25.767 mg/L (average 15.675 \pm 6.38 mg/L). The maximum value of chlorine was recorded in October in the autumn season and the minimum in May in the winter season. (Table 2 and Figure 2). Considering the taste threshold for chlorine in drinking water is below 5 mg/L (WHO 2017), the chlorine value is high in the reservoir. Therefore, care must be taken during the disinfection of water. While Chlorine (Cl_2) showed positive significant relationship with Na ($r=664$) and Cr ($r=682$) ($p<0.05$), it showed negative relationship with Al ($r=827$) ($p<0.05$), NO_3 ($r=645$) and Fe ($r=620$) ($p<0.05$).

Sulfate

Sulphate concentration in the reservoir was measured between 14.665-7.076 mg/L. The maximum value of sulfate was recorded in May in the spring season and the minimum in January in the

winter season. The mean value of sulfate in the reservoir was 15.999 ± 0.78 mg/L (Table 2 and Figure 2). The sulfate (SO_4^{2-}) among natural anions of waters should exist in natural waters for biological productivity to increase (Taş et al. 2010). The level of sulfate in natural waters varies between 5 and 100 mg/L. The maximum sulfate level required for aquatic products is 90 mg/L and it is more than 250 mg/L indicates serious pollution (Nisbet and Verneaux 1970). RDWQ (2019) reported the concentration of sulfate as 250 mg/L in Class A1 and 1250 mg/L in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has clean water characteristics and Class A2. While Sulphate (SO_4) showed positive significant relationship with WT ($r=882$), SD ($r=916$), NO_2 ($r=782$) ($p<0.01$), Chl-a ($r=727$), Na ($r=664$) and Cr ($r=682$) ($p<0.05$), it showed negative relationship with DO ($r=936$), Al ($r=827$) ($p<0.01$), Salinity ($r=603$) and Fe ($r=620$) ($p<0.05$) (Table 3).

Fluoride

The presence of fluoride in drinking water at certain concentrations is important for bone and dental health. In the present study, fluoride values in Kayalıköy reservoir were measured between 0.140-0.166 mg/L (average 0.155 ± 0.01 mg/L). The maximum fluoride value was recorded in April in the autumn season and the minimum in June in the summer season (Table 2 and Figure 2). The optimum concentration of fluoride is 1 mg/L, but regulations allow a maximum concentration of 1.5 mg/L in drinking water. If fluoride concentration is less than 1000 $\mu\text{g/L}$ the water is Class I if between 1500 $\mu\text{g/L}$ it is Class II and if it is 2000 $\mu\text{g/L}$, it is Class III. (RSWQM 2015). RDWQ (2019) reported the concentration fluoride as >200 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 5000 $\mu\text{g/L}$ Class A2, and 7500 $\mu\text{g/L}$ in Class A3. According to these results, Kayalıköy reservoir has been water Class II and A1. While Fluoride (F) showed positive significant relationship with Br ($r=663$) ($p<0.01$), it showed negative relationship with Cr ($r=638$) ($p<0.05$).

Chloride

The chloride which exists in all natural waters is an important component of natural waters, and affects the distribution, diversity, and abundance of organisms in water. In the present study, chloride value in Kayalıköy reservoir was measured between 0.040-0.338 mg/L (average 0.122 ± 0.11 mg/L). The maximum chloride value was recorded in October in the autumn season and the minimum in June in the summer season (Table 2 and Figure 2). Chloride ion is present in natural waters at a rate of 0-30 mg/L, while it is present at concentrations of 0.2-1 mg/L in disinfected drinking water (White 1978). According

to these data, Kayalıköy reservoir is suitable for aquaculture, drinking, and domestic water. While Chloride (Cl) showed positive significant relationship with Br ($r=645$) ($p<0.01$), it showed negative relationship with Mo ($r=620$) ($p<0.05$).

Bromide

The ionic form, bromide, Br^- , is generally found in a variety of salts and is highly soluble in water. Bromide salts are more soluble than chloride salts, thus evaporation induced precipitation produces solids that are enriched in chloride and residual brines that are enriched in bromide. Bromide is rarely observed at significant concentrations in surface freshwater systems and its concentration is between 0.014-0.2 mg/L (Bowen 1979). RDWQ (2019) reported the concentration of bromide as 2000 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 4000 $\mu\text{g/L}$ in Class A2, and 6500 $\mu\text{g/L}$ in Class A3. In the present study, the bromide value was detected the maximum 0.059 mg/L and the minimum 0.000 mg/L. The maximum bromide value was recorded in May in the spring season the minimum in August in the summer season. It was below the detection limits this month (Table 2 and Figure 2). The average of bromide concentration in the reservoir was measured as 0.044 ± 0.02 mg/L in the reservoir. In terms of bromide values, the Kayalıköy reservoir is suitable for drinking and domestic water and Class A1 water.

Bromate

Bromate is an inorganic ion. It is not normally present in water but enters the water as disinfection by-product that occurs when the naturally occurring bromide ion reacts with ozone (O_3). The concentration of the bromate was reported as 2.9 $\mu\text{g/L}$ with a range of $<0.2-25$ $\mu\text{g/L}$ for surface water sources (WHO 2008). RDWQ (2019) reported the concentrations of bromate as 10 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 12 $\mu\text{g/L}$ in Class A2, and 100 $\mu\text{g/L}$ in Class A3. In the present study, bromate values in Kayalıköy reservoir were measured between 0.000-0.243 mg/L (average 0.243 ± 0.20 mg/L). The maximum bromate value was recorded in October in the winter season and the minimum in August in the spring season. The bromate concentration was below the detection limit in August (Table 2 and Figure 2). In terms of bromate average values, the Kayalıköy reservoir has Class A3 water which is not suitable for drinking purposes.

Sodium

Sodium concentrations fluctuated during the study from 1.894 to 12.695 mg/L (average 7.304 ± 4.08 mg/L). The maximum sodium concentration was recorded in November in the autumn season and the minimum in December in the winter season (Table 2 and Figure 2). The sodium ion is ubiquitous in water. Most water supplies contain

less than 20 mg/L but in some countries, levels can exceed 250 mg/L. Sodium salt concentration varies between 2-100 mg/L in natural waters (Tepe 2009). RDWQ (2019) reported the concentration of sodium as 200 mg/L in Class A1 and 2000 mg/L in Class A3. In terms of sodium average values, the Kayalıköy reservoir has Class A1 water which is suitable for drinking purposes. While Sodium (Na) showed positive significant relationship with Mg ($r=945$), Ca ($r=809$), Sr ($r=845$) ($p<0.01$), SD ($r=706$), SO₄ ($r=664$), Mn ($r=627$), Zn ($r=682$), As ($r=700$), Se ($r=655$), Ba ($r=636$) and Tl ($r=664$) ($p<0.05$), it showed negative relationship with DO ($r=618$) ($p<0.05$) (Table 3).

Magnesium

Magnesium is one of the ions that make up the hardness of the water. Because magnesium is present in the composition of chlorophyll, it is vital for chlorophyll plants and found in the in natural waters as 10-50 mg/L. In the present study, magnesium value was detected the maximum 8.899 mg/L in November and the minimum 1.349 mg/L in January. The average magnesium values was determined as 5.613 ± 2.71 mg/L in the reservoir (Table 2 and Figure 2). According to these data, Kayalıköy reservoir is suitable for drinking and domestic water. The Magnesium (Mg) showed positive significant relationship with Na ($r=945$), Ca ($r=891$), Sr ($r=909$), Mn ($r=755$), Zn ($r=791$), As ($r=745$) ($p<0.01$), SD ($r=656$), K ($r=691$), Se ($r=727$) and Pb ($r=627$) ($p<0.05$) (Table 3).

Potassium

Potassium is one of the inorganic salts that give water taste. Potassium is found in the natural waters between 1-10 mg/L (Tepe 2009). In the present study, the average potassium value was determined as 8.691 ± 8.58 mg/L in the reservoir. The potassium value was detected the maximum 25.019 mg/L in November in the autumn season and the minimum 0.718 mg/L in January in the winter season (Table 2 and Figure 2). According to these data, Kayalıköy reservoir is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Potassium (K) showed positive significant relationship with Cl₂ ($r=809$), Ca ($r=745$) ($p<0.01$) Mg ($r=691$), Sr ($r=664$), Mn ($r=664$) and Pb ($r=691$) ($p<0.05$) (Table 3).

Calcium

Calcium is an important determinant of water hardness, and it also functions as a pH stabilizer because of its buffering qualities. Calcium also gives water a better taste. When the amount of calcium in water is about 25 mg/L, the productivity increases to a maximum but below 12 mg/L the productivity decreases (Bremond and Vuichard 1973; Nisbet and

Verneaux 1970). While the amount of calcium suitable for fishing is 30-40 mg/L, it can reach natural waters to a value of 150 mg/L. In the present study, the maximum calcium concentration was measured as 23.479 mg/L in November in the autumn season and the minimum as 2.646 mg/L in January in the winter season. The average calcium concentration in the reservoir was measured as 12.060 ± 6.34 mg/L (Table 2 and Figure 2). According to these data, Kayalıköy reservoir is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Calcium (Ca) showed positive significant relationship with Na ($r=809$), Mg ($r=891$), K ($r=745$), Sr ($r=945$), Mn ($r=945$), Zn ($r=800$), As ($r=773$), Ba ($r=855$) ($p<0.01$), Ni ($r=659$), Cu ($r=673$) and Pb ($r=709$) ($p<0.05$) (Table 3).

Lithium

Seawater contains approximately 0.17 ppm lithium. Rivers generally contain only 3 ppb, whereas mineral water contains 0.05-1 mg/L. The lithium reacts with water, forming lithium hydroxide and hydrogen. The lithium concentration in Kayalıköy reservoir was measured between 0.773-5.530 µg/L. The maximum lithium value was recorded in July in the autumn season and the minimum in May in the spring season. The average of lithium values was determined as 3.261 ± 1.89 µg/L in Kayalıköy reservoir (Table 2 and Figure 2).

Beryllium

Beryllium values were detected as 1.120 µg/L in February in the winter season as the maximum and 0.035 µg/L in May in the spring season as the minimum. The average of beryllium concentration was determined as 0.230 ± 0.33 µg/L in the reservoir (Table 2 and Figure 2). There are only limited data on beryllium concentrations in water except the USA. The concentration of beryllium in surface waters has been reported as 0.001 mg/L by USEPA (2002). According to these data, it can be said that Kayalıköy reservoir contains beryllium under the limit values.

Boron

Boron concentration in Kayalıköy reservoir was measured as 15.236-101.169 µg/L (average 40.342 ± 23.61 µg/L). The maximum boron value was recorded in October in the autumn season and the minimum in May in the spring season (Table 2 and Figure 2). The amount of boron in freshwater depends on such factors as the geochemical nature of the drainage area, proximity to marine coastal regions, and inputs from industrial and municipal effluents (Butterwick et al. 1989). Boron concentrations in fresh surface water range from <0.001 to 2 mg/L in Europe, with mean values typically below 0.6 mg/L. Similar concentration ranges have been reported for water bodies within

Pakistan, Russia, and Turkey, from 0.01 to 7 mg/L, with most values below 0.5 mg/L (WHO 1998). RSWQM (2015) reported the concentration of boron as ≤ 1000 $\mu\text{g/L}$ in Class I, II, III, and >1000 $\mu\text{g/L}$ in Class IV waters. RDWQ (2019) reported the concentration of bromate as >1000 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 1250 $\mu\text{g/L}$ in Class A2, and 5000 $\mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these data, Kayalıköy reservoir is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture.

Aluminum

The maximum and the minimum aluminum values were determined as 612.883 $\mu\text{g/L}$ and 6.475 $\mu\text{g/L}$ in February in the winter season and in July in the summer season, respectively, and the average was determined as 139.261 ± 163.34 $\mu\text{g/L}$ (Table 2 and Figure 2). The concentration of aluminum in natural waters can significantly depend on various physicochemical factors. Dissolved aluminum concentrations in waters with near-neutral pH values usually range from 0.001 to 0.05 mg/L (WHO 1998). For ponds and dam lakes, the aluminum concentration is ≤ 0.3 mg/L in Class I and Class II, 0.3 mg/L in Class III, and >1 mg/L in Class IV waters (RSWQM 2015). RDWQ (2019) reported the concentrations of aluminum as is 200 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 500 $\mu\text{g/L}$ in Class A2, and 2000 $\mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class II and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. While Aluminium (Al) showed positive significant relationship with DO ($r=791$) and Fe ($r=834$), it showed negative relationship with WT ($r=845$), $\text{Chl-}a$ ($r=791$) and SO_4 ($r=827$) ($p<0.01$).

Iron

Iron concentrations fluctuated during the study from 0.072 to 0.401 mg/L (average 0.142 ± 0.09 mg/L). The maximum iron concentration was recorded in February in the winter season and the minimum in September in the spring season (Table 2 and Figure 2). Iron concentrations in drinking water are normally less than 0.3 mg/L but may be higher in some countries (WHO 1998). For ponds and dam lakes, the iron concentration is ≤ 300 $\mu\text{g/L}$ in Class I, 1000 $\mu\text{g/L}$ in Class II, 5000 in Class III, and >5000 $\mu\text{g/L}$ in Class IV waters (RSWQM 2015). Also, RDWQ (2019) reported the concentration of iron as 2000 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 1000 $\mu\text{g/L}$ in Class A2 and 2000 $\mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. While Iron (Fe) showed positive significant relationship with Al ($r=834$) ($p<0.01$), it showed negative relationship with WT ($r=724$), $\text{Chl-}a$ ($r=620$) and SO_4 ($r=620$) ($p<0.05$) (Table 3).

Strontium

Because strontium is naturally occurring throughout the earth, it has been detected in all surface waters. The maximum acceptable concentration of 7.0 mg/L is proposed for total strontium in drinking water (FPTC 2018). The US Environmental Protection Agency (EPA) recommends the concentration of strontium in drinking water as 4 mg/L (NWQMC 2016). In the present study, strontium value was detected the maximum 144.727 $\mu\text{g/L}$ and the minimum 22.133 $\mu\text{g/L}$. The average concentration of strontium was determined as 89.538 ± 42.51 $\mu\text{g/L}$ in the reservoir. The maximum of the strontium concentration was recorded in October in the autumn season and the minimum in January in the winter season (Table 2 and Figure 2). According to these results, Kayalıköy reservoir is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. While strontium (Sr) showed positive significant relationship with Na ($r=845$), Mg ($r=909$), Ca ($r=945$), Mn ($r=873$), Zn ($r=909$), As ($r=836$), Ba ($r=900$), Pb ($r=773$) ($p<0.01$), K ($r=664$) and Cu ($r=618$) ($p<0.05$).

Vanadium

Vanadium is an element in general of volcanic origin. Italian Ministry of Health has determined for in drinking water a value which does not exceed 140 mg/L. The California Office of Environmental Health Hazard Assessment proposed a notification level of 15 $\mu\text{g/L}$ in drinking water (USEPA 2008). RDWQ (2019) reported the concentration of vanadium as is 15 $\mu\text{g/L}$ in Class A1, 50 $\mu\text{g/L}$ in Class A2, and 150 $\mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. In the present study, vanadium values were detected the maximum 11.978 $\mu\text{g/L}$ and the minimum 0.391 $\mu\text{g/L}$. The average values of vanadium were determined by 3.362 ± 3.55 $\mu\text{g/L}$ in the reservoir. The maximum of the vanadium value was recorded in July in summer season and the minimum in April in the spring season (Table 2 and Figure 2). Based on these results, Kayalıköy reservoir is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The vanadium (V) showed positive significant relationship with Be ($r=779$), Cr ($r=818$), Co ($r=773$), Ni ($r=755$) ($p<0.01$) and Cd ($r=645$) ($p<0.05$) (Table 3).

Chromium:

The values of chromium fluctuated during the study from 0.408 to 11.465 $\mu\text{g/L}$ (average 2.786 ± 3.00 $\mu\text{g/L}$) in the reservoir. The maximum chromium values were recorded in June in the summer season and the minimum in April in the spring season. (Table 2 and Figure 2). The total chromium content of surface waters is approximately 0.5–2 $\mu\text{g/L}$ and the dissolved chromium content 0.02–0.3 $\mu\text{g/L}$

(Slooff 1989). The chromium concentration varies between 0.1-117 µg/L in freshwaters (Shanker et al. 2005). For ponds and dam lakes, the total chromium content is ≤ 20 µg/L in Class I, 20 µg/L in Class II, 50 µg/L in Class III, and >50 µg/L in Class IV waters (RSWQM 2015). RDWQ (2019) reported the concentration of chromium as is 50 µg/L in Class A1, 500 µg/L in Class A2, and 1000 µg/L in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has water Class I and A1 and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Chromium (Cr) showed positive significant relationship with SD ($r=765$), V ($r=818$) ($p<0.01$), WT ($r=627$), NO₂ ($r=655$) SO₄ ($r=682$) E ($r=638$), Co ($r=645$) and Ni ($r=709$) ($p<0.05$).

Manganese

The maximum manganese concentration was determined as 14.601 µg/L in November in the autumn season and the minimum as 1.659 µg/L in January in winter season with an annual average of 5.078 ± 3.93 µg/L (Table 2 and Figure 2). Manganese which is one of the ions responsible for the hardness of water is present in natural waters with concentrations ranging from 10 to 50 mg/L. Manganese concentration in freshwater is typically 1 to 200 µg/L (Barceloux 1999). For ponds and dam lakes, the manganese concentration is ≤ 100 µg/L in Class I, 500 µg/L in Class II, 3000 µg/L in Class III and >3000 µg/L in Class IV waters (RSWQM 2015). RDWQ (2019) reported the concentration of manganese as 50 µg/L in Class A1, 100 µg/L in Class A2, and 250 µg/L in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Manganese (Mn) showed positive significant relationship with Mg ($r=755$), Ca ($r=945$), Sr ($r=873$), Ni ($r=736$), Zn ($r=800$), Ba ($r=882$) ($p<0.01$), EC ($r=655$), Na ($r=627$), K ($r=664$) Cu ($r=691$) and Pb ($r=727$) ($p<0.05$) (Table 3).

Cobalt

The values of cobalt fluctuated during the study from 0.039 to 0.333 µg/L (average 0.186 ± 0.09 µg/L) in the reservoir. The maximum values of cobalt were recorded in July in the summer season and the minimum in April in the spring season (Table 2 and Figure 2). The cobalt concentrations in drinking water are generally $<1-2$ µg/L (WHO 2008). RSWQM (2015) reported the concentration of cobalt as is ≤ 10 µg/L in Class I, 20 µg/L in Class II, 200 µg/L in Class III and >200 µg/L in Class IV waters. RDWQ (2019) reported the concentration of cobalt as is 800 µg/L in Class A1 and 2600 µg/L in Class A3 waters. In terms of the cobalt values, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for

drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Cobalt (Co) showed positive significant relationship with Be ($r=843$), V ($r=773$), Mo ($r=740$), Cd ($r=882$) ($p<0.01$), Cr ($r=645$) and As ($r=691$) ($p<0.05$).

Nickel

The maximum and the minimum nickel concentrations were determined as 2.485 µg/L and as 0.418 µg/L in June in summer season and the minimum in April in the spring season, respectively, with an annual average of 1.509 ± 0.62 µg/L (Table 2 and Figure 2). RSWQM (2015) reported the concentration of nickel as ≤ 20 µg/L in Class I, 50 µg/L in Class II, 200 µg/L in Class III and >200 µg/L in Class IV waters. Besides, RDWQ (2019) reported the concentration of nickel as 20 µg/L in Class A1, 30 µg/L in Class A2, and 200 µg/L in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Nickel (Ni) showed positive significant relationship with V ($r=755$), Mn ($r=736$) ($p<0.01$), Ca ($r=636$), Cr ($r=709$), Cu ($r=655$) and Ba ($r=618$) ($p<0.05$).

Copper

The values of copper fluctuated during the study from 0.348 to 6.796 µg/L (average 1.769 ± 1.74 µg/L). The maximum value of copper was recorded in May in the spring season and the minimum in April in the winter season (Table 2 and Figure 2). The copper concentrations in surface waters ranged from 0.0005 to 1 mg/L in several studies in the USA (average 0.01 mg/L) (ATSDR 2002). RSWQM (2015) reported the concentration of copper as ≤ 20 µg/L in Class I, 50 µg/L in Class II, 200 µg/L in Class III and >200 µg/L in Class IV waters. Also, RDWQ (2019) reported the concentration of copper as 2000 µg/L in Class A1, 5000 µg/L in Class A2, and 20000 µg/L in Class A3 waters. In terms of the copper values, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture.

Zinc

The concentration of zinc is usually below 10 µg/L in natural surface waters, and 10–40 µg/L in groundwaters (Elinder 1986). RSWQM (2015) reported the concentration of zinc as ≤ 200 µg/L in Class I, 500 µg/L in Class II, 2000 µg/L in Class III and >2000 µg/L in Class IV waters. RDWQ (2019) reported the concentration of zinc as 3000 µg/L in Class A1, 6000 µg/L in Class A2, and 12000 µg/L in Class A3 waters. In the present study, the maximum and the minimum zinc concentrations were determined as 9.145 µg/L and 0.818 µg/L in October in the autumn season and in June in the summer season, respectively, with an annual average of 3.585 ± 2.52 µg/L. (Table 2 and Figure 2). In terms of the zinc values, Kayalıköy reservoir has Class I and

A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Zinc (Zn) showed positive significant relationship with Mg ($r=791$), Ca ($r=800$), Sr ($r=909$), Mn ($r=800$), As ($r=827$), Ba ($r=845$) ($p<0.01$), EC ($r=664$), Na ($r=682$), Ba ($r=718$) and Pb ($r=691$) ($p<0.05$) (Table 3).

Arsenic

The maximum and the minimum arsenic concentrations were determined as $0.077 \mu\text{g/L}$ and as $1.386 \mu\text{g/L}$ in December in the spring season and in November in the autumn season, respectively, with an annual average of $0.726\pm 0.42 \mu\text{g/L}$. (Table 2 and Figure 2). In drinking-water supplies, arsenic poses a problem because it is toxic at low levels and is a known carcinogen. The concentration of arsenic in natural waters generally ranges between $1\text{--}2 \mu\text{g/L}$ (USNRC 1999). The current recommended limit of arsenic in drinking water is $10 \mu\text{g/L}$ (WHO 2017). RSWQM (2015) reported the concentration of arsenic as $\leq 20 \mu\text{g/L}$ in Class I, $50 \mu\text{g/L}$ in Class II, $100 \mu\text{g/L}$ in Class III and $>100 \mu\text{g/L}$ in Class IV waters. Also, RDWQ (2019) reported the concentration of arsenic as $10 \mu\text{g/L}$ in Class A1, $40 \mu\text{g/L}$ in Class A2, and $50 \mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Arsenic (As) showed positive significant relationship with Mg ($r=745$), Ca ($r=773$), B ($r=791$), Sr ($r=836$), Mn ($r=764$), Zn ($r=827$) Cd ($r=881$), Ba ($r=855$), Pb ($r=809$) ($p<0.01$), Na ($r=700$) and Co ($r=691$) ($p<0.05$) (Table 3).

Selenium

The concentration of selenium fluctuated during the study from 19.148 to $0.270 \mu\text{g/L}$ (average $7.046\pm 5.56 \mu\text{g/L}$). The maximum value of selenium was recorded in November in the autumn season and the minimum in February in the winter season (Table 2 and Figure 2). The levels of selenium in groundwater and surface water range from $0.06 \mu\text{g/L}$ to about $400 \mu\text{g/L}$. The current recommended limit of selenium in drinking water is 0.04 mg/L ($40 \mu\text{g/L}$) (WHO 2017). For ponds and dam lakes, selenium concentration is $\leq 10 \mu\text{g/L}$ in Class I, $\leq 10 \mu\text{g/L}$ in Class II, $20 \mu\text{g/L}$ in Class III and $>20 \mu\text{g/L}$ in Class IV waters (RSWQM 2015). RDWQ (2019) reported the concentration of selenium as $10 \mu\text{g/L}$ in Class A1, $20 \mu\text{g/L}$ in Class A2, and $100 \mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has been Class I and A1 water.

Molybdenum

The concentration of molybdenum was determined by the maximum $33.543 \mu\text{g/L}$ and the minimum $0.602 \mu\text{g/L}$. The average molybdenum concentration in the reservoir was measured as

$14.071\pm 10.85 \mu\text{g/L}$. The maximum values of molybdenum were recorded in July in the winter season and the minimum in April in spring season (Table 2 and Figure 2). Molybdenum plays an important biological role as a micronutrient for plants and animals. At high levels, it can be toxic to animals. The current recommended limit of molybdenum in drinking water is 0.02 mg/L ($20 \mu\text{g/L}$) (WHO 2017). According to these results, Kayalıköy reservoir has clean water characteristics.

Cadmium

The maximum and the minimum cadmium concentrations were determined as $0.260 \mu\text{g/L}$ and as $0.008 \mu\text{g/L}$ in September in the autumn season and in April in spring season, respectively, with an annual average of $0.097\pm 0.07 \mu\text{g/L}$. (Table 2 and Figure 2). Cadmium occurs naturally in zinc, in lead and copper ores, in coal and other fossil fuels, and is released during volcanic action. The concentration of cadmium in drinking water is 0.003 mg/L ($3 \mu\text{g/L}$) (WHO 2017). RSWQM (2015) reported the concentration of cadmium as $\leq 2 \mu\text{g/L}$ in Class I, $5 \mu\text{g/L}$ in Class II, $7 \mu\text{g/L}$ in Class III and $>7 \mu\text{g/L}$ in Class IV waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has the characteristics of clean water and Class I water. The Cadmium (Ca) showed positive significant relationship with Co ($r=882$), As ($r=818$), Pb ($r=764$) ($p<0.01$), Be ($r=670$), B ($r=709$), V ($r=645$), Sb ($r=618$), Ba ($r=664$) and Tl ($r=664$) ($p<0.05$) (Table 3).

Antimony

Antimony is a metal that is present naturally in small quantities in water, rocks, and soils. In the present study, the maximum and the minimum antimony concentrations were determined as $199.900 \mu\text{g/L}$ and $0.053 \mu\text{g/L}$ in December in the winter season and in April in the spring season, respectively, with an average value of $22.191\pm 59.28 \mu\text{g/L}$ (Table 2 and Figure 2). Concentrations of antimony in groundwater and surface water normally range from 0.1 to $0.2 \mu\text{g/L}$ (Bowen 1979) and were 0.02 mg/L ($20 \mu\text{g/L}$) in drinking water (WHO 2017). RDWQ (2019) reported the concentration of antimony as is $5 \mu\text{g/L}$ in Class A1, $15 \mu\text{g/L}$ in Class A2, and $50 \mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture.

Barium

Barium is not considered to be an essential element for human nutrition. Barium is a divalent cation and alkaline earth metal that can be found in naturally occurring mineral deposits. In the present study, the maximum and the minimum barium concentrations were determined as $5.486 \mu\text{g/L}$ and as

42.963 in April in the winter season and in October in the autumn season, respectively, with an annual average of $23.482 \pm 11.91 \mu\text{g/L}$ (Table 2 and Figure 2). Concentrations in drinking water of barium are generally below $100 \mu\text{g/L}$, although the acceptable value is 1.3 mg/L ($1300 \mu\text{g/L}$) in drinking water (WHO 2019). RSWQM (2015) reported the concentration of barium as $\leq 1000 \mu\text{g/L}$ in Class I, $2000 \mu\text{g/L}$ in Class II and III, and $>2000 \mu\text{g/L}$ in Class IV waters. Also, RDWQ (2019) reported the concentration of barium is $2000 \mu\text{g/L}$ in Class A1 and $20000 \mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, Kayalıköy reservoir has Class I and A1 water and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture. The Barium (Ba) showed positive significant relationship with Ca ($r=855$), Sr ($r=900$), Mn ($r=882$), Zn ($r=845$), As ($r=655$), Pb ($r=909$) ($p<0.01$), Na ($r=636$), Mg ($r=700$), B ($r=691$), Cu ($r=718$) and Cd ($r=664$) ($p<0.05$) (Table 3).

Thallium

Thallium is released into the biosphere from both natural and anthropogenic sources. Thallium is considered toxic for human and animal organisms, microorganisms, and plants. In the present study, the thallium concentrations were detected the maximum $0.260 \mu\text{g/L}$ and the minimum $0.012 \mu\text{g/L}$. The average values of thallium were determined $0.119 \pm 0.08 \mu\text{g/L}$ in the reservoir. The maximum concentration of thallium was recorded in September in the autumn season and the minimum in April in winter season (Table 2 and Figure 2). The concentration of antimony in drinking water is $2 \mu\text{g/L}$ (USEPA 2008). According to these results, Kayalıköy reservoir has the characteristics of clean water.

Lead

Lead is a naturally occurring metal found in rock, soil, water, and sediment. In the present study, maximum and the minimum lead concentrations were determined as $2.790 \mu\text{g/L}$ and $0.122 \mu\text{g/L}$ in September in the autumn season and in April in the spring season with an average value of $0.873 \pm 0.73 \mu\text{g/L}$ (Table 2 and Figure 2). The concentration of lead in drinking water is 2 mg/L ($200 \mu\text{g/L}$) (WHO 2017). RSWQM (2015) reported the concentration of lead as $\leq 10 \mu\text{g/L}$ in Class I, $20 \mu\text{g/L}$ in Class II, $50 \mu\text{g/L}$ in Class III and III, $>50 \mu\text{g/L}$ in Class IV waters. RDWQ (2019) reported the concentration of lead as $10 \mu\text{g/L}$ in Class A1, $50 \mu\text{g/L}$ in Class A2, and $100 \mu\text{g/L}$ in Class A3 waters. According to these results, the reservoir shows Class I and A1 water characteristics in terms of lead and is suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture.

As a result, water samples taken from three stations determined in Kayalıköy reservoir for one

year were examined in terms of some physicochemical parameters and heavy metal concentrations. The results were compared with RSWQM (National Standard for Turkish inland water Regulation on Modification of Surface Water Quality Management) and RDWQ (Regulation on the Quality and Treatment of Water Provided for Drinking Water). The water quality properties were assessed, the suitability levels in terms of aquatic life, agricultural irrigation, and aquaculture and drinking water were determined.

The Nitrite nitrogen was determined above the limit values in May, June, and July in the summer season. Also, phosphate in May, chlorine in October, aluminum in February, chromium in June, and selenium in November were determined above the limit values. However, the increase in these values in short periods can be attributed to excessive water withdrawal in the reservoir. The trophic status of Kayalıköy reservoir was classified as eutrophic according to Secchi disc depth and as mesotrophic according to Chlorophyll-a. It can be classified as oligotrophic character according to other parameters. As can be seen in the average values of the analysis results, the water quality in Kayalıköy reservoir is generally considered to be Class I and A1 water according to RSWQM and RDWQ. In short, Kayalıköy reservoir has water suitable for drinking, agricultural irrigation, and aquaculture and was classified as having oligomesotrophic character.

No such a long term and more detailed study have been carried out in the dam lakes in the Thrace region where the Kayalıköy dam is located. However, along with planktonic organisms in Süloğlu and Kadıköy dam lakes, some physicochemical properties of water have also been studied (Güher and Çolak 2015; Tokatlı et al. 2017; Güher 2019). As a result of these studies, it was reported that the water of Süloğlu reservoir is in Class I and II and of oligo-mesotrophic character in most parameters, and that of Kadıköy reservoir is in Class II and of meso-eutrophic character. Also, some physicochemical parameters of water in Kayalıköy reservoir were studied only for two months (November and April) (Kanarya 2013). The results obtained in these studies are in parallel with our results. However, constant monitoring activities should be performed in reservoirs in general.

The fact that no factors are affecting (industry, residential areas, agricultural areas etc.) the lake around Kayalıköy dam lake is a big advantage. Changes in the water level in the reservoir brought on by changes in the evaporation and precipitation amounts depending on seasonal conditions as well as the purpose and amount of water usage are one of the most important factors in the change of

physicochemical parameters. Therefore, excessive water outflow in the lake for drinking water and agricultural irrigation are affecting the physicochemical properties of lake water. To protect the water quality of the lake water should be controlled by the absolute output of the lake. To maintain the water quality of the lake, the water outlets in the lake must be controlled.

To protect water quality and to ensure the continuation of aquatic life in this reservoir, it is necessary to make regular observations and to monitor the environmental parameters affecting water quality and aquatic life. Also, the results obtained from this study can be considered as a reference which can be used to evaluate possible future changes in the reservoir and will provide a good reference for setting standards for water quality.

Acknowledgements

This research has been supported by TÜBAP-2018/66 project.

References

- Arrignon J. 1976. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Bordas, Paris: Grand public. 320 p.
- ATSDR 2002. Toxicological profile for copper (draft for public comment). Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Subcontract No. ATSDR-205-1999-00024). [Date of access: 11.08.2019]. Accessed from <https://babel.hathitrust.org/cgi/pt?id=mdp.39015052671453&view=1up&seq=3>
- Barceloux DG. 1999. Manganese. *Clin Toxicology*. 37(2):293–307.
doi: 10.1081/clt-100102427
- Barlas M, İkiel C, Özdemir N. 1995. Gökova Körfezi'ne akan tatlı su kaynaklarının fiziksel ve kimyasal açıdan incelenmesi. Doğu Anadolu Bölgesi I. ve II. Su Ürünleri Sempozyumu, 14-16 Haziran: Erzurum, Türkiye, 704-712. [in Turkish]
- Berzins B, Pejler B. 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia*, 147:107-116.
doi: 10.1007/BF00025733
- Bowen HJM. 1979. Environmental chemistry of the elements. London: Academic Press, 333 p.
- Bremond R, Vuichard R. 1973. Parameters de la qualite des eaux. Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement Documentation, Française, Paris 179 p.
- Bulut C, Kubilay A. 2018. Eğirdir Gölü su kalitesinin trofik durum indeksleriyle belirlenmesi. *Acta Aquatica Turcica*. 14(4):324-338.
doi: 10.22392/egirdir.415073. [in Turkish]
- Butterwick L, De Oude N, Raymond K. 1989. Safety assessment of boron in aquatic and terrestrial environments. *Ecotox Environ Safe*. 17:339-371.
doi: 10.1016/0147-6513(89)90055-9
- Caspers H. 1984. OECD: Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. 154 p. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 1982. (Publié en français sous le titre Eutrophication des Eaux. Méthodes de Surveillance, d'Evaluation et de Lutt. Int Rev der gesamten Hydrobiol und Hydrogr. 69:200
doi:10.1002/iroh.19840690206
- Das Kangabam R, Govindaraju M. 2017. Anthropogenic activity-induced water quality degradation in the Loktak Lake, a Ramsar site in the Indo-Burma biodiversity hotspot. *Environ Technol*. 1–10.
doi: 10.1080 /09593330.2017.1378267
- Dauba F. 1981. Etude comperative de la fauna des poissons dans les ecosystemes de deux reservoirs, Luzech (Lut) et Chastang (Dordogone). These de troisieme cycle L'Institut National Polytechnique de Toulouse, 179 p.
- Dixon W, Chiswell B. 1996. Review of aquatic monitoring program design. *Water Res*. 30:1935–1948.
doi.org/10.1016/0043-1354(96)00087-5
- Egemen Ö, Sunlu U. 1996. Su Kalitesi. İzmir: Ege Üniversitesi Basımevi 153 p. [in Turkish]
- Elinder CG. 1986. Zinc. In: Friberg L, Nordberg GF, Vouk VB, editors. Handbook on the toxicology of metals, 2nd ed. Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 664-679 p.
- EPA 2001. (Environmental Protection Agency) Method 200.7. 2001. Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry.
- FPTC 2018. Federal-Provincial-Territorial Committee. Strontium in drinking water guideline technical document for public consultation prepared by the federal-provincial-territorial committee on drinking water consultation period ends July 20. [Date of access: 11.08.2019]. Accessed from <https://www.canada.ca/en/healthcanada/programs/consultation-strontium-drinking-water/document.html>
- Gikas GD, Tsihrintzis VA, Akratos CS, Haralambidis G. 2009. Water quality trends in Polyphytos reservoir, Aliakmon River, Greece. *Environ Monit Assess*. 149:163-181.
doi: 10.1007/s10661-008-0191-Z
- Güher H, Çolak Ş. 2015. Süloğlu Baraj Gölü'nün (Edirne) zooplankton (Rotifera, Cladocera, Copepoda) faunası ve mevsimsel değişimi. *Trakya University Journal of Natural Sciences*. 16(1)17-24. [in Turkish]
- Güher H. 2019. Seasonal variation of planktonic microcrustacea (Copepoda, Cladocera) diversity in Kadıköy Reservoir (Edirne/Turkey). *Acta Aquatica Turcica*. 15(2):188-196.
doi: 10.22392/actaquat.484963
- Kanarya G. 2013. Kırklareli yöresindeki sulama suyu kaynaklarında bulunan bazı makro ve mikro elementlerin tarımsal açıdan değerlendirilmesi üzerine bir araştırma. [Yüksek Lisans Tezi]. Namık Kemal Üniversitesi, 105 p. [in Turkish]
- Köse E, Tokatlı C, Çiçek A. 2014. Monitoring stream water quality: A statistical evaluation. *Pol J Environ Stud*. 23(5):1637-1647.

- Krebs CJ. 1999. *Ecological Methodology*. California: Addison Wesley Longman Inc. 620 p.
- Kükürer S, Mutlu E. 2019. Assessment of surface water quality using water quality index and multivariate statistical analyses in Saraydüzü dam lake, Turkey. *Environ Monit Assess.* 191:71.
doi: [10.1007/s10661-019-7197-6](https://doi.org/10.1007/s10661-019-7197-6)
- Loukas A. 2010. Surface water quantity and quality assessment in Pinios River, Thessaly, Greece. *Desalination.* 250(1):266-273.
doi: [10.1016/j.desal.2009.09.043](https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.043)
- Minareci O, Çakır M. 2018. Determination of detergent, phosphate, boron and heavy metal pollution in Adıgüzel dam lake (Denizli/Turkey). *Iğdır Univ. J. Inst. Sci. & Tech.* 8(1):61-67.
doi: [10.21597/jist.407817](https://doi.org/10.21597/jist.407817)
- Mutlu E, Demir T, Yanik T, Sutan NA. 2016. Determination of environmentally relevant water quality parameters in Serefiye dam-Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin.* 25(12):5812-5818.
- Nisbet M, Verneaux J. 1970. Composants chimiques des eaux courantes: discussion et propositions des classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Ann Limnol-Int J Lim.* 6(2):161-190.
doi: [10.1051/limn/1970015](https://doi.org/10.1051/limn/1970015)
- NWQMC 2016. National Water Quality Monitoring Council. Water Quality Portal, October 2018. [Date of access: 11.08.2019]. Accessed from <https://www.waterqualitydata.us>
- Öztürk YB, Akköz C. 2014. Investigation of water quality of Apa dam lake (Çumra-Konya) and according to the evolution of PCA. *Biological Diversity and Conservation.* 7(2):136-147.
- RDWQ 2019. İçme suyu temin edilen suların kalitesi ve artırılması hakkında yönetmelik. Tarım ve Orman Bakanlığı: 6 Temmuz 2019, Sayı: 30823 Resmî Gazete. [Erişim tarihi: 10.11.2019]. Erişim adresi: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2015/04/20150415-18.htm> [in Turkish]
- RSWQM 2015. Yüzeysel su kalitesi yönetimi yönetmeliğinde değişiklik yapılmasına dair yönetmelik. Orman ve Su İşleri Bakanlığı: 15 Nisan 2015, Sayı: 29327 Resmî Gazete. [Erişim tarihi: 10.11.2019]. Erişim adresi: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2015/04/20150415-18.htm> [in Turkish]
- Ryding SO, Rast W. 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. UNESCO, Man and the Biosphere Series Volume I. London: Parthenon Press 314 p.
- Samian M, Naderi MK, Saadi H, Movahedi R. 2015. Identifying factors affecting optimal management of agricultural water. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences.* 14(1):11-18.
doi: [10.1016/j.jssas.2014.01.001](https://doi.org/10.1016/j.jssas.2014.01.001)
- Shanker AK, Cervantes C, Loza-Tavera H, Avudainayagam S. 2005. Chromium toxicity in plants. *Environ Int.* 31:739-753.
doi: [10.1016/j.envint.2005.02.003](https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003)
- Slooff W. 1989. Integrated criteria document chromium. Bilthoven, Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection. Report no. 758701002.
- Strobl RO, Robillard PD. 2008. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: a review. *J Environ Manage.* 87:639-648.
doi: [10.1016/j.jenvman.2007.03.001](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.001)
- Taş B, Candan AY, Can Ö, Topkara S. 2010. Ulugöl (Ordu)'ün bazı fizikokimyasal özellikleri. *Journal of FisheriesSciences.com.* 4(3):254-263. [in Turkish]
- Taş B. 2011. Gaga Gölü (Ordu, Turkey) su kalitesinin incelenmesi. Black Sea Technical University's Journal of Science. 1(3):43-61. [in Turkish]
- Tepe R, Kutlu B. 2019. Examination water quality of Karkamış dam lake. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology.* 7(3):458-466.
doi: [10.24925/turjaf.v7i3.458-466.2409](https://doi.org/10.24925/turjaf.v7i3.458-466.2409)
- Tepe Y. 2009. Reyhanlı Yenişehir Gölü (Hatay) su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji.* 18(70):38-46.
doi: [10.5053/ekoloji.2009.706](https://doi.org/10.5053/ekoloji.2009.706) [in Turkish]
- Thomann RV, Mueller JA. 1987. Principle of surface water quality modelling and control. New York: Harper and Row Publishers 644 p.
- Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE. 1990. Reservoir limnology: Ecological Perspectives. New York: John Wiley & Sons 246 p.
- Tokatlı C, Başatlı Y, Elipek B. 2017. Water quality assessment of dam lakes located in Edirne province (Turkey). *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences.* 35(4):743-750.
- Uncumusaoglu AA, Mutlu E. 2017. Determination of water quality and usability level of Eğlence Pond (Boyabat, Sinop). *Alinteri Journal of Agricultural Sciences.* 32(2):25-37.
doi: [10.28955/alinterizbd.332812](https://doi.org/10.28955/alinterizbd.332812)
- Ünlü A, Çoban F, Tunç MS. 2008. Hazar Gölü su kalitesinin fiziksel ve inorganik kimyasal parametreler açısından incelenmesi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi.* 23(1):119-127. [in Turkish]
- USEPA 2002. United States Environmental Protection Agency. Occurrence summary and use support document for the six-year review of national primary drinking water regulations. Washington, DC: United States Environmental Agency, Office of Water (EPA-815-D-02-006). [Date of access: 11.08.2019]. Accessed from <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20001X16.PDF?Dockkey=20001X16.PDF>
- USEPA 2008. United States Environmental Protection Agency. Drinking water contaminant candidate List 3 draft; notice. *Federal Register.* 73(35)9627-9654 p. [Date of access: 11.08.2019]. Accessed from <https://www.federalregister.gov/d/E8-3114>
- USNRC 1999. United States National Research Council. Arsenic in drinking water. Washington, DC, The National Academies Press. 331 p.
doi: [10.17226/6444](https://doi.org/10.17226/6444)
- White GC. 1978. Current chlorination and dechlorination practices in the treatment of potable water, wastewater and cooling water. In: Jolley RL, editor. *Water chlorination: environmental impact and health effects.*

- Vol. 1. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science: 1-18.
- WHO 1998. Guidelines for drinking-water quality: second edition, Addendum to Volume 2 Health criteria and other supporting information. Geneva: World Health Organization, WHO/EOS/98.1.
- WHO 2008. Guidelines for drinking-water quality; third edition incorporating the first and second addenda volume 1 Recommendations. Geneva: World Health Organization. ISBN 978 92 4 1547611.
- WHO 2017. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition, incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Yücel A. 1990. Kırşehir Seyfe Gölü bentik alg florası. [Yüksek Lisans Tezi]. Ankara Üniversitesi, 137 p. [in Turkish]



Balıklarda Genotoksik Hasarın Belirlenmesine Yönelik Bir Araştırma: *Capoeta banarescui* Örneği

Seda KONTAŞ^{1*} , Derya BOSTANCI² 

¹Ordu Üniversitesi, Fatsa Deniz Bilimleri Fakültesi, 52400 Ordu-Türkiye

²Ordu Üniversitesi, Fen-Edebiyat Fakültesi, 52200 Ordu-Türkiye

ÖZ

Melet Irmağı, Ordu ilinin ana içme suyu kaynağıdır. Yukarı Melet Havzası fındık tarımında kullanılan pestisitlerden kaynaklı ağır metal ve diğer kirleticilerin etkisi altındadır. Bu çalışmada, Yukarı Melet Havzasından mevsimsel olarak su, sediment ve *Capoeta banarescui* bireylerinin bazı dokularında alüminyum (Al^{+3}), nikel (Ni^{+2}), arsenik (As^{+3}), krom (Cr^{+3}), kadmiyum (Cd^{+2}), kurşun (Pb^{+4}), mangan (Mn^{+2}), demir (Fe^{+3}), kobalt (Co^{+2}), bakır (Cu^{+2}), çinko (Zn^{+2}) konsantrasyonları belirlenmiş ve bu elementlerin genotoksik potansiyellerinin tespiti amacıyla mikronükleus (MN) testi ve comet testi uygulanmıştır. Suda Al, As, Fe, Cu; sedimentte Pb ve balıkların kas dokusunda As, Pb, Mn bazı ulusal ve uluslararası limit değerlere göre yüksek bulunmuştur. Eritrositlerdeki MN frekansı en yüksek yaz mevsiminde (%2,20) tespit edilmiştir ($P>0,05$). Comet testi sonuçlarına göre, eritrosit hücrelerindeki DNA hasarından dolayı oluşan kuyruk boyu değerleri ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde sırasıyla 21,03 μm , 21,40 μm , 20,47 μm ve 9,02 μm olarak tespit edilmiştir ve en yüksek DNA hasarı yaz mevsimindedir ($P<0,05$). Kuyruktaki %DNA değeri de kuyruk boyu değerlerini desteklemektedir ($P<0,05$). Bu çalışma, Yukarı Melet Havzasında yaşayan *C. banarescui* türünde yapılan ilk genotoksisite değerlendirme çalışmasıdır. MN testi ve comet testi parametreleri, Yukarı Melet Havzasının ağır metaller ve çeşitli kirleticilerin genotoksik etkisi altında olduğunu ortaya koymuştur.

Anahtar kelimeler: Comet testi, DNA hasarı, mikronükleus testi, genotoksisite

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 12.02.2020

Düzeltilme : 26.03.2020

Kabul : 28.03.2020

Yayım : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.688645

* SORUMLU YAZAR

sedakontas@gmail.com

Tel : +90 537 921 20 61

The Study on Determination of Genotoxic Damage in Fish: *Capoeta banarescui*

Abstract: Melet River is the main drinking water resource of Ordu province. The Upper Melet Basin is under the effects of heavy metal and other pollutants originating from pesticides which used in hazelnut farming. In this study, the concentrations of aluminium (Al^{+3}), nickel (Ni^{+2}), arsenic (As^{+3}), chrome (Cr^{+3}), cadmium (Cd^{+2}), lead (Pb^{+4}), manganese (Mn^{+2}), iron (Fe^{+3}), cobalt (Co^{+2}), copper (Cu^{+2}), zinc (Zn^{+2}) were seasonally determined in water, sediment and some tissues of *Capoeta banarescui* from the Upper Melet Basin and micronucleus (MN) and comet testi were applied to determine the genotoxic potential of these elements. Al, As, Fe, Cu in water, Pb, in sediment and As, Pb, Mn in fish muscle were found in high concentration according to some national and international limit values. The MN frequency in erythrocytes was found as the highest value (%2.20) in summer ($P>0.05$). According to comet assay results, the tail length values due to DNA damage in erythrocyte cells were determined as 21.03 μm , 21.40 μm , 20.47 μm and 9.02 μm in spring, summer, autumn and winter, respectively and the highest DNA damage was in summer ($P<0.05$). The values of %DNA in tail was also supported the tail length values ($P<0.05$). This research was the first genotoxicity assessment study of *C. banarescui* inhabiting the Upper Melet Basin. MN test and comet assay parameters revealed that the Upper Melet Basin is under the effect of heavy metals and various pollutants.

Keywords: Comet assay, DNA damage, micronucleus test, genotoxicity

Alıntılama

Kontaş S, Bostancı D. 2020. Balıklarda Genotoksik Hasarın Belirlenmesine Yönelik Bir Araştırma: *Capoeta banarescui* Örneği. LimnoFish. 6(2): 144-152. doi: 10.17216/LimnoFish.688645

Giriş

Su en önemli doğal kaynaklarımızdan birisidir. Çeşitli sebeplerle bir ortamdaki suyun kalitesinin

veya dengesinin bozulması su kirliliğini de beraberinde getirmektedir. Özellikle tarım alanlarında kullanılan azotlu ve fosfatlı gübreler,

bunun dışında benzene katılan kurşun türevleri, arıtımı yapılmamış olarak akarsulara verilen atık sular içerisindeki kadmiyum, bakır, nikel, krom ve çinko gibi zehirli elementler, akarsularda ciddi ve tehlikeli düzeylerde bir kirliliğin kaynağını oluşturmaktadır (Toroğlu vd. 2006). Balıklar, sucul ekosistemlerdeki besin zincirinin en üstündedir ve kirlenmiş sulardaki toksik iz elementleri biriktirebilirler (Mansour ve Sidky 2002; Zhuang vd. 2013). Balıkların buldukları ortamda çevresel kirlenmeye maruz kalması ya doğrudan genotoksisiteyle sonuçlanır ya da genellikle hücresel stresin uyarılmasıyla genotoksik hasar meydana gelir (Klobučar vd. 2010).

Son yıllarda, genotoksitenin tespitinde hassas bir indikatör olarak DNA tek dizi kırıklarının ölçümüne ilgi gösterilmektedir. Bu amaçla yararlanılan comet testi basit, çok yönlü, hızlı uygulanabilme (Çavaş 2011; Güner ve Gökalp Muranlı 2013), görülebilme ve DNA hasarlarını belirlemede oldukça hassas olması bakımından değerli bir araç olarak görülmektedir (Dhawan vd. 2009; Factori vd. 2014). Mikronükleus (MN) testi ise, kimyasal ve fiziksel ajanlar yoluyla tetiklenen sitogenetik hasarı belirlemede yaygın biçimde kullanılmaktadır. Özellikle, sucul ortamda var olan bileşiklerin genotoksik niteliklerini tespit etmeye izin verir.

Ordu ilinin en büyük akarsuyu olan Melet Irmağı Orta ve Doğu Karadeniz bölümleri arasında doğal bir sınır oluşturmaktadır ve uzunluğu 161 km'dir (Anonim 2016). Irmak jeolojik konumu itibariyle maden yataklarınca zengin bir bölgede bulunmaktadır ve bu bölgede özellikle bakır (Cu^{+2}), kurşun (Pb^{+4}), gümüş (Ag^{+}), çinko (Zn^{+2}), demir (Fe^{+2}), altın (Au^{+3}) ve mangan (Mn^{+2}) maden yatakları dikkat çekmektedir (Anonim 2011). Bu çalışmanın temel amacı, Yukarı Melet Havzasının suyu ve sedimentinde var olan metalloid ve ağır metallerin *Capoeta banarescui*'nin dokularında birikmesinin yanında, hücre düzeyinde DNA'da meydana getirebileceği genotoksik etkilerin ortaya konmasıdır. Balık eritrositlerinde mikronükleus ve comet testleri kullanılarak ırmak suyunun genotoksik potansiyelinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Hücrelerde meydana gelen genetik değişiklikler, genotoksik birer belirteç olduğundan ve Ordu ilinin ana içme suyu olarak yararlanılan Melet Irmağı'nın bu anlamda öneminden dolayı, bu testlerin sonuçlarından elde edilecek bilgilerin önemi tartışılmazdır. Genotoksik etkiye sahip ağır metaller gibi maddelerin bulunduğu ortamlardan uzaklaştırılması ve su ortamına karışmasının önüne geçilmesi adına da, bu çalışmadan elde edilecek sonuçların erken bir uyarı sistemi olarak kullanılabilmesi düşünülmektedir.

Materyal ve Metot

Bu çalışmada, Melet Irmağı üzerinde yer alan Topçam Barajı'nın üst bölgesi olan Yukarı Melet Havzasının ağır metal konsantrasyonunu tespit etmek amacıyla, farklı bölgelerden mevsimsel olarak su, sediment ve 70 adet *Capoeta banarescui* örneği alınmıştır. Örneklemeler, Melet Irmağı üzerinde yer alan Topçam barajının üst bölgesi olan Yukarı Melet Havzasında, fındık bahçelerinde yoğun bir şekilde gübreleme ve ilaçlama faaliyetlerinin yapıldığı arazilerin bulunduğu, pestisit girdisi olan ve pek fazla yerleşim alanı bulunmayan bölgede yapılmıştır.

Suyun fiziko-kimyasal parametrelerinin belirlenmesi amacıyla Ocak 2015 - Aralık 2016 tarihleri arasında mevsimsel olarak sıcaklık ($^{\circ}C$), pH, iletkenlik ($\mu s/cm$), tuzluluk (%), çözülmüş oksijen (ÇO) (mg/L), oksijen doygunluğu (OD) (%), toplam çözülmüş katı madde miktarı (TDS) (mg/L) ve direnç ($k\Omega.cm$) değerleri Hach Lange marka çoklu ölçüm cihazı ile arazide ölçülmüştür. Aynı gün içerisinde, laboratuvara getirilen su örneklerinde nitrit azotu (mg/L), nitrat azotu (mg/L), sülfat (mg/L) ve fosfat (mg/L) seviyeleri spektrofotometrik yöntem ile belirlenmiştir.

Ağır metal analizleri için, su akışının azaldığı bölgelerden polietilen şişelere su numuneleri alınmıştır. Aynı bölgeden ırmağın dip kısmından alınan sediment örnekleri de prosedürlere uygun şekilde ağır metal analizine hazır hale getirilmiştir (Dural ve Göksu 2006). Balığa ait kas, solungaç, karaciğer dokularından yaklaşık olarak 0,5 g'lık numuneler alınarak prosedürlere uygun olarak ağır metal analizine hazır hale getirilmiştir (Ciftci vd. 2011). Su, sediment ve dokularda analiz edilen elementler Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Al, Ni, As, Cr, Cd, Pb şeklindedir. Örneklerin element içerikleri, Giresun Üniversitesi Merkez Araştırma Laboratuvarı'nda bulunan Bruker marka 820-MS model ICP-MS Spektrometresi ile belirlenmiştir.

Irmakta varlığı tespit edilen elementlerin *C. banarescui* bireylerinin ($n=20$) eritrositleri üzerindeki olası genotoksik etkilerini belirlemek amacıyla mikronükleus (MN) ve comet testleri kullanılmıştır. Genotoksite analizleri için her mevsimde 5 birey değerlendirilmiştir. Balıklar laboratuvara canlı olarak getirilmiştir. Her bir birey önce dekapite edilmiş (Yazıcı ve Şişman, 2015) ardından kan örnekleri doğrudan balığın kalbinden, müdahale öncesinde heparinize edilmiş şırıngalar yardımıyla alınmıştır. Daha sonra balıkların diseksiyon işlemleri gerçekleştirilmiştir. Comet testi alkali koşullarda ($pH > 13,0$) Singh vd. (1988)'nin bildirdiği prosedür modifiye edilerek uygulanmıştır (Tice vd. 2000). Hazırlanan preparatlar Etidyum bromür ile boyanmış ve floresan mikroskopunda (Leica) TXR filtresi kullanılarak incelenmiştir.

Comet testinde kullanılan kuyruk boyu, ortalama kuyruk yoğunluğu (%), kuyruktaki % DNA miktarı (% DNA_T) ve kuyruk momenti parametrelerinin değerleri TriTek CometScore 2.0 yazılımı kullanılarak ölçülmüş ve hesaplanmıştır. Her birey için 100 eritrosit hücresi değerlendirilmiştir. Mikronükleus testi için, her bir bireyden bir damla kan lam üzerine damlatılarak derhal ince bir tabaka halinde yayma preparat hazırlanmıştır. Yayılan kan tabakası kurduktan sonra, lamlar 20 dakika etanol içerisinde bekletilmiş ve daha sonra %5'lik Giemsa solüsyonu ile boyanması sağlanmıştır. Her birey için 2000 eritrosit hücresi sayılmıştır (Boettcher vd. 2010).

Suyun fiziko-kimyasal parametrelerinin, su, sediment ve balık dokularındaki element seviyelerinin, mikronükleus ve comet testi verilerinin mevsimsel ve yıllık değerlerine ait tanımlayıcı istatistikleri hesaplanmıştır. Mevsimler arasındaki farklılıkların değerlendirilmesinde tek yönlü varyans analizi (ANOVA) kullanılmıştır. MN testi verileri ile comet testi parametreleri arasında korelasyon analizi yapılmıştır. Ayrıca, ırmak suyunda en yüksek miktarda belirlenen Al, As ve Cr elementlerinin MN frekansı ve comet testi parametreleri ile arasındaki korelasyon da incelenmiştir. İstatistiksel testler MINITAB 16 paket programı kullanılarak uygulanmıştır.

Bulgular

Bu çalışmada, mevsimsel olarak toplanan su, sediment ve *C. banarescui* örneklerinin kas, solungaç ve karaciğer dokularında Al, Ni, As, Cr, Cd, Pb, Mn, Fe, Co, Cu, Zn konsantrasyonları belirlenmiştir. Örneklenen *C. banarescui* bireylerinin ortalama boy ve ağırlık değerleri sırasıyla $15,42 \pm 0,278$ cm ve $39,36 \pm 2,330$ g'dır.

Su numunelerinin element konsantrasyonları Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'nde belirtilen element konsantrasyonu değerleriyle karşılaştırılmıştır (SKKY 2004; YSKY 2012). Mevsimsel olarak örneklenen sediment numunelerinin element konsantrasyonları yer kabuğu içeriğinde doğal olarak bulunan element konsantrasyonu değerleriyle karşılaştırılmıştır (Turekian ve Wedepohl 1961). Su ve sedimentin metalloid ve ağır metal konsantrasyonları ile suyun fiziko-kimyasal parametrelerinin sonuçları Tablo 1'de verilmiştir. Suda konsantrasyonu SKKY (2004) ve YSKY (2012)'ndeki limit değerlerin üzerinde tespit edilen metalloid ve ağır metal konsantrasyonları ilkbahar

mevsiminde alüminyum (Al; 52,008 µg/L) ve demir (Fe; 312,773 µg/L), yaz mevsiminde arsenik (As; 22,223 µg/L) ve demir (Fe; 253,661 µg/L), sonbahar mevsiminde alüminyum (Al; 28,768 µg/L), arsenik (As; 27,230 µg/L) ve demir (Fe; 210,037 µg/L), kış mevsiminde ise demir (Fe; 268,130 µg/L) olarak belirlenmiştir. Cr ve Cu ise yıllık olarak değerlendirildiğinde belirtilen limit değerlerin üzerinde tespit edilmiştir. Yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde Pb, yer kabuğu değerini (Turekian ve Wedepohl 1961) aşmamış olsa da bu değere (20,0 µg/g) çok yakın konsantrasyonda tespit edilmiştir (Tablo 1).

Balıklara ait kas dokusundaki ağır metal konsantrasyonları Gıda ve Tarım Örgütü (FAO 1983), Dünya Sağlık Örgütü (WHO 1989); Türk Gıda Kodeksi Bulaşanlar Yönetmeliği (TGK 2002); Uluslararası Atom Enerjisi Kurumu (IAEA 2003) ve Avrupa Komisyonu (EC 2008)'na göre insan tüketimi için maksimum kabul edilir konsantrasyonlarla karşılaştırılmıştır. Balıkların kas, karaciğer ve solungaçlarındaki metalloid ve ağır metal konsantrasyonlarının mevsimsel olarak değerleri Tablo 2'de sunulmuştur. Sonbahar ve kış mevsimlerinde balıkların kas dokusunda Mn konsantrasyonları bazı ulusal ve uluslararası standartlarda belirtilen limit değerleri geçmiştir (Tablo 2). Balıkların kas dokusundaki As miktarlarının da belirtilen sınır değerinin üzerinde olduğu tespit edilmiştir (FAO 1983). Balıkların kas dokusundaki Pb miktarlarının yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde belirlenen sınır değerlerin üzerinde (WHO 1989; TGK 2002; EC 2008), ilkbahar mevsiminde ise IAEA (2003)'nın bildirdiği limit konsantrasyonla eşdeğer olduğu belirlenmiştir (Tablo 2).

C. banarescui bireylerinin eritrosit hücrelerinde yapılan analizler sonucunda tespit edilen mikronükleus oluşumu Şekil 1'de ve ortalama mikronükleus (MN) frekansları Tablo 3'te verilmiştir. *C. banarescui* bireylerinin eritrositlerindeki mikronükleus frekansı ilkbaharda ‰ 2,10, yaz mevsiminde ‰ 2,20, sonbaharda ‰ 1,60 ve kış mevsiminde ‰ 0,40 olarak tespit edilmiştir. Buna göre, *C. banarescui* bireylerinde gözlemlenen mikronükleusların frekansı yaz > ilkbahar > sonbahar > kış şeklinde değişmektedir. *C. banarescui* örneklerinin eritrositlerinde belirlenen mikronükleus frekansı değerleri mevsimsel olarak karşılaştırıldığında, ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerindeki değerler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$) (Tablo 3).

Tablo 1. Suyun fiziko-kimyasal parametreleri, su ve sedimentte metalloid ve ağır metallerin mevsimsel konsantrasyonları (L.D.A.: Limit değerin altında) (Ort. \pm S.H.)**Table 1.** Physico-chemical parameters of water, seasonal concentrations of metalloid and heavy metals in water and sediment (L.D.A. : below limit value) (Mean. \pm S.H.)

Fiziko-kimyasal Parametreler	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Yıllık Ortalama
Sıcaklık (°C)	22,1	28,3	10,7	5,0	16,53 \pm 5,30
pH	7,94	8,20	7,62	8,58	8,09 \pm 0,203
ÇO (mg/L)	7,03	7,40	10,11	10,09	8,66 \pm 0,836
OD (%)	90,1	107,4	102,0	100,0	99,88 \pm 3,61
Tuzluluk (%)	0,13	0,18	0,14	0,15	0,15 \pm 0,010
TDS (mg/L)	143,4	185,9	148,3	147,1	156,18 \pm 9,96
İletkenlik (μ s/cm)	280	376	298	302	314,0 \pm 21,2
Direnç (k Ω .cm)	3,32	2,73	3,42	3,25	3,18 \pm 0,154
NO ₂ -N (mg/L)	0,006	0,005	0,003	0,007	0,01 \pm 0,0008
NO ₃ -N (mg/L)	0,5	8,4	0,4	0,4	2,43 \pm 1,99
SO ₄ ⁻² (mg/L)	8	19	28	18	18,25 \pm 4,09
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	1,18	0,65	4,07	0,26	1,54 \pm 0,864
P ₂ O ₅ (mg/L)	0,88	0,49	3,04	0,20	1,15 \pm 0,644
Metalloid ve Ağır metaller	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Su (μ g/L)
Al	52,008**	2,710	28,768**	10,322	23,500 \pm 11,000**
As	17,387	22,223*	27,230*	18,348	21,300 \pm 2,240*
Cr	0,889	3,878**	0,929	0,749	1,612 \pm 0,757**
Cd	L.D.A	L.D.A	L.D.A	L.D.A.	L.D.A
Pb	L.D.A	L.D.A	L.D.A	L.D.A.	L.D.A
Mn	16,810	L.D.A	1,794	13,569	8,010 \pm 4,220
Fe	312,773*	253,661**	210,037**	268,130**	261,200 \pm 21,200**
Co	L.D.A	L.D.A	L.D.A	L.D.A.	L.D.A
Cu	1,186	2,323**	1,884**	2,329**	1,931 \pm 0,269**
Zn	5,295	L.D.A	L.D.A	6,448**	2,740 \pm 1,820
Ni	1,187	2,227	0,465	1,062	1,235 \pm 0,366

*: SKKY (2004)'ne göre yüksek değerler; **: YSKY (2012)'ne göre yüksek değerler

Metalloid ve Ağır metaller	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	Sediment (μ g/g)
Al	4093,95	5903,33	4500,66	3286,02	4446,00 \pm 547
As	5,02	7,00	5,63	4,33	5,49 \pm 0,567
Cr	3,04	4,25	5,14	3,88	4,08 \pm 0,434
Cd	0,11	0,17	0,20	0,25	0,18 \pm 0,030
Pb	16,01	19,42*	19,41*	19,02*	18,47 \pm 0,824
Mn	296,00	306,18	342,75	291,31	309,10 \pm 11,7
Fe	10653,76	12230,09	12417,23	12031,46	11833,00 \pm 401
Co	5,23	5,84	5,25	4,62	5,24 \pm 0,249
Cu	12,09	14,53	12,41	17,78	14,21 \pm 1,31
Zn	53,58	62,27	69,54	73,46	64,72 \pm 4,37
Ni	4,05	5,35	6,51	3,38	4,82 \pm 0,695

*: (Turekian ve Wedepohl 1961)'un bildirdiğine göre sınırdaki değerler

Tablo 2. *C. banarenscai* bireylerinin dokularındaki mevsimsel ağır metal ve metalloid konsantrasyonları ($\mu\text{g/g}$) (E.M.: Eser miktarda; L.D.A: Limit değerin altında) (Ort. \pm S.H.)**Table 2.** Seasonal heavy metal and metalloid concentrations in the tissues of *C. banarenscai* individuals ($\mu\text{g/g}$) (E.M.: Trace amount; L.D.A: below limit value) (Avg. \pm S.E.)

Element	Mevsim	Kas	Karaciğer	Solungaç
Al	İlkbahar	1,75 \pm 0,180	15,80 \pm 5,300	2,88 \pm 0,474
Cr		0,35 \pm 0,076	0,47 \pm 0,201	0,33 \pm 0,047
As		0,39 \pm 0,046*	1,35 \pm 0,482	0,77 \pm 0,041
Cd		0,02 \pm 0,006	0,05 \pm 0,018	0,08 \pm 0,033
Pb		0,12 \pm 0,009**	1,42 \pm 0,663	0,69 \pm 0,120
Mn		0,78 \pm 0,094	2,27 \pm 0,822	8,52 \pm 2,390
Fe		28,11 \pm 1,830	195,00 \pm 73,400	155,60 \pm 42,900
Co		E.M.	0,02 \pm 0,007	0,03 \pm 0,005
Cu		0,48 \pm 0,036	3,02 \pm 1,000	2,50 \pm 1,180
Zn		15,23 \pm 4,830	28,80 \pm 12,000	26,70 \pm 5,670
Ni	0,16 \pm 0,034	1,07 \pm 0,354	0,31 \pm 0,038	
Al	Yaz	1,32 \pm 0,216	11,71 \pm 5,340	10,41 \pm 5,630
Cr		0,21 \pm 0,069	0,66 \pm 0,458	0,18 \pm 0,061
As		0,47 \pm 0,117*	1,66 \pm 0,514	0,79 \pm 0,163
Cd		E.M.	0,02 \pm 0,005	E.M.
Pb		0,13 \pm 0,027**	0,44 \pm 0,078	0,60 \pm 0,231
Mn		1,27 \pm 0,408	4,94 \pm 1,190	6,21 \pm 2,930
Fe		39,90 \pm 17,700	163,20 \pm 54,100	99,50 \pm 40,500
Co		E.M.	0,03 \pm 0,008	0,02 \pm 0,011
Cu		0,44 \pm 0,091	2,54 \pm 0,601	0,61 \pm 0,137
Zn		10,23 \pm 2,900	16,61 \pm 4,720	11,42 \pm 3,250
Ni	0,14 \pm 0,044	0,54 \pm 0,174	0,18 \pm 0,063	
Al	Sonbahar	8,82 \pm 5,630	6,01 \pm 1,410	16,60 \pm 9,780
Cr		0,52 \pm 0,115	0,78 \pm 0,114	0,60 \pm 0,109
As		1,32 \pm 0,386*	2,08 \pm 0,457	2,32 \pm 0,526
Cd		0,01 \pm 0,008	0,10 \pm 0,045	0,04 \pm 0,014
Pb		1,53 \pm 1,290**	0,79 \pm 0,122	0,95 \pm 0,218
Mn		4,07 \pm 2,620**/**	13,18 \pm 2,720	14,83 \pm 4,790
Fe		74,60 \pm 42,900	519 \pm 314	248,80 \pm 82,200
Co		0,02 \pm 0,010	0,09 \pm 0,016	0,07 \pm 0,029
Cu		0,77 \pm 0,294	3,93 \pm 0,513	1,16 \pm 0,348
Zn		11,40 \pm 3,710	31,19 \pm 2,110	34,80 \pm 9,740
Ni	0,31 \pm 0,205	0,81 \pm 0,276	0,56 \pm 0,103	
Al	Kış	10,92 \pm 4,11	10,16 \pm 1,68	17,95 \pm 2,96
Cr		0,27 \pm 0,02	0,47 \pm 0,04	0,63 \pm 0,10
As		0,99 \pm 0,07*	1,05 \pm 0,18	2,70 \pm 0,45
Cd		E.M.	0,04 \pm 0,007	0,03 \pm 0,011
Pb		0,49 \pm 0,176**	0,77 \pm 0,361	1,34 \pm 0,129
Mn		4,67 \pm 1,53**/**	5,51 \pm 1,02	14,83 \pm 1,20
Fe		70,40 \pm 22,80	193,90 \pm 14,60	218,30 \pm 14,90
Co		0,02 \pm 0,004	0,03 \pm 0,003	0,04 \pm 0,003
Cu		0,43 \pm 0,03	3,27 \pm 0,21	1,25 \pm 0,21
Zn		10,82 \pm 1,91	41,90 \pm 15,30	27,35 \pm 3,67
Ni	0,19 \pm 0,06	1,37 \pm 0,26	0,57 \pm 0,07	

* limit değerin üzerindedir (*FAO 1983; **IAEA 2003; *** WHO 1989 / TGK 2002 / EC 2008).

C. banarenscai bireylerinde comet testi parametrelerinin sonuçları Tablo 3'te verilmiştir. DNA hasarının miktarını yansıtan kuyruk boyu değerleri ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde sırasıyla 21,03 \pm 1,19 μm ; 21,40 \pm 1,07 μm ; 20,47 \pm 1,30 μm ve 9,02 \pm 1,65 μm olarak tespit edilmiştir. İlkbahar, yaz ve sonbahar mevsimlerinde DNA hasarının kış mevsimine göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir ($P < 0,05$). %DNA_T

değeri kış mevsiminde 11,51 \pm 1,51 olarak belirlenirken, ilkbahar, yaz ve sonbahar mevsimleri için sırasıyla 29,91 \pm 2,17; 34,04 \pm 2,16 ve 29,40 \pm 2,01 olarak hesaplanmıştır. DNA hasarının bir diğer göstergesi olan %DNA_T değeri de ilkbahar, yaz ve sonbahar mevsimlerindeki DNA hasarının kış mevsimine göre daha yüksek olduğunu göstermektedir ($P < 0,05$) (Tablo 3).

MN testi verileri ile comet testi parametreleri arasında pozitif korelasyon belirlenmiş olup, korelasyon değerleri sırasıyla MN frekansı-kuyruktaki %DNA arasında 0,97; MN frekansı-kuyruk boyu arasında 0,96; MN frekansı-kuyruk yoğunluğu arasında 0,83 ve MN frekansı-kuyruk momenti arasında 0,85 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca, bu çalışmada suda yüksek konsantrasyonda tespit

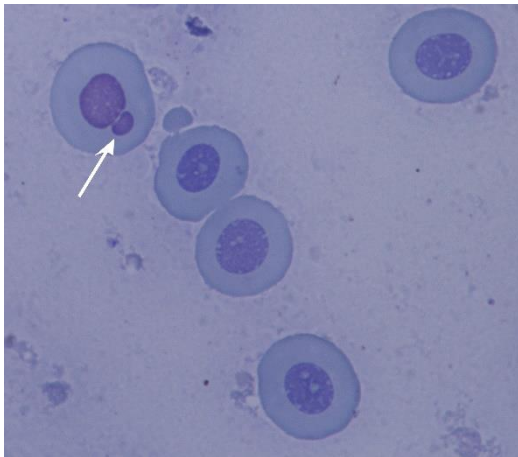
edilen Al, As ve Cr elementlerinin MN frekansı ve comet testi parametreleri ile arasında pozitif korelasyon belirlenmiştir. Sedimentteki Al ve As konsantrasyonu ile MN frekansı ve comet testi parametreleriyle arasındaki korelasyon sudakinden daha yüksek olmasına rağmen, Cr elementi için bu korelasyon değeri daha düşük olarak belirlenmiştir.

Tablo 3. *C. banarescui* bireylerinin eritrosit hücrelerindeki MN frekansı ve değerlendirilen comet testi parametrelerinin değerleri (Ort.±S.H.)

Table 3. MN frequency in erythrocyte cells of *C. banarescui* individuals and values of evaluated comet test parameters (Avg. ± S.E.)

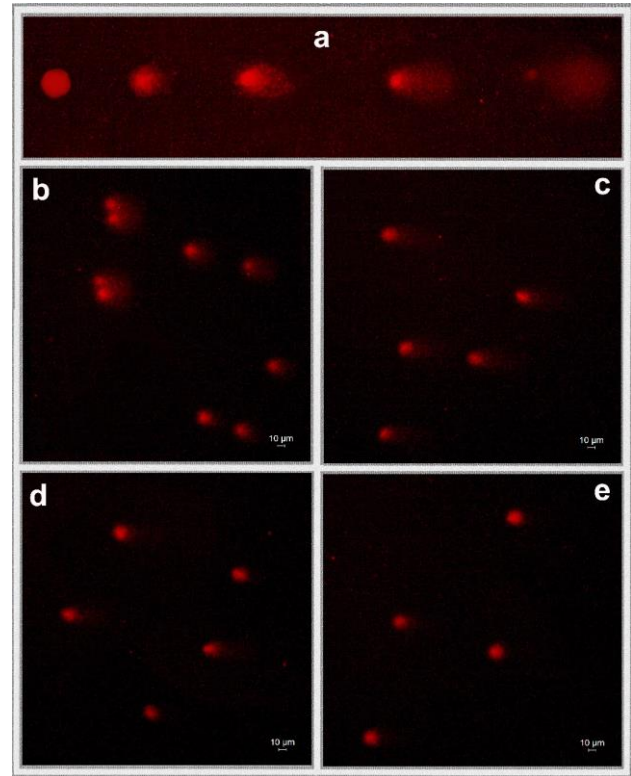
	İlkbahar	Yaz	Sonbahar	Kış	
MN Frekansı (%)	2,10 ^a ± 0,579	2,20 ^a ± 0,682	1,60 ^a ± 0,660	0,40 ^a ± 0,292	P>0,05
Kuyruk Boyu (µm)	21,03^a ± 1,19	21,40^a ± 1,07	20,47^a ± 1,30	9,02 ^{b*} ± 1,65	P<0,05
Kuyruk Yoğunluğu (%)	26,63 ^a ± 1,78	26,34 ^a ± 2,13	21,23 ^a ± 1,96	20,73 ^a ± 2,63	P>0,05
Kuyruktaki % DNA	29,91^a ± 2,17	34,04^a ± 2,16	29,40^a ± 2,01	11,51 ^{b*} ± 1,51	P<0,05
Kuyruk Momenti	0,310 ^a ± 0,034	0,347 ^a ± 0,035	0,291 ^a ± 0,029	0,271 ^a ± 0,053	P>0,05

C. banarescui örneklerinin eritrosit hücrelerinde oluşan DNA hasarlarını tespit etmek üzere hazırlanan preparatlar, floresan mikroskop altında değerlendirilmiştir. İncelemeler esnasında, floresan mikroskop altında gözlemlenen ve hasarsız olarak nitelendirilen hücrelerin ortasının parlak ve kenarlarının daha az yoğun olduğu gözlemlenmiştir. Hücrelerde oluşan DNA hasarının derecesine bağlı olarak ise kuyruk oluşumları göze çarpmaktadır. İncelenen preparatlarda gözlemlenen ve ölçümleri alınan eritrosit hücrelerinin istasyonlara göre mevsimsel değişimleri Şekil 2b-e’de sunulmuştur.



Şekil 1. Eritrosit hücrelerindeki mikronükleus oluşumu (Kontaş 2018’den düzenlenmiştir)

Figure 1. Micronucleus formation in erythrocyte cells (edited from Kontaş 2018)



Şekil 2. Farklı derecelerde etkilenen eritrosit hücrelerinin comet analizi (a) ve genel görüntüsü (b; ilkbahar, c; yaz, d; sonbahar, e; kış) (Kontaş 2018’den düzenlenmiştir)

Figure 2. Comet analysis (a) and general view (b; spring, c; summer, d; autumn, e; winter) of erythrocyte cells affected at different degrees (edited from Kontaş 2018)

Tartışma ve Sonuç

Bu çalışma, Yukarı Melet Havzasının su, sediment ve havzada yaşayan *C. banarescui* türünün kas, solungaç ve karaciğer dokularındaki ağır metal birikimine bağlı olarak ortaya çıkan genotoksik hasarın belirlenmesi üzerine yapılmış ilk çalışmadır. Organizmanın genetik materyali olan DNA'da hasarlara yol açabilecek ağır metaller gibi ajanlar, DNA molekülünün yapısında veya fonksiyonunda değişiklikler meydana getirirler ve farklı seviyelerde etkiler oluşturarak sitogenetik değişiklikler oluştururlar. Bununla beraber, ağır metaller, nehir suyunun fiziko-kimyasal dengesini de bozmaktadır. Bu çalışmada genel olarak suda As, Al, Fe ve sedimentte Pb elementlerinin birikimlerine bağlı olarak balıkların kas dokusunda As ve Pb'un tüm mevsimlerde limit değerleri aştığı, solungaç ve karaciğerlerinde ise belli konsantrasyonlarda birikim gösterdiği tespit edilmiştir (Tablo 1,2). As elementi canlılar için esansiyel olmayan bir metalloid olup toksik özelliğe sahiptir. Arsenik elementinin muhtemel toksik etkisi mikronükleus ve comet testlerinin sonuçları ile ortaya konmuştur. Balıkların eritrosit hücrelerinde gözlemlenen MN oluşumlarının (Şekil 1) ve MN frekanslarındaki değişimlerin (Tablo 3), benzer şekilde comet testi parametreleriyle tespit edilen (Tablo 3), DNA kırıklarının bir sonucu olarak eritrosit hücrelerinde meydana gelen kuyruk oluşumlarının (Şekil 2b-e), mevsimsel olarak değişen konsantrasyonlardaki metalloid ve ağır metallerden kaynaklanabileceğini düşündürmektedir. DNA hasarının büyüklüğüne bağlı olarak, kuyruktaki DNA miktarı ve yoğunluğu değişmektedir. Bu durum, hücrede oluşan kuyruğun uzunluğu ve kuyruktaki % DNA miktarı değerleriyle ortaya konulmuştur (Tablo 3). Comet testi parametrelerinin sonuçlarına benzer şekilde MN frekansı sonuçları da ilkbahar, yaz ve sonbahar mevsimlerinde, kış mevsimine göre daha yüksek değerlere sahiptir. MN testi verileri ile comet testi parametreleri arasında kuvvetli bir pozitif korelasyonun varlığı da saptanmıştır. Bu durum genotoksisite testlerinden elde edilen verilerin birbiri ile desteklediğini göstermektedir.

Su sıcaklığının ilkbahar ve yaz mevsimlerinde daha yüksek olması, sudaki metalloid ve ağır metal konsantrasyonlarıyla beraber hücreyi etkilemiş olabilir. Genel olarak ağır metallerin yüksek sıcaklık değerlerinde daha toksik etki gösterdiği kabul edilmektedir (Ergönül ve Altındağ 2011). Ayrıca, yaz mevsiminde As, hem suda hem de kas dokusunda yüksek değerdedir. Eritrosit hücresindeki kuyruk boyu, kuyruktaki % DNA miktarı ve kuyruk momenti değerleri yaz mevsiminde diğer mevsimlere göre daha yüksek hesaplanmıştır (Tablo 3).

Suda ilkbaharda Al ve Fe, yaz mevsiminde As ve Fe, sonbahar mevsiminde ise Al, As ve Fe belirtilen limit değerlerin üzerindedir (Tablo 1). Sonbahar mevsiminde metalloid ve ağır metal yükü daha fazla olsa da ilkbahar mevsiminde belirlenen MN frekansının sonbahar mevsimine göre daha yüksek bulunmasının sebebi, su sıcaklığındaki artışın yanında pestisit kullanımının bu mevsimde yoğunlaşmasıyla açıklanabilir. Bu etkenler muhtemel genotoksik etkiyi yükseltmiş olabilir. Pestisitlerin bakır (Cu), arsenik (As), kurşun (Pb), mangan (Mn) ve çinko (Zn) elementleri için kaynak oluşturduğu ve sucül çevrede kontaminasyona yol açtığı daha önceki çalışmalarda bildirilmiştir (Aonghusa ve Gray 2002; Summak 2009). Tüm bu sonuçlar, Yukarı Melet Havzasının, taşıdığı ağır metal yüküne bağlı olarak, genotoksik bir potansiyele sahip olduğunu göstermektedir. Ayrıca, ağır metallerle kontamine olmuş sulara maruz kalmış sucül organizmalar üzerinde yapılan diğer genotoksik çalışmalarda da ağır metallerin sebep olduğu DNA hasarı bildirilmiştir (Vargas vd. 2001; Matsumoto vd. 2006; Barbosa vd. 2009; Yadav ve Trivedi 2009).

Okuşluk (2008) Mogan Gölü'nde yaşayan *Cyprinus carpio* bireylerinde tespit ettiği bazı comet testi parametrelerinin (kuyruk uzunluğu, kuyruk yoğunluğu ve kuyruk momenti) sonuçlarını, kontrol grubu bireyleriyle karşılaştırdığında ağır metal etkisi altındaki su sisteminde yaşayan bireylerin eritrosit hücrelerinde genotoksik hasarın arttığını belirtmiştir ($P<0,05$). Yukarı Melet Havzasında yaşayan *C. banarescui* türü için mevsimsel olarak değişen ağır metal konsantrasyonuna bağlı olarak, ilkbahar (21,03 μm), yaz (21,40 μm) ve sonbahar (20,47 μm) mevsimlerindeki DNA hasarının artışı kuyruk boyu ve kuyruktaki %DNA değerleri ile ortaya konmuş ve kış mevsiminde DNA hasarının daha az olduğu bulunmuştur ($P<0,05$). Metalloid ve ağır metal kontaminasyonu ile ilgili olarak yapılmış önceki çalışmalar, Yukarı Melet Havzasında yaşayan *C. banarescui* bireylerinin eritrosit hücrelerinde hesaplanan MN frekansı ve comet testi parametreleri sonuçları bakımından bulgularımızı destekler niteliktedir. Karasu Nehri (Erzurum)'nde yapılan çalışmada, özellikle ağır metal bakımından daha kirli olan istasyonlarda genotoksik hasarın arttığı bildirilmiştir. *Leuciscus cephalus*, *Capoeta capoeta*, *Gobius niger*, *Salmo trutta* türlerinde su kirliliğinin genotoksik etkilerinin araştırıldığı bu çalışmada (Yazıcı 2012), mikronükleus frekansında artış başta olmak üzere, hücre çekirdeğinde meydana gelen morfolojik bozuklukları da genotoksisite göstergeleri olarak değerlendirmiştir.

Yukarı Melet Havzası, doğal ve antropojenik kaynaklardan gelen bir ağır metal kirliliği baskısı

altındadır. Havza üzerinde etkisi olan tüm antropojenik, tarımsal, doğal ve yapay etkiler hem ırmağın doğal yapısını hem de suyun kalitesini olumsuz yönde etkilemektedir. Yapılan bu çalışmada da bu etkinin varlığı genotoksisite testleriyle ortaya konmuştur. Araştırma bulguları, çevresel kirlenmelerin sebep olduğu kontaminasyonun sonuçlarını görmeye hassas parametreler olarak kullanılan comet ve mikronükleus testlerinin önemini vurgulamaktadır. Melet Irmağı Ordu ili için ana içme suyu kaynağıdır. Bu nedenle, su kaynağının korunması ve devamlılığı için, fındık tarımında kullanılan pestisitler, evsel atıklar ve diğer kirlenici kaynakların çevreye bırakılmasıyla ilgili olarak halkın bilinçlendirilmesi gereklilik arz etmektedir. Yukarı Melet Havzasında yaşayan *C. banarensis* bireylerinde tespit edilen genotoksik etkilerin varlığı düşünüldüğünde, ileride yapılacak çalışmaların kapsam ve yöntemlerinin de yukarıdaki durumlar göz önünde bulundurularak geliştirilmesi ve uygulanması, daha kuvvetli veriler elde edilmesi bakımından önem arz etmektedir.

Teşekkür

Numunelerin toplanması ve laboratuvar çalışmaları süresince gerekli olan Etik Kurulu İzni (Sayı: 82678388/15, 11.02.2015) Ordu Üniversitesi Hayvan Deneyleri Yerel Etik Kurulu'ndan, araştırma izni (Sayı: 67852565-140.03.03.1001, 27.04.2015) ise Tarım ve Orman Bakanlığı'ndan, örnekleme ve laboratuvar çalışmalarına başlanmadan önce ilgili birimlere müracaat edilerek alınmıştır. Bu çalışma Seda KONTAŞ'ın Doktora tezinin bir bölümünü temel almaktadır. Sorumlu yazar, çalışmayı destekleyen Ordu Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonuna (BAP; TF-1612) ve doktora bursiyeri olarak 2211-E Doğrudan Yurt İçi Doktora Burs Programı kapsamında kendisini destekleyen TÜBİTAK-BİDEB'e teşekkür eder.

Kaynaklar

Anonim 2011. Ordu çevre durum raporu. Ordu: T.C. Ordu Valiliği Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, Ordu, 209s.
 Anonim 2016. Ordu ili 2015 yılı çevre durum raporu. Ordu: Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, Çed ve Çevre İzinleri Şube Müdürlüğü 135s.
 Aonghusa, NC, Gray NF. 2002. Laundry detergents as source of heavy metals in Irish domestic wastewater. *J Environ Sci Heal A*. 37(1):1-6.
 doi: 10.1081/ESE-100108477
 Barbosa JS, Cabral TM, Ferreira DN, Agnezlina LF, Batistuzzo De Medeiros SR. 2009. Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. *Ecotox Environ Safe*. 73(3):320-325.
 doi: 10.1016/j.ecoenv.2009.10.008
 Boettcher M, Grunda S, Keiter S, Kosmehl T, Reifferscheidb G, Seitz N, Rochaa PS, Hollert H,

Braunbeck T. 2010. Comparison of *in vitro* and *in situ* genotoxicity in the Danube River by means of the comet assay and the micronucleus test. *Mutat Res-Gen Tox En*. 700(1-2):11-17.
 doi: 10.1016/j.mrgentox.2010.04.016
 Ciftci H, Dayangac A, Ozkaya A, Cevrimli BS, Erdag R, Olcucu A, Ates S. 2011. Multi-element determination of macro and trace elements in kidney of DMBA and linalool applied guinea pigs by inductively-coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES). *Fresen Environ Bull*. 20(3A):818-822.
 Çavaş T. 2011. *In vivo* genotoxicity evaluation of atrazine and atrazine-based herbicide on fish *Carassius auratus* using the micronucleus test and the comet assay. *Food Chem Toxicol*. 49(6):1431-1435.
 doi: 10.1016/j.fct.2011.03.038
 Dhawan A, Bajpayee M, Parmar D. 2009. Comet assay: a reliable tool for the assessment of DNA damage in different models. *Cell Biol Toxicol*. 25(1):5-32.
 doi: 10.1007/s10565-008-9072-z
 Dural M, Göksu MZL. 2006. Çamlık lagünü (Karataş, Adana), seston, bentoz ve sedimentinde mevsimsel ağır metal değişimi. *EgeJFAS*. 23(1):65-69.
 EC 2008. Commission Regulation (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*. L173, 0006-0009.
 Ergönül MB, Altındağ A. 2011. Çinko ve bakırın kadife balığı (*Tinca tinca* L., 1758) için akut toksisitesinin belirlenmesi. *KSÜ Doğa Bil Derg*. 14(3):19-24.
 Factori R, Leles SM, Novakowski GC, Rocha CLSC, Thomaz, SM. 2014. Toxicity and genotoxicity of water and sediment from streams on dotted duckweed (*Landoltia punctata*). *Braz J Biol*. 74(4):769-778.
 doi: 10.1590/1519-6984.01013
 FAO (Food and Agriculture Organization) 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fishery Circulars No:764*, Fish and Agriculture Organization, Roma, Italy.
 Güner U, Gökalp Muranlı FD. 2013. Balıklarda tek hücre jel elektroforezi (comet assay). *Karadeniz Fen Bil Derg*, 3(9):103-114.
 IAEA (International Atomic Energy Agency) 2003. World-wide intercomparison exercise for the determination of trace elements and methylmercury in fish homogenate international atomic energy agency - 407 Report No: IAEA/AL/144 IAEA/MEL/72.
 Klobučar GIV, Stambuk A, Pavlica M, Peric MS, Kutuzovic B, Hylland HK. 2010. Genotoxicity monitoring of freshwater environments using caged carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicology*. 19(1):77-84.
 doi: 10.1007/s10646-009-0390-6
 Kontaş S. 2018. Melet ırmağı su, sediment ve bazı balık türlerinde ağır metal birikimi ve genotoksik etkilerinin araştırılması [Doktora Tezi]. Ordu Üniversitesi. 256 s.
 Mansour SA, Sidky MM. 2002. Ecotoxicological studies. 3. heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate, Egypt. *Food Chem*. 78(1):15-22.
 doi: 10.1016/S0308-8146(01)00197-2

- Matsumoto ST, Mantovani MS, Malaguttii MIA, Dias AL, Fonseca IC, Marin-Morales MA. 2006. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. *Genet Mol Biol.* 29(1):148-158.
doi: [10.1590/S1415-47572006000100028](https://doi.org/10.1590/S1415-47572006000100028)
- Okuşluk Ö. 2008. Mogan Gölü'ndeki olası kirlenmenin sazan balıklarında (*Cyprinus carpio* L.) comet testi kullanılarak araştırılması [Yüksek Lisans Tezi]. Gazi Üniversitesi. 93 s.
- Singh NP, McCoy MT, Tice RR, Schneider EL. 1988. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp Cell Res.* 175(1):184-191.
doi: [10.1016/0014-4827\(88\)90265-0](https://doi.org/10.1016/0014-4827(88)90265-0)
- SKKY 2004. Su kirliliği kontrolü yönetmeliği. Çevre ve Orman Bakanlığı, Resmi Gazete Tarihi: 31.12.2004, Resmi Gazete Sayısı: 25687, Ankara.
- Summak Ş. 2009. Bursa Nilüfer Çayı suyunun genotoksik etkilerinin balık mikronukleus testi ile değerlendirilmesi [Yüksek Lisans Tezi]. Uludağ Üniversitesi. 48 s.
- TGK (Türk Gıda Kodeksi) 2002. Gıda maddelerinde belirli bulaşanların maksimum seviyelerinin belirlenmesi hakkında tebliğ, türk gıda kodeksi yönetmeliği. Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, Resmi Gazete (23 Eylül 2002), Sayı: 24885.
- Tice RR, Agurell E, Anderson D. 2000. Single cell gel/comet assay: guidelines for *in vitro* and *in vivo* genetic toxicology testing. *Environ Mol Mutagen.* 35(3):206-221.
doi: [10.1002/\(sici\)1098-2280\(2000\)35:3<206::aid-em8>3.0.co;2-j](https://doi.org/10.1002/(sici)1098-2280(2000)35:3<206::aid-em8>3.0.co;2-j)
- Toroğlu E, Toroğlu S, Alaeddinoğlu F. 2006. Aksu Çayı'nda (Kahraman Maraş) akarsu kirliliği. *Coğrafi Bil Derg.* 4(1):93-103.
- Turekian KK, Wedepohl KH. 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's Crust. *Geol Soc Am Bull.* 72(2):175-191.
- Vargas VMF, Migliavacca SB, Melo AC, Horn RC, Guidobono RR, Ferreira ICFS, Pestana MHD. 2001. Genotoxicity assessment in aquatic environments under the influence of heavy metals and organic contaminants. *Mutat Res-Gen Tox En.* 490(2):141-158.
doi: [10.1016/s1383-5718\(00\)00159-5](https://doi.org/10.1016/s1383-5718(00)00159-5)
- WHO (World Health Organization) 1989. National research council recommended dietary 626 Allowances 10th ed. National Academy Press., Washington, DC. USA.
- Yadav KK, Trivedi SP. 2009. Chromosomal aberrations in a fish, *Channa punctata* after *in vivo* exposure to three heavy metals. *Mutat Res-Gen Tox En.* 678(1):7-12.
doi: [10.1016/j.mrgentox.2009.05.021](https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2009.05.021)
- Yazıcı Z. 2012. Karasu Nehri'nde (Erzurum) yaşayan bazı balık türleri üzerine su kirliliğinin sitogenetik etkileri [Yüksek Lisans Tezi]. Atatürk Üniversitesi. 96 s.
- Yazıcı Z, Şişman T. 2015. Karasu Nehri'ndeki su kirliliğinin *Barbus plebejus*'daki genotoksik etkileri. *Yunus Araştırma Bülteni.* 15(2):9-16.
- YSKY 2012. Yerüstü su kalitesi yönetmeliği. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Resmi Gazete Tarihi: 10.08.2016, Resmi Gazete Sayısı: 29797, Ankara.
- Zhuang P, Li ZA, Wang G, Zou B. 2013. Concentration of heavy metals in fish from a mine-affected area and potential health risk. *Fresen Environ Bull.* 22(8):2402-2408.



Eber Gölü (Afyonkarahisar) Su Kalitesinin Araştırılması

Numan Emre GÜMÜŞ^{1*} , Cengiz AKKÖZ² 

¹Karamanoğlu Mehmetbey Üniversitesi, Bilimsel ve Teknolojik Araştırmalar ve Uygulamalar Merkezi, Karaman, Türkiye

²Selçuk Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Konya, Türkiye

Ö Z

Eber Gölü konumu itibarı ile önemli sulak alanların başında gelmektedir. Akarçay havzasının tarımsal, evsel ve sanayi atıklarına maruz kalan bu nedenle de balık çeşitliliği neredeyse yok olmaya yüz tutan sığ bir sulak alanımızdır. Kritik durumu dolayısıyla araştırma alanı olarak seçtiğimiz Eber Gölü'nde farklı özellikte belirlenen beş istasyondan Nisan 2014-Şubat 2015 tarihleri arasında mevsimsel değişimi gözlemek amacıyla su örnekleri alınarak bazı fizikokimyasal parametrelerin belirlenmesi amaçlanmıştır. Elde edilen sonuçların değerlendirilmesinde Tek Yönlü Varyans Analizi ve Pearson Korelasyon Analizi istatistik metotları kullanılmıştır. Bulunan sonuçlar ulusal ve uluslararası kalite kriterlerinde yer alan limit değerlerle karşılaştırılmıştır. Eber Gölü'ndeki su kalitesi Su Kalitesi Kontrol Yönetmeliğine (SKKY) göre I-IV. sınıf arasında değişim göstermektedir. Eber Gölü'nün evsel, sanayi ve tarımsal etmenlerle kirlendiği tespit edilmiştir. Gerekli önlemler alınmazsa göl çok kısa sürede özelliğini kaybedecektir.

Anahtar kelimeler: Eber Gölü, su kalitesi, su kirliliği, su standartları

MAKALE BİLGİSİ

ARAŞTIRMA MAKALESİ

Geliş : 26.10.2019

Düzeltilme : 07.01.2020

Kabul : 16.01.2020

Yayım : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.638567

* SORUMLU YAZAR

numanemregumus@hotmail.com

Tel : +90 506 414 79 29

Investigation Of Water Quality of Eber Lake (Afyonkarahisar)

Abstract: Eber Lake is one of the important wetlands due to its location. The lake is a shallow wetland that is exposed to agricultural, domestic and industrial wastes of the Akarçay basin and therefore fish diversity almost disappeared. Lake Eber was chosen as the research area due to its critical situation. It was aimed to determine some physicochemical parameters by taking water samples to observe the seasonal change between April 2014 and February 2015 from five stations that have different features in Lake Eber. One-Way Anova Test and Pearson Correlation Analysis statistical methods were used during the evaluation of the obtained results. The obtained results have been compared to the limit values included within the national and international quality criteria. The water quality in Eber Lake was found to be class I-IV according to Water Pollution Control Regulation (WPCR). Lake Eber was detected to be polluted by domestic, industrial and agricultural factors. If the necessary precautions are not taken, the lake will lose its property in a very short time.

Keywords: Eber Lake, water quality, water pollution, water standards

Alıntılama

Gümüş NE, Akgöz C. 2020. Eber Gölü (Afyonkarahisar) Su Kalitesinin Araştırılması. LimnoFish. 6(2): 153-163. doi: 10.17216/LimnoFish.638567

Giriş

Kıta içi tatlı su kaynakları, dünyada uygarlıkların kurulmasında ve karasal doğal hayatın korunmasında çok önemli rol oynar, çünkü su, tüm canlı organizmaların temel ögesi ve her türlü biyokimyasal reaksiyonun meydana geldiği ortamdır. Bütün uygarlıklar, genellikle büyük göller ya da büyük nehirlerin taşkın alanları gibi güvenilir bir tatlı su kaynağının yakınında kurulmak zorunda kalmış, bu son derece verimli sistemlerin sunduğu diğer hizmet ve ürünlerden de böylelikle yararlanabilmiştir (Moss 2004).

Göller, akarsular, barajlar ve tarımsal amaçlı sular gibi yüzeysel su kaynakları; halk sağlığı suçul ekosistemin devamlılığı ve tarımsal faaliyetler için oldukça önemlidir (Noori vd. 2018). Göl ve sulak ekosistemler, çeşitli antropojenik baskılar, besin tuzlarının aşırı artması sonucu oluşan ötrofikasyon, sanayi, evsel ve tarım kökenli toksikolojik kirlilik, göllere atmosfer yoluyla ulaşan ısı kirliliği gibi unsurlardan etkilenmektedir. Buna benzer insan faaliyetleri sonucunda tatlı sularda, kirlilik seviyelerinin arttığı gözlemlenmiştir (Atıcı vd. 2010).

Yüzeysel su kütlelerinin su akışı ve yeraltı suyu deşarjlarından kaynaklanan toksik kimyasallar ve aşırı besin maddeleri ile kirlenmesi, dünya çapında küresel bir çevre sorunudur (Uncumusaoğlu ve Akkan 2017; Akkan vd. 2019). Evsel, endüstriyel ve tarımsal aktivitelerden kaynaklanan kirlenmeler ilk olarak akarsulara karışmakta ve yine akarsular yoluyla göllere ve denizlere ulaşmaktadır. Bu nedenle, doğal kaynaklardan temin edilen ve su ürünleri üretiminde kullanılan suların özellikleri çok iyi bilinmeli ve sulardaki ekolojik denge korunmalıdır (Taş 2006). Sürdürülebilir bir su yönetimi için su ortamında fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişimlerin periyodik olarak araştırılması gerekir (Özer ve Köklü 2019).

Eber Gölü'nü besleyen en önemli kaynak Akarçay'dır. Akarçay, Afyonkarahisar kanalizasyonu, Afyonkarahisar'daki bira, şeker ve süt ve süt ürünleri fabrikalarıyla, Et ve Balık Kurumu'na ait bir kombinanın, Bolvadin'de bulunan alkaloit ve emaye fabrikalarının, Afyon ve Bolvadin çevresindeki çok sayıda küçük sanayi tesisinin atıklarını Eber Gölü'ne taşımaktadır. Atık sular büyük ölçüde arıtılmamakta ya da arıtmada yetersiz kalmaktadır. Akarçay Türkiye su kalitesi kontrol yönetmeliğine (SKKY) göre IV. Sınıf kalitede suya sahiptir (DKMPGM 2008).

Eber Gölü'de son yıllarda yoğun kirliliğe maruz

kalmış sığ göllerden biridir. Sığ göllerin karmaşık yapısının tanımlanması ve ötrofikasyona vereceği tepkinin belirlenmesi önemlidir. Bu sebeplerden dolayı çalışmamızda, doğal ve antropojenik baskı unsurları ile tehdit altında bulunan sığ bir göl olan Eber Gölü suyunda bazı fizikokimyasal parametreler incelenerek Eber Gölü'nün su kalitesinin mevsimsel olarak araştırılması kirlenme ile ilgili sorunlarının ortaya konulması ve gerekli tedbirlerin alınmasına katkı sağlamak amaçlanmıştır.

Materyal ve Metot

Çalışma alanı ve örnek alma noktaları

Eber gölü Türkiye'nin güneybatısında bulunan önemli bir sulama ve içme suyu kaynağı olup aynı zamanda 1. Derece Tabiat Sit alanıdır. Eber Gölü, Göller Bölgesi'nde, 38° 40' K ve 31° 12' D coğrafik koordinatları arasında ve Afyonkarahisar il merkezine 65 km uzaklıkta yer alan denizden yüksekliği 966 m olan tektonik bir göldür (DKMPGM 2008). Arazi çalışmasında gölü besleyen en önemli akarsu olan Akarçay girişi de olmak üzere gölün yapısını homojen olarak yansıtacak 5 noktadan seçilmiştir. Örnekler Nisan-2014 ile Şubat-2015 Ocak ayları arasında mevsimsel olarak toplanmıştır. Aşağıda istasyonların Eber Gölü üzerindeki konumları (Şekil 1) belirtilmiştir.



Şekil 1. Eber Gölü'nden örnek alınan istasyonlar

Figure 1. Sampling stations in Lake Eber

Fizikokimyasal analizler

Tüm istasyonlarda örnek alımları sırasında su numunelerinin sıcaklık, pH, iletkenlik ve çözülmüş oksijen değerleri her mevsim ölçüm cihazı (Hach Lange HQ40d) ile arazi esnasında ölçülmüştür. Arazi çalışmaları sırasında uygun kaplara alınan yeterli miktarda su numuneleri, uygun muhafaza koşulları altında laboratuvara getirilmiştir. Aynı gün içerisinde su

örneklerinde amonyum azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, klorofil-a, toplam fosfat, klorür, toplam sertlik, kalsiyum, magnezyum, sülfat, renk ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı seviyeleri Hach Lange markalı spektrofotometre (DR 2800) ile ölçülmüştür. Bulanıklık 2100AN Hach Lange cihazı ile ölçülmüştür. Askıda katı madde tayini APHA 1985' e ve klorofil-a Parsons ve Strickland 1963' e göre yapılmıştır.

İstatistiksel analizler

Elde edilen sonuçlarının istatistik analizleri için SPSS 15 paket programı kullanılmıştır. Fizikokimyasal değişkenlerin yıllık ortalama değerleri mevsimsel farklılık ve istasyonlar arasında istatistiksel farkların ortaya konması amacıyla normal dağılıma uygunluğu ve varyans homojenliği sağlandıktan sonra ikiden fazla grup olduğundan ANOVA testi yapılmıştır. ANOVA testinde aylar arasındaki farklılık Duncan çoklu karşılaştırma analizleri ile sınanmıştır. Analizlerde α anlam seviyesi 0,05 olarak değerlendirilmiştir. Parametrelerinin birbirleri arasında ki ilişkiyi

değerlendirmek için Pearson Korelasyon Analizi testleri uygulanmıştır.

Bulgular

Eber Gölü suyunda mevsimsel fizikokimyasal değerler belirlenmiştir ve istasyonların yıllık ortalama fizikokimyasal seviyeleri Tablo 2'de verilmiştir. Eber Gölü suyunun istasyonlar arası fizikokimyasal değerleri Tek Yönlü Varyans Analizi Testi ile kıyaslanmıştır (Tablo 3). Eber Gölü suyunun fizikokimyasal sonuçları SKKY (2015), TS 266 (2005), EPA (2009), EC (2015) ve WHO (2017) kalite değerleriyle kıyaslanmıştır (Tablo 1).

Tablo 1. Ulusal ve uluslararası bazı su yönetmeliklerine göre kalite standartları

Table 1. Quality standards according to some national and international water regulations

	SKKY				TS 266	EC	WHO	EPA
	I	II	III	IV				
Sıcaklık (°C)	25	25	30	> 30	-	-	-	-
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,0-9,0	<6,0-9,0 >	6,5-9,2	6,5-9,5	6,5-8,8	6,5-8,5
İletkenlik µS/cm	400	1000	3000	>3000	2500	2500	-	-
Çöz O ₂ (mg/L)	8	6	3	< 3	-	-	-	-
O ₂ sat (%)	90	70	40	<40	-	-	-	-
AKM	-	-	-	-	5	-	-	5
Bulanıklık (NTU)	-	-	-	-	5	-	5	-
Renk(Pt-Co)	5	50	300	>300	20	-	15	15
BOİ (mg/L)	4	8	20	>20	-	-	-	-
KOİ (mg/L)	25	50	70	>70	-	-	-	-
Cl(mg/l)	25	200	400	> 400	250	250	250	250
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	200	200	400	> 400	250	250	250	250
Ca(mg/l)	-	-	-	-	200	-	-	-
NH ₄ ⁺ N ⁻ (mg/l)	0,2	1	2	> 2	0,5	0,3	-	-
NO ₂ N ⁻ (mg/l)	0,001	0,06	0,12	> 0,3	0,5	0,5	0,2	-
NO ₃ N ⁻ (mg/l)	5	10	20	> 20	50	50	50	45

“Eber Gölü suyunda mevsimsel olarak alınan örneklerin fizikokimyasal parametreleri arasındaki ilişki Pearson Korelasyon Analizi ile belirlenmiş ve Tablo 3’ de belirtilmiştir. Suda fizikokimyasal değişkenler arasındaki ilişkiler 0,05 anlam seviyesinde ($p < 0,05$), pH; çözülmüş O₂ ve O₂ doygunluğu ile pozitif yönde, toplam fosfat ve amonyum azotu ile negatif yönde, sülfat; çözülmüş O₂ doygunluğu ile pozitif yönde, toplam sertlik; BOİ₅

ile pozitif yönde, nitrit azotu; sıcaklık ve askıda katı madde ile pozitif yönde, toplam fosfat; nitrit azotu ile pozitif yönde, chl-a; Mg ile negatif yönde 0,01 anlam seviyesinde ($p < 0,01$) çözülmüş O₂; O₂ doygunluğu ile pozitif yönde, Klorür; renk ile pozitif yönde, Ca; sıcaklık ile pozitif yönde, Amonyum azotu; çözülmüş O₂ O₂ doygunluğu ile negatif yönde, Toplam Fosfat; sıcaklık ve Ca ile pozitif yönde korelasyon göstermektedir.

Tablo 2. Eber Gölü'nde istasyonlardan alınan suların fizikokimyasal parametrelerin yıllık ortalamaları ve anova sonuçları
Table 2. Annual averages and anova results of physicochemical parameters of water taken from stations in Eber Lake

Parametre	İstasyonlar				
	1 (Ort) (Min-Max)	2 (Ort) (Min-Max)	3 (Ort) (Min-Max)	4 (Ort) (Min-Max)	5 (Ort) (Min-Max)
Sıcaklık (°C)	13,82 ^a 9,3-20,7	14,1 ^a 8,3-23,7	13,82 ^a 7,2-22,2	14,15 ^a 8,5-21,6	17,4 ^a 12,6-27,8
pH	8,69 ^{bc} 8,04-9,72	9,44 ^a 9,37-9,53	9,22 ^{ab} 9,12-9,34	9,27 ^{ab} 9-9,53	8,13 ^c 7,72-8,65
İletkenlik (µS/cm)	1333 ^a 933-1907	1335 ^a 697-1880	1566 ^a 908-2280	1660 ^a 1008-2300	1740 ^a 706-2590
Çözülmüş O ₂ (mg/L)	<2 ^a <2-2,13	8,12 ^a <2-14,4	6,65 ^a <2-13,02	7,07 ^a <2-15,56	1,69 ^a <2-6,2
Oksijen Doygunluğu (%)	3,3665 ^a <2,6-44	48,21 ^a <2,6-142	35,388 ^a <2,6-132	34,22 ^a <2,6-156	16,260 ^a <2,6-62
Bulanıklık (NTU)	23,05 ^a 18,9-48,6	85,6 ^a 20,7-257	61,5 ^a 31,3-178	50,55 ^a 12,4-158	51,47 ^a 20,8-79,5
Renk(Pt-Co)	62,75 ^a 19,5-120	66,5 ^a 38-106	89,75 ^a 57-161	103,75 ^a 52-118	85,5 ^a 32-136
AKM (mg/L)	17,75 ^a 7,8-34,6	23,27 ^a 2,6-63,6	19,475 ^a 3-47,4	13,6 ^a 1,2-24,2	32 ^a 5,7-102
BOİ ₅ (mg/L)	1,8 ^a 1,6-1,9	1,67 ^a 1,58-1,78	1,6 ^a 1,56-1,86	3,65 ^a 3,5-3,8	3,22 ^a 3,1-3,3
KOİ (mg/L)	91,425 ^a 55,4-142	107,22 ^a 27,9-170	111,02 ^a 59,1-167	110,07 ^a 52,3-176	116,65 ^a 36,1-177
Klorür (Cl ⁻) (mg/L)	163,5 ^a 80,6-210	201,75 ^a 103-334	279 ^a 137-540	300 ^a 179-464	265,2 ^a 74,5-485
Sülfat (SO ₄ ²⁻) (mg/L)	90,4 ^a 80,6-97,9	121,35 ^a 77,4-167	123,9 ^a 95,6-172	126,25 ^a 105-168	106,67 ^a 87-126
Toplam Sertlik (°dH)	17,13 ^a 8,25-26,7	12,95 ^a 8,42-16,8	15,94 ^a 9,36-21,9	24,67 ^a 13,7-42,9	19,32 ^a 12,9-22,3
Magnezyum Mg ⁺² (mg/L)	32,95 ^b 14,4-68	25 ^b 14,3-32,2	36,75 ^b 19,1-58,9	40,05 ^b 24,9-56,9	25,1 ^a 12,7-35,2
Kalsiyum Ca ⁺² (mg/L)	54,975 ^a 26,7-79,9	51,15 ^a 36,4-66,8	53,025 ^a 35,2-77,4	58,025 ^a 30,8-102	96,725 ^a 71,1-117
Amonyum Azotu (NH ₄ ⁺ -N) (mg/L)	4,62 ^a 0,041-15,5	0,53 ^a 0,035-1,32	1,19 ^a 0,043-3,92	1,28 ^a 0,032-4,13	5,12 ^a 0,217-15,7
Nitrit Azotu (NO ₂ ⁻ -N) (mg/L)	0,81 ^a 0,02-3,17	0,857 ^a 0,021-3,25	0,8257 ^a 0,024-3,18	0,8207 ^a 0,022-3,19	0,9165 ^a 0,03-3,45
Nitrat Azotu (NO ₃ ⁻ -N) (mg/L)	0,72 ^a 0,6-0,9	4,02 ^a 0,4-14,7	0,47 ^a 0,3-0,6	0,55 ^a 0,4-0,7	1,47 ^a 0,1-0,3
Toplam fosfat (PO ₄) (mg/L)	1,55 ^a 0,3-3,66	1,45 ^a 0,58-2,66	1,16 ^a 0,38-2,52	1,54 ^a 0,44-2,38	3,19 ^b 0,54-8,35
Klorofil-a (mg/L)	31,475 ^a 4,4-83	51,825 ^a 4,7-115	8,725 ^a 1,9-24,9	12,875 ^a 1,4-34,5	36,6 ^a 5,4-94,6

* İstatistiki olarak aynı satırdaki farklı harfler istasyonlar arasındaki farkın önemli olduğunu ifade etmektedir (p<0,05)

* Statistically, different letters on the same line indicate that the difference between stations is important (p <0.05).

Table 3. Eber Gölü suyunda tespit edilen fizikokimyasal parametrelerin birbirleri arasındaki ilişkiler ve pearson korelasyon katsayıları
Table 3. Relationships between physicochemical parameters determined in Eber Lake water and pearson correlation coefficients

	°C	pH	Çöz.O ₂	O ₂ sat	Renk	AKM	BOİ ₅	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	°dH	Mg ⁺²	Ca ⁺²	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ --N	PO ₄	Kl-a	
°C	1	-0,814	-0,477	-0,526	0,160	0,855	0,541	0,259	-0,204	0,204	-0,570	0,989**	0,623	0,930*	0,980**	0,285	
pH		1	0,895*	0,920*	0,102	-0,659	-0,336	0,086	0,689	-0,183	0,402	-0,866	-0,956*	-0,611	-0,905*	-0,168	
Çöz.O ₂			1	0,998**	0,339	-0,362	-0,105	0,396	0,922*	-0,105	0,238	-0,557	-0,984**	-0,237	-0,634	-0,132	
O ₂ sat.				1	0,309	-0,407	-0,129	0,355	0,900*	-0,112	0,258	-0,604	-0,991**	-0,288	-0,676	-0,129	
Renk					1	-0,225	0,693	0,969**	0,640	0,768	0,601	0,208	-0,258	0,022	0,023	-0,733	
AKM						1	0,058	-0,042	-0,220	-0,331	-0,855	0,793	0,476	0,946*	0,857	0,564	
BOİ ₅							1	0,609	0,162	0,892*	0,177	0,583	0,230	0,344	0,455	-0,209	
Cl ⁻								1	0,714	0,612	0,444	0,282	-0,296	0,183	0,106	-0,648	
SO ₄ ⁻²									1	0,132	0,298	-0,263	-0,860	-0,037	-0,390	-0,322	
°dH										1	0,582	0,294	0,164	-0,077	0,148	-0,556	
Mg											1	-0,470	-0,313	-0,765	-0,594	-	
Ca												1	0,693	0,867	0,983**	0,183	
NH ₄ ⁺ -N													1	0,389	0,757	0,174	
NO ₂ --N														1	0,883*	0,496	
PO ₄																0,333	
Kl-a																	1

* korelasyon 0,05 seviyesinde önemli (p < 0,05); ** korelasyon 0,01 seviyesinde önemli (p < 0,01). °C:Sıcaklık E.İ: Elektriksel İletkenlik, Çöz. O₂: Çözünmüş O₂, O₂ sat.: O₂ doygunluğu, AKM: Askıda katı madde, BOİ₅: Biyolojik oksijen ihtiyacı, Cl⁻: Klorür, SO₄⁻²: Sülfat, °dH: Toplam sertlik, Mg: Magnezyum, Ca: Kalsiyum, NH₄⁺-N: Amonyum azotu, NO₂--N: Nitrit azotu, PO₄: Toplam fosfat, Kl-a: Klorofil- a

Tartışma ve Sonuç

Sıcaklık, suyun kimyasal, fiziksel ve biyolojik aktivitelerini etkiler ve birçok etmenin konsantrasyonunu değiştirir. Sıcaklık ile sudaki organizmaların metabolizma, viskozite ve solunum hızı artar (Atıcı vd. 2005). Eber Gölü'nde çalışma sürecinde tespit edilen ortalama sıcaklık değerleri 13,8 °C'dir. Eber Gölü'nde en düşük sıcaklık kışın 3,6 °C en yüksek ise yazın 31 °C olarak tespit edilmiştir. Yazın beşinci istasyon haricinde SKKY (2015)'ye göre I-II. sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir. Ülkemiz bazı göllerinde yapılan çalışmalarda Çavuşçu Gölü ortalama sıcaklığı 18,2 °C (Aşikkutlu vd. 2014), Derbent Baraj Gölü ortalama sıcaklığı 15,6 °C (Taş 2006), Yenişehir Gölü'nün sıcaklığı 14,6-29,7 °C arasında (Tepe 2009), Eber Gölü'nde ortalama 16,7 °C (Icaga 2007), Eğirdir Gölü'nde sıcaklık yaz mevsiminde 28,9 °C (şener vd. 2013) bulunmuştur. Bu alışmalarda Eber Gölü sıcaklık değerlerine benzer sonuçlar rapor edilmiştir. Yazın beşinci istasyonun su kalitesi sıcaklık değeri bakımından III. sınıfta olmasının en büyük nedeni Akarçay'ın göle bu noktadan giriş yapması ile istasyonda ki suların yoğun kirliliğe maruz kalması ve bu istasyonun aşırı sığlaşması olarak gösterilebilir. Çalışma boyunca sıcaklık değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$).

pH canlı yaşamını etkileyen önemli faktörler arasında yer almaktadır. Çalışma sürecinde ortalama pH değeri 8,69 (7,72-9,72) olarak bulunmuştur. pH ikinci, üçüncü ve dördüncü istasyonlarda tüm mevsimlerde SKKY (2015) ve EPA (2009) kriterlerini aşmıştır. Kışın birinci ve dördüncü ilkbahar da ikinci istasyonlarda EC (2015) kriterini aşmıştır. Çalışma boyunca pH değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde beşinci istasyonda diğer örnekleme noktalarına göre anlamlı bir farkın olduğu görülmüştür ($p<0,05$). Eber Gölü'nde ortalama pH değeri 9,25 olarak tespit edilmiştir (Yasan 2007). Bu değer çalışmamızda bulunduğumuz değerle uyumludur. Ülkemizdeki diğer çalışmalarda da benzer sonuçlar bulunmuştur. Sivas Kurugöl Gölü'nde 8,58-8,99 arasında (Mutlu vd. 2013), Işıklı Gölü'nde 6,79-9,57 (Tekin-Özan ve Aktan 2012), Apa Baraj Gölü'nde 7,83-9,66 (Öztürk ve Akköz 2014), Karkamış Baraj Gölü'nde 7,84-9,13 (Tepe ve Kutlu 2019) arasında bulunmuştur. Eber Gölü bazik karakterli su sınıfındadır. Suda ki pH değeri göldeki fotosentez miktarı ve gölün hidrojeolojik yapısı ile yakından ilişkidir (Garg vd. 2010). Sığ bir göl olmasından dolayı göl suyunda yıl boyunca aşırı fitoplankton gelişimi gözlenmiştir. Fitoplanktonun her mevsimde görülmesi pH değerinde yükselişine

neden olmuştur. pH değeri yüksekliği de gölün bazik karakterde olmasını açıklamaktadır.

Su kalitesi kontrolünde ve sucul hayatın devamlılığında takip edilen en önemli kriterlerden biri olan çözünmüş oksijen; sıcaklık, basınç ile birlikte bitkilerin fotosentez miktarına ve göllerin ötrofik durumuna göre farklılık gösterebilir (Köse vd. 2015). Çalışma sürecinde ortalama çözünmüş oksijen değeri $<2-15,56$ mg/L olarak bulunmuştur. Çözünmüş oksijen SKKY (2015) kriterine göre ilkbaharda birinci ve beşinci, sonbaharda birinci ve beşinci, kışın birinci dördüncü ve yazın bütün istasyonlarda IV. kalitede, kışın üçüncü istasyonda ise III. kalitede bulunmuştur. Çalışma boyunca çözünmüş oksijen ve oksijen doğunluğu değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Uluabat Gölü'nde yıllık ortalama çözünmüş oksijen II. kalite (Elmacı vd. 2010), Bafa Gölü'nde ortalama 5,5 mg/L (Yabanlı vd. 2011), Eğirdir Gölü'nde 7,27-10,93 mg/L arasında (Bulut ve Kubilay 2019) bulunmuştur. Basyiğit ve Tekin-Özan (2013) Karataş Gölü'nde yaz mevsiminde çözünmüş oksijenin azaldığını tespit etmişlerdir. Öztürk ve Akköz (2014) Apa Baraj Gölü'nde en düşük çözünmüş oksijen miktarını yazın 4,36 mg/L olarak ölçmüştür. Diğer göllerde de çözünmüş oksijen yazın düşmesine rağmen Eber Gölü'nde değerler doğal yaşamı tehdit edecek boyuttadır. Eber Gölü'nde Akarçay'ın göle giriş noktası olan beşinci istasyonun kış haricinde SKKY'ye göre IV. kalitede olması göle endüstriyel, tarımsal ve evsel atık suların karışımının fazla olduğu, askıda madde miktarının fazlalığı, örnek alınan mevsimlerde iklimin kurak geçmesi ve su seviyesinin düşmesi gibi nedenlerin çözünmüş oksijen ve oksijen doğunluğunu olumsuz yönde etkilediği düşünülebilir. Yazın tüm istasyonlarda çözünmüş oksijen ve oksijen doğunluğunun IV. kalitede olmasına sıcaklığın da etki ettiği söylenebilir. Özellikle yazın görülen balık ölümleri çözünmüş oksijen miktarının düşük olmasının göstergesi olabilir.

İletkenlik Eber Gölü'nde ortalama 1740 (697-2590) $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak bulunmuştur. Uslu ve Türkmen (1987)'nin su ürünleri için su kirliliği ve kontrol protokolünde verilen 150-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aralığının çok üstünde bulunmuştur. Yazın beşinci istasyonda TSE (2005) ve EC (2015) kriterlerinin verdiği üst limit olan 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ geçtiği tespit edilmiştir. Çalışma boyunca iletkenlik değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Eber Gölü'nde elde ettiğimiz değerler tüm istasyonlarda elektriksel iletkenliğin kış mevsiminde düşmesinin

nedeni kış aylarında yağışların artması ve su sıcaklığının düşmesi olarak gösterilebilir.

Göl suyunda askıda bulunan organik atıkların büyük bir kısmı bitki kalıntıları, doğal ve tarımda kullanılan gübreler, humus, evsel ve endüstriyel kirli suların göle karışması ile meydana gelir. Yüzey suları taşıdıkları askıda ve çözünmüş maddelerin yoğunluğuna, yağış rejimine, planktonların çoğalma hızı ve yoğunluğuna göre renk bakımından farklılık gösterirler (Mert vd. 2008). Mutlu vd. (2013) tarafından yapılan bir çalışmada Kurugöl' de askıda katı madde en düşük 0,05 mg/L ile Şubat, en yüksek 6,86 mg/L ile Eylül ayında bulunmuştur. Uluabat Gölü'nde Elmacı vd. (2010) yıllık ortalama askıda katı madde miktarını 38,27 mg/L olarak ölçmüşlerdir. Yaptığımız çalışmada askıda katı madde Eber Gölü'nde ortalama 21,2 (1,2-102) mg/L olarak bulunmuştur. Bu sonuç diğer çalışmalardan oldukça yüksektir. Askıda katı madde sonbaharda üçüncü ve kışın dördüncü istasyonlar haricinde TSE (2005) ve WHO (2017) kriterini aşmıştır. Çalışma boyunca askıda katı madde değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$).

Eber Gölü'nde ortalama bulanıklık değeri 56,4 (5,2-257) NTU ölçülmüştür. Diğer çalışmalarda Bulut vd. (2012) Çivril Gölü'nde ortalama bulanık değerini 5,6 NTU, Bulut ve Kubilay (2019) Eğirdir Gölü'nde ortalama bulanıklık değerini 1,08 NTU olarak tespit etmişlerdir. Eber Gölü suyunda bulanıklık sonuçları tüm istasyon ve mevsimlerde TSE (2005) ve WHO (2017)' de verilen sınır değerlerden yüksek bulunmuştur. Eber Gölü'nde belirlenen istasyonlardan mevsimsel olarak alınan su örneklerinde renk değerleri en yüksek 161 Pt-Co ile yazın üçüncü ve dördüncü istasyonda, en düşük 32 Pt-Co ile sonbahar beşinci istasyonda bulunmuştur. Ortalama renk değerlerinde en yüksek değer ikinci istasyonda 103 Pt-Co, en düşük değer ise birinci istasyonda 62,7 Pt-Co ölçülmüştür. Elde edilen bütün renk değerleri TSE (2005), WHO (2017) ve EC (2015) kriterleri sınır değerlerini aşmıştır. Renk SKKY (2015) kriterlerine göre bütün istasyonlarda II. ve III. kalitede bulunmuştur. Çalışma boyunca bulanıklık ve renk değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Bulanıklık ve renk en yüksek değere yazın askıda katı madde ise en yüksek değerlere ilkbahar mevsiminde ulaşmıştır. Eber Gölü'nde ölçülen askıda katı madde, bulanıklık ve renk parametreleri mevsim değişimleri ile paralellik göstermektedir.

Sudaki sertlik büyük oranda temas ettiği toprak ve kaya yapılarından kaynaklanır. Yeryüzü üzerine düşen yağmur suları pek çok doğal suda bulunan katıları önemli oranda çözebilme yeteneğine sahiptir.

Genellikle sert sular toprak yüzeyinin kalın ve kireç taşı oluşumlarının bulunduğu bölgelerde meydana gelir. Yumuşak sular toprak yüzeyinin ince ve kireç taşı oluşumlarının seyrek olduğu veya hiç olmadığı bölgelerde meydana gelir. Sertlik çok değerlikli metal katyonlardan meydana gelmektedir. Başlıca sertlik oluşturan katyonlar iki değerlikli kalsiyum, magnezyum, stronsiyum, demir iyonu ve manganez iyonudur (Sawyer vd. 2003). Eber Gölü'nde çalışma sürecinde tespit edilen ortalama toplam sertlik değerleri 18,2 °dH (32,12 Fs°)' dir. Eber Gölü'nde ortalama magnezyum 31,97 mg/L' dir. Çalışma boyunca magnezyum değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde beşinci istasyonda diğer örnekleme noktalarına göre anlamlı bir farkın olduğu görülmüştür ($p<0,05$). Ülkemiz bazı göllerinde yapılan çalışmalarda da Eğirdir Gölü'nde 18-23 Fs° (Bulut ve Kubilay 2019), Çavuşçu Gölü'nde 9,07-13,36 °dH (Aşıkutlu vd. 2014), Kabalar Gölü'nde 26,7-31,8 Fs° (Sağın ve Şen 2018)' dir, Eber Gölü'nde ortalama kalsiyum 62,7 mg/L 'dir. Gaga Gölü' nde 47,22 mg/L (Taş 2011), Bayındır Baraj Gölü'nde 44 mg/L (Atıcı vd. 2005) bulunmuştur. Uluabat Gölü'nde 37,83 mg/L (Elmacı vd. 2010), Çavuşçu Gölü'nde 13,15 mg/L (Aşıkutlu vd. 2014) olarak bulunmuştur. Bu çalışmalarda Eber Gölü toplam sertlik, magnezyum ve kalsiyum değerlerine benzer sonuçlar rapor edilmiştir. Kalsiyum/magnezyum oranı kirlenmemiş sularda 4-5/1'dir, bu oran kirlenmeye maruz kaldığında değişim gösterir (Hütter 1984). Eber Gölü'nde bu oran genelde farklılık göstermiştir. Bu oranın jeolojik sebeplerden olabileceği gibi su kirliliğinden de kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Magnezyum sadece yaz mevsiminde ikinci istasyon haricinde TSE (2005) de verilen 50 mg/L sınır değerini aşmıştır. Kalsiyum TSE (2005) de verilen 200 mg/L sınır değerini hiç bir ölçümde geçmemiştir. Çalışma boyunca toplam sertlik ve kalsiyum istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$).

Yeni kirlenmiş sularda azotun büyük bir kısmı organik azot ve amonyak formundadır. Zaman geçtikçe organik azot yavaş yavaş amonyum azotuna dönüşür ve daha sonra eğer ortam aerobik ise amonyumun nitrit ve nitrate oksidasyonu meydana gelir. Bu süreç de çoğunlukla organik ve amonyum azotu içeren suların yakın zamanda kirlendiği düşünülür (Sawyer vd. 2003). Eber Gölü'nde amonyum azotunun yıllık ortalaması (2,55 mg/L) SKKY (2015)' ye göre IV. sınıftadır. TSE (2005) ve EC (2015) kriterlerini aşmıştır. Nitrit azotunun ortalama yıllık değeri (0,846 mg/L) SKKY (2015)' ye göre IV sınıftadır. TSE (2005), WHO (2017) ve EC (2015) kriterlerini aşmıştır. Nitrit organik kirliliğe maruz kalan oksijen seviyesinin az olduğu sularda

yüksek miktarda bulunabilir ve bu yüksek değerler evsel kirlenmenin neden olduğunu düşündürür (Egemen ve Sunlu 1999). Elde ettiğimiz düşük oksijen ve yüksek nitrit azotu bulguları kentsel atıkların ya hiç arıtılmadan ya da yeterli şekilde arıtılmadan deşarj edildiği ve bölgede kullanılan tarımsal ilaç ve gübrelerin Eber Gölü için yoğun bir baskı oluşturduğunu göstermektedir. Nitrat sularında, bitkisel ve hayvansal artıkların proteinlerinin ayrışması ile ortaya çıkan amonyağın oksitlenmesinden ve tarımda kullanılan nitratlı gübrelerden kaynaklanmaktadır (Barlas 2011). Nitrat azotunun ortalama yıllık değeri (1,45 mg/L) SKKY (2015)' ye göre I. sınıf içerisinde kalmıştır. TSE (2005), EC (2015), WHO (2017) ve EPA (2009) kriterlerini aşmamıştır. Çalışma boyunca amonyum azotu, nitrit azotu ve nitrat azotu değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Amonyum azotu, nitrit azotu ve nitrat azotu değerleri çözünmüş oksijen düşük olduğu yaz mevsimde diğer mevsimlere göre önemli derecede yüksek bulunmuştur.

Klorür tüm doğal sularında geniş bir konsantrasyon aralığında bulunur. Suyun mineral içeriği arttığında klorür konsantrasyonu da artar. Yüksek bölgelerdeki ve dağlardaki kaynak suları klorür açısından oldukça fakirken nehir ve yer altı suları genellikle bol miktarda klorür içerir (Sawyer vd. 2003). Aşıkutlu vd. (2014) Çavuşçu Gölü'nde ortalama klorür değerlerini SKKY (2015) kriterine göre I. sınıf kalitede bulmuşlardır. Mutlu vd. (2013) Kuru Gölü'nde ortalama klorür değerini 13,57 mg/L tespit etmişlerdir. Hazar Gölü'nde Ünlü vd. (2008) 354 mg/L ile 418 mg/L arasında bulmuşlardır. Bizim çalışmamızda Eber Gölü'nde ortalama klorür değerleri 241,8 mg/L bulunmuştur. Eber Gölü suyunda klorür değerleri SKKY (2015) kriterine göre yazın üçüncü, dördüncü ve beşinci istasyonlarda IV. kalite de diğer mevsimlerde tüm istasyonlarda II. ve III. kalitede bulunmuştur. Klorür değeri TSE (2005), EC (2015), WHO (2017) ve EPA (2009) kriterlerine göre yazın ikinci, üçüncü, dördüncü, beşinci ve sonbahar üçüncü, dördüncü, beşinci istasyonlarda kriterlerinin sınır değerini aşmıştır. Çalışma boyunca klorür değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Buharlaştırmanın çok yağışın az olduğu yaz ve sonbahar mevsiminde klorür değerleri yüksek çıkmıştır. Göle giren temiz su kaynaklarının olmaması klorürün yüksek olmasına sebep olabilir. Elektriksel iletkenliğinde yüksek oluşu bulduğumuz klorür değerlerini doğrulamaktadır.

Sülfat özellikle bitki büyümesi olmak üzere biyolojik verimin artması için ortamda bulunmalıdır.

En önemli ekolojik görevi yeterli miktarda bulunmaması durumunda ortamda bulunan fitoplankton gelişimini olumsuz yönde etkiler (Tanyolaç 2000; Atıcı vd. 2005). Eber Gölü suyunda ortalama sülfat değeri 113 mg/L' dir. SKKY (2015) kriterine göre I. kalitede, TSE (2005), EC (2015), WHO (2017) ve EPA (2009) kriterlerinin belirlediği sınır değerlerin altındadır. Uluabat Gölü'nde ortalama sülfat değeri 54,8 mg/L (Elmacı vd. 2010), Eğirdir Gölü'nde ortalama sülfat değeri 26,57 mg/L bulunmuştur (Bulut ve Kubilay 2019). Eber Gölü'nde sülfat değerleri I. kalitede olsa da diğer göllere göre yüksek olması göl çevresinde yoğun ziraat yapılmasının sonucu olabilir. Çalışma boyunca sülfat değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$).

Biyolojik oksijen ihtiyacı organik kirliliğin en önemli kriteridir. BOİ, ayrıştırılabilir organik maddelerin bakteriler tarafından, aerobik şartlarda, stabil hale getirilmeleri için gerekli oksijen miktarıdır (Sawyer vd. 2003). Eber Gölü'nde ortalama BOİ₅ değerleri 2,3 mg/L' dir. Eber gölü suyunda BOİ₅ değeri SKKY (2015) kriterine göre bütün istasyonlarda I. kalitede bulunmuştur. Kimyasal Oksijen İhtiyacı, evsel ve endüstriyel atık suların organik kirlilik derecesinin ölçülmesinde yaygın olarak kullanılır. KOİ değerleri BOİ değerlerinden her zaman yüksektir ve biyolojik bozunmaya dirençli organik materyallerin fazla miktarda bulunması durumunda arada ki fark daha da artabilir (Singh vd. 2005). Yüksek KOİ/BOİ oranı organik maddenin mikroorganizmalar tarafından ayrışmayan aşırı miktarının ifadesidir (Dişli vd. 2004). KOİ değeri SKKY (2015) kriterlerine göre kışın ikinci beşinci istasyonlarda II. kalite diğer mevsimlerde tüm istasyonlarda III. ve IV. kalitede bulunmuştur. Çalışma boyunca BOİ ve KOİ değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$). Yaz aylarında mikrobiyal kirlenmenin artmasıyla organik maddelerin bozunma hızı artmaktadır. Bu sebeple çözünmüş oksijen azalır ve KOİ artar. Kış aylarında yağışın ve rüzgar şiddetinin artmasıyla gölde sirkülasyon oluşur, gölü besleyen su kaynaklarının artması ile gölde tekrar oksijen seviyesi artar. Bu sonuç Eber Gölü'nde kışın azalan KOİ miktarını açıklamaktadır (Singh vd. 2005).

Klorofil-a ve toplam fosfat seviyeleri Thomann ve Mueller (1987) ve Carlson ve Simpson (1996) trofik statü endeksine göre değerlendirildiğinde hiperötrofik, OECD (1982) verimlilik düzeyine göre ötrofik ve hiperötrofik olduğu tespit edilmiştir. Çalışma boyunca Klorofil-a değişimleri istatistiksel açıdan incelendiğinde

örnekleme noktaları arasında belirgin bir istatistiksel fark bulunmamıştır ($p>0,05$).

Eber Gölü su kalitesinin fizikokimyasal analiz sonuçları SKKY (2015)'ye göre oksijen doygunluğu, KOİ, BOİ₅, çözünmüş oksijen, amonyum azotu, nitrit azotu, IV. sınıf, renk, klorür, III. sınıf, pH II. sınıf arasında değişmiştir. Carlson ve Simpson (1996) Trofik statü indeksine göre toplam fosfat ve klorofil-a parametreleri gölün hiperötrofik karakterde olduğunu göstermiştir. Akkan vd. (2018) Sıddıklı Baraj Gölünde yaptıkları çalışmada trofik seviyeyi Carlson trofik statü endeksine göre ötrofik seviyede tespit etmişlerdir.

Anova sonuçlarına göre çoğu parametre beşinci istasyonda istatistiki olarak önemli derecede yüksektir. Beşinci istasyonun Akarçay'ın göle giriş noktası olması Eber Gölü'nün Akarçay'dan kaynaklı yoğun bir kirlilik baskısı altında olduğunu göstermektedir. Yaz mevsiminde göl derinliğinin düşmesi ve çözünmüş oksijenin <2 mg/L'nin altında olması ikinci istasyon da balık ölümlerine neden olmuştur.

Sonuçlar incelendiğinde kirlilik parametrelerinin bölgesel ve zamansal değişimlerinin önemli olduğu tespit edilmiştir. Eber Gölü bir bütün olarak ele alınmalı, havzadaki noktasal ve yayılı kirlilik kaynaklar belirlenmeli ve kontrol altına alınmalıdır. Akarçay havzasında bulunan Eber Gölü sulak alanı Afyonkarahisar organize sanayi bölgesi içinde ve dışında yer alan birçok sanayi tesisinin atık su arıtma sistemlerinin olmaması, verimli çalıştırılmaması ve atık suların arıtılmadan Akarçay'a deşarj edilmesi, bunun yanında jeotermal suların kullanım sonrası ve havzadaki tüm yerleşmelerin atık sularının Akarçay'a boşaltılması hem Akarçay'da hem de Eber sulak alanında su kirliliği sorununu ortaya çıkarmış, bu durum Eber sulak alanında doğal hayatı olumsuz etkilemiştir. Akarçayın kirlilik yükü açısından rehabilite edilmesi ve kabul edilebilir seviyelere çekilmesi aynı zamanda Eber Gölü Havzası'nın ve bağlı bulunduğu diğer ekosistemlerin sağlığı açısından katkı sağlayacaktır. Bunun yanında su kalite değişimlerini izleme ve değerlendirme amacıyla modelleme çalışmalarının yapılması alınacak tedbirlerin belirlenmesinde önemli rol oynayacaktır.

Teşekkür

Bu çalışma Numan Emre GÜMÜŞ 'ün doktora tezinin bir kısmıdır. Bu çalışma Selçuk Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğünce SÜBAP-14201044 koduyla ve Tübitak-BİDEB tarafından desteklenmiştir. Çalışmamız International

Symposium on EuroAsian Biodiversity (23-27 May 2016, Antalya) sempozyumunda sözlü olarak sunulmuştur.

Kaynaklar

- Akkan T, Yazıcıoğlu O, Yazıcı R, Yılmaz M. 2018. Assessment of irrigation water quality of Turkey using multivariate statistical techniques and water quality index: Sıddıklı Dam Lake. *Desalin Water Treat.* 115:261-270.
[doi:10.5004/dwt.2018.22302](https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22302)
- Akkan T, Mehel S, Mutlu C. 2019. Determining the level of bacteriological pollution level in Yağlıdere Stream, Giresun. *LimnoFish.* 5(2):83-88.
[doi: 10.17216/LimnoFish.450722](https://doi.org/10.17216/LimnoFish.450722)
- APHA 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater, 16th ed. Washington DC: American Public Health Association 40 p.
- Aşıkkutlu B, Akköz C, Öztürk BY. 2014. Çavuşçu Gölü'nün (Konya/Ilgın) bazı su kalite özellikleri. *Selçuk Üniv Fen Fak Fen Derg.* 39:1-9.
- Atıcı T, Obalı O, Çalışkan H. 2005. Su kirliliğinin ve fitoplanktonik alg florasının Bayındır Baraj Gölü'nde kontrolü. *EgeFAS.* 22(1-2):79-82.
- Atıcı T, Obalı O, Altındag A, Ahiska S, ve Aydın D. 2010. The accumulation of heavy metals (Cd, Pb, Hg, Cr) and their state in phytoplanktonic algae and zooplanktonic organisms in Beyşehir Lake and Mogan Lake, Turkey. *Afr J Biotechnol.* 9(4):475-487.
- Barlas M. 2011. Su kalitesi tayin yöntemleri. *Yüksek Lisans Ders Notları, Muğla* 28 s.
- Basyiğit B, Tekin-Özan S. 2013. Concentrations of some heavy metals in water, sediment, and tissues of pikeperch (*Sander lucioperca*) from Karataş Lake related to physico-chemical parameters, Fish Size, and Seasons. *Pol J Environ Stud.* 22(3):633-644.
- Bulut C, Atay R, Uysal K, Köse E. 2012. Çivril Gölü yüzey suyu kalitesinin değerlendirilmesi. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi-C, Yaşam Bilimleri ve Biyoteknoloji,* 2(1):1-8.
- Bulut C, Kubilay A. 2019. Eğirdir Gölü (Isparta/Türkiye) su kalitesinin mevsimsel değişimi. *EgeFAS.* 36(1):13-23.
[doi: 10.12714/egejfas.2019.36.1.02](https://doi.org/10.12714/egejfas.2019.36.1.02)
- Carlson RE, Simpson J. 1996. A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. *North American Lake Management Society,* 96 p.
- DKMPGM 2008. Akşehir Eber gölleri sulak alan yönetim planı (2008-2012). T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü.
- Dişli M, Akkurt F, Alicılar A. 2004. Şanlıurfa Balıklıgöl Suyunun Bazı Kimyasal Parametrelerinin Mevsimlere Göre Değişiminin Değerlendirilmesi. *Gazi Üniv Mühendislik-Mimarlık Fak Derg.* 19(3):287-294.
- EC 2015. European Communities. Commission directive 2015 CD (EU) 2015/1787 of 6 October 2015 amending annexes II and III to council directive 98/83/EC on the quality of water intended for human

- consumption. European Council, Brussels, Belgium.
- Egemen Ö, Sunlu U. 1999. Su kalitesi. Ege Üniv. Su Ürünleri Fakültesi Yayınları Yayın No:14. İzmir:Ege Üniversitesi Basımevi 150 s.
- Elmacı A, Topaç FO, Teksoy A, Özengin N, Başkaya HS. 2010. Uluabat Gölü fizikokimyasal özelliklerinin yönetmelikler çerçevesinde değerlendirilmesi. Uludağ Üniv Mühendislik-Mimarlık Fak Derg. 15(1):149-157.
- EPA 2009. United States Environmental Protection Agency. Edition of the drinking water standards and health advisories; [Erişim Tarihi: 06 Ocak 2020]. Erişim Adresi <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>
- Garg R, Rao R, Uchchariya D, Shukla G, Saksena D, 2010. Seasonal variations in water quality and major threats to Ramsagar reservoir, India. AJEST. 4(2):061-076.
- Hütter AL. 1984. Laborbücher Chemie. Wasser und Wasseruntersuchung, 2ndEd. Aarau, Berlin: Verlag Moritz Diesterweg 148 p.
- İcaga Y 2007. Fuzzy evaluation of water quality classification, Ecol Indic. 7(3):710-718. doi: 10.1016/j.ecolind.2006.08.002
- Köse E, Cicek A, Uysal K, Tokath C, Emiroglu O, Arslan N. 2015. Heavy Metal accumulations in water, sediment, and some cyprinid species in Porsuk Stream (Turkey). Water Environ Res. 87(3):195-204. doi: 10.2175/106143015X14212658612993
- Mert R., Bulut S. Solak K. 2008. Apa Baraj Gölü'nün (Konya) bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerinin araştırılması. Afyon Kocatepe Üniv Fen Bil Derg. 8(2):1-10.
- Moss B. 2004. Sığ ve derin göllerin ötrofikasyonu ve restorasyonu. Beklioğlu M. editör. Sığ göl sulak alanları, ekoloji, ötrofikasyon ve restorasyon. Ankara: ODTÜ. s.31-37.
- Mutlu E, Demir T, Kutlu B, Yanık T, 2013. Determination of water quality parameters in Sivas-Kurugöl Lake. TURJAF, 1(1):37-43. doi: 10.24925/turjaf.v1i1.37-43.2
- Noori R, Berndtsson R, Hosseinzadeh M, Adamowski JF, Abyaneh MR. 2018. A critical review on the application of the national sanitation foundation water quality index. Environ Pollut. 244:575-587. doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.076
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris: Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD) 156 p.
- Özer Ç, Köklü R. 2019. Aşağı Sakarya nehri su kalitesinin sulama suyu açısından değerlendirilmesi. DACD, 5(2):237-246. doi: 10.21324/dacd.483146
- Öztürk BY, Akköz C. 2014. Investigation of water quality of Apa dam lake (Çumra-Konya) and according to the evaluation of PCA. Biodicon. 7(2):136-147.
- Parsons RT, Strickland JD. 1963. Discussion of spectrofotometric determination of marine plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophyll and carotenoids. J Mar Res. 21(3):155-163. doi: 10.1016/0011-7471(65)90662-5
- Sağın MB, Şen D. 2018. Kabalar Göleti (Kastamonu)'nin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri. Fırat Üniv Fen Bil Derg. 30(2), 37-43.
- Sawyer CN, McCarty PL, Parkin GF. 2003. Chemistry for environmental engineering and science. fifth ed. New York: McGraw-Hill Inc. 152 p.
- Singh KP, Mohan D, Singh VK, Malik A. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments—a tributary of the Ganges, India. J Hydrol. 312(1):14-27. doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.01.021
- SKKY (Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği) 2015. Yüzeysel su kalitesi yönetimi yönetmeliğinde değişiklik yapılmasına dair yönetmelik. Yayımlandığı resmi gazete: Tarih 15 Nisan 2015, Resmi gazete no: 29327
- Şener Ş, Davraz A, Karagüzel R. 2013. Evaluating the anthropogenic and geologic impacts on water quality of the Eğirdir Lake, Turkey. Environ Earth Sci. 70(6):2527-2544. doi: 10.1007/s12665-013-2296-0
- Tanyolaç J. 2009. Limnoloji (Tatlısu Bilimi). Ankara: Hatipoğlu Yayınevi, 297 s.
- Taş B. 2006. Derbent Baraj Gölü (Samsun) su kalitesinin incelenmesi. Ekoloji, 15(61):6-15.
- Taş B. 2011. Gaga gölü (Ordu, Türkiye) su kalitesinin incelenmesi. Karadeniz Fen Bilimleri Derg. 1(3):43-61.
- Tekin-Özan, S, Aktan N. 2012. Relationship of heavy metals in water, sediment and tissues with total length, weight and seasons of Cyprinus carpio L., 1758 from Işikli Lake (Turkey). Pak J Zool. 44(5):1405-1416
- Tepe Y. 2009. Reyhanlı Yenişehir Gölü (Hatay) su kalitesinin belirlenmesi. Ekoloji 18(70):38-46.
- Tepe R, Kutlu B. 2019. Examination water quality of Karkamış Dam Lake. TURJAF. 7(3), 458-466. doi: 10.24925/turjaf.v7i3.458-466.2409
- Thomann RV, Mueller JA. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row 644 p.
- TSE -TS 266 2005. İnsani tüketim amaçlı sular hakkında yönetmelik, sular-içme ve kullanma suları: Türk Standartları. Ankara.
- Uncumusaoğlu AA, Akkan T. 2017. Assessment of water quality of Yağlıdere Stream (Turkey) using multivariate Statistical techniques. Pol J Environ Stud. 26(4):1715-1723. doi: 10.15244/pjoes/68952
- Uslu O, Türkmen A. 1987, Su Kirliliği ve Kontrolü. Ankara: TC Başbakanlık, Çevre. Gnl. Müd. Yayınları, 364 s.
- Ünlü A, Çoban F, Tunç MS. 2008. Hazar Gölü su kalitesinin fiziksel ve inorganik-kimyasal

- parametreler açısından incelenmesi. Gazi Üniv Müh Mim Fak Derg. 23(1):119-127.
- WHO (World Health Organization) 2017. Guidelines for drinking- water quality; [Erişim Tarihi: 06 Ocak 2020]. Erişim Adresi <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf?sequence=1>
- Yabanlı M, Turk N, Tenekecioglu E, Uludag R. 2011. Bafa Gölü'ndeki toplu balık ölümleri üzerine bir araştırma. Sakarya Üni Fen Bil Enst Derg. 15(1):36-40.
- Yasan AB. 2007. Eber (AFYON) Gölü'nün trofik statüsünün tespiti. [Yüksek Lisans Tezi]. Ankara Üniversitesi, 71 s.



Method and Technical Characteristics of Traditional River Longline from Lower Sakarya River Fishery, Turkey

İsmail REİS  Hasan CERİM * 

Muğla Sıtkı Koçman University, Faculty of Fisheries, Menteşe, Muğla, Turkey

ABSTRACT

In this study, a traditional longline set used in the lower Sakarya River was investigated. Technical characteristics and usage of the longline set were determined. Approximately 25-30% of the fishermen in the lower Sakarya River use this method. Fishermen use the longline set with 30-40 baited hooks by positioning them between the two banks of the river (30-60 m). Fishermen target relatively big individuals, especially, *Silurus glanis*. However, *Esox lucius* and some Cyprinidae species are also caught. The average daily catch is between 5-10 kg and captured *S. glanis* individuals are between 1-20 kg. To ensure sustainability, catch per unit efforts of this traditional method, and spawning stock biomass should be monitored.

Keywords: River longline, Sakarya River, river fisheries, traditional fishery, freshwater

ARTICLE INFO

SHORT COMMUNICATION

Received : 21.10.2019

Revised : 04.12.2019

Accepted : 09.12.2019

Published : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.635248

* CORRESPONDING AUTHOR

hasancerim@gmail.com

Phone : +90 554 807 79 45

Aşağı Sakarya Nehri Balıkçılığında Alternatif Bir Geleneksel Nehir Parakat Yöntemi ve Teknik Özellikleri

Öz: Bu çalışmada, Aşağı Sakarya Nehri'nde kullanılan geleneksel bir paraketa takımı incelenmiştir. Paraketa takımının teknik özellikleri ve kullanım şekli belirlenmiştir. Aşağı Sakarya Nehri'nde yaklaşık balıkçıların %25-30'u bu yöntemi kullanmaktadır. Balıkçılar 30-40 adet yemlenmiş kancaya sahip paraketa takımını, nehrin iki kıyısı arasına (30-60 m) konumlandırarak kullanmaktadırlar. Balıkçılar özellikle *Silurus glanis* olmak üzere nispeten büyük balıkları hedeflemektedirler. Ancak *Esox lucius* ve bazı Cyprinidae türleri de yakalanmaktadır. Günlük ortalama toplam av 5-10 kg ve yakalanan *S. glanis* bireylerinin ağırlıkları 1-20 kg arasındadır. Sürdürülebilirliğin sağlanması için bu geleneksel yöntemin birim çabaya düşen av miktarı ve üreyen biyokütlenin izlenmesi gerekmektedir.

Anahtar kelimeler: Nehir paraketa, Sakarya Nehri, nehir balıkçılığı, geleneksel balıkçılık, tatlısu

How to Cite

Reis İ, Cerim H. 2020. Method and Technical Characteristics of Traditional River Longline from Lower Sakarya River Fishery, Turkey. LimnoFish. 6(2): 164-168. doi: 10.17216/LimnoFish.635248

Introduction

Fishing gears have been diversified according to technical characteristics of fishing gear, fishing ground, and targeted species (Hoşsucu 2005). Fishing lines are one of the most used fishing methods. This fishing method, which dates back to the ancient times (Kaykaç et al. 2003), is widely used in both commercial (Griffiths 2000) and amateur fishing today (Iwano and Öztürk 2012). The main reason for the widespread usage of this fishing gear that it can be used in all kinds of aquatic environments (Sitar et al. 2017; Pham et al. 2014), the cost is low (Bose et al. 2017) and construction and usage is simple. There are different types of fishing line as handlines and hand-operated pole-and-lines, mechanized lines, and

pole-and-lines, set longlines, drifting longlines, longlines, vertical lines, trolling lines, hooks, and lines (CWP 2013).

Longline sets have a mainline and branchlines that are attached on mainline at certain intervals. Longline sets are known as demersal or pelagic fishing gears (FAO 2001). Longlines are used in the sea as well as in freshwater. In seas, different pelagic and demersal species are caught with longline sets like tuna (Francis et al. 2001), swordfish (Erdem and Akyol 2005), some Sparidae, Serranidae and Scorpaenidae species (Ulaş and Düzbastılar 2001), cod or flatfish (Hovgard and Lassen 2000). Bottom longlines are also used in freshwaters (von Brandt 1984). As an example, giant freshwater whipray

(*Urogymnus polylepis*) which has minor commercial importance (Froese and Pauly 2019), is caught occasionally by longlines in riverine and estuarine areas (White et al. 2006). On the other hand, eel-longlines are used in German freshwater fisheries (EIFAC 1970). However, other fishing methods, especially gill net fishery, are more common in freshwaters.

Fyke nets, trammel nets, and gill nets are used in the lower Sakarya River. *Alburnus sp.*, *Barbus barbus*, *Capoeta sp.*, *Carrassius carrassius*, *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Squalius cephalus*, *Mugil sp.*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodeus amarus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Tinca tinca*, *Chondrostoma nasus*, *Abramis brama*, *Blicca bjoerkna*, *Carrassius gibelio*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Silurus glanis* and *Vimba vimba* species are captured (Ateş et al. 2018; Aydın 2012).

There is no longline literature in the lower Sakarya River. In this study, it was aimed to determine the characteristics of traditional fishing gear and fishing method used in lower Sakarya River, Turkey.

Materials and Methods

This study was conducted between June 2017 and May 2018 in the 159.5 km section (Mekece in the south of Pamukova and Karasu Yenimahalle, where it flows into the Black Sea) of Sakarya River within the borders of Sakarya province (Figure 1). The study was conducted in two stages: face-to-face interviews with fishermen and fishing observations.



Figure 1. Study area

In the first stage, interviews were done with 17 fishermen. In these interviews, information was

gathered about the technical characteristics of the fishing tackle (mainline and branchline number, length, material, hook type, and number, etc.), the baits used (species, size, live, fresh, etc.), fishing season, fishing area, caught species, targeted species, and the fishing problems.

In the second stage, it participated in three operations carried out by fishermen in the lower Sakarya River on different dates. In these operations, direct observations were made on bait supply methods, type, size, and usage of baits (live, fresh), the release time of fishing gear to the water, how the fishing operation is done, damages occurring in the fishing gear and catch composition.

Technical characteristics of the longline set were drawn according to the mode of FAO Catalogue of Small-scale Fishing Gear (Nédélec 1975).

Results

Differences between other methods

Even if the traditional longline set looks like trotline, it differs from trotline with weight usage. Various weights are used for sinker in trotline but any weight is not used in the traditional method. Therefore, the traditional method especially targets the surface fishes (i.e. no contact or connection with the bottom). Another similar example for longline, a method has been used for fish capture called “angling in the air”, in China (von Brandt 1984). In this method, baited hooks stand above the water. Fish jump out of the water and then captured. This fish behavior is the main reason for the construction of this fishing gear. However, in our method, baits are near the water surface.

Using method

Firstly, the longline is set to between two opposing riverbanks (ranges of two sides vary between 30-60 meters) and stretched (Figure 2) then hooks are baited.

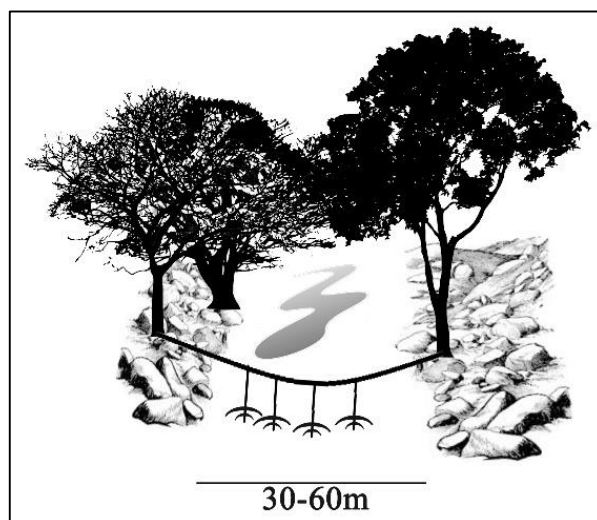


Figure 2. The setting of longline between river banks

The longline set is released to water around sunset and is collected around sunrise. Due to catching large fishes, the longline set is always controlled every 1.5-2 hours till morning by the fisherman to prevent break-offs.

Technical characteristics

The Mainline is a 4-5 mm diameter multifilament PP (polypropylene) material. Branchlines are 60-80 cm long (≈30-40 number of branch lines) and are consisted of 2 mm monofilament PA (polyamide) or steel material. Branchlines have 1.5-2 meters range between each other. No swivel is used. Hooks are made of steel and hook sizes are changed between 2/0-6/0 no (Figure 3).

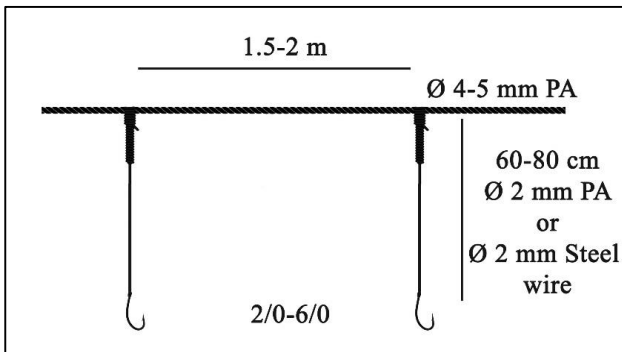


Figure 3. Technical characteristics of longline

Baiting of hooks

Baits are collected by fishermen from the surroundings. Hooks are baited with live frog, live fish, mole cricket, leeches, or fresh baits like chicken and turkey livers and meats after setting. Hooks are baited in different ways (Figure 4).

Catch survey

Approximately, 300 fishermen exist on the lower Sakarya River region and about 25-30% of them use this longline method. The most captured species are *S. glanis* (European catfish) and followed by *E. lucius* (Northern pike). Some Cyprinidae species are also caught, rarely. However, the targeted species is *S. glanis*. According to fishermen, the most productive months are between August and December. Approximately, 25-30% of fishermen use this method in the mentioned fishing season. Captured *S. glanis* individuals are between 1-20 kg (≈60-180 cm). On the other hand, total daily catch is between 5-10 kg.

Environmental problems

Trashes are one of the main problem of the lower Sakarya River fisheries. Trashes, especially plastic bags and logs, which swim on the surface of the river, damage to longline sets (break-offs of branchlines or main line). This situation affects catch efficiency and causes time and economic loss.

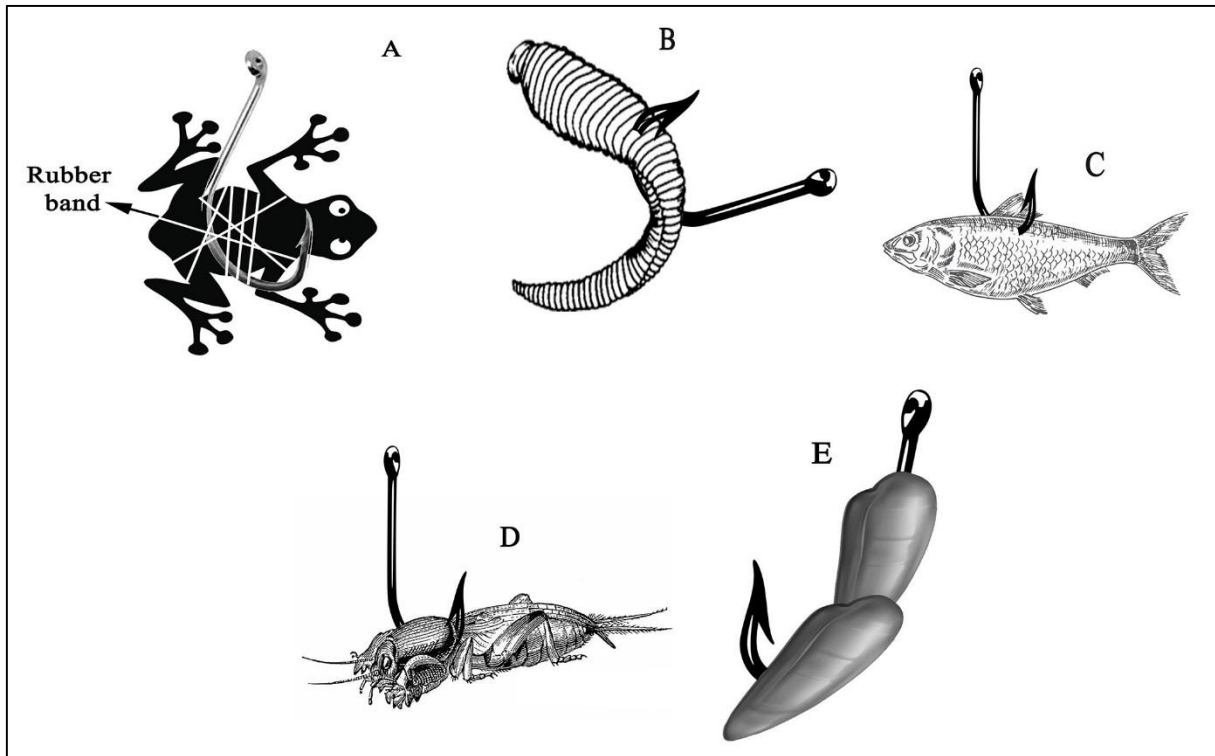


Figure 4. Different methods of baiting hook with various baits; A; Live frog, B; Leech, C; Live fish, D; Mole cricket, E; Liver of chicken or turkey

Discussion

In Turkish fishery, longline sets are used widely in the small-scale fishery and there are some regulations in the meaning of sustainable fishery. Some rules are existing on commercial and amateur longline freshwater fishery like “using of living fish in pike-perch (*Sander lucioperca* L., 1758) and perch (*P. fluviatilis* L., 1758) fishery is forbidden” and “longline is forbidden in the amateur fishery” (GDFA 2016a, 2016b).

S. glanis and *E. lucius* are known as commercial species (Froese and Pauly 2019). The European catfish, *S. glanis*, has rapid growth and large bodyweight (Brzuska and Adamek 1999). Males and females become mature at 78.82 cm (3 years) and 87.05 cm (4 years), respectively (Alp et al. 2004). In fishery regulation, the minimum landing size of *S. glanis* is 90 cm (GDFA 2016a). Furthermore, there are season closures on this species. On the other hand, *E. lucius* becomes mature at 19.7 cm in total length (Balık et al., 2006) and has a 40 cm minimum landing size (GDFA 2016a). Season closures and fishing gear prohibition regulations also exist for this species. Minimum landing size regulations may support its stocks in the meaning of stock recruitment. Moreover, in this method, capturing of large individuals indicates that this gear is selective.

In different parts of the world, some researchers, Vejrik et al. (2017a) and Vejrik et al. (2017b) mentioned that they captured *S. glanis* and *E. lucius* individuals by longlines (with buoy and sinkers and no connection with landside). Also, Boulêtreau et al. (2016) did fishing trials on behavior of this species with longline but they did not give clear information about using of this fishing gear.

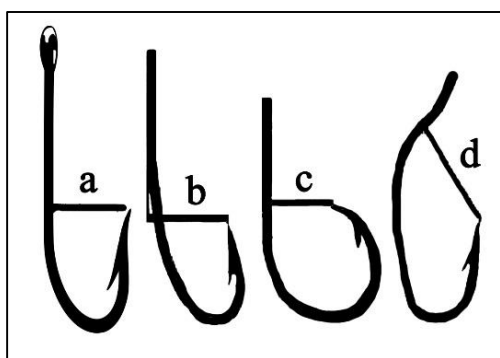


Figure 5. Allowed hook sizes; a, b, c and d ranges must not be lower than 7.2 mm (GDFA 2016a)

In the meaning of technical regulation of the longline, according to fishery rules, fishermen mustn't use the hooks that have a gap below 7.2 mm (Figure 5). This rule could be an effective regulation to conserve smaller length classes.

Fishery regulations seem sufficient. Small individuals are not captured and the breeding chance at least once is given to small individuals. Therefore,

spawning stocks should be monitored not to make an overfishing pressure on targeted species' and fishermen should be educated in the direction of stock sustainability.

Acknowledgements

We would like to thank to local fishermen for technical information.

References

- Alp A, Kara C, Büyükçapar HM. 2004. Reproductive biology in a native European catfish, *Silurus glanis* L., 1758, population in Menzelet Reservoir. Turk J Vet Anim Sci. 28(3):613-622.
- Ateş C, Reis İ, Cerim H, Çelik M. 2018. Sakarya Nehri'ndeki Balıkçılığının Belirlenmesi. Muğla: Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi. Proje No.:BAP17/073. [In Turkish.]
- Aydın E. 2012. Sakarya Nehri'nde kullanılan fanyalı uzatma ağlarında seçiciliğin belirlenmesi [Master's Thesis]. İstanbul University.75 p.
- Balık I, Çubuk H, Özkök R, Uysal R. 2006. Reproduction properties of pike (*Esox lucius* L., 1758) population in Lake Karamik (Afyonkarahisar/Turkey). Turk J Zool. 30:27-34.
- Bose AK, Ridhi, Gupta S, Suresh VR, Das AK. 2017. Indigenous fishing (Char Kanta): A traditional fisheries in River Tawa, Madhya Pradesh, India. International Journal of Fisheries and Aquatic Studies. 5(3):265-268.
- Boulêtreau S, Verdeyroux P, Lorthiois E, Azémar F, Compin A, Santoul F. 2016. Do You Eat or Not? Predation Behaviour of European Catfish (*Silurus glanis*) Toward Live Bait on a Hook. The Open Fish Science Journal. 9:8-14.
doi: 10.2174/1874401X01609010008
- Brzuska E, Adamek J. 1999. Artificial spawning of European catfish, *Silurus glanis* L.: stimulation of ovulation using LHRH-a, Ovaprim and carp pituitary extract. Aquac Res. 30(1):59-64.
doi: 10.1046/j.1365-2109.1999.00301.x
- CWP 2013. Coordinating Working Party on Fishery Statistics. International Standard Statistical Classification of Fishing Gear (ISSCFG Rev. 1, 2013); [cited 2019 Aug 28]. Available from <http://www.fao.org/3/a-bt987e.pdf>
- EIFAC (1970). European Inland Fisheries Advisory Commission. Consultation on Eel Fishing Gear and Techniques; [cited 2019 Sep 10]. Available from <http://www.fao.org/3/c2876b/C2876B00.htm>
- Erdem M, Akyol O. 2005. A preliminary study on longlining of swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in Fethiye Region (Mediterranean). Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 22(1):201-204. [In Turkish.]
- FAO 2001. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Fishing Gear types. Set longlines. Technology Fact Sheets; [cited 2019 Sep 13]. Available from <http://www.fao.org/fishery/>

- Francis MP, Griggs LH, Baird SJ. 2001. Pelagic shark bycatch in the New Zealand tuna longline fishery. *Mar Freshwater Res.* 52(2):165-178.
doi: [10.1071/MF00086](https://doi.org/10.1071/MF00086)
- Froese R, Pauly D. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication; [cited 2019 Sep 20]. Available from www.fishbase.org
- G DFA 2016a. General Directorate of Fisheries and Aquaculture. 4/1 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ; [cited 2019 Sep 20]. Available from <http://www.mevzuat.gov.tr/Metin.Aspix?MevzuatKod=9.5.22750&MevzuatIliski=0&sourceXmlSearch=ticari%20amaçlı>
- G DFA 2016b. General Directorate of Fisheries and Aquaculture. 4/2 Numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ; [cited 2019 Sep 20]. Available from <http://www.mevzuat.gov.tr/Metin.Aspix?MevzuatKod=9.5.22751&MevzuatIliski=0&sourceXmlSearch=matör%20amaçlı>
- Griffiths MH. 2000. Long-term trends in catch and effort of commercial linefish off South Africa's Cape Province: snapshots of the 20th century. *S Afr J Marine Sci.* 22(1):81-110.
doi: [10.2989/025776100784125663](https://doi.org/10.2989/025776100784125663)
- Hoşsucu H. 2005. Balıkçılık-I. İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları 247 p. [in Turkish]
- Hovgård H, Lassen H. 2000. Manual on estimation of selectivity for gillnet and longline gears in abundance surveys. Rome: FAO. Report No.: 397.
- Iwano N, Öztürk AA. 2012. Fishing at the Galata Bridge, İstanbul, in 2011-2012. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment.* 18(2):223-237.
- Kaykaç MH, Ulaş A, Metin C, Tosunoğlu Z. 2003. Oltalı balıkçılığında düz ve çapraz iğnelerin av etkinliği üzerine bir araştırma. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi.* 20(1-2): 227-231
- Nédélec C. 1975. FAO Catalogue of Small-Scale Fishing Gear. England: FAO by Fishing News (Books) Ltd. 191p.
- Pham CK, Diogo H, Menezes G, Porteiro F, Braga-Henriques A, Vandepierre F, Morato T. 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Sci Rep-UK.* 4:4837.
doi: [10.1038/srep04837](https://doi.org/10.1038/srep04837)
- Sitar SP, Brenden TO, He JX, Johnson JE. 2017. Recreational Postrelease Mortality of Lake Trout in Lakes Superior and Huron. *N Am J Fish Manage.* 37(4):789-808.
doi: [10.1080/02755947.2017.1327903](https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1327903)
- Ulaş A, Düzbastılar FO. 2001. Farklı Paragat Takımlarının Av Verimlerinin Karşılaştırılması. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 18(1-2):175-186. [In Turkish.]
- Vejrík L, Vejríková I, Kočvara L, Sajdlová Z, Hoang TSC, Šmejkal M, Peterka J, Čech M. 2017a. Thirty-Year-Old Paradigm about Unpalatable Perch Egg Strands Disclaimed by the Freshwater Top-Predator, the European Catfish (*Silurus glanis*). *Plos One.* 12(1):e0169000.
doi: [10.1371/journal.pone.0169000](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169000)
- Vejrík L, Vejríková I, Blabolil P, Eloranta AP, Kočvara L, Peterka J, Sajdlová Z, Hoang The SC, Šmejkal M, Kiljunen M, Čech M. 2017b. European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Sci Rep-UK.* 7(1):15970.
doi: [10.1038/s41598-017-16169-9](https://doi.org/10.1038/s41598-017-16169-9)
- Von Brandt A. 1984. Fish Catching Methods of the World. Farnham, Surrey: Fishing News Books Ltd. 432 p.
- White WT, Last PR, Stevens JD, Yearsley GK, Fahmi, Dharmadi. 2006. Economically important sharks and rays of Indonesia. Canberra, Australia: Australian Centre for International Agricultural Research 338 p.



Balık Ürünlerinde Küf Gelişiminin Yarattığı Problemler ve Kontrolüne Yönelik Çözümler

Berna KILINÇ * 

Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Avlama ve İşleme Teknolojisi Bölümü, İzmir

ÖZ

Su ürünlerine uygulanan işleme teknolojileri ile ürünlerin su aktivitesi düşürülmekte, bakteriyal gelişim yavaşlamakta, ürünlerin raf ömürleri uzamaktadır. Su ürünlerine tuz, baharat ilave edilmesi veya ısıtma işlemi uygulanması gibi işlemler su ürünleri içerisindeki suyu bağlayarak mikroorganizmalar tarafından kullanılabilir suyu azaltmaktadır. Su aktivitesinin düşürülmesi ile bozulma yapan bakterilerin gelişimi giderek azalmakta ancak ortam küflerin gelişimine olanak sağlamaktadır. Bu nedenle işlenmiş balık ürünlerinde küflerin gelişimi problem haline gelebilmektedir. Ayrıca küfler insanlarda hastalıklara da neden olabilmektedir. Bu derleme çalışmada küfler, bulaşma kaynakları, insanlarda neden olduğu hastalıklar, balık ürünlerinde izole edilen küfler ve küflerin balık ürünlerinde kontrolüne yönelik çözümlere yer verilmiştir. Sonuç olarak; ürünlerin depolanması esnasında gelişen küflerin oluşturdukları mikotoksinlerin kanserojen maddeler olması nedeniyle küf gelişmiş ürünlerin tüketiminin risk oluşturduğu bilinmeli ve tüketilmemelidir. Balık ürünlerinde küf gelişiminin önlenmesi için gereken önlemler alınmalı ve kalite kayıplarının oluşumu engellenmelidir.

Anahtar kelimeler: Balık ürünleri, küfler, kontrol metotları

MAKALE BİLGİSİ

DERLEME

Geliş : 01.07.2019
Düzeltilme : 13.11.2019
Kabul : 19.12.2019
Yayın : 27.08.2020



DOI:10.17216/LimnoFish.584992

* SORUMLU YAZAR

berna.kilinc@ege.edu.tr
Phone : +90 232 311 52 30

The Problems of Growth of Moulds on Fishery Products and Solutions Accordance with the Control of Moulds on Fishery Products

Abstract: The water activity of fishery products can be decreased by processing technologies. Therefore, bacterial growth is reduced and the shelf life of products can be extended. The addition of salt and spices into the fishery products or heat treatments reduce the water inside the fishery products, which is used by microorganisms. The growth of spoilage bacteria can be inhibited by the reduction in water activity of fishery products. However, moulds can grow on processed fishery products. Thus, the growth of moulds on processed fishery products is the main problem products. Also, moulds can cause illnesses in humans. In this review; moulds, their contamination sources, the mould infections in humans, moulds isolated from processed fishery products, and the control of moulds in fishery products are summarized. Fishery products containing moulds should not be consumed due to the risk of human health. Precautions should be taken for moulds on fishery products, which will decrease the quality of fishery products.

Keywords: Fishery products, moulds, control methods

Alıntılama

Kılınç B. 2020. Balık Ürünlerinde Küf Gelişiminin Yarattığı Problemler ve Kontrolüne Yönelik Çözümler. LimnoFish. 6(2): 169-178. doi: 10.17216/LimnoFish.584992

Giriş

Balık ve su ürünlerinin bozulması mikroorganizmalar (küf, maya ve bakteriler) ile ilgili olması (Lianou vd. 2016) yanısıra mikrobiyal kontaminatların popülasyonları ve tiplerine, iç faktörlere (pH, su aktivitesi, enzim aktivitesi, besinsel içerik) ve dış faktörlere (sıcaklık, paket gaz kompozisyonu ve depolama zamanı), işleme gibi çeşitli faktörlere bağlı olduğu bildirilmektedir (Marshall 2014; Lianou vd. 2016). Balık ve su

ürünleri bozulma yapan mikroorganizmalar için mükemmel bir gelişim ortamıdır. Bu mikrobiyal popülasyon içerisinde yer alan çeşitli bakteri türleri ve küflerin metabolik aktivitesi nedeniyle amonyak, biyojenik aminler, protein olmayan azotlu maddeler, alkoller, ketonlar, aldehytlar, esterler, CO₂ gazı, diğer kötü koku, tat, renk kaybına neden olan, yapışkan ve paketlerin şişmesine neden olan diğer maddelerin üretimine neden olabilmektedir (Comi 2017). Gıdaların üzerinde küf gelişimi genellikle

tüketim açısından uygun olmadığını düşündürmektedir. Küfler çoğu durumda birçok gıdanın bozulmasına neden olurlar diğer taraftan da bazı özel küfler gıda katkı maddesi veya belli gıdaların üretiminde kullanılmaktadır. Bazı peynirler küflerle olgunlaştırılmaktadır. Örneğin blue-veined, roquefort, camembert, brie, gammelost gibi ve bazı küfler fermente gıdaların (soya sosu, miso, sonti ve tempeh) yapımında kullanılmaktadır (Uraz ve Özer 2014). Sosislerin işleme fabrikalarında geleneksel olarak çoğunlukla *Penicillium* ve *Aspergillus* cinslerinden oluşan küflerle inokülasyonu yapılmaktadır (Sunesen ve Stahnke 2003). Bunun yanısıra küflerin enzimler, organik asitler, vitaminler, yağlar, antibiyotikler, exopolisakkaritler, aromatik maddeler, renk maddeleri, aminoasitler gibi çeşitli insanlara toksik olmayan biyoürünler üretmesi (Sahasrabudhe ve Sankpal 2001; Londono-Hernandez vd. 2017) ve çok çeşitli farmakolojik maddelerin biyoteknolojik yolla küflerden üretilmesi sağlanmaktadır (Money 2016). Buna karşın bazı küflerde gıdalarda gelişerek kontamine olmuş gıdaların tüketimi sonucunda insan ve hayvan sağlığı açısından risk oluşturan mikotoksinleri üretirler (Nguyen vd. 2017). Gıdalarda küflerin neden olduğu bozulma iki kategoriye ayrılmaktadır. Birincisi; taze veya kolay bozulabilen, çoğunlukla yüksek su aktivitesine sahip, pH'ı yüksek gıdaların bozulmasıdır. İkincisi ise; düşük pH'lı gıdalar, işlenmiş ve depolanmış çoğunlukla su aktivitesi düşürülmüş gıdaların bozulmasıdır. İşlenmiş ve depolanan ürünlerin küfler tarafından bozulması gıdanın kompozisyonu, işleme yöntemi, kullanılan paketleme, depolama sıcaklığı ile ilgilidir (Hocking 2014). İşleme teknolojileri ve depolama sıcaklığı mikrobiyal gelişimi yavaşlatarak balık ve su ürünlerinin raf ömrünü uzatmaktadır (Comi 2017). Sıcak hava kullanarak dehidrasyon veya yüzeyin ısıtılması gıdalardan suyu uzaklaştırarak su aktivitesini düşürmektedir. Bu olay mikrobiyal gelişimi ve enzim aktivitesini inhibe ederek gıdaların raf ömrünü uzatmaktadır (Fellows 2017). Düşük su aktivitesi düşük mikrobiyal aktiviteye karşılık gelmektedir (Ross ve Nichols 2014). Gıdalara ilave edilen tuz mikrobiyal gelişime karşı koruyucu etki göstermektedir. Diğer antimikrobiyal maddelerle kombine olarak gıdaların su aktivitesini etkilemektedir (Man 2007). Tuza dayanıklı küfler yüksek tuzlu ortamlarda yaşamaktadır. Yüksek tuza dayanıklılıkları nedeniyle deniz ortamında, tuz göllerinde, haliç, salamura ürünler gibi ortamlarda bulunmaktadır (Musa vd. 2018). Bazı küf türleri kuru tuzlanmış et ürünlerinde insanlarda karsinojenik ve mutajenik etkiler meydana getirebilen aflatoksin, okratoksin gibi mikotoksinler

üretebilmektedir. Gıda ürünlerinin kontaminasyonu üretim zincirinin farklı noktalarında; son ürüne kadar üretim ve depolama alanlarında meydana gelebilmektedir (Montanha vd. 2018). Küfler özellikle işlenmiş, korunma işlemi uygulanmamış ve buzdolabında depolanan gıdalarda potansiyel olarak bozulma meydana getirmektedir (Fung 2014). Küfler asidik koşullarda, nötral pH koşullarından daha hızlı üremektedir (Gock vd. 2003). İşlenmiş su ürünlerinde bozulma meydana getiren küflerin dışında küfler peynirlerin, çikolata ve çeşitli fermente gıdaların üretiminde de kullanılmaktadır. Ayrıca küflerin biyoteknoloji alanında da kullanıldığı bunun yanısıra biyoyakıt üretiminde, tarım, madencilik ve endüstriyel aktivitelerle hasar görmüş ortamların iyileştirilmesinde de kullanıldığı bildirilmektedir (Money 2016).

Bu çalışmada küfler, bulaşma kaynakları, küflerin insanlarda neden olduğu enfeksiyonlar ve küflerin balık ürünlerinde kontrolüne yönelik çözümlerin üretildiği çalışmaların derlenmesi bu amaçla küflerin oluşturabileceği risklere karşı farkındalık yaratılması ve gereken önlemlerin alınması hedeflenmiştir.

Küfler (Funguslar)

Doğada küfler Protista alemi içerisinde yer alıp, su, toprak, hava ve organik kalıntılar üzerinde yaygın olarak bulunan heterotrofik organotrof mikroorganizmalardır. Saprofitik veya parazitik yapıdadırlar. Hücrelerin temas halinde kalması sonucu hifesel gelişme göstermektedirler. Hifelerin oluşturduğu filamental kitleye ise miselyum denilmektedir (Ünlütürk ve Turantaş 2003). Küfler çeşitli sınıflara ayrılmaktadır. Zygomycetes sınıfı küfler eşeysiz sporlar (sporangiosporlar, arthrosporlar ve konidiosporlar) veya eşeyli sporlar (zygosporlar) üretirler. Hifeleri septa içermez. Daha eski olanlarında septa olabilir. Takım Mucorales, Familya Mucoraceae, *Mucor* ve *Rhizopus* cinslerini içermektedir. Thamniaceae familyası ise *Thamnidium* genusunu içermektedir (Banwart 1989). Bazı patojenik *Mucor* türleri hayvan ve insan sağlığını tehdit etmektedir. Bunlar daha çok bağışıklık sistemi baskılanmış hastalarda küflerin neden olduğu hastalıklar olarak adlandırılmaktadır. Buna karşın *Mucor* türlerinin çok azı peynir olgunlaştırılmasında ve Asya fermente gıdaların üretiminde kullanılmaktadır. Bazı türleri yüksek gelişim oranları ve ikincil metabolit ürünlerin üretimi nedeniyle biyoteknolojik olarak da önemli mikroorganizmalardır. *Mucor* türü küflerin neden olduğu hastalıklar kan, barsak enfeksiyonları, septik artrit, cilt enfeksiyonları, burun mukozası, paranasal sinüsler ve beyinde yaptığı tahribatlara bağlı görülen hastalıklar olduğu bildirilmiştir (Morin-Sardin vd.

2017). Ascomycetes sınıfı küfler Ascomycotina veya ascomycetes asci içeren askosporlar üretirler. Askosporlar ısıya dayanıklıdır ve gıdalarda gelişimi düşük su aktivitesinde 0,61-0,80 gerçekleşmektedir. Çoğu Ascomycetous küfü *Plectomyces* sınıfında *Eurotiales* cinsinde yer almaktadır. Bazı ascomycetous küfleri birçok farklı gıdanın bozulmasından sorumludur (Cousin 2014). Ascomycetes'ler eşeyli asko sporları askus olarak adlandırılan yapıda geliştirirler. Bunun yanı sıra eşeyli olarak hife tip uzantıları veya imperfecte sahip olarak burada eşeysiz sporlar üreterek gelişebilir. Ascomycetes içerisinde *Byssochlamys*, *Claviceps*, *Neurospora* cinsleri yer almaktadır (Banwart 1989). Deuteromycetes sınıfı küf grubu dallanma, septalı hife ve eşeysiz olarak konidia veya sclerotia ile çoğalmaktadır. Fungi Imperfecti olarak da adlandırılmaktadır. *Alternaria*, *Aspergillus*, *Botrytis*, *Cladosporium*, *Colletotrichum*, *Fusarium*, *Geotrichum*, *Penicillium*, *Scopulariopsis*, *Sporotrichum*, *Trichoderma* cinslerini içermektedir (Banwart 1989). *Aspergillus* (eski cins ismi *Eurotium*) zerofilik türleri içermektedir (Chen vd. 2017). *Aspergillus* cinsi ve türleri bazı mikotoksinleri üretmektedirler. *Aspergillus flavus* ve *Aspergillus parasiticus* en önemli aflotoksin üreten türlerken, okratoksin üreten *Aspergillus carbonarius* ve *Aspergillus niger* bu küfler aynı zamanda fumonisin, sterigmatocystin, cyclopiazonik asit ve patulin üretmektedir. *A. niger* türü *Aspergillus* cinsinin en önemli türlerinden biridir. Depolanan gıdaların yüzeyinde siyah küflerin oluşumuna neden olurlar (Plascencia-Jatornea vd. 2014). *Aspergillus* türlerinin hepsinin glukoz/fruktoz ortamda çok hızlı üremesine rağmen, tuz ortamında kısmen veya büyük ölçüde inhibe olduğu bildirilmiştir. *Aspergillus wentii* türünün 25°C'de tuza şaşırtıcı bir şekilde toleranslı olduğu, yüksek üreme oranının ise 0,95 su aktivitesi civarlarında tuz ve glukoz/fruktoz ortamlarının her ikisinde de olduğu belirtilmiştir. Küflerin çimlenmesi için gerekli olan minimum su aktivitesi değerlerinin *E. rubrum* için; 0,72 aw 20°C'de, *A. penicilloides* için; 0,73 aw 25°C'de, *A. wentii* için; 0,76 aw 25°C'de, *A. flavus* için; ise 0,83 aw 34°C'de olduğu belirtilmiştir (Wheeler vd. 1988). *A. flavus* mikotoksijenik küf olup, aflatoksin B üretme yeteneğine sahiptir. Geniş pH aralığın da (2,1-11,2) gelişim göstermesine rağmen, pH<3,5'un altında gelişim oranı yavaşlar. 10-12°C düşük sıcaklıklarda ve 50-55°C gibi yüksek sıcaklıklarda gelişim gösterebilmektedir. Optimum gelişme sıcaklığının ise 33°C civarında olduğu belirtilmektedir (Dobson 2011). *A. flavus* ve *P. roqueforti* 0,94 su aktivitesinde *Xeromyces bisporus* türünden daha baskın olduğu, *Eurotium chevalieri* bütün aw

aralığında hızlı bir şekilde gelişim gösterdiği ve baskın olduğu, aw <0,80 altında *X. bisporus* türünün diğer incelenen türlerden daha hızlı büyüdüğü belirtilmiştir (Leong vd. 2011). *Fusarium* türlerinin sadece yüksek su aktivitesi değerlerinde (0,95-0,99 aw) baskın olduğu belirlenirken, *Eurotium* türleri daha düşük su aktivitesi değerlerinde (0,85-0,90 aw) baskın olduğu bildirilmiştir. Genel olarak *Aspergillus*, *Fusarium* ve *Trichoderma* türleri gelişebildikleri su aktivitesi ve sıcaklık kombinasyonlarında hızlı bir şekilde gelişim gösterirken, *Penicillium* türlerinin en düşük gelişim oranı gösterdiği belirtilmiştir (Marin vd. 1998).

Mikroorganizmaların alt grubu olan zerofilik küfler su aktivitesinin azaltılmasıyla (< 0,85) gıda ürünlerinin yüzeylerinde hızlı bir şekilde gelişebilirler. Zerofilik küflerin gıda ürünlerinde gelişebilmesi iç faktörlerin (su aktivitesi ve pH) ve depolama koşulları (sıcaklık) kombinasyonuna bağlı olduğu bildirilmiştir (Deschuyffeleer vd. 2015). *Wallemia* (Wallemiales, Wallemiomycetes) genusunun zerofilik küfü olup, *Wallemia* türleri çoğunlukla gıda kontaminantı olarak tuz oranı yüksek ortamlardan izole edilmektedir (Padamsee vd. 2012).

Mikotoksinler

Mikotoksinler küflerin ikincil metabolit ürünleri olup, gıdalarda üretilmektedir. Gıda ile birlikte alındığında 'mikotoksikosis' adı verilen hastalığa neden olabilmektedir (Bryden 2019). Mikotoksinlere maruz kalma insanlarda ve birçok hayvan türünde hastalık yanı sıra ölümlere bile neden olabilmektedir (Bennett ve Klich 2009). Gıdaların mikotoksinlerle kontaminasyonu insan ve hayvan sağlığı açısından risk oluşturması yanı sıra önemli ekonomik kayıplara da neden olabilmektedir (Anater vd. 2016). Tarımda ve gıda endüstrisinde Avrupa Birliği Yönetmeliği tarafından belirlenen tehlikeli mikotoksinlerin (trihothecenler özellikle deoxynivalenol, fumonisins, aflatoksin ve okratoksin A) üç ana küf cinsi (*Fusarium*, *Aspergillus* ve *Penicillium*) tarafından üretildiği bildirilmiştir (Nguyen vd. 2017). Balıkların farklı türlerinde mikotoksinlerin güvenlik değerleri ve toksik etkileri hala yüzeysel olarak bilinmemektedir. Mikotoksinlerin aflatoksinler için ilk limitin 1960'lı yıllarda konulduğu 2003 yılının sonunda bazı ülkelerde gıda ürünleri ve yem maddeleri için limit konulduğu belirtilmiştir. Sayıları giderek artmalarına rağmen, balıklarda mikotoksinlerin tolere edilebilir kalıntı miktarlarının hala bilinmediği belirtilmiştir (Anater vd. 2016). Mikotoksinler insanlar ve hayvanlar üzerinde çeşitli akut ve kronik etkiler yaratmaktadır. Mikotoksinler ekonomik açıdan insan ve hayvanların hayat kaybını

azaltmak için uygulanan veteriner ve sağlık harcamalarında artışa, hayvan yetiştiriciliğinde kayıplara, kontamine gıda ve yemlerin imha edilmesine, mikotoksin problemlerini azaltmak için gerekli olan uygulamalar ve araştırmalar için yatırımları gerektirmektedir (Zain 2011).

Küflerin Bulaşma Kaynakları

Balık marketlerinde satış için depolanan tütsülenmiş kurutulmuş balık örneklerinin aflatoksijenik küf ile kontamine olduğu bildirilen çalışmada ürünlerin aflatoxin B1 ve G1 içeriği nedeniyle tüketim için kabul edilebilir nitelikte olmadıkları bildirilmiştir. Bu ürünlerin uzun süre tüketiminin ise sağlık açısından tehlikeli olduğu belirtilen çalışmada çoğu küf türünün balık orjininden farklı ve kontaminant olduğu belirtilmiştir (Adebayo-Tayo vd. 2008). Kurutulmuş balıkların kalitelerine işleme ve depolama aşamalarında dikkat edilmediğinde kurutma esnasında küf gelişimi nedeniyle mikotoksin üretimi tehlikesinden sakınmak için büyük miktarlarda balıkların atıldığı bildirilmiştir (Gupta ve Samuel 1985). Kuru tuzlanmış et ürünlerinin *Penicillium nordicum* ile kontaminasyonunun tüketiciler ve işleme fabrikasındaki işçiler açısından potansiyel risk oluşturduğu belirtilen çalışmada kontaminantların bulaşma kaynağının ise tuz olduğu bildirilmiştir (Sonjak vd. 2011). Düşük tuz oranları ve baharatların kullanılmasıyla kurutulan balık (*Sardinella gibbosa*) türünün mikrobiyal kalitesinin belirlenmesi üzerine yapılan çalışmada baharat ve %2 tuzla kurutulmuş balıkta maya ve küf sayılamaz kadar çokken, %10 tuzlanarak kurutulmuş balığın gramındaki maya küf sayısının 30 cfu/g olduğu bildirilmiştir. Çalışmada maya ve küf kontaminasyonunun baharatlar nedeniyle olduğuna değinilmiştir (Nuwanthi vd. 2016).

Su ürünleri, deniz ortamından ve balık ürünlerinden izole edilen küfler

Penicillium oceanica ile ilgili mikrofloranın incelendiği çalışmada küflerin deniz ortamında önemli ekolojik rol oynadığı fakat farklı biyoteknolojik alanlarda oldukça kullanışlı olabileceği belirtilmiştir. Çalışmada Ascomycetes sınıfına ait toplam 88 küf izole edildiği bildirilmiştir. Bunların çoğunun *Penicillium*, *Cladosporium* ve *Acremonium* cinsine ait olduğu bildirilmiştir (Panno vd. 2013). Hindistan'ın Kashmir Dal gölünde göl suyunda fırsatçı küflerin varlığı ve insan popülasyonunda ortaya çıkan küf enfeksiyonlarının varlığının belirlenmesi üzerine yapılan çalışmada göl suyunda *Aspergillus*, *Candida*, *Penicillium*, *Cryptococcus*, *Fusarium*, *Rhizopus* ve *Mucor* cinsine ait patojen küf türlerinin

izole edildiği belirtilmiştir. Ayrıca insan popülasyonunun %20'sinin (n=384) olası küf enfeksiyonları açısından incelendiği çalışmada kişilerin % 8,07'sinin küf enfeksiyonları açısından pozitif olduğu, % 4,68'ininde deri enfeksiyonu, %2,34'ünün tırnaklarında mantarlı enfeksiyon, % 1,04'ünde ise *Candida*'nın neden olduğu mantar enfeksiyonların gözlemlendiği bildirilmiştir (Bandh vd. 2016).

Küflerin fermente ürünlerin yüzeyinde varlığı bazen istenen bazende istenmeyen etkilere neden olmaktadır. İstenmeyen etkiler genellikle bozulma yapan küflerin gelişimi ile ilgilidir (Sunesen ve Stahnke 2003). Tuzlanarak kurutulmuş balıklarda bazen 'dun' veya 'mite' olarak bilinen bozulmalar meydana gelmektedir. Bu durumda balıklarda küçük kahverengi, siyah veya açık kahverengi nokta şeklinde küfler balıkların yüzeylerinde gelişmektedir. Bunlar halofilik veya halotolerant küf olan *Sporendonema* veya *Geotrichum* cinslerine ait küf türleridir. Bu küf türleri pH 3,3 ile 7,5 aralığın da %75 nem içeriğinde, %5-10 tuz içeriğinde gelişim göstermektedir. Tuzlanmış balıklarda *Sporendonema epizoom* sebep olduğu bozulmalar bildirilmiştir (Beuchat 1987).

Üç farklı marketten satın alınan tütsülenmiş kurutulmuş balıklardan en yüksek oranda izole edilen küflerin *Aspergillus flavus*, *A. terreus*, *Aspergillus fumigatus*, *Absidia sp.*, *Rhizopus sp.*, *A. niger*, *Mucor sp.*, *Cladosporium sp.*, *Penicillium italicum*, *Penicillium viridatus*, *Candida tropicalis* and *Fusarium moniliformis*, *Aspergillus flavus* ve *A. terreus* olduğu belirtilmiştir (Adebayo-Tayo vd. 2008). Güneşte kurutulmuş balık örneklerinde nem içeriğinin yüksek olması nedeniyle toplam küf sayısında yüksek olarak saptandığı belirtilmiştir. Balık örneklerinde görülen küf kolonilerinin atmosferdeki nemlilik ve balıkların yüksek nem içeriği nedeniyle ortaya çıktığı bildirilmiştir (Patterson ve Ranjitha 2009). Endonezya'dan kuru tuzlanmış balıkların mikroflorasının incelendiği çalışmada toplam 364 izolattan 74'ünün tanımlandığı çalışmada çoğunlukla izole edilen türlerin *Eurotium rubrum* (%35), *E. repens* (%26), *E. amstelodami* (%22), *E. chevalieri* (%18), *Aspergillus niger* (%37), *A. flavus* (%27), *A. sydowii* (%23), *A. penicilloides* (%16) ve *A. wentii* (%15) olduğu bildirilmiştir. 17'sinin diğer cinsine ait türlerden oluştuğu ve *Penicillium* türlerinin de daha az sıklıkla izole edildiği belirtilmiştir (Wheeler vd. 1986). Yapılan bir çalışmada kurutulmuş balıktan 4 zerolerant küf olan *Paecilomyces variotii*, *Eurotium amstelodami*, *Aspergillus candidus* ve *Aspergillus sydowii* türlerinin izole edildiği bildirilmiştir (Wheeler ve Hocking 1988). Yapılan diğer bir çalışmada kurutulmuş balık ürünlerinden

Aspergillus niger, *Penicillium citrinum* ve *Cladosporium clodosporioides* türlerinin ilk olarak bozulma meydana getiren küfler olduğu bildirilmiştir (Park vd. 2014). Taze ve tütülenmiş yılan balıklarının mikrobiyal kalitelerinin belirlenmesi üzerine yapılan çalışmada taze yılan balığında belirlenen 7 cins küften en baskın olanının *Fusarium* türleri olduğu bildirilirken, tütülenmiş yılan balığında belirlenen 5 cins küften en baskın olanın *Penicillium* cinsine ait olduğu belirtilmiştir (Vishwanath vd. 1998). Düşük yağ içeriğine sahip tropikal balık türlerinin tuzlanarak güneşte kurutulması işlemlerinden sonra balıklardan 13 küf türünün izole edildiği vurgulanmıştır (Doe ve Heruwati 1988). Kurutulmuş *Chrysichthys nigrodigitatus* ve *Pseudotolithus typus* balıklarının 4 hafta boyunca mikrobiyolojik kalitelerinin incelendiği çalışmada her iki balık türünün mikrobiyal yüklerinde depolama boyunca yükselme gözlemlendiği bildirilmiştir. İki türde de *Aspergillus flavus* türünün saptandığı belirtilmiştir (Ikutegbe ve Sikoki 2014). 25 kurutulmuş balıktan 61 küf izolatının elde edildiği çalışmada en fazla *Aspergillus niger*'in saptandığı, *Aspergillus flavus*, *A. fumigatus*, *A. glaucus*, *A. restrictus*, *Aureobasidium spp.*, *Basipetospora halophila*, *Cladosporium herbarum*, *Gliomastix spp.*, *Penicillium chalybeum* ve *Penicillium expansum* gibi diğer küf türlerinde izole edildiği bildirilmiştir (Atapattu ve Samarajeewa 1990). 60 tuzlanmış balık örneğinin 50'sinin zerofilik küflerle kontamine olduğu, kontamine olan tuzlanmış balıklarda saptanan zerofilik küflerin ortalama değerinin 2,45 log cfu/g olduğu belirtilmiştir. *Aspergillus* türlerinin baskın zerofilik küf olduğu, bunu *Penicillium* türlerinin takip ettiği en çok izole edilen küf türlerinin *A. niger* ve *P. verrecosum* olduğu bildirilmiştir (Ahmed vd. 2005). 200 adet tuzlanmış ve soğuk tütülenmiş balık örneklerinin satın alınarak mikrobiyal açıdan incelendiği çalışmada *Aspergillus fumigatus* türünün en çok izole edilen küf türü olduğu vurgulanmıştır (Mashak vd. 2016). Tuzlanarak kurutulmuş balıkların *A. flavus* ile sıcaklık 25,2-35,2°C'de, %17-50 nem içeriğinde, %0,25-19,88 tuz içeriğinde ve 0,73-0,86 su aktivitesi değerlerinde kontamine olduğu belirtilmiştir. Çalışmada tuzlanarak kurutulmuş balıkların %9,33 (14/150)'ünde *A. flavus* bulgularıldığı, incelenen örneklerin ise %8'inde aflatoksin B1 saptandığı bildirilmiştir (Indriati vd. 2017). Geleneksel tuzlanmış fermente balık ürününde saptanan maya-küf sayılarının 0,48 log cfu/g değerinden 3,14 log cfu/g değerine kadar değişim gösterdiği belirtilmiştir (Gassem 2019).

Küflerin Neden Olduğu Hastalıklar

Bazı patojenik küfler et ürünlerinde ortaya çıkarak gıda güvenliği açısından risk oluşturabilir (Fung 2014). *Hortaea werneckii* türü tropikal ve subtropikal ortamlarda yaygın bir şekilde dağılım göstermekte olup, insanlarda yüzeysel mikotik enfeksiyonlara sebep olabilmektedir (Abliz vd. 2003). Bütün küfler insanlarda alerjenik olabilir. Alerjenik küf cinslerinin bazılarının *Aspergillus*, *Amanita*, *Boletus*, *Cladosporium* ve *Claviceps* olduğu bildirilmiştir. Küflerin ürettikleri mikotoksinlerin, Beta-glukanların, küf sel uçucu organik maddelerin potansiyel olarak rahatsız edici, toksik, teratojenik, karsinojenik ve bağışıklık sistemi baskılayıcı olduğu bildirilmiştir. Küflere ve onların ürünlerine maruz kalan insanlarda aşırı duyarlılık reaksiyonlarının, çoklu ajanların ve farklı hastalık sonuçlarının gelişebileceğine değinilmiştir (Li ve Yang 2004). Fırsatçı küflerin sebep olduğu hastalıklar arasında alternariosis ve fusariosis ile birlikte aspergillosis kısmen önemli olup, patolojik karakterleri ile diğer gruplardan daha önemli olduğu bildirilmiştir. Küflerin deri ve kulak enfeksiyonlarına neden olduğu belirtilmiştir (Vennwald ve Wollina 2005). Zoonotik küfler doğal olarak hayvanlar ve insanlar arasında iletilmektedir. Bazı durumlarda önemli halk sağlığı problemlerine neden olabilmektedir. Dünyada en önemli küf hastalık grupları arasında zoonotik iletimle ilgili çok sayıda mikosis bulunmaktadır. Bunların *Talaromyces (Penicillium) marneffeii*, *Laccaria loboii*, *Emmonsia spp.*, *Basidiobolus ranarum*, *Conidiobolus spp.* ve *Paracoccidioides brasiliensis* türlerinin neden olduğu bildirilmiştir (Seyedmousavi vd. 2015). Deri, saç ve tırnaklarda küfler yüzeysel deri hastalıklarına yol açmaktadır (Dorr 2007). *Tinea nigra Hortaea werneckii* türünün neden olduğu fungal deri enfeksiyonu olduğu belirtilmiştir. Ellerin atipik mikroorganizmayla enfekte olması oldukça yaygındır. Kahverengi-siyah düzensiz şekile sahip olan lekelerin genellikle avuçiçi ve tabanlarda yerleştiği belirtilmiştir. Bağışıklık sistemi baskılanmış hastalarda küflerin bu enfeksiyonlara daha fazla neden olduğu bildirilmiştir (Elhassan vd. 2004; Nazzaro vd. 2016).

Balık ürünlerinde küf gelişiminin kontrolüne yönelik çözümler

Küflerde bakteriler gibi gelişim için suya ihtiyaç duyarlar. (*Polypaecilum pisce*, *Basipetospora halophila* ve diğerleri) 30°C civarındaki sıcaklıklarda en iyi gelişmektedirler. Balığın sıcaklığını düşürerek küflerin çimlenme süresi

uzatılarak, üreme oranı yavaşlatılmaktadır. Buna karşın küflerin kontrolünde en etkili metodun küflerin çimlenme ve gelişimi için gerekli olan su akvitesi değerinin altına düşürmektir. Tekrar nem almadıkça balıkların uzun periyotlar da uygun koşullarda depolanabileceği belirtilmiştir (Doe 1998). Kurutma ve depolama yöntemlerinin iyileştirilmesinin küflerin varlığını azaltacağı ve gelişimini engelleyeceği bildirilmiştir (Adebayo-Tayo vd. 2008). Kurutulmuş balıkların çoğunlukla hijyenik olmayan koşullarda işlenmesi, yetersiz tuzlama, hijyenik olmayan kurutma, işlemede bozulmuş balık kullanılması, kurutulmuş balıkların hava geçirgen ambalajlar kullanılarak paketlenmesi gibi nedenlerden dolayı balıkların kalitesi düşmektedir (Immaculate vd. 2013). Bu nedenle küf gelişiminin önlenmesi için balıkların 5°C'nin altında depolanmasının ve sorbik asit kullanılmasının etkili olduğu bildirilmiştir (Beuchat 1987). Yapılan diğer bir çalışmada balık filetolarının fiçiler içerisinde %7 asetik asit ve %14 tuz çözeltisinde marine edildiğinde küflerin inhibe olduğu belirtilmiştir (Kılınç ve Çaklı 2004). Gıdalarda küf bozulmasının önlenmesi için, gıdaların mikrobiyal florasının izole edilerek tanımlanması gerekmektedir. Bozulma ile ilgili olan küf grubunun zerofilik, ısıya dayanıklı, koruyuculara dayanıklı ve psikrofilik küfler olduğu bildirilmiştir. Ayrıca küf bozulmasının belirlenmesi için uygun metod ve besiyerinin kullanılmasının gerekli olduğu bildirilmiştir (Rico-Munoz vd. 2018). *Aspergillus flavus* karsinojenik aflatoksinleri üretebilme yetenekleri nedeniyle tüketicilerin sağlığını tehlikeye sokmaktadır. Tüketicilerin sağlık riskini minimuma indirmek için tütsülenerek kurutulmuş balıkların geciktirilmeden tüketilmesi ve tüketimden önce uygun şekilde pişirilmesi tavsiye edilmektedir (Ikutegbe ve Sikoki 2014). Küf gelişiminin kontrolü için tuzlanmış ve tütsülenmiş balıkların raf ömrünün artırılması amacıyla sorbatların kullanıldığı belirtilmektedir. İşleme koşullarına bağlı olarak bütün, temizlenmiş balık veya filetolara tütsüleme öncesinde veya sonrasında uygulanabildiği bildirilmiştir. %5'lik solüsyona 1 dakika daldırma veya %10'luk sprey çözeltisi kullanımının etkili olduğu belirtilmiştir. Tuzlanmış balıklarda potasyum sorbatın salamura çözeltisine veya kuru tuzun içerisine karıştırılarak kullanıldığı bildirilmiştir. Ayrıca balıklarda sorbat kalıntı miktarının %0,1'den fazla olmaması gerektiği vurgulanmıştır (Furia 1972). Su aktivitesi azaltılmış veya kuru ürünlerin korunmasında paketlemenin önemli olduğu vurgulanarak işleme ve paketlenme metodlarının işleme sonrası kaliteyi koruduğu ve ürünlerin raf ömrünü arttırdığına değinilmiştir (Amora-Blanco vd. 2018). Bazı gıda ürünlerinde

patojen küflere karşı biyolojik kontrol mikroorganizması olarak *Debaryomyces hansenii* mayasının potansiyel olarak kullanılabilmesi bildirilmiştir (Medina-Cordova vd. 2018). Tütsülenmiş kurutulmuş balık ürününden *Aspergillus tamarii* izole edilmiştir. Bu küfün glikoz/fruktoz ortamına tuza göre daha iyi tolerans gösterdiği, tuzda kısmen inhibe olduğu bildirilmiştir. Tütsülenmiş kurutulmuş balık ve diğer tropikal gıdalarda predominant olan kserofilik (kuraklığa dayanıklı) küflerin kontrolü için stratejilerin geliştirilmesinde kullanılabilmesi belirtilmiştir (Mohamed vd. 2012). Tuzlanmış balıkların küf gelişimi açısından sürekli kontrollerinin yapılmasının önemli olduğu belirtilerek, tuzlanmış balıklarda zerofilik küf gelişiminin kontrolünün geliştirilmesinin gerekli olduğu vurgulanmıştır (Ahmed vd. 2005). Kurutulmuş balık ürünlerinde *Aspergillus niger*, *Penicillium citrinum* ve *Cladosporium cladosporioides*'in inaktivasyonu için 260 nm dalga boyunda UV ışının 600 mWs/cm² uygulama işleminin kurutulmuş balık filetolarında renk ve duyuşal değişimlere neden olmaksızın potansiyel olarak kullanılabilmesi tavsiye edilmiştir (Park vd. 2014). *Aspergillus brasiliensis* (*niger*) türünün gelişen misellerinden mantar kitosan ekstrakte edilerek Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) balığından üretilen işlenmiş balık sosisinde antimikrobiyal, koruyucu ve kalite artırıcı madde olarak potansiyel rolü incelenmiştir. *A. brasiliensis* türünden elde edilen kitosan kullanımının depolama esnasında ürünlerin duyuşal özelliklerini arttırmak ve mikrobiyal kalitelerini arttırmak amacıyla kullanılması şiddetle tavsiye edilmektedir (Tayel 2016). Yapılan diğer bir çalışmada kitosan muamelesinin maya ve küf gelişimini ve mikrobiyal sayıları azalttığı, geleneksel kurutma işlemi ile karşılaştırıldığında kitosan ile muamele edilen örneklerin daha parlak görüntüye sahip olduğu bildirilmiştir (Gudjonsdottir vd. 2015). Üç farklı aromatik bitki olan *Cymbopogon citratus*, *Ocimum gratissimum* ve *Thymus vulgaris* türlerinden elde edilen esansiyel yağın *Aspergillus ochraceus*, *Penicillium expansum* ve *Penicillium verrucosum* üzerine etkisinin incelendiği çalışmada üç esansiyel yağın en yüksek aktivitesinin pH 3'de *A. ochraceus* türüne karşı, pH 9'da ise her iki *Penicillium* türüne karşı olduğu bildirilmiştir (Nguefack vd. 2009). %4 ve %6 anason yağı kullanılarak elde edilen yenilebilir film ile kaplanan kurutulmuş balıklarda maya ve küf gelişimi önlenerek kurutulmuş balıkların raf ömrünün 3 günden 21 güne uzadığı belirtilmiştir (Matan 2012). Esansiyel yağlar, koruyucuların, doğal ürünlerin, fungusitlerin, nanopartiküllerin, kitosan kullanılarak üretilen film

ve kaplamaların gıda paketlemenin antimikrobiyal etkisi olarak küf gelişimine olan etkisinin incelendiği çok sayıda çalışmanın bulunduğu belirtilmiştir. Bütün test edilen moleküller için *Penicillium* türlerinin *Aspergillus* türlerinden daha duyarlı olduğunun görüldüğü bildirilmiştir. Aktif paketlemenin etkisinin daha çok gıdanın iç faktörlerine (su aktivitesi, pH, sıcaklık, tuz konsantrasyonu, etin büyüklüğü, doğasına, film uygulamasına, buna ilave olarak zamanla açığa çıkan sabit olmayan antifungal bileşiklerin miktarına) bağlı olduğunun görüldüğü belirtilmiştir (Long vd. 2016). Geleneksel yemeklerin hazırlanmasında kullanılan *Exophila cancerae* içeren yengecin insan sağlığı açısından risk oluşturma durumunun incelendiği çalışmada 30 sn kısa süre kaynayan suya maruz bırakma işleminin yengeç etindeki *E. cancerae*'yi inaktif hale getirdiği belirtilmiştir. Çalışmada hasta veya taşıyıcı yengecin geleneksel yemeklerde ham materyal olarak kullanılmasının insan sağlığı açısından risk oluşturmadığı belirtilmiştir (Orelis-Ribeiro vd. 2012). Küflerin tanımlanması ve daha hızlı ve duyarlı belirleme metotlarının geliştirilmesi üzerine daha çok çalışma yapılmasının gerekli olduğu vurgulanmıştır (Rico-Munoz vd. 2018). Mikotoksinlerin kontrolü için gerekli uygulamaların uluslararası olarak sağlanmasına rağmen, pratik olarak ölçümlerin henüz tam anlamda uygulanmadığı bildirilmiştir (Zain 2011). Gıda kaynaklarının mikotoksin kontaminasyonunu azaltmak için müdahale edici stratejilere ihtiyaç olduğu bildirilmiştir (Bryden 2019). Mikotoksinlere deri ve solunum yolu ile maruz kalındığında sağlık açısından risk oluşturacağı belirtilerek, Omik teknolojilerin mikotoksin üretimi ve önlenmesi hakkında daha çok bilginin öğrenilmesi için yeni yollar sağlayacağına değinilmiştir (Bennett ve Moore 2015). Dünya çapında seyahatlerin artmasına bağlı olarak mikotik hastalıkların bir bölgeden diğerine yayıldığı bildirilmiştir. Endüstri, ilaç, akademisyen, kimyacılar ve araştırmacılar tarafından acil olarak küflerin neden olduğu hastalık oranı artışının ve ölümlerin önlenmesi için yeni antifungal ilaçların keşfedilmesi ve geliştirilmesinin gerektiği bildirilmiştir (Dorr 2007). Su ürünlerinin değerlendirilmesinde etkili işleme metotlarının kullanılması ve hijyenik kuralların uygulanması işlemlerinin hem bölgesel olarak hemde ihracat pazarlarında balık ürünleri için sağlanması gerektiği vurgulanmıştır (Patterson ve Ranjitha 2009).

Sonuç

Tuzlanmış, kurutulmuş, fermente ve marine edilerek işlenmiş su ürünleri su aktivitesinin düşürülmesi nedeniyle küflerin gelişimi için uygun

ortamlardır. Küfler aerobik mikroorganizmalar oldukları için taze ve işlenmiş su ürünlerinde küf kontaminasyonunun ve gelişiminin önlenmesi amacıyla mutlaka paketleme işleminin uygulanması gerekmektedir. Aksi takdirde işlenerek açıkta tutulan veya paketleme işlemi uygulanmaksızın depolanan su ürünlerinde küfler gelişerek ürünlerin bozulmasına neden olabilmektedir. Marinasyon işlemi uygulanan su ürünlerinde ise küflerin gelişimini engellemek amacıyla kavanozlar ağzına kadar yağ veya marinat solüsyonu ile kaplanmalıdır. Ayrıca marine edilen, tuzlanmış ve kurutulmuş olan su ürünlerinin vakum paketler içerisinde satışa sunulması da küf gelişiminin engellenmesi amacıyla önerilebilir. Depolama esnasında paketlerin delinmesi veya yırtılması gibi işlemler de işlenmiş su ürünlerinin hava almasına ve küf gelişimine neden olabilir. Bu nedenle işlenmiş su ürünlerinin depolama esnasında paketlerin hasar görmesi engellenmeli veya hasar görmüş paketlenmiş su ürünlerinin tüketiciler tarafından satın alınmaması tavsiye edilmektedir. Ürünlerin depolanması esnasında gelişen küflerin oluşturdukları mikotoksinlerin kanserojen maddeler olması nedeniyle küf gelişmiş ürünlerin tüketiminin risk oluşturduğu bilinmeli ve tüketilmemelidir. Küflerin balık ürünlerinde gelişiminin önlenmesi amacıyla sağlık açısından zararlı kimyasal katkı maddeleri kullanımı yerine doğal olan bitki içerikli ekstrakt, yağ veya film kaplama materyallerinin tercih edilmesi tavsiye edilmektedir. Balık ürünlerinin üretimden tüketime kadar ki tüm aşamalarda küf gelişiminin önlenmesi için gereken önlemler alınmalı ve kalite kayıplarının oluşumu engellenmelidir.

Kaynaklar

- Abliz P, Fukushima K, Takizawa K, Miyaji M, Nishimura K. 2003. Specific oligonucleotide primers for identification of *Hortaea werneckii*, a causative agent of tinea nigra. *Diagn Micr Infec Dis.* 46(2):89-93.
doi:10.1016/s0732-8893(03)00035-x
- Adebayo-Tayo BC, Onilude AA, Patrick UG. 2008. Mycofloral of Smoke-Dried Fishes Sold in Uyo, Eastern Nigeria. *World Journal of Agricultural Sciences.* 4(3):346-350.
- Ahmed AM, Ismail SA, Abd-El-Rahman H.A.L. 2005. Quantitative, qualitative and toxigenic evaluations of xerophilic mold in traditional egyptian salted fish, Molouha. *J of Food Safety.* 25:9-18.
doi:10.1111/j0149.6085.2005.25546x
- Amora-Blanco G, Delgado-Adamez J, Martin MJ, Ramirez, R. 2018. Active packaging using an olive leaf extract and high pressure processing for the preservation of sliced dry-cured shoulders from Iberian pigs. *Innov Food Sci Emerg* 45:1-9.
doi.10.1016/j.ifset.2017.09.017

- Anater A, Manyes L, Meca G, Ferrer E, Luciano FB, Pimpao CT, Font G. 2016. Mycotoxins and their consequences in aquaculture: A review. *Aquaculture*. 451:1-10.
[doi:10.1016/j.aquaculture.2015.08.022](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.08.022)
- Atapattu R, Samarajeewa U. 1990. Fungi associated with dried fish in Sri Lanka. *Mycopathologia*. 111 (1):55-59.
[doi:10.1007/BF02277304](https://doi.org/10.1007/BF02277304)
- Banwart GJ. 1989. Basic Food Microbiology. Van Nostrand Reinhold. United States of America. ISBN: 0-442-22120-7
- Bandh SA, Kamili AN, Ganai BA, Lone BA. 2016. Opportunistic fungi in lake water and fungal infections in associated human population in Dal Lak, Kashmir. *Microbial Pathogenesis*. 93:105-110.
[doi:10.1016/j.micpath.2016.01.022](https://doi.org/10.1016/j.micpath.2016.01.022)
- Bennett JW, Klich M. 2009. Mycotoxins. *Encyclopedia of Microbiology* (Third Edition), 559-565.
- Bennett JW, Moore GG. 2015. Mycotoxins. Reference Module in Biomedical Sciences.
- Beuchat LR. 1987. Food and Beverage Mycology, Second Edition. In. Meats, Poultry and Seafoods. Mold Contamination and Growth. An Avi Book. ISBN: 0-442-21084-1.
- Bryden WL. 2019. Mycotoxins in the Food Chain and Human Health Implications. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. In press.
- Chen AJ, Hubka V, Frisvad JC, Visagie, CM, Houbbraken J, Meijer M, Varga J, Demirel R, Jurjevic Z, Kubatova A, Sklenar F, Zhou YG, Samson RA. 2017. Polyphasic taxonomy of *Aspergillus* section *Aspergillus* (formerly *Eurotium*) and its occurrence in indoor environments and food. *Stud in Mycol*. 88: 37-135.
[doi:10.1016/j.simyco.2017.07.001](https://doi.org/10.1016/j.simyco.2017.07.001)
- Comi G. 2017. Chapter & Spoilage of Meat and Fish. The Microbiological Quality of Food, 179-210.
[doi:10.1016/B978-0-08-100502-6.00011-X](https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100502-6.00011-X)
- Cousin MA. 2014. Fungi. Classification of the Eukaryotic Ascomycetes. *Encyclopedia of Food Microbiology* (Second Edition). 35-40.
- Deschuyffeleer N, Vermeulen A, Daelman J, Castelein E, Eeckhout M, Devlieghere F. 2015. Modelling of the growth/no growth interface of *Wallemia sebi* and *Eurotium herbariorum* as a function of pH, a_w , and ethanol concentration. *International Journal of Food Microbiol*. 192:77-85.
[doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2014.09.022](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2014.09.022)
- Dobson ADW. 2011. Yeast and Molds. *Aspergillus flavus*. *Encyclopedia of Dairy Sciences* (Second Edition), 785-791.
- Doe PE, Heruwati E.S. 1988. A Model for the prediction of the microbial spoilage of sun-dried tropical fish. *J Food Eng*. 8(1):42-72.
[doi:10.1016/0260-8774\(88\)90035-0](https://doi.org/10.1016/0260-8774(88)90035-0)
- Doe PE. 1998. Fish Drying & Smoking. Production and Quality. London CRC Press LLC 245 s.
- Dorr P. 2007. Fungi and Fungal Diseases. *Comprehensive Medicinal Chemistry II*, 7:419-443.
- Elhassan BT, Wynn SW, Gonzalez MH. 2004. Atypical infections of the hand. *Journal of American Society for Surgery of the Hand*. 4(1):42-49.
- Fellows PJ. 2017. Dehydration. *Food Processing Technology* (Fourth Edition), 661-716.
- Fung DYC. 2014. Microbiological Safety of Meat. Yeast and Molds. *Encyclopedia of Meat Sciences* (Second edition), 395-404.
- Furia TE. 1972. CRC Handbook of Food Additives. ISBN:0-8493-0542-X (Volume 1). CRC Press LLC.
- Gassem MA. 2019. Microbiological and chemical quality of a traditional salted-fermented fish (Hout- Kasef) product of Jazan Region, Saudi Arabia. *Saudi J Biol Sci*. 26(1):137-140.
[doi:10.1016/j.sjbs.2017.04.003](https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.04.003)
- Gock MA, Hocking AD, Pitt JI, Poulos PG. 2003. Influence of temperature, water activity and pH on growth of some xerophilic fungi. *Int J Food Microbiol*. 81(1):11-19.
[doi:10.1016/S0168-1605\(02\)00166-6](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(02)00166-6)
- Gudjonsdottir M, Gacutan MD, Mendes AC, Chronakis IS, Jeppersen L, Karlsson AH. 2015. Effects of electrospun chitosan wrapping for dry-ageing of beef, as studied by microbiological, physicochemical and low- field nuclear magnetic resonance analysis. *Food Chem*, 184: 167-175.
[doi:10.1016/j.foodchem.2015.03.088](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.03.088)
- Gupta R, Samuel CT. 1985. Some fungal Infestations of Dried Fishes in Cochin Markets. *Fishery Technology*. 22:132-134.
- Hocking AD. 2014. Spoilage Problems. Problems Caused by Fungi. *Encyclopedia of Food Microbiology* (Second Edition). 471-481.
- Ikutegbe V, Sikoki F. 2014. Microbiological and biochemical spoilage of smoke-dried fishes sold in West African open markets. *Food Chem*. 161:332-336.
[doi:10.1016/j.foodchem.2014.04.032](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.04.032)
- Immaculate K, Sinduja P, Velammal A, Patterson J. 2013. Quality and shelf life status of salted and sun dried fishes of Tuticorin fishing vilages in different seasons. *International Food Research Journal*. 20(4):1855-1859.
- Indriati N, Hermana I, Hidayah I, Rahayu ES. 2017. Prevalence of Aflatoxin B1 in Commercial Dried Fish from some regions of Java. *Squalen Bulletin of Marine and Fisheries Postharvest and Biotechnology*. 12(3):107-115.
[doi:10.15578/squalen.v12i3.290](https://doi.org/10.15578/squalen.v12i3.290)
- Kılınç B, Çaklı S. 2004. Chemical, microbiological and sensory changes in thawed frozen fillets of sardine (*Sardina pilchardus*) during marination. *Food Chem*. 88:275-280.
[doi: 10.1016/j.foodchem.2004.01.044](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2004.01.044)
- Leong SL, Petersson OV, Rice T, Hocking AD, Schnürer J. 2011. The extreme xerophilic mould *Xeromyces bisporus*- Growth and competition at various water activities. *Int J Food Microbiol*. 145: 57-63.
[doi: 10.1016/j.ijfoodmicro.2010.11.025](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2010.11.025)

- Li DW, Yang CS. 2004. Fungal contamination as major contributor to sick building Syndrome. *Advances in Applied Microbiology*, 55:31-112.
- Long NNV, Joly C, Dantigny P. 2016. Active packaging with antifungal activities. *Int J Food Microbiol.* 220: 73-90.
[doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2016.01.001](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2016.01.001)
- Lianou A, Panagou EZ, Nychas JE. 2016. 1: Microbiological Spoilage of Foods and Beverages. *The Stability and Shelf life of Food (Second Edition)*, 3-42.
- Londono-Hernandez L, Ramirez-Tora C, Ruiz HA, Ascacio-Valdes JA, Aguilar-Gonzalez MA, Rodriguez-Herrare R, Aguilar CN. 2017. *Rhizopus oryzae*- Ancient microbial resource with importance in modern food industry. *Int J Food Microbiol.* 257:110-127.
[doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2017.06.012](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2017.06.012)
- Man CMD. 2007. 8:Technological functions of salt in food products. *Reducing Salt in Foods.* 157-173.
- Marin S, Companys E, Sanchis V, Ramos AJ, Magan N. 1998. Effect of water activity and temperature on competing abilities of common maize fungi. *Mycol Res.* 102(8):959-964.
[doi:10.1017/S0953756297005613](https://doi.org/10.1017/S0953756297005613)
- Marshall DL. 2014. Spoilage of Animal Products. *Seafood. Encyclopedia of Food Microbiology (Second Edition)*, 453-458.
- Mashak Z, Khalajzadeh A, Koohdar V. 2016. Study the bacterial and fungal quality and physicochemical properties of cold smoked salted fishes of Caspian sea, Iran. *Biosciences Biotechnology Research Asia.* 13 (3):1811-1820.
[doi:10.13005/bbra/2334](https://doi.org/10.13005/bbra/2334).
- Matan N. 2012. Antimicrobial activity of edible film incorporated with essential oils to preserve dried fish (*Decapterus maruadsi*). *International Food Research Journal.* 19(4):1733-1738.
- Medina-Cordova N, Rosales-Mendoza S, Hernandez-Montiel LG, Angulo C. 2018. The potential use of *Debaryomyces hansenii* for the biological control of pathogenic fungi in food. *Biol Control.* 121: 216-222.
[doi:10.1016/j.biocontrol.2018.03.002](https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.03.002)
- Mohamed S, Mo L, Flint S, Palmer J, Fletcher GC. 2012. Effect of water activity and temperature on the germination and growth of *Aspergillus tamarii* isolated from 'Maldivian fish'. *Int J Food Microbiol.* 160(2):119-123.
[doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2012.09.022](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2012.09.022)
- Money NP. 2016. Chapter 12: Fungi and Biotechnology. *The Fungi (Third Edition)*, 401-424.
- Montanha FP, Anater A, Burchard JF, Luciano FB, Meca G, Manyes L, Pimpao C.T. 2018. Mycotoxins in dry-cured meats: A review. *Food Chem Toxicol.* 111:494-502.
[doi:10.1016/j.fct.2017.12.008](https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.12.008)
- Morin-Sardin S, Nodet P, Coton E, Janny JL. 2017. *Mucor*: A Janus-faced fungal genus with human health impact and industrial applications. *Fungal Biology Reviews.* 31:12-32.
[doi:10.1016/j.fbr.2016.11.002](https://doi.org/10.1016/j.fbr.2016.11.002)
- Musa H, Kasim FH, Guuny AAN, Gopinath SCB. 2018. Salt-adapted moulds and yeast: Potentials in industrial and environmental biotechnology. *Process Biochem.* 69:33-34.
[doi:10.1016/j.procbio.2018.03.026](https://doi.org/10.1016/j.procbio.2018.03.026)
- Nazzaro G, Ponziani A, Cavicchini S. 2016. *Tinea nigra*: A diagnostic pitfall. *J Am Acad Dermatol.* 75(6): e219-e220.
[doi:10.1016/j.jaad.2016.03.030](https://doi.org/10.1016/j.jaad.2016.03.030)
- Nguefack J, Dongmo JBL, Dakole CD, Leth V, Vismer HF, Torp J, Guemdjom EFN, Mbeffo M, Tamgue O, Fotio D, Zollo PHA, Nkengfack A.E. 2009. Food preservative potential of essential oils and fractions from *Cymbopogon citratus*, *Ocimum gratissimum* and *Thymus vulgaris* against mycotoxigenic fungi. *Int J Food Microbiol.* 131(2-3):151-156.
[doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2009.02.009](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2009.02.009)
- Nguyen PA, Strub C, Fontana A, Schorr-Galindo S. 2017. Crop molds and mycotoxins: Alternative management using biocontrol. *Biol Control.* 104:10-27.
[doi:10.1016/j.biocontrol.2016.10.004](https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.10.004)
- Nuwanthi SGLI, Madage SSK, Hewajulige IGN, Wijesekera RGS. 2016. Comparative study on organoleptic, microbiological and chemical qualities of dried fish, Goldstripe *Sardinella (Sardinella gibbosa)* with low salt levels and spices. *Procedia Food Science.* 6: 356-361.
[doi:10.1016/j.profoo.2016.02.072](https://doi.org/10.1016/j.profoo.2016.02.072)
- Orelis-Ribeiro R, Chamnas MA., Ostrensky A, Boeger W.A. 2012. Viability of the etiologic agent of the Lethargic Crab Disease, *Exophiala cancerae*, during cooking of the mangrove-land crab: Does this traditional dish represent a risk to humans? *Food Control.* 25(2): 591-593.
[doi:10.1016/j.foodcont.2011.11.026](https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2011.11.026)
- Padamsee M, Kumar TKA, Riley R, Binder M, Boyd A, Calvo AM., Furukawa K, Hesse C, Hohmann S, James TY, LaButti K, Lapidus A, Lindquist E, Lucas S, Miller K, Shantappa S, Grigoriev IV, Hibbett DS, McLaughlin DJ, Spatafora JV, Aime MC. 2012. The genome of xerotolerant mold *Wallemia sebi* reveals adaptations to osmotic stress and suggests cryptic sexual reproduction. *Fungal Genet Biol.* 49:217-226.
[doi: 10.1016/j.fgb.2012.01.007](https://doi.org/10.1016/j.fgb.2012.01.007)
- Park SY, Lee NY, Kim SH, Cho JI, Lee HJ, Ha SD. 2014. Effect of ultraviolet radiation on the reduction of major food spoilage molds and sensory quality of the surface of dried filefish (*Stephanolepis cirrhifer*) fillets. *Food Res Int.* 62:1108-1112.
[doi:10.1016/j.foodres.2014.05.060](https://doi.org/10.1016/j.foodres.2014.05.060)
- Panno L, Bruno M, Voyron S, Anastasi A, Gnani G, Miserere L, Varese G.C. 2013. Diversity, ecological role and potential biotechnological applications of marine fungi associated to seagrass *Posidonia oceanica*. *New Biotechnol.* 30(6):685-694.
[doi:10.1016/j.nbt.2013.01.010](https://doi.org/10.1016/j.nbt.2013.01.010)
- Patterson J, Ranjitha G. 2009. Qualities of commercially and experimentally sun dried fin fish, *Scomberoides tol.*, *African Journal of Food Science,* 3(10):299-302.

- Plascencia-Jatornea M, Susana M, Gomez Y, Velez-Haro JM. 2014. Chapter 8: *Aspergillus spp.* (Black Mold). Postharvest Decay, 267-286.
- Rico-Munoz E, Samson RA, Houbraken J. 2018. Mould spoilage of foods and beverages: Using the right methodology. *Food Microbiol. In Press.*
[doi:10.1016/j.fm.2018.03.016](https://doi.org/10.1016/j.fm.2018.03.016)
- Ross T, Nichols DS. 2014. Ecology of Bacteria and Fungi in Foods. Influence of available water. *Encyclopedia of Food Microbiology (Second Edition)*, 587-594.
- Sahasrabudhe NA, Sankpal NV. 2001. Production of organic acids and metabolites of fungi for food industry. *Applied Mycology and Biotechnology*. 1:387-425.
- Seyedmousavi S, Guillot J, Tolooe, A, Verwei PE, Hoog GS. 2015. Neglected fungal zoonoses: hidden threats to man and animals. *Clin Microbiol and Infec.* 21:416-425.
[doi:10.1016/j.cmi.2015.02.031](https://doi.org/10.1016/j.cmi.2015.02.031)
- Sonjak S, Licen M, Frisvad JC, Gunde-Cimerman N. 2011. Salting of dry-cured meat – A potential cause of contamination with the ochratoxin a-producing species *Penicillium nordicum*. *Food Microbiol.* 28: 1111-1116
[doi:10.1016/j.fm.2011.02.007](https://doi.org/10.1016/j.fm.2011.02.007)
- Sunesen LO, Stahnke LH. 2003. Mould starter cultures for dry sausages-selection, application and effects. *Meat Sci.* 65(3): 935-948.
[doi:10.1016/S0309-1740\(02\)00281-4](https://doi.org/10.1016/S0309-1740(02)00281-4)
- Tayel AA. 2016. Microbial chitosan as a biopreservative for fish sausages. *Int J Biol Macromol.* 93:41-46.
[doi:10.1016/j.ijbiomac.2016.08.061](https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.08.061)
- Vennwald I, Wollina UMD. 2005. Cutaneous infections due to opportunistic molds: uncommon presentations. *Clin in Dermatol.* 23:565-571.
[doi: 10.1016/j.clindermatol.2005.01.003](https://doi.org/10.1016/j.clindermatol.2005.01.003)
- Vishwanath W, Lilabati H, Bijen M. 1998. Biochemical, nutritional and microbiological quality of fresh and smoked mud eel fish *Monopterus albus* – a comparative study. *Food Chem.* 61(1-2):153-156.
[doi:10.1016/S0308-8146\(97\)00108-8](https://doi.org/10.1016/S0308-8146(97)00108-8)
- Uraz T, Özer H. 2014. Starter Cultures. Molds Employed in Food Processing, *Encyclopedia of Food Microbiology (Second Edition)*, 522-528.
- Ünlütürk A, Turantaş F. 2003. Gıda mikrobiyolojisi, META Basım Matbaacılık Hizmetleri, İzmir. 606s.
- Wheeler KA, Hocking AD, Pitt JI, Anggawati AM. 1986. Fungi associated with Indonesian dried fish. *Food Microbiol.* 3(4):351-357.
[doi:10.1016/0740-0020\(86\)90020-1](https://doi.org/10.1016/0740-0020(86)90020-1)
- Wheeler KA, Hocking AD, Pitt JI. 1988. Water relations of some *Aspergillus* species isolated from dried fish. *T Brit Mycol Soc.* 91(4):631-637.
[doi:10.1016/S0007-1536\(88\)80038-X](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(88)80038-X)
- Wheeler KA, Hocking AD. 1988. Water relations of *Paecilomyces variotii*, *Eurotium amstelodami*, *Aspergillus candidus* and *Aspergillus sydowii* xerophilic fungi isolated from Indonesian dried fish. *Int J Food Microbiol.* 7(1):73-78.
[doi:10.1016/0168-1605\(88\)90074-8](https://doi.org/10.1016/0168-1605(88)90074-8)
- Zain ME. 2011. Impact of mycotoxins on humans and animals. *J Saudi Chem Soc.* 15(2):129-144.
[doi:10.1016/j.jscs.2010.06.006](https://doi.org/10.1016/j.jscs.2010.06.006)

ERRATUM

LIMNOFISH-Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research 2019; 5(2): 76-82

DOI:10.17216/LimnoFish.416601

Heavy Metal Accumulation in Wetland Plants and Water-Sediment Relationship in Köprüören-Kütahya

Betül AKIN, Nüket AKANIL BİNGÖL

Figure "b" given in Figure 2 on page 79 of the article is given twice by mistake.

Shape "c" has been added. The attached form of the "c" shape is as follows.

