ULUABAT GÖLÜNDE YAKALANAN *Esox lucius*, L., 1758; *Scardinius erythropthalmus*, (L., 1758), *Carassius gibelio*, (Bloch, 1782) BALIK TÜRLERİNİN FARKLI DOKULARINDAKİ OSMOREGÜLASYON ENZİM AKTİVİTELERİNİN SU KALİTE DEĞİŞKENLERİ İLE BİRLİKTE İRDELENMESİ

Ceren Özlem KESMEZ

T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ULUABAT GÖLÜNDE YAKALANAN *Esox lucius*, L., 1758; *Scardinius erythropthalmus*, (L., 1758), *Carassius gibelio*, (Bloch, 1782) BALIK TÜRLERİNİN FARKLI DOKULARINDAKİ OSMOREGÜLASYON ENZİM AKTİVİTELERİNİN SU KALİTE DEĞİŞKENLERİ İLE BİRLİKTE İRDELENMESİ

Ceren Özlem KESMEZ
0000-0001-5279-1164

Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN
(Danışman)

DOKTORA TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2023
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Doktora Tezi

ULUABAT GÖLÜNDE YAKALANAN *Esox lucius*, L., 1758; *Scardinius erythropthalmus*, (L., 1758), *Carassius gibelio*, (Bloch, 1782) BALIK TÜRLERİNİN FARKLI DOKULARINDAKİ OSMOREGÜLASYON ENZİM AKTİVİTELERİNİN SU KALİTE DEĞİŞKENLERİ İLE BİRLİKTE İRDELENMESİ

Ceren Özlem KESMEZ

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN

Sucul ekosistemler için tehdit oluşturan kirleticilerin bir RAMSAR alanı olan Uluabat Gölün'deki *Scardinius erythrophthalmus*, (L., 1758) (kızılkanat), *Esox lucius*, L., 1758 (turna) ve *Carassius gibelio*, (Bloch, 1782) (gümüşi havuz balığı) osmoregülasyon sistemine etkisi araştırılmış ve tatlısu balıkları için hassas bir biyoindikatör olarak kullanılabilme potansiyeli değerlendirilmiştir. Bu amaçla ATPaz enzimleri belirteç olarak kullanılmış ve bazı çevresel değişkenler ile kıyaslanmıştır. 2017 yaz, 2018 sonbahar, 2019 ilkbahar ve 2020 kış dönemleri olmak üzere beş istasyondan alınan su örneklerinde bazı ağır metaller ile suyun fizikokimyasal özellikleri belirlenmiştir. Balık türlerinin kas, solungaç ve bağırsak dokularında Na^+-K^+-ATPaz, Ca^+-ATPaz ve Mg^+-ATPaz aktiviteleri tespit edilmiş, suyun fizikokimyasal özellikleri ve ağır metaller ile kıyaslanmıştır. Uluabat Gölü Carlson Trofik Seviye İndeksi'ne göre değerlendirildiğinde, toplam azot ve toplam fosfor'a göre hiperötrofik, toplam klorofil-a değerine göre ise ötrofik karakterde tespit edilmiştir. Su örneklerinde hangi çevresel değişkenlerin önemli olduğunu belirlemek için faktör analizi kullanılmıştır. Analiz sonunda dört faktör yükü belirlenmiş ve bu faktörler toplam varyansın %85,469'sını açıklamıştır. Al, As, B, Fe, Mn gibi bazı ağır metallerin 1. eksende pozitif faktör yükü oluşturması havzada yapılan madencilik faaliyetlerinin göl su kalitesi üzerinde olumsuz etki yaptığını işaret etmektedir. Kruskal-Wallis ve PERMANOVA sonuçları enzim aktivitelerinin balık türlerine ve çalışılan doku tiplerine göre anlamlı farklılık gösterdiğini açıklamaktadır. En yüksek bağırsak Na^+-K^+-ATPaz aktivitesi *C. gibelio*'da, kas Ca^+-ATPaz aktivitesi *E. lucius*'ta ve solungaç Na^+-K^+-ATPaz aktivitesi *S. erythrophthalmus*'da tespit edilmiştir. Spearman Rank korelasyon analizine göre *C.gibelio* bağırsak Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi ile Al, Fe ve Bor arasında anlamlı pozitif ilişki tespit edilmiş, Al, Fe ve Bor miktarı arttıkça Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin de arttığı belirlenmiştir. *E.lucius* ve *S. erythropthalmus* dokularında ise sudaki As ve Mn gibi ağır metallerin artması ile genel olarak enzim aktivitelerinde azalma gözlemlenmiştir. Üç balık türünde de Mn, Zn ve As ile ATPaz aktiviteleri arasında anlamlı negatif ilişki tespit edilmiş, metal miktarı arttıkça dokuların ATPaz aktiviteleri azalmıştır.

Anahtar Kelimeler: Kirlilik, ATPaz, Uluabat Gölü, osmoregülasyon, biyoindükatör
2015, vii + 149 sayfa

ABSTRACT

PhD Thesis

ASSESSMENT OF WATER QUALITY VARIABLES WITH OSMOREGULATION ENZYME ACTIVITIES IN DIFFERENT TISSUES OF CATCHED FISH SPECIES *Esox lucius*, L., 1758; *Scardinius erythropthalmus*, (L., 1758), *Carassius gibelio*, (BLOCH, 1782) IN LAKE ULUABAT

Ceren Özlem KESMEZ

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Nurhayat DALKIRAN

The effects of pollutants, threatening aquatic ecosystems, on the osmoregulatory system of *Scardinius erythrophthalmus*, (L., 1758) (rudd), *Esox lucius*, L., 1758 (pike) and *Carassius gibelio*, (Bloch, 1782) (prussian carp) in Uluabat Lake, a RAMSAR area, were investigated and their potential to be used as a sensitive bioindicator for freshwater fish was evaluated. For this purpose, ATPase enzymes were used as markers and compared with some environmental variables. In 2017 summer, 2018 fall, 2019 spring and 2020 winter periods, some heavy metals and physicochemical variables were determined in water samples taken from five stations. Na^+-K^+-ATPase, Ca^+-ATPase and Mg^+-ATPase activities were determined in muscle, gill and intestinal tissues of fish species and compared with some physicochemical variables and heavy metals. When Uluabat Lake was evaluated according to Charlson Trophic State Index, determined as hypereutrophic according to total nitrogen and total phosphorus and eutrophic according to total chlorophyll-a. Factor analysis was used to determine which environmental variables were important in the water samples. Four factor loadings were determined and these factors explained 85,469% of the total variance. Some heavy metals such as Al, As, B, Fe, Mn formed a positive factor load in the first axis indicates that mining activities in the basin have a negative impact on lake water quality. Kruskal-Wallis and PERMANOVA results reveal that enzyme activities differ significantly according to fish species and tissue types. The highest intestinal Na^+-K^+-ATPase activity was detected in *C. gibelio*, muscle Ca^+-ATPase activity in E. lucius and gill Na^+-K^+-ATPase activity in *S. erythrophthalmus*. According to Spearman Rank correlation analysis, a significant positive correlation was found between *C. gibelio* intestinal Na^+/K^+-ATPase activity and Al, Fe and Boron, and it was determined that Na^+/K^+-ATPase activity increased as the amount of Al, Fe and Boron increased. In *E. lucius* and *S. erythropthalmus* tissues, a general decrease in enzyme activities was observed with the increase in heavy metals such as As and Mn in the water. In all three fish species, a significant negative correlation was found between Mn, Zn and As and ATPase activities, and ATPase activities decreased as the amount of metals increased.

Key words: Pollution, ATPase, Lake Uluabat, osmoregulation, bioindicator
2015, vii + 149 pages.

TEŞEKKÜR

Doktora eğitimim süresince fikir ve görüşleriyle desteklerini eksik etmeyen, sıcak yaklaşımları ile her zaman motive eden çok sevdiğim kıymetli danışman hocalarım Sayın Prof. Dr. Şükran DERE ve Sayın Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN'a en içten teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca değerli bilgilerini esirgemeden vakitlerini ayırıp tezime büyük katkıları olan Doç. Dr. Egemen DERE, Prof. Dr. Soner ALTUN, Dr. Öğr. Üyesi Didem KARACAOĞLU, Doç. Dr. Özcan GAYGUSUZ ve Prof. Dr. Özgür EMİROĞLU'na sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Arazi çalışmalarım boyunca yardımını esirgemeyen meslektaşım Uzman Biyolog Enis AKAY'a, örneklerin alınması için her daim yardımlarını esirgemeyen balıkçım Aydoğan UYSAL'a teşekkürlerimi sunarım. Bu süre içerisinde dostluğu ve yardımlarıyla her zaman yanımda olan değerli arkadaşlarım Gülay YALÇIN, Sabiha SEVGİ, Eda SÜZGÜN ve ismini sayamadığım tüm arkadaşlarıma teşekkürlerimi sunarım.

Arazi ve laboratuvar çalışmalarımda hep yanımda olan, fedakarlık ve yardımını esirgemeyen sevgili eşim Ümit KESMEZ'e, doktora eğitimim boyunca uzun çalışma saatleri nedeniyle zamanından çaldığım biricik oğlum Kerem Efe KESMEZ'e, desteklerini her zaman hissettiren kıymetli ailem Mehmet Salih KESMEZ ve Ayten KESMEZ'e tüm kalbimle teşekkürlerimi sunarım.

17.06.2021 tarihinde sonsuzluğa uğurladığım, bu yoldaki en büyük destekçim, çok sevdiğim babam İdris GÜRLER'e, vazgeçmemem için beni her zaman yüreklendiren canım annem Günseli GÜRLER'e, çok sevdiğim kardeşim Ali GÜRLER'e asla ödeyemeyeceğim hakları için teşekkürlerimi sunarım.

Bu doktora tez çalışmasını DDP-(F2018-10) numarasıyla destekleyen Bursa Uludağ Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi'ne teşekkürlerimi sunarım.

Bu tezi canım babacığım İdris GÜRLER'e ithaf ediyorum…

Ceren Özlem KESMEZ
19/12/2022

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET i
ABSTRACT ii
ÖNSÖZ ve/veya TEŞEKKÜR iii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ vi
ŞEKİLLER DİZİNİ viii
ÇİZELGELER DİZİNİ xi
1. GİRİŞ 1
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI 5
2.1. Uluabat Gölü Havzasının Genel Özellikleri 5
2.2. Sudaki Toksik Kirleticilerin Canlılar Üzerine Etkileri 12
2.2.1. Bor 14
2.2.2. Arsenik 16
2.2.3. Diğer Ağır Metaller 18
2.3. Tez Çalışmasında Kullanılan Balık Türlerinin Ekolojileri ve Genel Özellikleri 20
2.3.1. *Scardinius erythrophthalmus* (kızılkanat) 20
2.3.2. *Carassius gibelio* (gümüşi havuz balığı) 22
2.3.3. *Esox lucius* (turna) 23
2.4. Balıklarda Osmoregülasyon 24
2.5. Osmoregülasyonda ATPaz'ların Rolü ve Yapılan Çalışmalar 26
2.5.1. Na^{+}/K^{+}-ATPaz (sodyum-potasyum pompası) 28
2.5.2. Ca^{+2}-ATPaz (kalsiyum pompası) 32
2.5.3. Mg^{+2}-ATPaz 34
3. MATERYAL ve YÖNTEM 36
3.1. Çalışma Alanı ve Örnekleme Noktaları 36
3.2. Fiziksel ve Kimyasal Analizler (Su kalitesi analizleri) 38
3.3. Carlson Trofik Seviye İndeksi (TSI) 39
3.4. Balıkların Toplanması, Doku alınması ve Saklanması 40
3.5. Puldan Yaş Tayini 41
3.6. Doku Homojenatlarının Hazırlanışı 42
3.7. ATPaz Enzim Aktivitelerinin Ölçümü 42
3.8. İnorganik Fosfat Tayini 42
3.9. Total Protein Analizi 44
3.10. ATPaz Aktivitesinin Hesaplanması 46
3.11. Verilerin İstatistiksel Olarak Değerlendirilmesi 46
4. BULGULAR 49
4.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular 49
4.2. Gölün Trofik Seviyesinin Belirlenmesi 54
4.2.1. Toplam azot (TN) 54
4.2.2. Toplam fosfor (TP) 54
4.2.3. Klorofil-a (Chl-a) 55
4.2.4. Carlson trofik seviye indeksine göre (TSI) Uluabat Gölü trofik seviyeleri 57
4.2.5. Trofik seviye indeksi (TSI-TN) 57
4.2.6. Trofik seviye indeksi (TSI-TP) 58
4.2.7. Trofik seviye indeksi (TSI-Chla) 58

4.3. Uluabat Gölü Su Kalitesinin Bazı Anyon-Katyon ve Ağır Metallere Göre Değerlendirilmesi 60
4.4. Uluabat Gölü Su Kalitesinin Faktör Analizine Göre Değerlendirilmesi 73
4.5. Balık Türlerinin Enzim Aktivitelerinin Yıl ve Mevsime Bağlı Karşılaştırmaları ... 76
4.5.1. *Carassius gibelio*'da yıl ve mevsime bağlı yaş, boy, ağırlık ve enzim aktivitelerinin karşılaştırılması 76
4.5.2. *Esox lucius*'da mevsime bağlı yaş, boy, ağırlık ve enzim aktiviteleri karşılaştırmaları 83
4.5.3. *Scardinius erythrophthalmus*'da mevsime bağlı yaş, boy, ağırlık ve enzim aktiviteleri karşılaştırmaları 91
4.5.4. Çevresel değişkenlerle balık dokularındaki enzim aktiviteleri arasındaki Spearman Rank Korelasyon Analizi sonuçları 98
4.5.5. Balık dokularındaki enzim aktivitelerinin arasındaki ilişkiyi gösteren Spearman Rank Analizi sonuçları 102
4.5.6. Tek ve İki Yönlü PERMANOVA analizi sonuçları 104
5. TARTIŞMA VE SONUÇ 107
KAYNAKLAR 125
ÖZGEÇMİŞ 146

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	**Açıklama**
Ag	Gümüş
Al	Alüminyum
As	Arsenik
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Cr	Krom
Cu	Bakır
Co	Kobalt
Fe	Demir
Hg	Civa
K	Potasyum
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
Na	Sodyum
Ni	Nikel
°C	Santigrat derece
kDa	Kilodalton
mg/L	Litrede miligram
µg/L	Litrede mikrogram
Pb	Kurşun
Se	Selenyum
ppt	Binde bir
ppm	Milyonda bir
rpm	Dakikadaki devir sayısı
nm	Nanometre
µM	Mikromolar
µS/cm	Mikrosimens
p	Anlamlılık seviyesi
$\times^2$	$\times^2$ katsayısı
λ	Lamda
F	Varyans istatistiği
n	Örnek sayısı
T	Sıcaklık
Zn	Çinko

Kısaltmalar	**Açıklama**
AATTUT	Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usüller Tebliği
ABA	Ana bileşenler analizi
Abs	Absorbans
AFA	Açımlayıcı faktör analizi
Alk	Toplam alkalinite
AKM	Askıda katı madde
ALP	Alkalen fosfataz
AST	Alanin aminotransferaz

ATPaz	Adenozintrifosfataz
Bar	Bağırsak
CAT	Katalaz
Chl-a	Klorofil-a
CK	Kreatin kinaz
ÇKS	Çevresel Kalite Standardı
ÇO	Çözünmüş oksijen
Eİ	Eletriksel iletkenlik
GIS	Gonadosomotik indeks
GR	Glutatyon redüktaz
GPx	Glutatyon peroksidaz
İVMK	İzin verilen maksimum konsantrasyon
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin örneklem yeterliliği testi
LC50	Letal konsantrasyon
Maks	Maksimum
Min	Minimum
Sol	Solungaç
Ort	Ortalama
ÖUÖ	Örneklem uygunluk ölçüsü
Pi	İnorganik fosfat
PMCA	Plazma membran kalsiyum
RAMSAR	Uluslararası Sulakalanların Korunması Sözleşmesi
ROT	Reaktif oksijen türü
sd	Serbestlik derecesi
SERCA	Sarkoplazmik retikulum kalsiyum
SH	Standart hata
SOD	Süperoksit dismutaz
TN	Toplam azot
TP	Toplam fosfor
TSI	Trofik seviye indeksi
Tot	Total
USEPA	ABD Çevre Koruma Ajansı
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
YSKY	Yer Üstü Su Kalitesi Yönetmeliği

ŞEKİLLER DİZİNİ

		Sayfa
Şekil 2.1.	Antropojenik kirleticilerin su ekosistemine giriş yolları…….....	8
Şekil 2.2.	Tez çalışması için seçilen balık türleri……...	20
Şekil 2.3.	Tatlı ve tuzlu su balıklarında osmoregülasyon……...	25
Şekil 2.4.	Sodyum-potasyum pompa döngüsü……...	29
Şekil 2.5.	Kayan filamentler teorisi……	33
Şekil 3.1.	Uluabat Gölü havzası…….	37
Şekil 3.2.	Uluabat Gölü örnekleme noktaları…….	38
Şekil 3.3.	Balıkların yakalanıp doku alınması……	41
Şekil 3.4.	Mikrofilm okuyucu ile puldan yaş tayini……...	41
Şekil 3.5.	Fosfat derişimi ve absorbans arasındaki doğrusal ilişki…….	43
Şekil 3.6.	Bovin serum albumininden hazırlanan standart derişimler ve absorbans arasındaki doğrusal ilişki……...	45
Şekil 4.1.	Uluabat Gölü toplam azot (TN) değerleri……..	55
Şekil 4.2.	Uluabat Gölü toplam fosfor (TP) değerleri……...	56
Şekil 4.3.	Uluabat Gölü klorofil-a değerleri……..	56
Şekil 4.4.	Uluabat Gölü toplam azot (TSI-TN) değerleri……...	58
Şekil 4.5.	Uluabat Gölü toplam fosfor (TSI-TP) değerleri…….	59
Şekil 4.6.	Uluabat Gölü klorofil-a (Chl-a) değerleri……...……	59
Şekil 4.7.	Uluabat Gölü mevsimsel pH değerleri……...	60
Şekil 4.8.	Uluabat Gölü mevsimsel elektriksel iletkenlik (Eİ) değerleri……	62
Şekil 4.9.	Uluabat Gölü mevsimsel çözünmüş oksijen (ÇO) değerleri……..	62
Şekil 4.10.	Uluabat Gölü mevsimsel su sıcaklığı (T) değerleri……	63
Şekil 4.11.	Uluabat Gölü mevsimsel askıda katı madde (AKM) değerleri…..	63
Şekil 4.12.	Uluabat Gölü mevsimsel NO_2-N değerleri…….	64
Şekil 4.13.	Uluabat Gölü mevsimsel kalsiyum (Ca) değerleri…….	65
Şekil 4.14.	Uluabat Gölü mevsimsel magnezyum (Mg) değerleri……...	65
Şekil 4.15.	Uluabat Gölü mevsimsel sertlik (TH) değerleri…….	66
Şekil 4.16.	Uluabat Gölü mevsimsel sülfat (SO_4) değerleri……	67
Şekil 4.17.	Uluabat Gölü mevsimsel bikarbonat (HCO_3) değerleri…….	67
Şekil 4.18.	Uluabat Gölü mevsimsel karbonat (CO_3) değerleri……...	68
Şekil 4.19.	Uluabat Gölü mevsimsel toplam alkalinite (Alk) değerleri……...	69
Şekil 4.20.	Uluabat Gölü mevsimsel Arsenik (As) değerleri……...	69
Şekil 4.21.	Uluabat Gölü mevsimsel Mangan (Mn) değerleri…….	70
Şekil 4.22.	Uluabat Gölü mevsimsel Çinko (Zn) değerleri……..	71
Şekil 4.23.	Faktör özdeğerlerinin (λ) yamaç eğim grafiği……	74
Şekil 4.24.	Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenleri……	75
Şekil 4.25.	Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı yaş yaş karşılaştırılması…….	77
Şekil 4.26.	Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı boy karşılaştırılması……..	77
Şekil 4.27.	Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı ağırlık karşılaştırılması……..	78
Şekil 4.28.	Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Na^+/K^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması..	80
Şekil 4.29.	Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Mg^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…..	80

Şekil 4.30. Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…… 81
Şekil 4.31. Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…….. 81
Şekil 4.32. Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması. 82
Şekil 4.33. Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması….. 83
Şekil 4.34. Yakalanan *Carassius gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması….. 83
Şekil 4.35. Yakalanan *Esox lucius* türünde mevsime bağlı yaş karşılaştırılması……..... 86
Şekil 4.36. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı boy karşılaştırılması……..... 86
Şekil 4.37. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı ağırlık karşılaştırılması……... 87
Şekil 4.38. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 87
Şekil 4.39. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…… 88
Şekil 4.40. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……. 88
Şekil 4.41. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…….. 89
Şekil 4.42. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…….. 89
Şekil 4.43. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 90
Şekil 4.44. Yakalanan *Esox lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…… 90
Şekil 4.45. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı yaş karşılaştırılması……... 93
Şekil 4.46. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı boy karşılaştırılması……... 93
Şekil 4.47. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı ağırlık karşılaştırılması…….. 94
Şekil 4.48. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……..... 94
Şekil 4.49. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 95
Şekil 4.50. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 95
Şekil 4.51. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 96

Şekil 4.52. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Na^+/K^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 96
Şekil 4.53. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Mg^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması……... 97
Şekil 4.54. Yakalanan *Scardinius erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması…… 97
Şekil 4.55. Doğrusal uyumun serpme grafiği…… 105
Şekil 4.56. Metrik-MDS ordinadyon grafiği……...…. 107

ÇİZELGELER DİZİNİ

		Sayfa
Çizelge 3.1.	Uluabat Gölü örnekleme noktalarının koordinatları……..	36
Çizelge 3.2.	Analiz metodları…….	39
Çizelge 3.3.	Trofik seviye indeksi hesaplama denklemleri……	40
Çizelge 3.4.	Yer Üstü Su Kalitesi Yönetmeliğine göre (2012) trofik seviyeler.	40
Çizelge 4.1.	2017 Yaz dönemide tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri……..	49
Çizelge 4.2.	2018 Sonbahar dönemide tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri……...	50
Çizelge 4.3.	2019 İlkbahar dönemide tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri……...	51
Çizelge 4.4.	2020 Kış dönemide tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri……..	52
Çizelge 4.5.	Bazı çevresel değişkenlerin yıllara göre farklarının Kruskal-Wallis analizi sonuçları……..	53
Çizelge 4.6.	Uluabat Gölü'nde tespit edilen besin tuzları ve klorofil-a seviyeleri…….....	54
Çizelge 4.7.	Trofik seviye indeksi ortalama değerleri……	57
Çizelge 4.8.	Bazı anyon, katyon ve ağır metallerin birbiri ile ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları……..	72
Çizelge 4.9.	Faktör Analizi istatiksel analiz sonuçları……...	73
Çizelge 4.10.	Tahminlenmiş ve döndürülmüş faktör yüklerinin varyanslar……	74
Çizelge 4.11.	Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenler…….	75
Çizelge 4.12.	Yıllara göre *Carassius gibelio*'nun yaş, boy ve ağırlık verilerinin değişimi……...	76
Çizelge 4.13.	*Carassius gibelio*'da belirlenen enzim aktivitelerinin standart hata, minimum, maksimum ve ortalama değerleri…….	79
Çizelge 4.14.	*Esox lucius* için yaş, boy ve ağırlık verilerinin ortalama minimum, maksimum ve standart hata değerleri……	84
Çizelge 4.15.	*Esox lucius*'ta farklı dokularda tespit edilen enzim aktivitesi verilerinin ortalama minimum, maksimum ve standart hata değerleri……..	85
Çizelge 4.16.	*Scardinius erythrophthalmus*'ta belirlenen yaş, boy, ağırlık ve enzim aktivitesi sonuçlarının ortalama, standart hata, minimum ve maksimum değerler……	92
Çizelge 4.17.	*Carassius gibelio* enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişki……...	99
Çizelge 4.18.	*Esox lucius* enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişki……	100
Çizelge 4.19.	*Scardinius erythrophthalmus* enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişki……...	101
Çizelge 4.20.	*Carassius gibelio*'da bağırsak, solungaç ve kas dokularında tespit edilen enzim aktivitelerinin birbiri ile olan ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları……..	102
Çizelge 4.21.	*Esox lucius*'ta bağırsak, solungaç ve kas dokularında tespit edilen enzim aktivitelerinin birbiri ile olan ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları…….	103

Çizelge 4.22. *Scardinius erythrophthalmus*'ta bağırsak, solungaç ve kas dokularında tespit edilen enzim aktivitelerinin birbiri ile olan ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları… 103
Çizelge 4.23. İki yönlü PERMANOVA sonuçları…… 104

1. GİRİŞ

Sucul ortamlar endüstriyel, tarımsal ve evsel faaliyetler sonucu ortaya çıkan ve çevreye salınan çoğu toksik maddenin nihai alıcısıdır. Sulak alanlara giren toksik maddelerin yönetimi zordur çünkü kirleticiler genellikle bir su sistemine birden fazla veya dağınık kaynaktan girer (Rand, 1985, s. 32). Biyoçeşitliliği yüksek olan bu sulak alanların korunması ekolojik dengenin sağlanması için oldukça önemlidir. Bu nedenle sucul toksikoloji çalışmaları kirleticilerin çevreye salınımının sonuçlarının aydınlatılmasında ve sucul organizmaların çevremizdeki kirlenmeye karşı erken uyarı ve izleme sistemleri olarak rollerinin araştırılmasında büyük öneme sahiptir.

Uluabat Gölü Ramsar Sözleşmesi ile koruma altına alınmış, sanayi, tarımsal faaliyet ve nüfus yoğunluğunun fazla olduğu Bursa ilinde (Karacabey ve Mustafakemalpaşa ilçelerinde) yer alan önemli bir sulak alandır. Uluabat Gölü'nü Mustafakemalpaşa Çayı ile iki kolu olan Emet Çayı ve Orhaneli Çayı beslemektedir. Bu akarsu havzalarından kaynaklı tarımsal, evsel ve endüstriyel kirleticiler gölü önemli ölçüde etkilemektedir. Türkiye'nin önemli sulak alanlarından biri olan Uluabat Gölü, geçmiş yıllarda Bursa ilinin içme suyu kaynağı olarak kullanılması düşünülürken, zamanla ötrofikasyonun ve askıda katı madde miktarının (AKM) artması nedeni ile su kalitesi ve su seviyesinin düştüğü yapılan çalışmalarda belirlenmiştir (Aksoy & Özsoy, 2002; Salihoğlu & Karaer, 2005). Bunun yanında yapılan çalışmalar Göl'de ağır metal ve bor (B) varlığının havza etrafındaki madencilik faaliyetlerinden kaynaklandığını göstermektedir (Barlas vd., 2005; Salihoğlu & Karaer, 2005). Göl çevresindeki ormanlarda gerçekleşen erozyon sonucunda da havza dolmakta ve taşkınlar göle toprak girişine neden olmaktadır. Özellikle Uluabat Gölü'nü besleyen Emet ve Orhaneli çaylarının havzalarında gerçekleştirilen madencilik faaliyetlerinden kaynaklanan ağır metal kirliliği (Dalkıran vd., 2020; Omwene vd., 2019) nedeni ile göl suyu ve sedimanında ağır metal kirliliği giderek artış göstermektedir (Hacısalihoğlu & Karaer, 2016; Katip vd., 2016; Pulatsü & Topçu, 2015).

Sucul ekosistemlerde metaller genellikle bileşik veya karışım olarak bulunurlar, ancak daha önce yapılan çalışmalar metal etkilerinin çoğunlukla tek başlarınayken görüldüğünü göstermiştir (Heath, 1987). Her yerde bulunmaları ve su kimyasını büyük

ölçüde değiştirme eğilimleri nedeniyle alüminyum (Al), kadmiyum (Cd), nikel (Ni), kobalt (Co), bakır (Cu), kurşun (Pb), çinko (Zn), civa (Hg) gibi bir çok metal sucul yaşam ve çevresel toksikoloji çalışmaları için çok önemlidir. Metal ve su kimyası arasındaki etkileşimler biyoyararlanımı etkiler (Adams vd., 2019). Bu nedenle metallerin balıklar gibi su canlıları üzerine etkilerinin aydınlatılması gereklidir. Ağır metallerin balık dokuları ve organlarında birikimi; türün beslenme alışkanlığına, yaşa, metal ve doku tipine, suyun fizikokimyasal özelliklerine (sıcaklık, sertlik, pH, tuzluluk vb.) ve metabolizmasına bağlı olarak değişmektedir (Pelgrom vd., 1995). Metaller hem besin zincirinde önemli bir yere sahip olan balıklar, hem de insanlar tarafından besin kaynağı olarak tüketilen balıklarda fizyolojik süreçleri ve biyokimyasal mekanizmaları bozmaktadır (Heath, 1987; Hogstrand vd., 1999). Maruz kalınan metallerin toksisitesi metal alınımına bağlı olarak detoksifikasyon mekanizmalarının yetemedikleri durumlarda ortaya çıkmaktadır (Ezemonye vd., 2008). Metallerin etki derecesi ksenobiyotiğin etki zamanına, organik karbon miktarına, tipine, su sertliği ve alkaliniteye, sıcaklığa, pH'ya ve redoks potansiyeline bağlıdır (Diaz vd., 1998). Balıkların biyokimyasal süreçlerinde Cu, Zn ve demir (Fe) gibi ağır metaller metabolizma için gerekli olmasına rağmen Hg ve Pb'nin bu süreçlerde etkin olmadığı bilinmektedir (Heath, 1987).

Na^{+}/K^{+}-ATPaz ve Mg^{+2}-ATPaz hücresel ve organizma düzeyinde iyon homeostazisi için gerekli membrana bağlı enzimler olup özellikle balık gibi suda yaşayan organizmaların solungaç ve böbrek tübüler sisteminde bol miktarda bulunur (Dang vd., 2000; Grosell vd., 2004). Suda bulunan ağır metallerin büyük bir bölümü derişime bağlı olarak ATPaz aktivitesini değiştirerek iyon dengesini bozabilir (Watson & Beamish, 1981). Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzimi fosforile olarak üç sodyum (Na^{+}) iyonunu hücre dışına atarken, defosforile olarak iki potasyum (K) iyonunu hücre içine transfer etmektedir. Bu nedenle bu enzim iyon transferi, elektrokimyasal gradientin korunabilmesi ve dolayısıyla hücre hacminin regülasyonu için oldukça önemlidir (Grosell vd., 2003).

Hücrelerde kalsiyum (Ca^{+}) seviyesinin düzenlenmesi için hücre içi Ca^{+} derişimi 10^{-7} M altında tutulmalıdır (Ganong, 1987). Hücresel serbest Ca^{+2} artışının yüksek oranda sitotoksik olduğu bilinmektedir (Kretsinger, 1990; Orhenius vd., 1991). Hücreler için gerekli olan bu düşük hücresel Ca^{+2} içeriği membrana bağlı Ca^{+2}-ATPaz (kalsiyum

pompası) tarafından sağlanır. Ca^{+2}-ATPaz, Ca^{+}'nın çok düşük seviyelerinde bile aktifleşebilen, hücre içi Ca^{+2} seviyesini korumak için ATP'yi parçalayarak elde ettiği enerji ile Ca^{+}'yı sitoplazmadan uzaklaştıran ve sonuç olarak hücre içi düşük Ca^{+2} içeriğinin korunmasını sağlayan önemli bir enzimdir (Wong & Wong, 2000).

Mg^{+2}-ATPaz enzimi ise mitokondrilerde gerçekleşen oksidatif fosforilasyon yoluyla ATP sentezinde görevlidir (Begum & Vijayaraghavan, 1994). Aynı zamanda Mg^{+2}-ATPaz hücre membran bütünlüğünün korunmasında ve Mg^{+2} iyonlarının epitel hücrelerden geçişini düzenlemekten sorumludur (Hwang & Yang, 1997). Çeşitli kirleticiler, pestisit, ağır metaller ve ilaçların ATPazlar üzerine etkileri değişik araştırmalarda gösterilmiştir (Pham vd., 2017; Torre vd., 2000; Uçkun ve Öz, 2020). Özellikle Hg, Cu, Zn, gümüş (Ag) ve Cd gibi ağır metallerin kemikli balıklarda ATPaz inhibisyonuna sebep olarak osmoregülasyonda bozulmalara neden oldukları görülmüştür (Garcia vd., 2006; Hogstrand vd., 1999).

Bu çalışmanın amacı, Uluabat Gölü'nden avlanan üç balık türünde farklı dokularda Na^{+}/K^{+}-ATPaz, Ca^{+2}-ATPaz ve Mg^{+2}-ATPaz enzim aktivitelerinin çevresel değişkenlere ve zamana bağlı değişimini ortaya koymaktır. Tez çalışmasında gölün doğal türü olan *Scardinius erythrophthalmus*, (Linnaeus, 1758) (kızılkanat), karnivor bir balık türü olan *Esox lucius*, L., 1758 (turna) ve istilacı bir tür olan *Carassius gibelio*, (Bloch, 1782) (Gümüşi havuz balığı) türlerinde farklı dokularda ATPaz enzim aktiviteleri çalışılmıştır. *S. erythrophtalmus*, gölde bulunan 29 balık türünden biri (Çınar vd., 2013; Dalkıran, 2015) olup karın ve anüs yüzgeci ile kuyruğunun alt kısmının parlak kırmızı olması nedeniyle diğer türlerden kolaylıkla ayırt edilebilir. Turna tarafından tüketilen bu balık türü daha çok su üzerinden beslenir. *E. Lucius* ise gölde bulunan baskın bir karnivor tür olup ekonomik değeri vardır. *C. gibelio*, istilacı bir balık türüdür ve ekolojik toleransı çok yüksek olup her türlü tatlısu ortamına adapte olabilir (Arslan & Emiroğlu, 2011). Bu üç türün seçilme nedeni bir balık türünün karnivor (turna) diğer ikisinin omnivor beslenmesinin yanında kirliliğe toleranslarının oldukça farklı olması ve enzim aktivitelerinin bu nedenle daha anlamlı kıyaslanacak olmasıdır. Bu çalışmada ATPaz aktivitelerinin çalışıldığı bağırsak ve solungaç gibi organlar osmoregülasyonda çok önemli rolleri olan anahtar organlardır ve aynı zamanda çevresel

etmenlerden ilk ve en çok etkilenen organlardır. Bu organlar kirleticilerin vücuda alınımında ve atılımında görevlidirler.

Çalışmanın bir diğer amacı ise sucul yaşam için önemli bir tehdit unsuru olan farklı tipteki kirleticilerin Uluabat Gölün'den avlanan üç balık türünün osmoregülasyon sistemine etkisini araştırmak ve tatlısu balıkları için ATPaz enzimlerinin hassas bir biyoindikatör olarak kullanılabilme potansiyelini değerlendirmektir. Bu anlamda ATPaz enzimlerinin belirteç olarak kullanılacak olması, daha önce enzim aktivitelerine çevresel kirleticilerin etkilerini belirlemek amacıyla balıklarda deneysel olmayan çalışma yapılmamış olması bu çalışmaya özgünlük katmaktadır.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Uluabat Gölü Havzasının Genel Özellikleri

Uluabat Gölü ülkemizin 25 akarsu havzasından biri olan Susurluk havzasının alt havzalarından biridir. Türkiye'nin kuzeybatısında Marmara Bölgesi'nde, 40º10' kuzey ve 28º35' doğu koordinatları arasında yer alan Uluabat Gölü, sucul ekosistem yönünden Türkiye'nin en zengin göllerinden biri olarak bilinir. Önceki yıllarda yapılan çalışmalara göre gölün, 1984'de 133,1 km^2, 1993'de 120,5 km^2 ve 1998'de 116,8 km^2 yüzey alanına sahip olduğu belirtilmektedir (Aksoy & Özsoy, 2002). Gölü besleyen en önemli su kaynağı Mustafakemalpaşa Çayı olup güneyde Emet Çayı ile gölün güneydoğusundaki Orhaneli Çayı'nın Camandar Köyü'nde birleşmesi sonucu oluşmuştur. Camandar Köyü yakınlarında birleşen çay ortalama 43 km sonra Uluabat Gölü'ne dökülmektedir. Eski adı Adranos olan Orhaneli Çayı, Kütahya'ya bağlı Gediz ilçesi Çavdarhisar Beldesi'nin kuzeyindeki Koca Dağ, Tavşan Dağı ve Murat Dağı kollarından doğar ve Camandar Köyü'ne kadar 276 km yol alır. Mustafakemalpaşa Çayı'nın diğer kolu olan Emet Çayı ise Kütahya ili Gediz İlçesi'ne bağlı Şaphane Dağı yamaçlarından doğup yaklaşık 180 km yol aldıktan sonra Orhaneli Çayı ile birleşmektedir (Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, 1982). Gölün çıkışı ise Kocaçay ile gölün batısından gerçekleşmektedir ve nihayetinde Kocaçay Deltası'nı geçtikten sonra Marmara Denizi'nde son bulur. Şekil 3.1'de Uluabat Gölü ve havzası görülmektedir. Ancak, boşalım ayağı her zaman gölü drene edemez, bazı özel hallerde Kocaçay'ın akışı, gölü besler yönde ters doğrultudadır.

Uluabat Gölü, doğal ötrofik ve sığ karakterli bir göldür (Dalkıran vd., 2006; Hacısalihoğlu & Karaer, 2020a). Mevsimlere bağlı olarak değişen bir su seviyesine sahiptir (Dalkıran vd., 2006). Bu değişimin ana sebebi Mustafakemalpaşa Çayı'nın debisindeki değişimlerdir. Bunun yanında yüksek orandaki buharlaşma, yağış rejimi ve göl suyunun sulama amaçlı kullanımı da mevsimsel olarak göl seviyesinde yüksek salınım gözlenmesinin diğer nedenlerindendir (Dalkıran vd., 2006; Karaer vd., 2015).

Uluabat Gölü dip yapısında kolloidal kil barındırması ve su hareketlerine bağlı olarak dip sedimanının su kolonuna karışması nedeniyle bulanıktır. Ayrıca özellikle yaz

aylarında gözlenen aşırı alg çoğalması (Dalkıran vd., 2006; Karacaoğlu vd., 2004, 2006) yüzeyde bir tabaka oluşturarak seki diski derinliğinin azalmasına neden olmaktadır. Bu nedenle suyun ışık geçirgenliği oldukça azdır. Kuş göç yolu üzerinde olması nedeniyle sadece Türkiye'nin değil, Avrupa'nın da önemli sulak alanlarından biridir. Aynı zamanda sığ bir göl olması nedeniyle sazlıklar, nilüfer yatakları gibi birçok bitki türü yaygın olarak görülür (Aksoy & Özsoy 2002; Çeliktaş, 2009; Dalkıran, 2015). Yıllık ortalama derinlik 2,5 m olup yaz aylarında 1,5 m'ye kadar düşmektedir (Dalkıran, 2006; Kazancı vd., 2004). Göl çevresinde uluslararası koruma altında olan Su Samuru (*Lutra lutra*) ve Pasbaş Patka (*Aythya nyroca*), yok olma tehlikesi bulunan Tepeli Pelikan (*Pelecanus crispus*) gibi canlılar yaşamaktadır (Welch & Welch 1998). Daha önceki yıllarda gölde 21 adet balık türü saptanmasına rağmen son yıllarda 29 farklı türün barındığı bildirilmiş olup bunlardan üçü endemiktir (Berber, 2011; Çınar vd., 2013; Çubuk, 2000; Dalkıran, 2015). Endemik balık türlerinin *Cobitis fahirae, Alosa maeotica* ve *Clupeonella muhlisi* olduğu tespit edilmiştir (Dalkıran, 2015; Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2013).

Uluabat Gölü zengin tür çeşitliliğine sahip bir sulak alan olmasından dolayı, 1998 yılında RAMSAR alanı ilan edilmiştir. Göl suyunun zengin besin element içeriği Uluabat Gölü'nün biyolojik zenginliği ve üretkenliği yüksek bir göl olarak karakterize edilmesine neden olmaktadır. Bu nedenle 2000'li yıllardan beri gölde yapılan bilimsel çalışmalar artarak devam etmektedir (Arslan vd., 2010; Çınar vd., 2013; Dalkıran vd., 2016; Hacısalihoğlu vd., 2020; Karacaoğlu vd., 2004).

2.2. Uluabat Gölü Havzasında Bulunan Toksik Kirleticiler

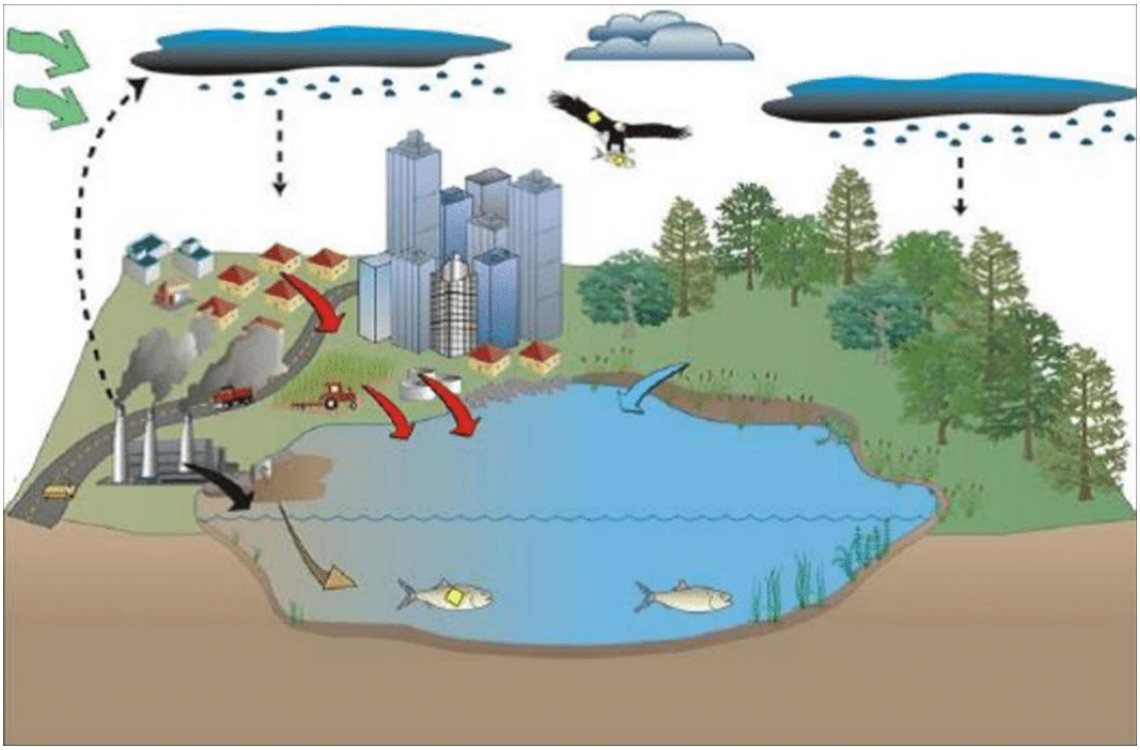
Su ekosistemleri; tarım, endüstri ile birlikte insanların boş zamanlarını değerlendirdikleri aktiviteler için doğal bir değer olduğundan insanlık açısından son derece büyük bir öneme sahiptir. Boya, kağıt, tekstil ve deri sanayinden akiferlere gelen atık sular bu su kütlelerinde yaşayan flora ve fauna için oldukça toksik etkilere sahiptir (McCarthy, 1997). Çeşitli toksik kimyasalların satışı Avrupa ve Amerika'da yasaklanmış ve sınır değerleri belirlenmişken birçok ülkede hala saflığı, muhtemel mutajenitesi, toksisitesi hakkında bilgi verilmeden pazarlanan kimyasallar mevcuttur (Mathur vd., 2005). Bu nedenle endüstriyel atıklar ve antropojenik kaynaklar nedeniyle

çevreye salınan kimyasalların yanlış kullanımı, insan sağlığı ve su ekosistemleri için ciddi sonuçlar doğurmaktadır (Şekil 2.1.). Bu tür zararlı bileşikler su ekosistemlerinde en fazla balık türlerine zarar verdikleri için etkilerinin değerlendirilmesinde hassas belirteçler olarak kullanılmaktadırlar.

Orhaneli ve Emet Çayları'nın her ikisi de Kütahya il sınırları içinde olup Hisarcık, Tavşanlı, Çavdarhisar, Emet ve Domaniç ilçelerinden kaynaklı kirliliği ve madencilik faaliyetleri sonucu oluşan kirleticileri Mustafakemalpaşa Çayı'na taşımaktadır. Bu nedenle bu bölgelerde oluşan kirlilik ülkemiz için çok önemli olan Uluabat Gölü'ne Mustafakemalpaşa Çayı aracılığıyla taşınmaktadır. Mustafakemalpaşa Ovası'nın yaklaşık 165 000 dekarlık tarım arazilerine sulama suyu Mustafakemalpaşa Çayı'ndan sağlanmaktadır. Bu sularla sulanan tarım arazilerinde en fazla mısır (48 867,39 dekar) ve sebze (22 889,39 dekar) yetiştirilmektedir (T.C. Bursa Valiliği Sulama Birlikleri Denetim Komisyonu, 2016). Göl çevresinde tarım arazilerinin sulanmasıdan dönen drenaj sularının toplanmasını ve iletilmesini sağlayan Karaoğlan, Atabay ve Uluabat pompa istasyonları yer almaktadır. Bunun yanında göle kirlilik taşıyan diğer noktasal kaynak debisi düşük olmasına rağmen Akçalar Köyü'nde buluanan Akçalar Deresi'dir (Hacısalihoğlu & Karaer, 2020). Bunların yanında gölü drene eden diğer bir kaynak Susurluk Çayı ile birleşen kış aylarında debisi yükselen Kocasu Çayı'dır. Kocasu Çayı'ndan geriye doğru oluşan akıntılar kirleticilerin Uluabat Gölü'ne taşınmasına neden olmaktadır (Dalkıran vd., 2006). Uluabat Gölü'nde kirliliğe neden olan birçok etken bulunmaktadır. Tarımsal faaliyetler ile gölün sediman yükünün artmasına bağlı olarak su seviyesi günden güne azalmaktadır. Bunun yanında arsenik (As), krom (Cr), Al, Fe gibi ağır metaller ile yüksek oranda B minerali Orhaneli ve Emet Çayları ile taşınarak Mustafakemalpaşa Çayı'na, oradan da Uluabat Gölü'ne ulaşmaktadır (Dalkıran vd., 2020; Omwene vd., 2019; Yurtseven & Randhir, 2020). Bölgenin en önemli kirlilik kaynaklarının içerisinde linyit işletme tesisleri, Tavşanlı kanalizasyon sistemi ile Tunçbilek termik santrali de yer almaktadır. Bu kirlilik kaynaklarından linyit işleme tesisleri ile Tunçbilek termik santralinin atıkları önce fiziksel bir arıtma sürecinden geçerek Orhaneli Çayı'na deşarj olmaktadır. Bunun yanında Akçalar ve Mustafakemalpaşa'nın yerleşim yerlerinden gelen arıtılmamış evsel atıksu deşarjları da vardır. Bu kirletici faktörler ile birlikte bilinçsiz avlanma, erozyon ve gübreleme gölün

su kalitesini bozarak göl ekosistemine zarar vermekte ve ötrofikasyona neden olabilmektedir (Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2016).

Uluabat Gölü alt havzasında özellikle toksik kirleticiler konusunda yapılan çalışmalar aşağıda özetlenmiş ve bu toksik kirleticilerin özellikleri hakkında bazı bilgiler verilmiştir. Özellikle Uluabat Gölü'nü besleyen akarsuların havzalarında yapılan madencilik faaliyetleri ve havzanın jeolojik yapısı (Helvacı, 2015) göl ve gölü besleyen akarsuların su kalitesi üzerine olumsuz etkiler oluşturmaktadır (Dalkıran vd., 2020; Omwene vd., 2019).



Şekil 2.1. Antropojenik kirleticilerin su ekosistemine giriş yolları (Route vd., 2019)

Madencilik faaliyetleri ve havzanın jeolojik yapısı nedeniyle özellikle ağır metallerin göl havzasındaki miktarını ve çeşitliliğini tespit etmek ve bunların toksik etkileri üzerine araştırmalar yapmak insan, çevre ve ekosistem sağlığı üzerine büyük önem arz etmektedir. Elmacı vd. (2007) Uluabat Gölü'nde Cu, Pb, Cd, Ni ve Zn derişimlerinin özellikle plankton örneklerinde oldukça yüksek olduğunu gözlemlemiştir. Ağır metal derişimlerinin plankton örneklerinde yüksek olmasının sebebinin ise besin zinciri

yoluyla alınım olduğu düşünülmüş ve türlerin absorbsiyon özellikleri ile mevsimsel değişimlerin ağır metal alınımına büyük etkisi olduğu tespit edilmiştir.

Dalkıran vd. (2006) Uluabat Gölü'nde her ay 10 istasyondan aldıkları su örneklerinde yaptıkları çalışmada sudaki bazı fiziksel ve kimyasal değişkenlerin mevcut duruma etkisini incelemişlerdir. Sonuç olarak Uluabat Gölü'nün, Mustafakemalpaşa Çayı'ndan kaynaklı kirlilikten oldukça etkilendiğini tespit etmişlerdir. Ayrıca pH ve alkalinitenin göldeki besin tuzu yükünü en fazla etkileyen faktörler olduğunu tespit etmişlerdir. Göl suyunun fiziksel ve kimyasal özelliklerinin insan faaliyetleri ve besin yüklerine bağlı olarak değiştiğini, önlem alınmadığı takdirde Uluabat Gölü'nün ekolojik dengesinin bozulacağını belirtmişlerdir.

Uluabat Gölü'nde daha önce yapılan metal çalışmalarına bakıldığında göl suyundaki Cr birikiminin foseptik, plastik, kanalizasyon kaynaklı olduğu görülmüş (Duman vd., 2007) ve Uluabat Gölü'ndeki yıllık ortalama Cr derişiminin 21±24 µg/L olduğu saptanmıştır (Elmacı vd., 2010). Cr; hava, su ve toprak dahil çevrenin her bölümünde bulunur. Cr derişimi doğal olarak toprakta 10-50 mg.kg/L, tatlı sularda 0,1-117 µg/L ve tuzlu sularda 0,2-50 µg/L arasında değişmektedir (Shanker vd., 2005). Cu ise bitki gelişiminde ve insanlar için bazı enzimlerin katalizinde kullanılan önemli elementlerden biridir. Bitkiler için 20 ppm'den fazla Cu toksik olup insanlar için akut Cu'ya maruziyetin toksik etki yaratmadığı belirtilmiştir (Bradl, 2005). Cu kirliliğinin en önemli nedenleri arasında kereste işletmeleri, evsel aletler, pestisit kullanımı, gübre ve kanalizasyon atıkları sayılabilir (Duman vd., 2007).

Elmacı vd. (2007) 2003 Ocak ve 2004 Şubat ayları arasında Uluabat Gölünün farklı bölgelerinden alınan su, plankton ve tortu örneklerinde Pb, Cu, Cr gibi bazı ağır metallerle B birikimini incelemişlerdir. Özellikle plankton örneklerinde seçilen istasyonlar için Uluabat Gölü'nde Cu, Pb, Cr, Cd, Ni ve Zn derişimleri daha yüksek seviyelerde tespit edilmiştir. Ölçülen plankton ve su numunelerinde en fazla B, en az Pb derişimini tespit etmişlerdir. Tortu numunelerindeki ağır metal derişimi sırasıyla Pb> Cu> Cr> Ni> Cd> Zn olarak bulunmuştur.

Yenilmez ve Aksoy (2007), Uluabat Gölü su kalitesini WASP7.2 modeli kullanarak modellemişler ve fosfor indirgeme alternatiflerinin besin derişimleri üzerindeki etkilerini karşılaştırmışlardır. Bu amaçla çözünmüş oksijen (ÇO), klorofil-a (Chl-a), orto-fosfat ve nitrat dahil olmak üzere çeşitli su bileşenleri için kalibre edilmiş bir model belirlemişlerdir. Sonuçlar, ağır sediman yükü nedeniyle, su kalitesini iyileştirmek ve kısa vadede ötrofikasyonun kontrol edilmesi için sediman taramasının gerekli olabileceğini ve fosfor kontrol stratejisi olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

Elmacı vd. (2008) Uluabat Gölü'nün fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik özelliklerini değerlendirmiş, 2003 Şubat ile 2004 Ocak ayları arasında aylık olarak beş istasyonda çalışmalar yapmışlardır. Çalışma sonucunda Uluabat Gölü'nün sıcaklık (16,36±7,47^{o}C), nitrat azotu (0,63±0,50 mg/L), Na^{+} (9,64±2,78 mg/L), klorür (20,45±4,59 mg/L) değerlerine göre Sınıf I olarak belirlenmiştir. ÇO (7,62±1,99 mg/L), amonyum azotu (0,52±0,49 mg/L), kimyasal oksijen ihtiyacı (35,74±10,66 mg/L), toplam koliform (2027 MPN100 mL) ortalama değerlerine göre Sınıf II olarak, pH (8,69±0,16) değerine göre Sınıf III ve toplam azot (TN) (84,94±66,13 mg/L), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (21,21±6,60 mg/L), toplam fosfor (TP) (1,11±3,01 mg/L) değerlerine göre ise göl suyunu Sınıf IV olarak sınıflandırmışlardır.

Başka bir çalışmada ise Uluabat göl suyunda, sedimentinde ve iki bentik omurgasız türünde (*Potamothrix hammoniensis, Chironomus tentans*) Cd, Cr, Pb, Cu, Ni, Zn derişimleri belirlenmiştir (Arslan vd., 2010). Ortalama değerlere göre göl suyunda metal derişimleri sırayla Zn > Cu > Pb > Ni > Cr > Cd şeklinde olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada Zn gibi metallerin esansiyelken Cd, Pb gibi metallerin esansiyel olmadığı ve fazlasının canlılar için toksik olduğu vurgulanmıştır.

Elmacı vd., (2010), Uluabat Gölü'nün fizikokimyasal özelliklerini yönetmelikler çerçevesinde değerlendirmiş ve su kalitesinin Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne (2004) göre IV. sınıf kalitede bir su olduğunu tespit etmişlerdir. Ayrıca Su Ürünleri Yönetmeliği'ne göre gölde belirlenen Cu, NH_4^{+}, Cd, Mg ve Zn miktarının kabul edilebilir sınırların üzerinde olduğunu belirlemişlerdir. Amerika Çevre Koruma Ajansı (USEPA) Su Kalite Kriterlerine göre; Pb, Cd, Zn, Cu ve Cr miktarının tatlı sular için kabul edilebilir maksimum derişim kriterlerinin üzerinde olduğunu tespit etmişlerdir.

Arslan ve Emiroğlu (2011), Uluabat Gölü'nün su, tortu ve *Potamothrix hammoniensis* ve *Chironomus [Camptochironomus] tentans* larva türlerinde metal düzeylerini belirlemişlerdir. 12 istasyondan toplanan örneklerde Cg, Cr, Pb, Cu, Ni ve Zn metal düzeyleri analiz edilmiştir. Sonuç olarak su, tortu ve iki zoobentik taksonda metal düzeyinin yüksek olduğunu, bu iki türün metalleri birkaç kez biriktirebildiğini ve *Potamothrix hammoniensis* ve *Chironomus [Camptochironomus] tentans'*ın Uluabat Gölü'nün biyolojik izleme araştırmalarında kullanılmak üzere uygun adaylar olduğunu göstermişlerdir.

Katip ve Karaer (2011), Uluabat Gölü tortularında ağır metallerin ve eser elementlerin fraksiyon dağılımı ve ekolojik risk değerlendirmesini yapmışlardır. Uluabat Gölü'nün sedimentinde As, Cd, Cr, Ni ve Pb'nin dağılımı karakterize edilmiş ve sedimentteki toplam Cr ve Ni derişimlerinin etki seviyesinin limit değerlerini aştığı belirlenmiştir. Pb, Cd ve As arasında bir ilişki gözlemlenmiş olup suya salınan As elementinin miktarındaki artışın diğer ağır metallerle bağlantılı olduğu düşünülmüştür.

Katip vd. (2012) 2008-2009 yıllarında Uluabat Gölü sedimentindeki eser element dağılımını değerlendirmek ve sediman kirliliğinin başlıca kaynaklarını belirlemek için 8 örnekleme istasyonunda bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, As, B dahil olmak üzere on element örneklenmiş ve miktarları göl çökeltilerinde belirlenmiştir. Sonuçlar ulusal yönetmelikler ve uluslararası standart değerlere göre değerlendirilmiş olup, As, B, Ni, Pb, Cd elementlerinin Dünya Sağlık Örgütü içme suyu standart değerlerinden, Zn, Cr, Cu, Pb elementlerinin ise ABD Çevre Koruma Ajansı su kalitesi kriterlerinin kronik etki seviyesinden, Zn'nin de akut etki seviyesinden yüksek derişimlerde oldukları tespit edilmiştir. Ayrıca kuru periyotta eser elementlerin yüksek derişimlerinin, AKM, pH, organik içerik yüzdesi ve elektriksel iletkenliği (Eİ) arttırdığı sonucuna varılmıştır.

Hacısalihoğlu ve Karaer (2020a), Uluabat Gölü havzasında kirliliğe neden olan kaynakların kirlilik yüklerini 2013-2014 yılları arasında, 12 ay süreyle, 4 istasyondan aldıkları örneklerde tespit etmişlerdir. Sonuçlar değerlendirildiğinde göle en fazla Uluabat pompa istasyonu ve Mustafakemalpaşa Çayı'ndan kirlilik taşındığı, en az ise

Akçalar Deresi'nden taşındığı belirlenmiştir. Kirletici yükleri TN, nitrat azotu, TP, AKM ve amonyum gibi parametreler ölçülerek hesaplanmıştır.

Hacisalihoğlu ve Karaer (2020b), Uluabat Gölü'nün su ve sedimentinde Cr ile Ni derişimi dağılımını araştırmıştır. Numuneler Ağustos 2013 ile Temmuz 2014 tarihleri arasında 10 ayrı istasyondan aylık olarak toplanmıştır. Veriler ArcGIS 10.1 yazılımında haritalanmış ve sonuç olarak Uluabat Gölü'nün Cr'nin çözünmüş formları açısından 4. sınıf, çözünmüş Ni açısından ise 3. sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir.

2.2. Sudaki Toksik Kirleticilerin Canlılar Üzerine Etkileri

Uluabat Gölü ve havzasında yukarıda da değinilmiş olan özellikle ağır metaller gibi çeşitli toksik kirleticiler hakkında yapılmış çalışmalar, havzadaki madencilik faaliyetleri ve havzanın jeolojik yapısı nedeniyle Uluabat Gölü'nün toksik kirleticilere yüksek oranda maruz kaldığını göstermektedir. Özellikle B, As, Cr, Ni ve Cu gibi ağır metal ve çeşitli kirleticilerin çevre ve insan sağlığı üzerine oluşturdukları etkiler nedeniyle sürekli izlenmesi gerekmektedir.

Mustafakemalpaşa Çayı, Emet ve Orhaneli çaylarının birleştiği noktada bulunan ve Uluabat Gölü'nü besleyen çok önemli bir su kaynağımızdır. Bu akarsu bulunduğu bölgede tarım arazilerinin sulanması için kullanılmaktadır ve Emet Çayı havzasından kaynaklı B ve As derişiminin yüksek olması su kalitesini olumsuz etkilemektedir. Bu nedenle göl ve gölü besleyen akarsu havzalarında yapılan su kalitesi çalışmaları oldukça önemlidir.

Uluabat Gölü'nü besleyen Orhaneli, Emet ve Mustafakemalpaşa çaylarında yapılan çalışmalar özellikle Emet ve Mustafakemalpaşa çaylarında B ve As kirliliğinin önemli bir sorun olduğunu, hatta bu su kaynaklarının sulama suyu olarak kullanımının tehlike arz ettiği çeşitli çalışmalar ile belirlenmiştir.

2014-2015 yılları arasında İlkbahar döneminde yapılan bir tez çalışmasında Nilüfer Çayı ile sulanan tarım topraklarında yetiştirilen marul ve baş salata çeşitlerinin ağır metal derişimleri belirlenmiştir. Sonuçlar Nilüfer Çayı suyu ile sulanan marullarda

kontrol grubuna göre Pb, Ni ve Cd düzeylerinin Türk Gıda Kodeksinin vermiş olduğu limitlerin üzerinde olduğunu göstermiştir (Sarıyer, 2017).

Daha önceki yıllarda yapılan çalışmalar Uluabat Gölü'nün Eİ değeri açısından ne yumuşak ne de sert su sınıfında yer aldığını göstermektedir (Hütter, 1992). Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne (Resmi Gazete, 2012) göre ise Eİ değerlerine göre su kalitesi 2. Sınıf (iyi) (400 – 1000 µS/cm) kategorisindedir. Sulama suyu olarak kullanılan su kaynaklarında genellikle Na^{+}, K^{+}, Ca^{++} ve magnezyum (Mg^{++}) seviyeleri bir su kaynağının sulama suyu olarak kullanılıp kullanılamayacağı hakkında bilgi verir. Sulama sularının Na^{+} içeriği yüksek olduğunda Na^{+}, Mg^{++} ve Ca^{++} gibi iyonlarla yer değiştirerek toprak geçirgenliğini olumsuz etkiler ve sonuçta alkali toprakların oluşmasına neden olur (Ünlü & Çoban, 2008). K^{+} ve Na^{+} miktarı da önemli kirlilik parametreleridir. K^{+} ve Na^{+} doğal sularda sırasıyla 1-10 mg/L, 2-100 mg/L arasındadır (Tepe, 2009) ve yapılan çalışmalarda Uluabat Gölü K derişimi yıllık ortalama 3,28±0,76 mg/L, Na^{+} ise 9,64±2,78 mg/L olarak belirlenmiştir (Elmacı vd., 2010). Göl etrafında bulunan tarım arazilerinde kullanılan potasyumlu gübrelerin yağışlarla suya geçmesi bu durumu açıklayabilir (Hütter, 1992).

Ağır metallerin balıklar üzerine yaptığı toksik etki yumuşak sulara kıyasla sert sularda daha azdır (Pyle vd., 2002). Örneğin, Cu'nun çeşitli balık türleri üzerindeki toksisitesi, su sertliğinin artmasıyla azalmaktadır (Erickson vd., 1997; Lauren & Mc Donald, 1986; Taylor vd., 2000). Sucul ekosistemlerde pH 5'in altına düştüğü zaman ağır metaller mobil hale geçerek suda dağılmakta ve su canlıları tarafından absorbe edilmiş ağır metaller serbest kalıp besin zincirine geçmektedir (Bradl, 2005). Balıkların besinini oluşturan zooplankton, fitoplankton, omurgalı ve omurgasız organizmalar yoluyla ağır metaller direkt besin zinciri ile balıklara geçmektedir. Bu metallerin sert sularda daha az toksik olmasının nedeni yumuşak sularda daha fazla çözünmesi ve çözünen formların toksisitesinin daha çok olmasıdır (Rathor & Khangarot, 2003). Metallerin toksik etkileri genel olarak solungaç epitellerinde bulunan Ca^{+} kanallarına ağır metallerin yarışmalı olarak bağlanarak Ca^{+} transferini bozması ile ilgilidir (Alves & Wood, 2006). Doğal sularda Mg^{+} ve Ca^{+} ağır metallere oranla daha fazla bulunurlar. Ca^{+} derişimi azaldıkça solungaç membranlarında ağır metal iyonlarının pasif geçişi artmaktadır. Mg^{+} ve Ca^{+} iyonları hücre membranlarından alınarak iyon dengesinin sağlanmasını sağlar.

Böylelikle membranların ağır metallere karşı geçirgenliği azalır (Kim vd., 2001). Bu anlamda Uluabat göl suyunun fizikokimyasal özellikleri önem kazanmaktadır. Bu fizikokimyasal özelliklerden pH değeri 7 üzerinde olduğu için alkali karakterin baskın olduğu belirtilmiştir (Karafistan & Çolakoglu, 2005). Uluabat Gölü'nde yıllık ortalama pH'ın 7'den yüksek olarak belirlenmesi göl suyundaki karbonat ve bikarbonat içeriğinden kaynaklanmaktadır (Elmacı vd., 2010).

2.2.1. Bor

Bor doğada elementer formda bulunmaz (Dünya Sağlık Örgütü [WHO], 1998). Okyanus, tortul kayalar, kömür katmanları ve bazı topraklarda yaygın olarak borat formlarında bulunur (August, 1998). Dünyadaki B yataklarının yaklaşık %70'i ülkemizdeki dört B madeni yatağında (Bigadiç-Balıkesir, Emet-Kütahya, Kestelek-Bursa ve Kırka-Eskişehir) bulunmaktadır (Helvacı, 2003). Emet-Kütahya B madeninden kaynaklı B kirliliği Emet Çayı'nda B konsantrasyonunun olduça yüksek seviyelere çıkmasına neden olmakta ve bu madenden kaynaklı B Uluabat Gölü'ne kadar ulaşmaktadır (Dalkıran vd., 2020).

B özellikle bitkilerin büyümesi ve gelişmesi için gerekli mikrobesinlerden biridir. Meristematik büyüme için gerekli olan B'nin eksikliğinde, sürgün ve kök uçları gibi aktif olarak büyüyen organlar etkilenip bitki bodur kalabilir (Camacho-Cristóbal vd., 2008). Bunun yanında B bitkilerde protein sentezi, solunum, RNA ve karbohidrat metabolizması, bitki hormon metabolizması, hücre duvarı sentezi ve biyomembranlarının yapısal bütünlüğünün korunması ile ilişkilidir (Blevins & Lukaszewski, 1998; Hansch & Mendel, 2009). B aynı zamanda plazma ATPaz aktivitesini uyararak klor ve fosfor iyonlarının taşınmasını arttırmaktadır (Blevins & Lukaszewski, 1998). B'nin bitkilerde olduğu gibi insan ve diğer canlılar için de esansiyel bir element olduğu son zamanlarda yapılan araştırmalarda kanıtlanmıştır. Sıçanlar ile yapılan bir çalışmada B'nin Mg^{++} ile birlikte çalıştığı belirtilmiştir. Bu nedenle Mg^{++} eksikliğinde gelişebilen kas krampları ve hızlı kalp atışı gibi hastalıklarla birlikte hipertroidizmden şikâyetçi hastalar için faydalı olabileceği düşünülmektedir (Kenney & McCoy, 2000). Bunun yanında araştırmacılar B'nin, düşük Mg^{+} düzeylerinin vücut büyümesi, serum kolesterol seviyesi ve kemik metabolizması

üzerine olumsuz etkilerini azalttığını da eklemişlerdir. B'nin Ca^{+} metabolizması ile etkileşimi kemik kalsifikasyonunu etkilemektedir (Nielsen, 1998). Yaşlı kadın ve erkeklerde yapılan bir çalışmada ise B eksikliğinin algı ve kısa süreli hafızayı etkilediğini ve bu nedenle B'nin beyin fonksiyonlarında rolü olduğu bildirilmiştir (Penland, 1994). B ayrıca insülin ve glukoz metabolizmasında önemli bir faktördür. B yoksunluğu özellikle diğer besinler yetersiz kaldığı zaman enerji-subsrat metabolizmasının bozulmasına neden olur (Hunt, 2004). Aynı zamanda B eksikliği troid fonksiyonlarını etkileyerek hipertroide, kadınlarda kanda östrojen ve testesteron seviyelerinin düşmesine neden olur. Yetişkinler için günlük B alımı 1-3 mg/gün olup meyve, sebze, baklagil ve fındık gibi besinlerden sağlıklı bir şekilde alınabilir (Nielsen, 1998). Amerika'da B'nin vücuda günlük alımı ile ilgili önerilen bir miktar olmamakla birlikte günlük alımın 0,87-1,35 mg arasında olabileceği düşünülmektedir (Trumbo vd., 2001).

Mustafakemalpaşa Çayı konumu itibariyle tarım arazilerinin sulanmasında kullanılan oldukça önemli bir su kaynağı olduğundan sulama suyu kalitesi değerlendirilmiştir. Sulama suyu kriterlerine göre B derişimi dışında akarsuyun iyi kalitede olduğu, B elementine yüksek toleranslı bitkiler için bile eşik değerin iki kat üzerinde olduğu tespit edilmiştir (Dalkıran vd., 2020; Omwene vd., 2018). Daha önceki yıllarda Uluabat Gölü'ne B'nin giriş kaynağı olarak düşünülen Emet ve Orhaneli çaylarında B kirliliği ile birlikte bazı ağır metal kaynakları araştırılmış olmasına rağmen konuyla ilgili çalışmalar sınırlı sayıdadır (Arslan & Çelik, 2015; Dalkıran vd. 2020; Omwene vd., 2019; Semiz, 2014; Tokatlı vd., 2013)

Yiğit vd. (2013) kırk adet 16 haftalık Yeni Zelanda tavşanını 4 gruba ayırarak borik asidin bazı kan parametrelerine etkisini araştırmışlardır. İlk grubu kontrol grubu oluşturmuş diğer gruplara beş hafta boyunca artan derişimlerde borik asit (H_3BO_3) içme suyu yoluyla verilmiştir. Deney süresi sonunda serumda alkalen fosfataz (ALP), kreatin kinaz (CK), aspartat aminotransferaz (AST) gibi enzimler, Ca^{+}, K, Mg^{+} gibi iyonlar ve Cu, selenyum (Se), Fe, Cr, mangan (Mn) ile B düzeyleri tespit edilmiştir. Borik asitin kemik metabolizması ile ilişkisi olan ALP enzim aktivitesini arttırdığını, ancak diğer enzim aktivitelerini değiştirmediğini belirlemişler ve B metabolizmasını aydınlatmaya yönelik yeni çalışmalar yapılması gerektiğini bildirmişlerdir.

2.2.2. Arsenik

As jeolojik ve antropojenik faaliyetler ile su, hava ve toprak yoluyla insanlara ulaşır. Özellikle Uluabat Gölü'nü besleyen akarsulardan biri olan Emet Çayı ve Mustafakemelapaşa Çayı'nda As seviyesi dönem dönem sınır değerlerin üzerine çıkabilmektedir (Dalkıran vd. 2020). Bunun en temel nedeni Kütahya ili Emet ilçesi sınırlarında bulunan B madeni kaynaklıdır. Bu B yatağında As-boratlardan terugit ve kahnit B minerallerinin bulunmasıdır (Helvacı, 1984).

As sinir, kardiyovasküler, hepatik, immün, endokrin, sindirim, üreme ve renal sistemlerde komplikasyonlara neden olmaktadır. Düşük veya orta seviyede içme suyu yoluyla As maruziyeti (10-300 g/L) cilt lezyonları, dolaşım bozuklukları, nörolojik ve solunum komplikasyonları, diyabet, hepatik ve renal fonksiyon bozuklukları dahil birçok kronik hastalığa neden olabilir (Chen vd., 2013). Bunun yanında As'nin epigenetik değişikliklerle genetik mutasyonlara neden olduğu ve kanserin önde gelen nedenlerinden biri olduğu önceki çalışmalarda belirtilmiştir (Abdul vd., 2015). Özellikle yüksek derişimlerde içme suyu yolu ile sürekli As maruziyeti cilt kanseri ve ekstremitelerde keratosis ile karakterizedir. İnsan ve çevre sağlığı üzerindeki bu etkileri nedeni ile As'nin sucul canlılar üzerindeki etkileri de araştırma konusu olmuştur.

Örneğin, Kumar vd., (2019) bir balık türü olan *Pangasianodon hypophthalmus'*un solungaç ve karaciğer dokularının ATPaz enzimi üzerine As'nin tek başına ve yüksek sıcaklık ile birlikte artan dozlarının (25, 26, 27, 28, 29, 30 mg/L) etkisini inceledikleri çalışmada her iki doku türünde de kontrole göre anlamlı farklılık olduğunu, ATPaz aktivitesinin hem sadece As hem de As ve sıcaklığa maruz kalma ile birlikte azaldığını tespit etmişlerdir. Bunun nedenini fosfat ve As'nin biyokimyasal yolunun benzer olmasından dolayı enerji transferindeki fosforilasyon reaksiyonlarının yerini alarak ATPaz sentezini inhibe etmesi ve sülfidril gruplarına bağlanarak protein yapısını değiştirmesi olarak açıklamışlardır.

Benzer (2017), Emet Çayı su, sediment ve bazı balıkların kas dokularında (*Barbus plebejus, Capoeta tinca, Squalius cephalus, Albur noides bipunctatus*) As ve B derişimlerini tespit etmiştir. Balık dokularındaki As ve B derişiminin ulusal ve

uluslararası limit değerlere ulaşmadığı gözlenmiştir. Çalışmada Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre su örneklerinde As seviyesi değerlendirildiğinde 4.sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir. ABD Çevre Koruma Ajansı, Dünya Sağlık Örgütü ve Su Kirliliği ve Kontrol Yönetmeliği kriterlerine göre de As ve B değerleri standartların üzerinde tespit edilmiştir. Sediment örneklerinde ise As ve B miktarının olası etki derişiminin üzerinde olduğu tespit edilmiştir.

Tokatlı vd. (2016), Emet Çayı Havzası'nın ekosistem kalitesini bazı su kalitesi parametrelerini ve eser toksik elementleri araştırarak değerlendirmiştir. *Squalius cii, Capoeta tinca* ve *Barbus oligolepis* balık türlerinin kas dokularında Türk Gıda Kodeksi'ne göre As miktarının yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Faktör analizi sonucunda 'madencilik, tarım ve iklim' olarak adlandırılan üç faktörün toplam varyansın %75,41'ini açıkladığını göstermişlerdir. Kontamine olmuş alanlar olmamış alanlarla karşılaştırıldığında sudaki As miktarının 20 kat, sedimandakinin ise 40 kat daha fazla olduğu, sudaki B miktarının ise 30 kat, sedimandakinin 10 kat fazla olduğu tespit edilmiştir.

Omwene vd (2019), Emet ve Orhaneli Çaylarında As ve B'nin su kalitesi üzerine etkini araştırdıkları bir çalışmada derecelendirme için su kalite indeksi kullanmışlardır. Alınan su örneklerinde Emet Çayındaki As derişimi 1,88–1907 µg/L, B derişimi 0,01–1900 µg/L olup Orhaneli Çayında ise As ve B sırasıyla 5.17-116 µg/L ve 0.01-5.45 mg/L aralığında bulunmuştur. As ve B kirliliğinin havza jeokimyası ve madencilik faaliyetleri ile ilişkili olduğunu ve her iki alanda da As ve B miktarının normal düzeylerin çok üzerinde olduğunu tespit etmişlerdir.

Yurtseven ve Randhir (2020), Uluabat Gölü sulama suyu kalitesinin mekânsal ve zamansal varyasyonunu tespit etmek amacı ile bazı çok değişkenli analizler (kümeleme analizi, diskriminant analizi, temel bileşenler analizi ve faktör analizi) kullanmışlardır. Elde edilen verilere göre B madenciliği alanına en yakın örnekleme noktasının en kirli nokta olduğunu, HCO_3, SO_4, ve B'nin diskriminant analizinde ayırt edici olduğunu (%92.75), faktör ve temel bileşenler analizine göre ise su kalitesi değişiminden tuzluluk (antropojenik ve doğal), mineralizasyon, coğrafi parametreler ve alkalinitenin sorumlu olduğunu tespit etmişlerdir.

Dalkıran vd. (2020), Uluabat Gölü'nü besleyen Mustafakemalpaşa Çayında yaptıkları çalışmada ölçülen B değerinin Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre yıllık ortalama çevresel kalite standardı ve maksimum çevresel kalite standardının üstünde olduğunu tespit etmişlerdir. Çayın As derişiminin ise 85,85 µg/L ile 160 µg/L arasında değiştiğini ve maksimum derişiminin ve Su Ürünleri Yönetmeliği'ne göre tolere değer olan 100 µg/L'nin üzerinde olduğunu belirtmişlerdir.

2.2.3. Diğer ağır metaller

Uluabat Gölü'nde yapılan çalışmalar Ni, Zn ve Cd metallerinin de kirletici kaynaklar olduğunu göstermiştir (Arslan vd., 2010; Elmacı vd., 2007). Su kaynaklarında genellikle divalent Ni baskın olmasına rağmen su pH'sına bağlı olarak Ni'nin başka formları da sucul ekosistemlerde bulunabilir (Barceloux & Barceloux, 1999). Kirlenmemiş tatlı su ve deniz suyu genellikle yaklaşık 0,3µg Ni/L içerir. Yüzey ve yeraltı sularındaki Ni hem kayaların ve toprakların bozunmasından hem de atmosferden gelen Ni birikiminden kaynaklanmaktadır. Yerel endüstriyel deşarjlar da sulardaki Ni varlığına katkıda bulunur (Barceloux & Barceloux, 1999). Ni'nin kümülatif bir toksikan olmamasına karşın akciğer üzerinde toksik etkileri, kanser ve kontak dermatite neden olduğu daha önceki çalışmalarda gösterilmiştir (Liden, 1992; Wahlberg, 1976). Tatlı sularda Ni derişiminin genelde düşük seviyede bulunduğu belirtilmektedir (Duman vd., 2007). Yapılan bir çalışmada Uluabat Gölü'nde belirlenen yıllık ortalama Ni derişimi 22±7 µg/L olarak belirlenmişir (Elmacı vd., 2010). Zn; protein sentezi, enerji üretimi, gen ekspresyonu ve hücre membranlarının yapısal bütünlüğünün korunması için önemli bir elementtir (Clearwater vd., 2002; Elmacı vd., 2010; Hansch & Mendel, 2009). Elmacı vd. (2010), Uluabat Gölü yıllık Zn derişiminin ortalama 130±50 µg/L olduğunu tespit etmişlerdir. Cd kirliliğinin en önemli kaynakları metal işletmeleri, sanayi, kanalizasyon ve fosil yakıtlardır. Cd'nin büyük bir kısmı (%30-50) karbonata bağlı olarak bulunduğundan besin zincirine kolaylıkla girebilir (Jain, 2004), Zn ve Ca gibi +2 değerlikli iyonlar ile rekabet ederek adsorbsiyona engel olabilir (Charles vd., 2001). Önceki yıllarda yapılan çalışmalarda Uluabat Gölü Cd derişimi 40±20 µg/L olarak tespit edilmiştir (Elmacı vd., 2010).

Çeşitli çalışmalarda sucul canlılar ve tarım ürünlerinde ağır metal birikimleri araştırılmıştır. Bu çalışmalardan bazıları ve elde edilen bulgular aşağıda özetlenmiştir.
Oğlu ve Yorulmaz (2017) bir balık türü olan *Squalius fellowesii* kasında esansiyel ve esansiyel olmayan B, Co, Pb, Mn, Zn, Ni gibi 11 metal ve birikimini Kasım 2013 ile Haziran 2014 tarihleri arasında ICP-AES yöntemi ile belirlemişlerdir. Tersakan ve Sarıçay akarsularında belirlenen 4 istasyondan alınan örneklerin Pb derişimi limit değerlerin altındayken Al derişimi birikimi en yüksek değerlere ulaşmıştır. Çalışmadan elde edilen sonuçlara göre Tersakan ve Sarıçay akarsularında meydana gelen metal kirliliği ekolojik dengeyi olumsuz yönde etkilemektedir.

Conceiçao vd. (2019), akut Cu maruziyetindeki tatlısu balığı *Luciobarbus bocagei*'nin plazma elektrolit dengesindeki değişiklikleri ve balığın davranışlarını incelemişlerdir. İki farklı Cu derişimi kullanılarak yapılan toksisite testlerinde Cu'ya maruz kalan balıklarda kalmayanlara göre iyonik dengesizlik, solunum güçlüğü, mortalite ve K^+ değerinde azalma gözlenmiştir. Sonuçlara göre K^+ ve Ca^+ plazma seviyeleri artarken Na^+ seviyesi azalmıştır. Balıklar Cu derişimine bağlı olarak maruz kalmadıkları dönemde elektrolit seviyelerini eski haline getirme yeteneği de göstermişlerdir.

Güneş (2019), Tercan Barajı'ndan alınan su, sediment ve balık dokusu (*Ctenopharyngodon idella, Barbus capito, Cyprinus carpio, Capoeta umbla*) örneklerinde Ni, Cr, Zn, As, Fe, Pb, Cu ve Mn gibi metal seviyelerini belirlemiştir. Analiz sonuçlarına göre su ve sediment örneklerinde Fe en yüksek seviyede tespit edilirken su örneklerinde Pb ve Zn metallerine rastlanmamıştır. Balıklardan elde edilen kas dokularına kıyasla karaciğer ve solungaç dokularında daha fazla ağır metal birikimi gözlenmiştir. Bu çalışma ile insanlar tarafından tüketilen kas dokusunda belirlenen ağır metal miktarlarının kabul edilebilir düzeyin üzerinde olduğunu, ağır metal birikiminin doğrudan kan parametreleri, enzim aktiviteleri, büyüme ve gelişmeyi olumsuz etkilediğini göstermişlerdir.

Algül ve Beyhan (2020) Bafa Gölü'nün sığ sedimentlerinde 9 tane ağır metalin derişimlerini ve kaynaklarını araştırmışlardır. 2015 Yaz ile 2016 İlkbahar dönemleri arasında yapılan çalışmada en yüksek ağır metal düzeyi Fe, en düşük ise Cd olarak tespit edilmiştir. Sediment kalitesi kılavuzlarına göre Cr, Cu ve Ni'nin Bafa Gölü

ekosistemi için ciddi bir tehdit oluşturduğu ortaya çıkmıştır. Sonuçlar Cd, Cr ve Ni derişimlerindeki artışın antropojenik kaynaklı olduğunu ve tüm ağır metal düzeylerindeki artışın sonbaharda gözlendiğini göstermektedir.

2.3. Tez Çalışmasında Kullanılan Balık Türlerinin Ekolojileri ve Genel Özellikleri

Bu çalışma için seçilen balık türleri *S. erythrophthalmus* (kızılkanat), *E. lucius* (turna) ve *C. gibelio* (Gümüşi havuz balığı)'dur (Şekil 2.2.).



Scardinius erythrophthalmus (A)
(L., 1758) (kızılkanat)



Carassius gibelio (B)
(Bloch, 1782) (gümüşi havuz balığı)



Esox lucius (C)
L., 1758 (turna)

Şekil 2.2. Tez çalışması için seçilen balık türleri (https://www.fisheriesireland.ie/species)

2.3.1. *Scardinius erythrophthalmus* (kızılkanat)

Ülkemizde *S. erythrophthalmus* ilk olarak 1912 yılında Bursa Uluabat Gölü'nde tespit edilmiş olup gölün doğal türüdür (Geldiay & Balık, 2007). Avrupa kıtasında yaygın olduğu bilinen bu tür ılıman, bol bitki örtülü ve sığ göllerde yaşar. En karakteristik özelliği karın, anal ve kaudal yüzgeçlerinin kırmızı olmasıdır (Şekil 2.2A). Bu türün turna balığına göre ekonomik değerinin daha az olması türü değersiz kılmaz. Bunun

nedeni *S. erythrophthalmus*'un turna balığı için en önemli besin kaynağı olmasıdır. *E. lucius* populasyonunun dengeli bir şekilde yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmesi için kızılkanat vazgeçilmez bir balık türüdür. Bu balık türü ince uzun şekile sahip, dudakları keskin kenarlı ve sert olup ince uzun şekillidir. Bu özellikleri sayesinde kızılkanat taşlar üzerine yerleşmiş yosunları ve taşların arasındaki hayvanları kemirerek kolaylıkla sökebilirler. Boyu 30 cm'ye kadar ulaşabilen kızılkanatların kuyruk yüzgecinin lobları sivri olup derin çatallıdır (Geldiay & Balık, 2007).

Uluabat Gölü'nde yapılan çalışmalarda *S. erythophthalmus* populasyonuna ait bireylerin yaş aralığının I-VII arasında dağılım gösterdiği belirlenmiştir (Emiroğlu, 2008). Bir kızılkanat 20 yaşına kadar büyüyebilir ve genel olarak 2-3 yaşlarında olgunlaşır (Pethon, 2005). Doğurganlık oranı yüksektir ve her dişi yaklaşık 100 000 – 230 000 yumurta üretebilir (Kennedy & Fitzmaurice 1974; Pethon, 2005). Yumurtlama dönemlerinde akarsuların özellikle hızlı akışlı ve sığ olan zemini taşlı-çakıllı zonlarına geçerler. Erkek ve dişilerin başlarının üzerinde üreme döneminde oldukça iyi görünebilen yumurtlama tüberkülleri oluşur (Geldiay & Balık, 2007). Uluabat Gölü'nde ise üreme periyodunun Nisan-Haziran ayları arasında olduğu belirtilmiştir (Emiroğlu, 2008).

Genellikle sığ suların litoral zonlarında yaşar ve olumsuz koşullara kolaylıkla adapte olabilirler. Tropikal ve subtropikal sistemlerdeki kızılkanatların neredeyse tamamı herbivordur (Holcík, 1967). Ancak bu türün çoğunlukla omnivor beslenme gösterdiği bilinmektedir. Ana besinler omurgasızlar, planktonlar, sucul bitkiler, böcek larvaları ve balık yumurtalarıdır (Freyhof & Kottelat, 2007). Beslenme biçimine göre ontogenetik olarak adlandırılır ve dipteki bitki örtüsü, plankton ve omurgasızlar üzerine ciddi predatör etkisi yapar (Hicks, 2003). *S. erythophthalmus* ilkbahar ve sonbaharda daha fazla zooplankton tüketirken yaz döneminde daha az tüketir (Garcia-Berthou & Moreno-Amich, 2000). Gölde 2006 yılında yapılan bir stok çalışmasında 18,5 ton *S. erythophthalmus* avlanmış olup avlanan tüm balıkların %2,88'ini oluşturmuştur (Küçükkara vd., 2007).

2.3.2. *Carassius gibelio* (gümüşi havuz balığı)

C. gibelio, Yunanistan ve Bulgaristan taraflarından insan kaynaklı aktiviteler ile Meriç Nehri üzerinden Türkiye'ye girmiştir (Ozuluğ vd., 2004). Son yıllarda istilacı bir tür olan *C. gibelio* popülasyonu büyük bir hızla artmış ve bu tür Türkiye iç sularında dominant hale gelmiştir (Şekil 2.2B) (Ozuluğ vd., 2019; Yerli vd., 2014). Etinin kılçıklı olması, balığın bentopelajik beslenmesi ve çamursu kokması nedeniyle ekonomik değeri olmayan bir balık türü olarak bilinmektedir (Emiroğlu, 2008). Ancak Uluabat Gölü'nden yakalanan balıklar son yıllarda Suriye ve Irak gibi ülkelere ihraç edildiği için avlanma oranı yüksektir. Bu tür 2011 yılından beri büyük oranda avlanıp Irak'a ihraç edilmesine rağmen popülasyon büyüklüğü üzerinde herhangi bir olumsuz etki yaratmamıştır (Emiroğlu vd., 2012). Uluabat Gölü'nde daha önce yapılan çalışmalarda *C. gibelio* populasyonuna ait bireylerin yaş aralığının I-VII arasında dağılım gösterdiği gösterilmiştir (Emiroğlu, 2008).

C. gibelio omnivor beslenme özelliğine sahip bir türdür (Specziar vd., 1997). Sazangiller (Cypriniformes) ailesine ait bu tür, ekstrem koşullara kolayca adapte olarak sayısını artırıp bulunduğu ortamda baskın hale gelebilmektedir. Bu durumu destekleyen nedenler; et kalitesinin düşük olması nedeniyle avcılıkta tercih edilmemesi, yaşadığı ekosistemdeki diğer türlere göre yumurtlama olgunluğuna hızla ulaşması ve bu türde bir partenogenez çeşidi olan ginogenezin görülmesidir (Tsounomi vd., 2006). Bunun yanında *C. gibelio*'nun geniş bir beslenme toleransına sahip olması da bu durumu desteklemektedir. Yapılan çalışmalar üreme dönemlerinde bile beslenmede herhangi bir azalma olmadığını, ancak su sıcaklığındaki düşüşe bağlı olarak üremenin azalabileceğini ve yılın her zamanında beslenebildiğini göstermiştir (Balık vd., 2003; Penttinen & Holopainen, 1992). Bu tür genellikle bentik ve planktonik omurgasızlarla beslenmekte olup en fazla *Daphnia* sp. türlerini tüketmektedir (Balık vd,, 2003). İstilacı türler genellikle triploiddir ve kendi yumurtalarını aktive etmek için diğer türlerin spermini kullanarak apomiktik (ginogenetik) üreme gösteren neredeyse sadece dişi bireylerden oluşur (Saylar vd., 2019). Bu tür, ginogenetik üremenin yanında biseksüel üreme özelliği de gösterir. *C. gibelio*'nun gonadosomatik indeks çalışmalarına genel olarak bakıldığında üreme periyodunun geniş bir zaman dilimine yayıldığı görülmüş olup maksimum üremenin Nisan ayında olduğu belirtilmiştir (Lorenzoni vd.,

2007, Bölüm 13, s. 259). Uluabat Gölü'nde *C. gibelio*'nun en fazla Mart ve Ağustos ayları arasında ürediği fakat tüm yıl boyunca olgun yumurtaya sahip bireyler gözlemlendiğinden bu türde yumurtlamanın tek bir seferde olmadığı belirtilmiştir (Emiroğlu, 2008; Gui & Zhou, 2010*). C. gibelio* gibi istilacı türler habitatlarda baskın hale gelerek, besin zincirinde kaymalara neden olarak ve bulunduğu çevrenin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirerek ekonomik ve çevresel zararlara neden olurlar.

2.3.3. *Esox lucius* (turna)

E. lucius Esocidae familyasına ait, Holoarktik kökenli bir türdür ve tüm kuzey yarım kürede doğal yayılış gösterir. Genel olarak baraj, gölet ve göllerde yaşıyor olsa da bazen akarsulara da geçebilmektedir. Soğuk su balığı olarak sınıflandırılmasına rağmen geniş sıcaklık aralıklarında kolaylıkla adapte olabilir. Bu nedenle Avrupa ve Asya sularında da turna balığına sıklıkla rastlanır (Geldiay & Balık, 2007).

E. lucius'un avına saldırması için çok hızlı olması gerekir. Bu nedenle dorsal yüzgeci vücudunun gerisine itilmiş olup torpido şeklindedir (Şekil 2.2C). Bu durum su içinde sürtünmeyi minimuma indirerek balığın hız kazanmasını sağlar (Emiroğlu, 2008). Burun yapısı uzun ve yassı olduğu için ördek gagasını andırır. Bu nedenle halk arasında ördekgagalı veya yeşilbaş gibi adlandırılabilir. Boyu 150 cm'yi ağırlığı 40 kg'ı bulabilen avcı ve yırtıcı bir balıktır. Bu türün eti lezzetli olduğu için doğrudan insan besini olarak kullanılır ve dolayısıyla ekonomik bakımdan değerli bir balık türüdür (Geldiay & Balık, 2007).

Uluabat Gölü'nde *E. lucius*'un beslenmesi üzerine yapılan çalışmalara göre yaz dönemlerinde balığın daha az beslenmesinin nedeninin artan su sıcaklığının metabolizmalarını hızlandırması sonucunda yedikleri besinleri hızlı sindirmeleri olduğu belirlenmiştir (Yılmaz vd., 2010). Karnivor beslenen bir balık türü olduğu için besin olarak genellikle balıkları seçer. Predatör olan turna balıkları balık, kuş, kurbağa ve diğer omurgalı türlerini besin olarak tercih ederler. Ancak su ortamında bulamadıkları zaman omurgasızlar ile de beslenebilirler (Küçük & Güçlü, 2004). Uluabat Gölü'nde bu türün besin kaynaklarının çoğunlukla *Vimba vimba, Cyprinus carpio* ve *Rutilus rutilus* olduğu tespit edilmiştir (Yılmaz vd., 2010).

Uluabat Gölü'nde *E. lucius* ile ilgili yapılan daha önceki çalışmalarda yaş aralığının I-VIII arasında dağıldığı gözlemlenmiş olup sonrasında bu aralığın XI. yaş grubuna ulaştığı belirtilmiştir (Emiroğlu, 2008; Erdem vd., 1990). Ülkemiz dışında yapılan araştırmalarda ise bu dağılım XX. yaş grubuna kadar yükselmektedir (Emiroğlu, 2008). Daha önce Türkiye sularında *E. lucius* ile yapılan çalışmalarda yumurtlama döneminin Şubat-Mart aylarında maksimuma ulaştığı tespit edilmiştir (Aksun, 1987; Çubuk vd., 2000; Tanyolaç & Karabatak, 1974). Buna karşın yurt dışı çalışmalarında yumurtlama döneminin genellikle Mart ortasında başayıp Mayıs başına kadar sürdüğü ve Nisan ayında en yüksek oduğu belirtilmiştir (Kipling & Frost, 1970). Uluabat Gölü'nde ise Gonado Somatik İndeks (GSI) değerleri incelendiğinde bu türün Aralık ile Mart ayları arasında üreme faaliyeti gösterdiği belirtilmiştir (Emiroğlu, 2008).

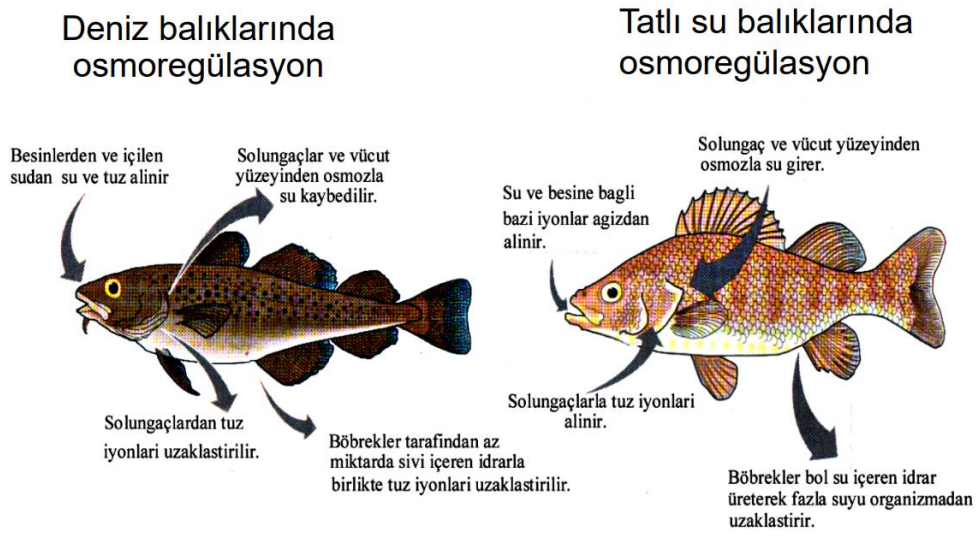
Ülkemizde yaklaşık 47 ildeki göllerde turna balığının (*E. lucius*) yaşadığı bilinmektedir (Türkiye İstatistik Kurumu [TUİK], 2010). Bursa'da bulunan Uluabat Gölü turna balığı nın en çok görüldüğü göldür. 1995 yılında yapılan istatiksel çalışmalarda 453 ton *E. lucius* Türkiye sularında avlanmış olup turna balığı üretim miktarının 221 tonunun Uluabat Gölü'ne ait olduğu belirlenmiştir. 2006 yılında gölde yapılan stok çalışmasında gölden 93,5 ton *E. lucius* avlanmış olup toplam avlanan balığın %14,55'ni oluşturduğu tespit edilmiştir (Küçükkara vd., 2007). TÜİK'in 2007 yılı sonuçlarına göre ise Türkiye' deki turna balığı üretim miktarı 242 ton olup 98 tonu Bursa İlinde üretilmiştir (TUİK, 2010). Verilerden de anlaşılacağı gibi turna balığı popülasyonu gün geçtikçe azalmaktadır.

2.4. Balıklarda Osmoregülasyon

Osmoregülasyon, sucul ekosistemlerde yaşayan canlıların vücut sıvılarındaki osmotik basıncı dengede tutmak için gerçekleştirdikleri süreçlerin tamamıdır ve sucul canlılar için gerekli bir fizyolojik adaptasyondur (Heath, 1987). Balıklarda osmotik basınç kanlarında bulunan inorganik tuzlar tarafından sağlanır ve belli bir asiditeye sahiptir. Balıkların büyük bir kısmı stenohalin olduğundan ya tatlı su ya da deniz formudur; buna karşılık çok az bir kısmı örihalin olduğundan hem tatlı suda hem de denizde yaşayabilir. Bu nedenle balıklarda boşaltım ve ozmoregülasyon tatlı su formu, deniz formu ya da ait oldukları gruplara göre farklı yapılır (Şekil 2.3.).

Tatlı su balıklarına göre deniz balıklarının kanlarında daha fazla inorganik tuz bulunur. Genellikle tatlı suda yaşayan balıkların vücut sıvıları, ortama oranla hiperosmotiktir. Bu nedenle bu balıkların suya geçirgen olan solungaçları, ağız epiteli, bağırsak yüzeyi gibi kısımlardan vücutlarına devamlı olarak su girer. Deri, birçok türde içerdiği pullar, kemik zırh, kalın bağ dokusu tabakası ve özellikle de salgıladığı mukus nedeniyle suya karşı geçirgenliği büyük ölçüde azaltırsa da, vücuda deri yoluyla bir miktar su girer (Kirschener, 1991). Tatlısu balıkları vücutlarına devamlı olarak giren bu fazla suyu, bol idrar oluşturarak atarlar.

Tuzlu su balıklarında vücut sıvılarının osmotik yoğunluğu dış ortamdan daha düşük olduğu için vücut geçirgen olan kısımlardan su kaybedip, tuz alır. Su kaybı, su içerek ve suyun bağırsaktan emilimiyle karşılanır. İçilen suyun miktarı, türlere ve suyun tuzluluğuna göre değişmek üzere, günde vücut ağırlığının %7-35'i kadardır. Vücuda giren fazla su ise solungaç ve bağırsaklardan atılır.



Şekil 2.3. Tatlı ve tuzlu su balıklarında osmoregülasyon (Campbell, 2002)

Bazı balık türleri hem tatlı suda hem de tuzlu suda yaşama yeteneğindedir. Anadrom balıklar tatlı suda yumurtadan çıkarlar, beslenmek ve büyümek için denize geçerler ve sonra yumurtlamak için tekrar tatlı suya dönerler. Katadrom türler de bu iki ortam arasında anadrom türlerin tersine bir davranış gösterirler. Bu tip canlılar iki ortam arasında geçiş hızlarına bağlı olarak, hızlı ya da yavaş bir şekilde osmoregülasyon

mekanizmalarını ayarlamak zorundadırlar (Heath, 1987). Bu balıklar tatlı sudan denize ve denizden tatlı suya geçerken, her iki suyun karıştığı bölgede belli bir süre beklerler. Bu bekleyişin nedeni de dengelemeyi sağlamaktır. Bazı balık türleri ise tuzluluğa karşı geniş bir toleransa sahiptir ve tatlı su ile tuzlu su arasında serbestçe hareket ederler.

Balıklarda solungaç ve bağırsaklar metaller gibi toksik maddelerin temel alınım bölgeleri olmaları nedeniyle hedef organlardır. Aynı zamanda bu organlar balıklardaki su ve iyon dengesi için de oldukça önemlidir. Balıklar metaller gibi toksik ajanlara maruz kaldıklarında kan iyon derişiminde ve Ca^{+} dengesinde düzensizlikler, osmosregülasyon ve sıvı elektrolit dengesinde dengesizlik, böbrek, solungaç ve bağırsak dokularında histolojik ve morfolojik değişiklikler gözlenebilmektedir (Giles, 1984; Hwang ve Yang, 1997).

2.5. Osmoregülasyonda ATPaz'ların Rolü ve Yapılan Çalışmalar

Adenozin trifosfatazlar (ATPaz) gibi osmoregülatör enzimler üzerine metallerin inhibitör etkisi daha önceki çalışmalarda gösterilmiştir ve bu enzimlerin biyoindikatör olabileceği düşünülmüştür (Suvetha vd., 2010; Temiz vd., 2021; Uçkun & Uçkun, 2021). Metal gibi toksik ajanların yanında su sıcaklığı, su kalitesi, beslenme biçimi ve yaş gibi faktörlerin doğal ortamlarda ATPazlar üzerine etkisi hakkında yapılan çalışmalar yok denecek kadar azdır (Qiang vd., 2013; Vodianitskyi vd., 2021).

ATPaz'lar osmoregülasyonda, membran geçirgenliğinde, iyon transferinde ve ikincil aktif taşımada görevli membrana bağlı enzimlerdir. Bu enzimlerin elektronegativitesi yüksek olduğundan geçiş metallerine karşı oldukça hassastır (Watson & Beamish, 1981). Osmoregülatör hasar gerçekleşmeden önce ATPaz'ların çevresel kirleticiler tarafından inhibisyona uğraması, ATPaz'ların iyonik ve osmoregülatör sistemlerdeki bozuklukların erken uyarılmasındaki kullanımlarını işaret etmektedir (Stagg & Shuttleworth, 1982). ATPaz'lardan en çok bilinenler Ca^{+2}-ATPaz, Na^{+}/K^{+}-ATPaz ve Mg^{+2}-ATPaz'dır.

Çeşitli iyon ve moleküllerin biyolojik membranlardan taşınmasını sağlayan ATPaz tipleri mevcuttur. Bu iyon ve moleküllerin bazıları hücre içine, bazıları hücre dışına

bazıları da hücre organellerine taşınır. P, V, F ve ABC tip ATPazlar olarak bilinen bu taşıyıcı enzimler bakterilerden ökaryotik hücrelere kadar birçok organizmada bulunur (Pedersen, 2005). P-ATPazlar bakteri, mantar, ökaryotik plazma membranları ve organellerinde bulunur (Toyoshima vd., 2000). P-ATPazlar taşıdıkları spesifik iyonlar nedeniyle çok çeşitli olup en güzel örnekler Ca^{+2}-ATPaz, Na^{+}/K^{+}-ATPaz'dır. V-ATPazlar en iyi maya hücresinde karakterize edilmiştir ve endozom, lizozom, golgi gibi birçok organelin membranında ve sekretuvar vesiküllerde bulunur (Ohsumi ve Anraku, 1981). Vakuoler H^{+} ATPaz V tipi ATPazlara örnek verilebilir. F-ATPaz; mitokondri, kloroplast ve bakteriyel plazma membranlarının birincil dereceden enerji üreticileridir (Bianchet vd., 1991). H^{+} ATPaz bir F tipi ATPazdır. ABC ATPazlar transfer enzimlerinin büyük çoğunluğunu oluşturur (Higgins, 1992). P tip ATPazlara yapısal olarak benzese de tek bir polipeptid zincirinden oluşur (Chen vd., 2003). Özellikle memelilerde mutasyona uğrayıp çeşitli hastalıklara neden olmaktadırlar.

Kong vd. (2012), düşük sıcaklığın bir yengeç türü olan *Scylla paramamosain*'nın kas dokusunda antioksidan sistemler ve ATPaz aktiviteleri üzerine etkisini araştırmışlardır. 5, 10, 15, 27 ºC (kontrol grubu) sıcaklık değerlerine adapte edilmiş *S. paramamosain*'ın kas dokusunda süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT) ve glutatyon peroksidazın (GP_X) aktiviteleri azalan sıcaklıklarla birlikte kademeli olarak azalmış ve daha sonra kontrole (27 ºC) kıyasla 5, 10 ºC'lerde tamamen düşmüştür. Kontrol ile karşılaştırıldığında ATPaz aktiviteleri 10 ºC'de önemli ölçüde artmıştır. Bunun nedeninin fizyolojik homeostazisin korunması için bir telafi mekanizmasının olabileceği değerlendirilmiştir.

Uçkun ve Öz (2020), bir fungusit olan Azoxystrobin'in hedef dışı tür olan kerevit (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) üzerindeki akut toksik etkisini araştırmışlardır. Bu amaçla biyobelirteç olarak oksidatif stres enzimleri, ATPazlar ve kolinesteraz aktivitelerini değerlendirmişlerdir. Sonuçlara göre Azoxystrobin, antioksidan enzimlerin (SOD, GPx, GST, GR) aktivitesini bozup, GSH ve MDA içeriğini değiştirerek oksidatif stresi indüklemiştir. Azoksistrobin'in tüm uygulama dozlarında ATPazları inhibe ettiği, kerevitlerin solungaç ve kas dokularındaki gaz değişimini ve iyon düzenlemesini bozduğu ortaya çıkmıştır.

2022 yılında *Eriocheir sinensis* (yengeç) ile yapılan bir çalışmada tuzluluğun antioksidan kapasite, osmoregülasyon, ATPaz aktivitesi ve metabolizma üzerine etkileri araştırılmıştır. Araştırmacılar sudaki tuzluluk oranı arttıkça hemolenf osmolalitesinin arttığını Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin azaldığını gözlemlemişlerdir (Wang vd., 2022).

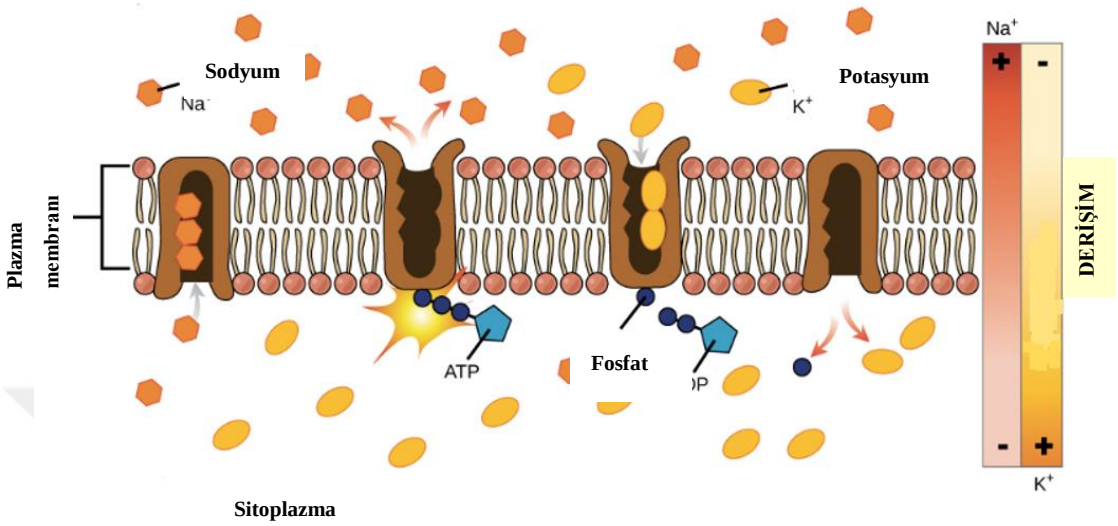
Su piresi *Daphnia magna* ile yapılan bir çalışmada bir insektisit olan Sulfoxaflor ve Zn^{+2} karışımın osmoregülasyon (Ca^{+2}-ATPaz) ve antioksidan sistem üzerine etkisi araştırılmıştır. Sonuç olarak oksidatif stres belirteçleri olan CAT, SOD, GPx, GST, GSH ile Ca^{+2}-ATPaz metabolizmasında ve dolayısıyla osmoregülasyonda bozulma gözlemlenmiştir (Sevgiler & Atlı, 2022).

2.5.1. Na^+/K^+-ATPaz (sodyum-potasyum pompası)

Na^+/K^+-ATPaz P tipi ATPaz olup α ve β olmak üzere iki alt birimden oluşan heterodimerik bir membran proteinidir. 110-120 kDa olan α alt ünitesi katalik aktiviteden sorumludur ve α1, α2, α3, α4 izoformları memeli hücrelerinde tanımlanmıştır (Blanco & Mercer, 1998). 60 kDa ağırlığındaki β alt ünitesi ise α β (heterodimer) kompleksini oluşturarak hücre membranına bağlanmasını sağlar (Bublitz vd., 2010). Na^+/K^+-ATPaz fosfolipidler için mutlak gerekliliği olan, tuz taşınmasının gerçekleştiği bağırsak ve solungaç gibi dokularda büyük oranda bulunan ve bu taşınma sırasında osmoregülasyonu sağlayarak elektriksel gradient ve transepitelyal iyon hareketlerini düzenleyen önemli bir enzimdir (McGeer & Wood, 1998).

Na^+/K^+-ATPaz aktif taşıma sırasında üç Na^+ iyonunu hücre dışına iki K^+ iyonunu hücre içine taşıyan bir pompadır (Şekil 2.4). Bu elektriksel aktivite ATP bağımlıdır ve hücre içini polarize ederek apikal membrandan Na girişi için elektrokimyasal bir gradient oluşturur. Na^+/K^+-ATPaz enzimi kardiyak glikozitler olarak bilinen ouabain ve digoksin gibi steroidlere oldukça duyarlıdır. Her iki steroid türü bitkilerde sentezlenmesine rağmen ouabainin memelilerde de sentezlenip hormon olarak kabul edildiği görüşü hakimdir. Kardiyak steroidler Na^+ ve K^+ taşınmasını katalizleyen sodyum-potasyum pompasını inhibe etmektedir (Periyasamy vd., 1983). Buna ek olarak Na^+/K^+ pompasına ouabain bağlanması, protein ekspresyonunu ve fosforilasyonunu modüle eden çeşitli

protein kinaz basamaklarını aktive ederek hücresel sinyalleşmeyi başlatabilir (Blaustein vd., 2011).



Şekil 2.4. Sodyum-potasyum pompa döngüsü (Villareal 2007'den değiştirilerek alınmıştır)

Torreblanca vd. (1989), bir kerevit türü olan *Procambarus clarkii*'nin solungaç ATPaz aktivitesi üzerine kirliliğin etkisini araştırmıştır. *Procambarus clarkii*, ağır metallerin toksik etkilerine karşı yüksek bir dirence sahip olmasına rağmen ATPaz aktivitelerinde görülen inhibisyonların ağır metal kaynaklı olduğu tespit edilmiştir. Bu bulgu ile *Procambarus clarkii*'nin kirlilik çalışmalarında bir biyobelirteç olarak kullanılabileceği belirtilmiştir.

Taylor vd. (2000), *Oncorhynchus mykiss*'i (Gökkuşağı alabalığı) Zn^{+2}, Cu^{+2} ve Cd^{+2}'nin sırasıyla 250 mg/L, 75 mg/L ve 3 mg/L derişimlerine 100 gün boyunca maruz bırakmışlardır. Süre sonunda bu maruziyetin balık dokularında Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi ve iyon dengesine olan etkilerini incelemişlerdir. Solungaç ATPaz aktivitesinin Cu^{+2} etkisinde arttığını gözlemlemişlerdir. Bunun yanında Ca^{+2} ve Na^{+} iyon düzeyinin bütün vücutta iki gün içerisinde bozulduğunu tespit etmişlerdir. Diğer metallerle kıyaslandığında Cd^{+2} alımına bağlı olarak Ca^{+2} kaybının daha uzun süreli olduğunu ve Cd^{+2}'a bağlı etkilerin metabolik gereksinimle ilgili olmadığını belirtmişlerdir. Cu^{+2}

etkisinde ise fizyolojik tepkilerin balığın metabolizma faaliyetlerindeki gereksinimle ilişki olduğunu tespit etmişlerdir.

Pratap ve Bongab (1993), tatlı sularda yaşayan *Oreochromis mossambicus*'un solungaç dokularında farklı Ca^{+} derişimlerinde 35 gün boyunca Cd etkisini araştırmışlardır. Balıklar hem su hem de besin yoluyla Cd etkisinde kalmış, deney sonunda solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktiviteleri belirlenmiştir. Artan Ca^{+} derişimleri ile besin yoluyla alınan Cd'nin alınımı arasında olumlu bir ilişki tespit edilmemiş olup su yoluyla alınan Cd'nin yüsek Ca^{+} derişimlerinde azaldığını tespit etmişlerdir. Ayrıca klorit hücre sayısı artmayıp iyon değişim kapasitesi azalmıştır.

Wang vd. (2006), sıcaklığın bir karides türü olan *Macrobrachium nipponense*'in büyüme, hücresel savunma ve ATPaz enzimi üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. 22-32 ºC sıcaklık aralığındaki spesifik büyüme oranlarının 16-20 ºC sıcaklık aralığından anlamlı ölçüde daha yüksek olduğu ($p<0,005$) ve 25 ºC de en yüksek orana ulaştığı sonucuna varmışlardır. 16-22 ºC sıcaklık aralığındaki hepatopankreas Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitelerinin ortalamasının 25-32 ºC sıcaklık aralığındaki hepatopankreas Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitelerinden 1,38 kat daha fazla olduğu görülmüştür.

Vornanen ve Paajanen (2006), bir sazan türü olan *Carassius carassius* balığının beyninde mevsime bağlı glikojen içeriğini ve Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesinin değişimini araştırmışlardır. Balıklar yıl boyunca aylık olarak doğadan toplanarak çalışılmıştır. Yaz ve kış mevsimleri arasında beyin dokusunun Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitelerinde küçük değişiklikler gözlemlenmiştir. Ouabain bağlanma yerlerinin sayısı ve Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi mevsimsel olarak değişmiş, ancak habitatın oksijen içeriği ile enzim aktivitesi arasında mevsimsel değişikliklere bağlı açık bir bağlantı görülmemiştir.

Bernabò vd. (2013), antropojenik faaliyetler sonucu sekonder olarak tuza maruz kalan tatlısu habitatlarını incelemek amacıyla amfibi olan *Bufo balearicus* ve *Bufo bufo* türlerinde larval gelişim, metamorfoz ve Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitelerini değerlendirmişlerdir. Çeşitli derişimlerde (%5, %10, %15, %20, %25, %30) deniz suyuna kronik olarak maruz bırakılan amfibilerin solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitelerinde önemli artışlar olduğunu gözlemlemişlerdir. Sonuç olarak araştırmacılar

tatlısuların tuzluluk oranının artmasının endişe verici olduğunu ve en az diğer kirleticiler kadar tuzluluğunda amfibi yaşamı için önemli bir stres kaynağı olduğunu göstermişlerdir.

Priya vd. (2015), tatlısu balığı *Labeo rohita*'da silisyum dioksit (SiO_2-NP) nanopartiküllerinin hematoloji, iyonregülasyonu ve solungaç Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi üzerine ekolojik risk değerlendirmesini çalışmışlardır. SiO_2-NP'lerin farklı derişimlerine (1,5 ve 25 mg/L) maruz kalan *L.rohita*'nın Hb, Hct, RBC, WBC, MCV, MCH, MCHC değerleri gibi hematolojik ve Na^+, K^+, klor (Cl^-), Na^+/K^+-ATPaz gibi parametrelerinde anlamlı değişimler gözlenmiştir. Sonuçlara göre bu parametrelerde görülen doza ve maruz kalma süresine bağlı değişimler fizyolojik stres ile SiO_2-NP toksisitesi arasında bir ilişki olduğunu göstermektedir.

Handayani vd. (2020), civa maruziyetinin Nil çuprası *Oreochromis niloticus*'un serum osmoregülasyon, Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi ve hematolojik parametreleri üzerine etkisini araştırmıştır. Balıklar 0, 0,1 ve 1 mg/L Hg ile 0, 5, 10, 15 g/L tuz derişimlerine 96 saat boyunca maruz bırakılıp solungaç ve böbrek dokularında serum osmolalitesi, iyon düzeyleri, hematolojik parametreleri ve Na^+/K^+-ATPaz düzeyleri ölçülmüştür. Serum osmolalitesi 15 g/L tuz derişiminde artış gösterirken 5 ve 10 g/L tuz derişimlerinde anlamlı bir değişiklik gözlenmemiştir. Cl^- iyonu düzeyi sadece 15 g/L tuz derişiminde artış göstermiştir. 15 g/L tuz derişiminde solungaç Na^+/K^+-ATPaz düzeyi kontrole göre oldukça farklı iken böbrek Na^+/K^+-ATPaz düzeyi bütün tuz ile birlikte Hg derişimlerinde değişmemiştir.

Chew vd. (2020), bir kedi balığı türü olan *Heteropneustes fossilis*'in yüksek derişimlerde çevresel amonyağa maruz kaldığında Na^+K^+ATPaz yardımıyla amonyağı dışarı atabileceğini göstermişlerdir. 30 mmol/L NH_4Cl'ye maruz kalmanın amonyak ve üre atılım oranları ile doku amonyak ve üre derişimleri üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. Sonuçlar *H. fossilis*'in 6 günlük amonyak maruziyeti sırasında üre birikimi ve atılımını arttırmadığını ve 8 mmol/L NH_4Cl'ye maruz kalma sırasında aktif olarak amonyak salgılayabildiğini görmüşlerdir. Balıkların solungaç dokularından atılan amonyağın Na^+/K^+-ATPaz içerikli olduğunu ve yapılan deneylerde 30 mmol/L NH_4Cl'ye maruz kalmanın Na^+/K^+-ATPaz düzeylerinde önemli ölçüde artışa neden

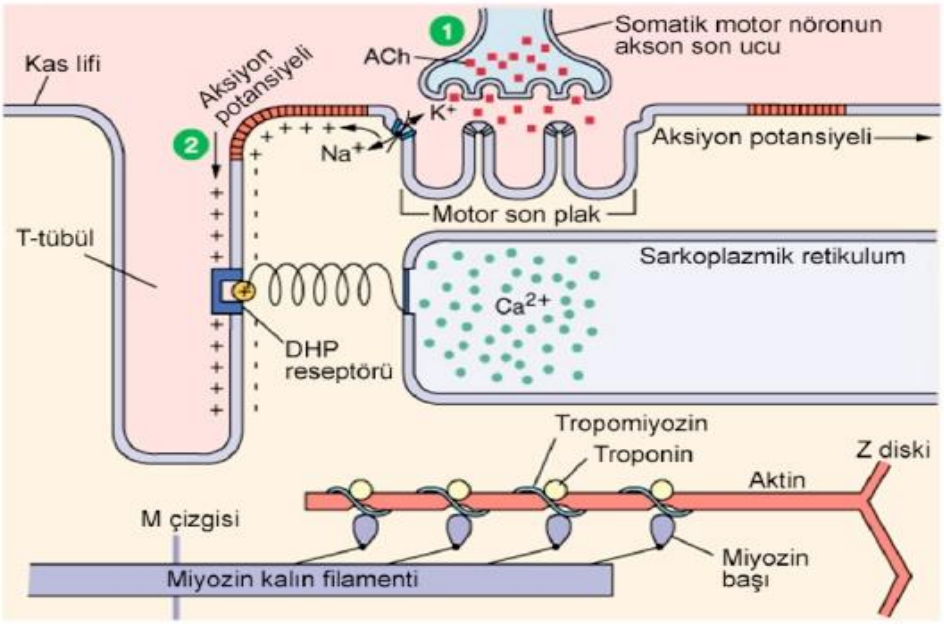
olduğunu belirtmişlerdir. Bu nedenle *H. fossilis*'in yüksek çevresel amonyak toleransı, Na^+/K^+-ATPaz enzimi yardımıyla amonyak salgılama ile ilişkilendirilmiştir.

2.5.2. Ca^{+2}-ATPaz (kalsiyum pompası)

Canlı fizyolojisinde Ca^{+2} iyonlarının kas kasılması, kalbin çalışması, kemik gelişimi, nörotransmitterlerin salgılanması, gebelik ve doğumdan sonra süt yapımı ve glikojenin yıkımının uyarılması gibi birçok önemli görevi vardır. Ayrıca Ca^+ iyonları oksidasyon metabolizmaları için de aktivatör görevi yapar ve sarkoplazmik retikulumda depolanır. Sarkoplazmik retikulumdan Ca^+ salınımı iskelet kaslarının kasılma ve gevşemesinde temel adımlardan biridir. Kasların kasılma ve gevşeme mekanizmasını açıklayan en bilinen teori 1964 yılında Huxley kardeşler tarafından önerilen ve daha sonra yeniden düzenlenen kayan filamentler teorisidir (Huxley, 1974). Kayma mekanizmasının kilit iyonu, kasılmayı başlatıp sonlandıran Ca^+ iyonlarıdır. Kasılma-gevşeme mekanizmanın işleyişi, Ca^+ iyonlarının sarkolemmada meydana getirdiği aksiyon potansiyeline dayanmaktadır ve Ca^{+2}-ATPaz enzimi tarafından yönetilir.

Kayan filamentler teorisine göre (Şekil 2.5.); dinlenimde miyozin ile aktin arasında herhangi bir etkileşim yoktur. Kasılmanın gerçekleşebilmesi için bir uyarıya ihtiyaç vardır. Bu uyarının gerçekleşmesi ile birlikte motor nöronun uçlarından asetilkolin (Ach) salgılanır. Sarkolemma denilen kas hücresi zarının Na^+ geçirgenliği artar ve aksiyon potansiyeli (depolarizasyon) oluşur. Sarkoplazmik retikuluma gelen uyarı sonucunda depo edilmiş olan Ca^+ önce sarkoplazmaya sonrasında miyofibrillere ulaşır. Troponin C proteini dört Ca^+ iyonunu bağlar ve proteinler arasındaki çapraz köprüler sıkılaşır. Troponin ve tropomiyozin iki aktin arasına doğru çekilir. Miyozin başı aktine bağlanmadan önce Ca^+ ATPaz'ı aktive ederek ATP'yi ADP ve Pi'ye (inorganik fosfat) ayırır. Açığa çıkan enerji kullanılarak miyozin başı aktinle birleşir. Miyozin bağlandığında ise 90 derecelik açı ile "miyozin-aktin-ADP-Pi" kompleksi oluşur. Pi, miyozin başından ayrıldığında bu açı 50 dereceye düşerek aktin ve miyozin filamentlerinin birbiri üzerinde kayması gerçekleşir. Kas gevşemeye başladığında ise miyozin başından ADP ayrılınca bu açı 45 dereceye düşerek aktin ile miyozin birbirinden ayrılır. Sarkoplazmk retikulum içinde tekrar Ca^+ iyonları depolanır ve

kayma işlemi sonlanarak kas gevşemiş olur. Bütün bu süreçler kalsiyum pompası tarafından yönetilir.



Şekil 2.5. Kayan filamentler teorisi (https://web.itu.edu.tr)

Ca^{+2}-ATPaz (kalsiyum pompası) P tipi ATPaz ailesinin üyesi olup sarkoplazmik retikulum tübüllerine yerleşmiş bir enzimdir. Kalsiyum pompası; hücre plazma membranlarında bulunan Ca^{+2}-ATPaz (PMCA) ve sarkoplazmik retikulumda bulunan Ca^{+2}-ATPaz (SERCA) olmak üzere iki tiptir.

Plazma membran Ca^{+2}-ATPazlar (PMCA) tüm ökaryotik hücrelerin sitosolünden Ca^{+2}'nin uzaklaştırılmasından ve böylece hücrede düşük olan Ca^{+} içeriğinin korunmasından sorumludur (Watson & Beamish, 1981). Sarkoplazmik retikulum Ca^{+2}-ATPazlar (SERCA) da PMCAlar gibi ATP hidrolizinden açığa çıkan enerjiyi kullanarak sitoplazmadan endoplazmik retikulama Ca^{+} pompalar (Strehler & Zacharias, 2001). Bu nedenle Ca^{+2}-ATPaz Ca^{+} metabolizmasının düzenlenmesinde önemli bir yere sahip olup yapısındaki sülfidril (-SH) gruplarının metal etkisinde inhibe olması nedeniyle toksikoloji çalışmalarında sıklıkla tercih edilmektedir (Wong & Wong, 2000).

Shephard ve Simkiss (1978), sazangillerden *Cyprinus carpio*'yu farklı sulara adapte ederek solungaç dokusundaki Ca^{+2}-ATPaz aktivitesini ve Ca^{+} iyon derişimini

belirlemişlerdir. Deney sonucunda balıkların plazma Ca^{+} derişiminin sudaki Ca^{+} derişiminden daha yüksek olduğunu gözlemlemişler ve bunun nedeninin Ca^{+2}-ATPaz aktivitesi ile sudaki Ca^{+} derişimi ilişkisi olduğunu düşünmüşlerdir.

Bansal vd. (1985) tatlısularda yaşayan *Saccobranchus fossilis*'in kalp ve solungaç dokularında Ca^{+2-}ATPaz karakterizasyonu çalışmaları yapmışlardır. Elde ettikleri sonuçlar Ca^{+2}-ATPaz enziminin kalp dokusunda 1 mM ATP ile 3 mM Ca^{+} derişiminde, solungaç dokusunda ise 3 mM ATP ile 3 mM Ca^{+} derişiminde optimum çalıştığını göstermektedir. Deneyde kullanılan metallerden en yüksek toksisiteyi Hg^{+}'nin, en düşük toksisiteyi ise Cd^{+}'nin gösterdiğini tespit etmişlerdir. Bunun yanında in vitro metal maruziyeti ile Ca^{+2}-ATPaz aktivitesinin inhibe olduğu belirlenmiştir.

Landeira-Fernandez vd. (2004), tuna (bluefin, albacore, yellowfin türleri) ve uskumru ventriküllerinde Ca^{+2}ATPaz'ın sıcaklığa bağlı değişimini incelemişlerdir. Sarkoplazmik retikulumca zengin ventriküler veziküllerde iki türde Ca^{+2} alınımı kıyaslanmış ve tunalarda Ca^{+2} alım hızının uskumrudan anlamlı ölçüde yüksek olduğu belirlenmiştir. Tuna balık türleri arasında yapılan kıyaslamada ise en fazla soğuğa toleranslı *T. thynnus* türünde ATPaz aktivitesi ve Ca^{+} alınımı gözlenmiştir. 5-30 ºC sıcaklık değerleri arasında yapılan Ca^{+} alımı ölçümleri Ca^{+2}ATPaz aktivitesinin tüm türler için sıcaklığa bağlı değiştiğini göstermiştir.

Uçkun ve Uçkun (2021) tatlı su midyelerine (*Unio mancus*) bir insektisit türü olan imidaklopritini (IMI) 96 saat boyunca artan dört derişimde uygulamışlar ve solungaç dokusu ATPaz aktiviteleri üzerine etkilerini belirlemişlerdir. IMI maruziyetinin, kontrol grubuna göre doz artışına bağlı olarak Na^{+}/K^{+}-ATPaz, Mg^{+2}-ATPaz, Ca^{+2}-ATPaz aktivitelerinde inhibisyona neden olduğunu tespit etmişlerdir.

2.5.3. Mg^{+2}-ATPaz

Mg^{++} canlı organizmaların protein sentezinin hemen hemen her aşamasında ve DNA sentezinde görevli olması, enerji ve karbohidrat metabolizması için gerekli enzimlerinin kofaktörü olması sebebiyle oldukça önemli bir elementtir (Szostak, 2012). Mg^{++} kas iskelet sisteminin uyarılması ve işlev görmesi için gereklidir. Bu önemli işlevlere rağmen Mg^{++} homeostazı hormonlar tarafından düzenlenmez, ancak gastrointestinal

sistemden, solungaçlardan ve böbreklerden alınıma bağlı olarak değişir. Mg^{++} iyonunun taşınmasında plazma membranı ve sarkoplazmada lokalize olan P tipi ATPaz ailesinden Mg^{+2}-ATPaz enzimi görev alır (Veklich & Kosterin, 2005). Mg^{+2}-ATPaz enzimi balık solungaç epitellerinden Mg^{++}'nin taşınmasında ve oksidatif fosforilasyonda önemli role sahiptir (Parvez vd., 2006). Yakın zamana kadar moleküler mekanizması tam olarak aydınlatılmamış olan Mg^{+2}-ATPaz enzimi üzerine çalışmalar devam etmektedir. Schweigel vd. (2000) koyun mide epitel hücrelerinin Mg^{++} içermeyen Na^{+} içeren ortamda inkübe edildiğinde Mg^{++} çıkışını gözlemlemişler ve epitel hücrelerinde bir Mg^{+}/Na^{+} değiştiricinin varlığından söz etmişlerdir. Bu düşünceye alternatif olarak varlığı deneysel doğrulama gerektiren Mg^{++} pompasını öne sürmüşlerdir.

Kumari vd. (2012) sıçanların beyin dokularında Fe_2O_3 nanopartikülünün ATPazlar üzerine etkisini inceledikleri çalışmalarında Mg^{+2}-ATPaz, Ca^{+2}-ATPaz ve Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitelerinin istatiksel olarak anlamlı azaldığını tespit etmişlerdir.

2022 yılında ratların beyin dokusunda tetrakain ve dibukainin (kuvvetli anestezikler) etkisi üzerine yapılan bir çalışma özellikle dental kullanım için uygun derişimlerdeki lokal anesteziklerin sıçan beynindeki Ca^{+2}- ATPaz ve Mg^{+2}-ATPaz aktivitelerini geri dönüşümlü olarak inhibe ettiğini göstermektedir (Iwamato vd., 2022).

3. MATERYAL ve YÖNTEM

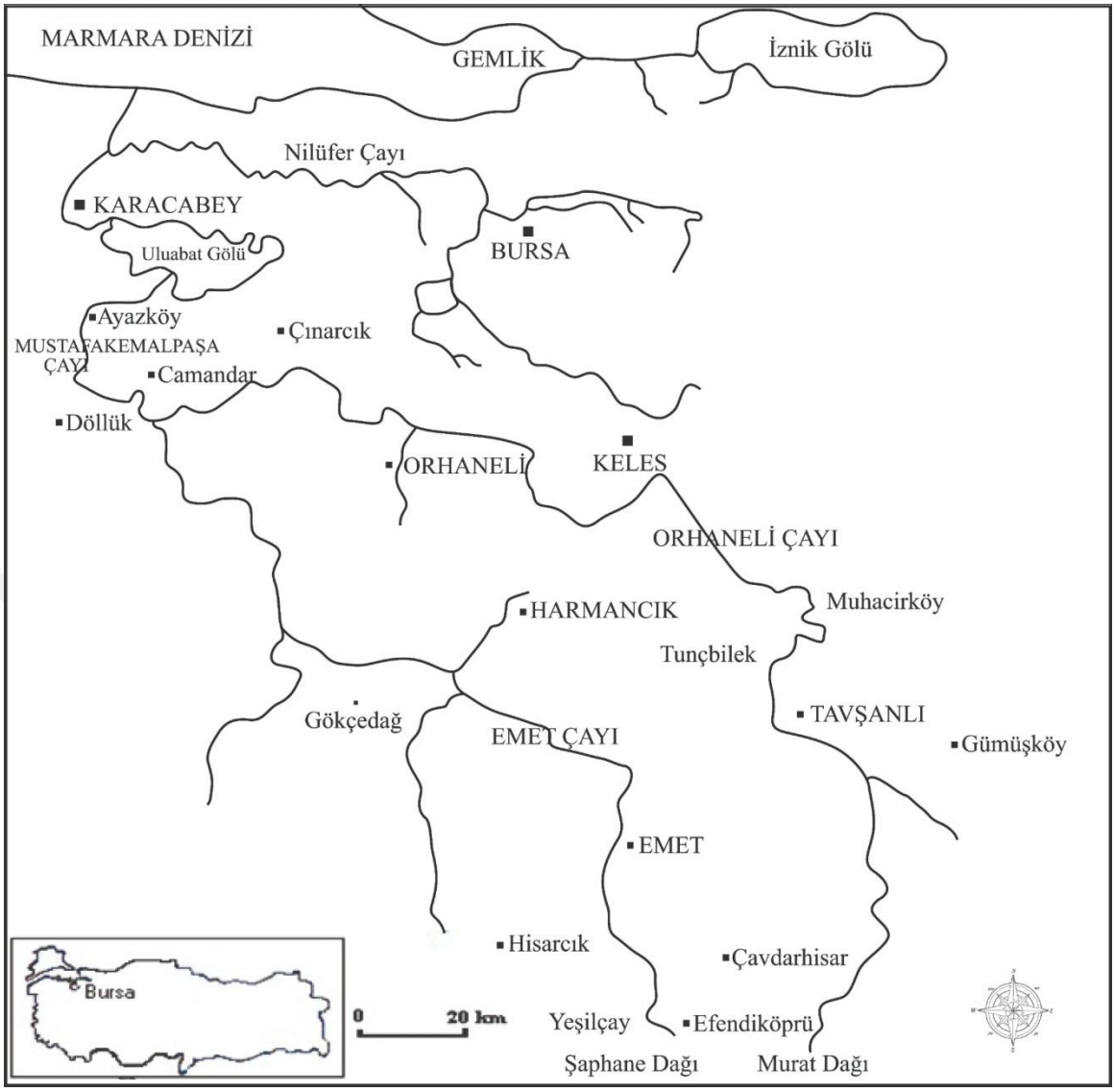
3.1. Çalışma Alanı ve Örnekleme Noktaları

Bu çalışmada Uluabat Gölü'nde beş farklı örnekleme noktası belirlenmiştir. Örnekleme, 2017 yaz, 2018 sonbahar, 2019 ilkbahar ve 2020 kış mevsimlerinde yapılmıştır. Nokta 1, Akçalar yerleşim alanlarına ve Akçalar Organize Sanayi Bölgesine yakın olması nedeniyle seçilmiştir. Nokta 2, Mustafakemalpaşa Delta açıklarındadır ve Emet, Orhaneli ve Mustafakemalpaşa çaylarının ve bu çaylara etki eden yerleşim yerlerinin etkilerini gözlemlemek için seçilmiştir. Nokta 3, Uluabat Köyü açıklarıdır ve gölün boşalımını sağlayan Kocasu Deresi yakınlarından seçilmiştir. Nokta 4 ve 5, Eskikaraağaç ile Gölyazı kıyıları açıklarından seçilmiştir. Uluabat Gölü'nün genel görünümü, örnekleme noktaları (Şekil 3.2) ve örnekleme noktalarının koordinatları Çizelge 3.1'de verilmiştir.

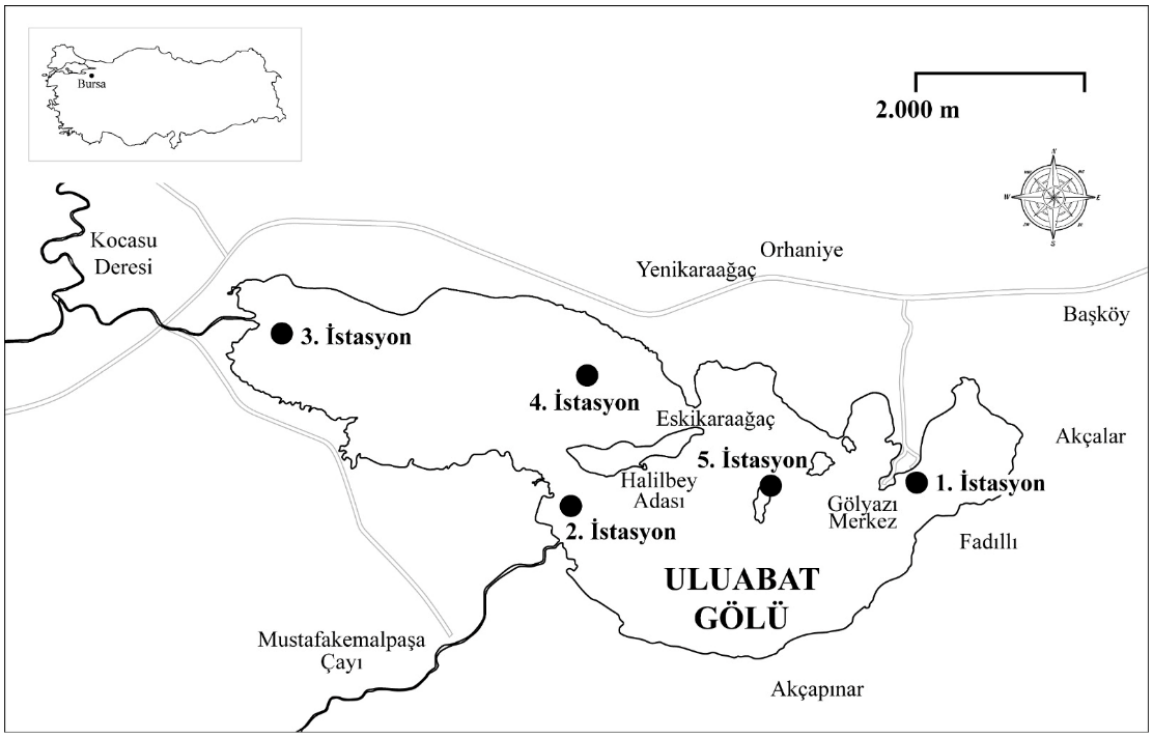
Çizelge 3.1. Uluabat Gölü örnekleme noktalarının koordinatları

İstasyon adı	**Koordinat**
1. Akçalar	40º10'38sn Kuzey/28º40'19,18sn Güney
2. MKP delta açıkları	40º9'50sn Kuzey/28º32'25sn Güney
3. Uluabat köyü açıkları	40º10'57sn Kuzey/28º27'19sn Güney
4. Eskikaraağaç	40º10'52sn Kuzey/28º32'40,1sn Güney
5. Gölyazı	40º10'8,9sn Kuzey/28º38'16sn Güney

Şekil 3.1'de Orhaneli ve Emet Çayları'nın Camandar Köyü'nde birleşerek Uluabat Gölü'ne aktığı görülmektedir. Yapılan tez çalışmasında örnekler Şekil 3.2'de de gösterildiği gibi Uluabat Gölü havzasındaki 5 noktadan toplanmıştır.



Şekil 3.1. Uluabat Gölü havzası



Şekil 3.2. Uluabat Gölü örnekleme noktaları

3.2. Fiziksel ve Kimyasal Analizler (Su kalitesi analizleri)

Su sıcaklığı (^{o}C), Eİ ve ÇO aylık olarak Hach-Lange marka multi prob kullanılarak arazide ölçülmüştür. pH ise HANNA HI8314 marka pH metre kullanılarak yine arazide ölçüm yapılmıştır. Su analizleri standart metodlara göre (American Public Health Association [APHA], 1998), Çizelge 3.2'deki yöntemler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Ağır metal analizleri ise hizmet alımı ile gerçekleştirilmiştir. Analizler Bursa BUSKİ atıksu laboratuvarında ICP-OES yöntemi ile yapılmıştır.

Çizelge 3.2. Analiz metodları (American Public Health Association [APHA], 1998)

Kimyasallar	Kısaltma	Birim	Kaynak	Analitik Yöntemler
Bikarbonat	HCO_3^-	mg/L	APHA 2320 B.	Titrasyon metodu
Karbonat	CO_3^{2-}	mg/L	APHA 2320 B.	Titrasyon metodu
Toplam Alkalinite	Alk	mg $CaCO_3$/L	APHA 2320 B.	Titrasyon metodu
Fosfat fosforu	PO_4-P	mg/L	APHA 4500-P E.	Spektrophotometrik, askorbik asit metodu
Toplam fosfor	TP	mg/L	APHA 4500-P B.	Spektrophotometrik, persülfat parçalama devamında askorbik asit metodu
Nitrit azotu	NO_2-N	mg/L	APHA 4500-NO_2^- B.	Kolorimetrik metod
Nitrat Azotu	NO_3-N	mg/L	APHA 4500-NO_3 E.	Kadmiyım indirgeme metodu
Toplam Azot	TN	mg/L	APHA 4500-N C.	Spektrophotometrik, alkalin persülfat parçalama, devamında kadmiyum kolonu indirgeme
Kjeldal Azotu		mg/L		Hesaplama metodu
Sülfat	SO_4^{2-}	mg/L	4500-SO_4^{2-} E.	Turbidimetrik metodu
Kalsiyum	Ca^{2+}	mg/L	APHA 3500-Ca B.	EDTA titrimetrik metodu
Magnezyum	Mg^{2-}	mg/L	APHA 3500-Mg B.	Hesaplama metodu
Toplam Sertlik	TH	mg/L		Hesaplama metodu
Toplam organik madde	pV	mg/L	ISO 8467 (1993)	Titrasyon, permanganat indeksi
Askıda Katı Madde	AKM	mg/L	APHA 2540 D.	Filtrasyon metodu
Klorofil- a	Chl-a	µg/L	APHA 10200-H.	Spektrophotometrik, aseton ekstraksiyonu

3.3. Carlson Trofik Seviye İndeksi (TSI)

Trofik Seviye İndeksi (TSI) aşağıda verilen eşitlikler kullanılarak hesaplanmıştır (Çizelge 3.3) (Carlson, 1977; Kratzer & Brezonik, 1981; Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, 2012).

Çizelge 3.3. Trofik seviye indeksi hesaplama denklemleri

TSI-Chl-a = 9.81•ln(Chl-a) + 30.6
TSI-TP = 14.42•ln(TP) + 4.15
TSI-TN = 54,45 + 14,43•ln(TN)

Chl-a: Klorofil-a (µg/L), TP: Toplam Fosfor (µg/L), TN: Toplam Azot (mg/L)

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne (Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, 2012) göre Trofik Seviye İndeksi'nin (TSI) trofik seviyeleri Çizelge 3.4'de verilmiştir.

Çizelge 3.4. Yer Üstü Su Kalitesi Yönetmeliğine göre (2012) trofik seviyeler

Trofik Seviye İndeks Değeri (TSI)	Trofik Seviye
>62	Hiperötrofik
62	Ötrofik
52-60	Mezotrofik
44	Oligotrofik
≤29	Ultraoligotrofik

3.4. Balıkların Toplanması, Doku alınması ve Saklanması

Arazi çalışmaları esnasında balık dokuları ve su örnekleri mevsimsel olarak toplanmıştır. Balıklar Uluabat Gölü'nde balıkçılarla birlikte balıkçı ekipmanları kullanılarak yakalanmıştır. Balıkları yakalamak için düz ve fanyasız ağlar kullanılmıştır. Ağ açıklığı olarak *E. lucius* için 45-55 mm, *C. gibelio* için 45 mm ve *S. erythropthalmus* için 32 mm olarak seçilmiştir. Bu ağların kullanılmasının nedeni balık yaşlarının homojen dağılımını sağlamak olup istatiksel çalışma yaparken kıyaslamanın aynı yaş grubu olmasını sağlamaktır. Balıklar gölden çıkarıldıkları anda spinal hale getirilip, total boyları cm, ağırlıkları da gram cinsinden ölçüldükten sonra dissekte edilip, solungaç, bağırsak ve kas dokuları (ATPaz aktiviteleri, total iyon ve total protein düzeylerinin belirlenmesi için) alınmıştır (Şekil 3.3). Diseksiyon sonrasında doku ağırlıkları hassas terazi ile belirlenmiştir. Dokular analiz süresine kadar -80^{o}C derin dondurucuda muhafaza edilmiştir. Örnekleme yapılan tüm dokularda ATPaz ve protein analizleri yapılmıştır. Enzim parametreleri analizleri dışında balık yaşı analizi için pul alınmıştır.



Şekil 3.3. Balıkların yakalanıp doku alınması

3.5. Puldan Yaş Tayini

Balık pulları her bir balıktan 6-10 pul olmak üzere dorsal sırt yüzgeci ile yanal çizgi arası bölgeden alınmıştır. Çalışılan her bir üç türe ait pul örnekleri; pul büyüklüğüne göre 1 mm polikarbon plastik plaka üzerine yerleştirilmiş ve silindir presi ile baskı işlemi alınmıştır. Pullar presden çıktıktan sonra baskıları plakalar üzerinde kalmıştır. Hazırlanan plakalar mikrofilm okuyucu yardımıyla okunup (Şekil 3.4) her bir balık türü için yaş tayini üç tekrarlı olarak yapılmıştır (Lagler, 1956).



Şekil 3.4. Mikrofilm okuyucu ile puldan yaş tayini

3.6. Doku Homojenatlarının Hazırlanışı

Üç balık türünden steril aletler yardımıyla alınan bağırsak, kas ve solungaç dokuları homojenize edilmek üzere -80 ^{0}C'de saklanmıştır. Alınan dokular 1 mM EDTA, 20 mM Trizma-Base ve 250 mM Sukroz içeren Ph=7,8'lik (1/10, w/v) homojenizasyon tamponu ile 1,5 dk süreyle 9500 rpm'de buz üzerinde homojenize edilmiştir. Homojenatlar eppendorf tüplere aktarılarak +4 ^{0}C, 13 000 g, 20 dk'da santrifüj edilmiştir. Alınan süpernatantlar protein ve ATPaz analizlerinde kullanılmıştır.

3.7. ATPaz Enzim Aktivitelerinin Ölçümü

ATPaz enzim aktivitelerinin ölçülebilmesi için her bir tüpe 870 µL inkübasyon ortamı (Na, K, Mg ve Tris içeren) ile 30 µL örnek eklenmiş ve 37 ^{0}C'ye ayarlanan sıcak su banyosunda 5 dk inkübe edilmiştir. İnkübasyondan sonra tüplere 100 µL 3 mM Na_2ATP konarak tepkime başlatılmıştır. Na_2ATP eklenmesinin ardından 30 dk daha 37 ^{0}C'de inkübasyona tabi tutulan tüpler su banyosuna alınarak tüplere +4 ^{o}C'de soğutulmuş 500 µL saf su ilave edilerek tepkime sonlandırılmıştır. Bu işlemler iki terkrarlı olarak uygulanmıştır. Her sette ATP içermeyen bir ATP körü, bir de örnek içermeyen örnek körü kullanılmıştır. Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi hesaplanırken oubain içermeyen total ATPaz aktivitesinden oubain içeren Mg^{+2}-ATPaz aktivitesi çıkarılmıştır. Ca^{+2}-ATPaz aktivitesi ise hem $CaCl_2$ varlığında hem de $CaCl_2$ yokluğunda ölçülüp, aradaki farka dayanarak hesaplanmıştır (Ay vd., 1999, Guynn vd., 2002, Pelgrom vd., 1995). Bütün enzim aktiviteleri, µmol Pi/mg prot./sa. cinsinden verilmiştir.

3.8. İnorganik Fosfat Tayini

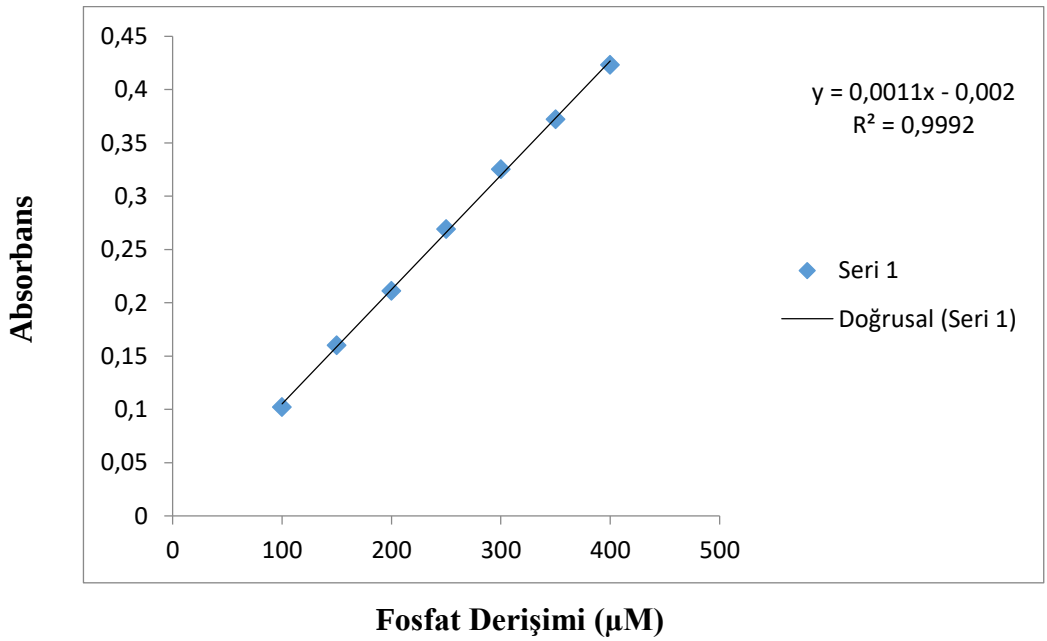
İnoganik fosfat (Pi) hesaplanırken ATP'den açığa çıkan Pi'nin Polioksietilen 10 Lauril eter ile fosfomolibdatın sarı renk oluşturması prensibi esas alınmıştır. Oluşan bu sarı bileşiğin absorbansı spektrofotometrik yöntemle 390 nm'de ölçülerek hesaplanmıştır (Atkinson vd., 1973).

Ayıraçlar:

1. %5 Polioksietilen 10 Lauril eter: Polioksietilen eter oda sıcaklığında katılaştığı için kullanılmadan önce 37 ^{0}C'de su banyosunda 30-40 dk bekletilmiştir. Bu uygulama ile bulanıklıkta giderilmiştir. Polioksietilen eter'den 5 g tartılarak saf su ile 100 ml'ye tamamlanmıştır.
2. %2 Molibdik asit: Molibdik asitin çözücüsü H_2SO_4'tür. 2 g molibdik asit [$(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$] tartılarak 1,8 M H_2SO_4 çözeltisinde çözülmüştür.
3. Ana ayıraç: %5'lik Polioksietilen eterden 10 mL, %2'lik Molibdik asitten 25 mL ve saf sudan 65 mL alınıp karıştırılarak hazırlanmıştır.

Deneyin Yapılışı:

1. 1,5 mL örnek üzerine 3 mL ana ayıraçtan konmuştur.
2. Oda sıcaklığında 10 dk kompleks oluşumu için bekletilmiştir.
3. Absorbans değerleri 390 nm'de ölçülmüştür.
4. Sonuçlar 100, 150, 200, 250, 300, 350 ve 400 µM KH_2PO_4 çözeltisinden hazırlanarak elde edilen standart eğri üzerinden değerlendirilmiştir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Fosfat derişimi ve absorbans arasındaki doğrusal ilişki

3.9. Total Protein Analizi

Lowry metodu (Lowry vd., 1951) ile doku homojenatlarında protein analizi yapılmıştır. Bu analiz proteinler ile fosfotungstik asit ve alkali bakır sülfatın tepkimeye girerek mavi renk oluşturması prensibine dayanır. Tepkime sonucu oluşan bu bileşiğin absorbansı spektrofotometrede 750 nm dalga boyunda ölçülerek protein miktarı belirlenir. Triptofan, tirozin veya her iki çeşit aminoasit proteinlerin birçoğunda eşit miktarda bulunur. Triptofan ve tirozin aminoasitleri fosfotungstik-fosfomolibdik asidi redükleyerek mavi renk oluşturur. Lowry yöntemi ile proteinler Cu ile tepkimeye girer ve Cu+protein kompleksi oluşur. Daha sonra tüplere eklenen Folin-Ciocalteu çözeltisi sayesinde bu kompleks triptofan ve tirozin aminoasitleri ile birleşir.

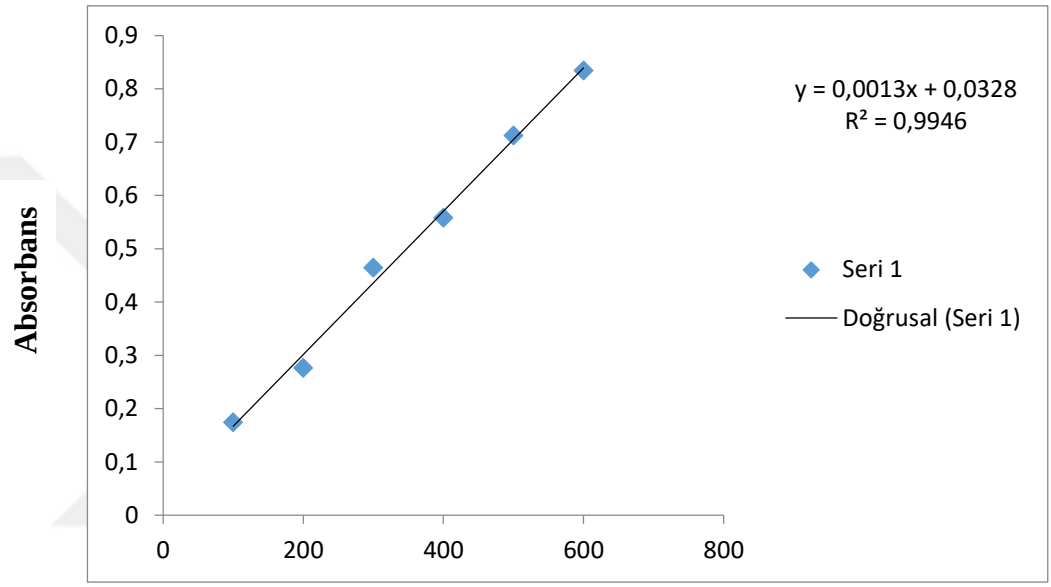
Ayıraçlar:

1. Ayıraç A: %2 Na_2CO_3 (0,1 N NaOH içinde) 2 g Na_2CO_3 tartılarak 0,1 N NaOH içinde çözünmesi sağlanmıştır.
2. Ayıraç B_1: %1 $CuSO_4$. $5H_2O$. 1 g $CuSO_4.5H_2O$ tartılıp, 100 mL'ye saf su ile tamamlanmıştır.
3. Ayıraç B_2: %2 Na-K-Tartarat. 2 g Na-K-Tartarat tartılıp 100 mL'ye saf su ile tamamlanmıştır.
4. Ayıraç C: 50 hacim ayıraç A + ½ hacim B_1 + ½ hacim B_2 eşit oranda karıştırılarak tamamlanmıştır.
5. Folin-Ciocalteu Çözeltisi: Kullanılırken 1'e 1,5 oranında saf su ile seyreltilmelidir.
6. Standart Bovin Albumin Çözeltisi: 1 mL'de 1 mg (1000 mg/L) bovin albumin olacak şekilde stok bovin albumin çözeltisi hazırlanmıştır ve bundan yapılan uygun seyreltmelerle 50-100-200-300-400-500-600 mg/L olacak şekilde standart çözeltiler hazırlanmıştır.

Deneyin Yapılışı:

1. Deney tüplerine hazırlanan standart çözeltilerden ve örneklerden 0,3 mL konulmuştur.
2. Tüplerin üzerine 3 mL ayıraç C eklenmiştir.

3. Tüpler vortexle karıştırılarak 15 dk oda sıcaklığında bekletilmiştir.
4. Tüplere 0,3 mL Folin-Ciocalteu konarak tüpler iyice karıştırılmıştır.
5. Oda sıcaklığında 30 dk bekletilmiştir.
6. Absorbans değerleri 750 nm'de okunmuştur.
7. Sonuçlar 50, 100, 200, 300, 400, 500 ve 600 mg/L sığır serum albumini çözeltisinden hazırlanarak elde edilen standart eğri üzerinden değerlendirilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Bovin serum albumininden hazırlanan standart derişimler ve absorbans arasındaki doğrusal ilişki.

Buna göre 2019 İlkbahar arazisi sırasında yakalanan 7 numaralı *C. gibelio*'nun solungaç dokusunda toplam protein düzeyi:

$y = 0,0013x+0,0328$

Absorbans: $y = 0,492$

$$\text{Derişim (x)} = \frac{0,492-0,0328}{0,0013}$$

Derişim = 0,3532 mg prot./mL

Doku homojenatı tamponla 10 mL'ye seyreltildiği için:

Derişim = 0,3532x10

Derişim = 3,532 mg prot./g yaş ağırlık (y.a)

Aynı regresyon eşitliği kullanılarak kontrol ve metal etkilerindeki gruplarda iki tekrarlı olmak üzere total protein düzeyleri hesaplanmıştır.

3.10. ATPaz Aktivitesinin Hesaplanması

$$\text{ATPaz aktivitesi} = \frac{\text{OD}/0{,}0011^{*} \text{ x } 4{,}5 \text{ (mL)}}{1000 \text{ x } 0{,}03 \text{ (mL) x } 0{,}5 \text{ (sa.) x mg prot./mL}} = \mu\text{mol Pi/mg prot./sa.}$$

* = İnorganik fosfat regresyon eşitliği (y = 0,0011x-0,002)

2019 İlkbahar arazisi sırasında yakalanan 7 numaralı *C. gibelio*'nun solungaç dokusunda Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi:

$$Na^{+}/K^{+}\text{-ATPaz aktivitesi} = \frac{\text{Absorbans: y} = 0{,}108}{(0{,}0108+0{,}002)/(0{,}0011) \text{ x } 4{,}5 \text{ (mL)}} \over 1000 \text{ x } 0{,}03 \text{ (mL) x } 0{,}5 \text{ (sa.) x } 3{,}532 \text{ mg prot./mL}$$

Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi = 8,30 µmol Pi/mg prot./sa

Bütün ATPaz aktiviteleri aynı yöntem kullanılarak hesaplanmıştır (Atkinson vd., 1973).

3.11. Verilerin İstatistiksel Olarak Değerlendirilmesi

Uluabat Gölü üzerinde baskı oluşturan fizikokimyasal değişkenleri ve ağır metalleri belirlemek için çok değişkenli istatistiksel yöntemlerden biri olan açımlayıcı faktör analizi (AFA) kullanılmıştır. Veri setinde boyut indirgemek ve döndürülmüş yeni faktör yapıları oluşturmak için varimaks rotasyonu, faktörlerin ekstraksiyonu için ise ana bileşenler analizi (ABA) uygulanmıştır.

Faktör analizinde korelasyon matrisinin anlamlılığını ölçmek için Küresellik testi (Bartlett, 1950) kullanılmıştır (p<0,05). Kaiser-Meyer-Olkin örneklem yeterliliği testi (KMO) (Kaiser, 1970) değişkenlerin tutarlılığını ölçmek için kullanılan bir ölçüttür ve

veri setine faktör analizinin uygulanabilmesi için kabul edilen sınır değer 0,5'tir (Kaiser, 1974).

KMO'nun özel bir biçimi olan her bir değişken için belirlenen örneklem uygunluk ölçüsü (ÖUÖ), her bir çevresel değişken için belirlenir ve KMO gibi değerlendirilir (Cerny & Kaiser, 1977; Kaiser & Rice, 1974). ÖUÖ için bazı araştırmacılar sınır değer olarak 0,5'i kabul ederken (Cerny & Kaiser, 1977; Dziuban & Shirkey, 1974; Field, 2013; Kaiser & Rice, 1974), bazı araştırmacılar 0,6'nın sınır değer olarak alınmasını söylemektedirler (Pett vd., 2003). Bu nedenle düşük ÖUÖ değerleri içeren çevresel değişkenler analizden çıkarılmıştır (Pett vd., 2003). Faktör analizi IBM SPSS 25 istatistik paket programında gerçekleştirilmiştir.

Bu çalışmadaki ATPaz aktivitesi ve bazı çevresel değişkenlerin sonuçlarını karşılaştırmak amacıyla SPSS 25 (IBM İstatistik) paket programında parametrik olmayan "Kruskal-Wallis" analizi uygulanmıştır. Kruskal-Wallis analizinde gruplar arasında hangi grup veya grupların farklı olduğu parametrik olmayan bir Post-Hoc testi olan Dunn's testi kullanılarak belirlenmiştir. *S. erythrophalmus* 2019 yılında yakalanamadığı ve 2018 yılında tek bir birey yakalanabildiği için bu balık türünde yıllara göre farklılık "Mann Whitney-*U*" testi ile gerçekleştirilmiştir. Grafik çizimleri için IBM SPSS 25 paket programı ve Microsoft Excel programı kullanılmıştır.

Çok değişkenli, parametrik olmayan istatiksel yöntemlerden biri olan Permütasyonal Çok Değişkenli Varyans Analizi (PERMANOVA) analizi, üç balık türündeki tüm enzim aktivitelerinin balık türlerine göre farklılıklarını belirlemek için uygulanmıştır. Bu analiz ANOVA testi gibi *F* testi istatistiğini kullanmakla birlikte *p* değerini hesaplarken permütasyon tekniklerini kullanır. Bu nedenle veri setinin herhangi bir dağılım varsayımına uyması gerekmemektedir. Bu analiz PAST 4.03 paket programında 9999 permütasyon kullanılarak Bray-Curtis uzaklık ölçümüne göre hesaplanmıştır.

Enzim aktivitelerinin balık türlerine göre dağılımlarının birbirlerine olan uzaklığını belirlemek için ise Metrik Çok Boyutlu Ölçekleme Analizi (Metrik-MDS) uygulanmıştır. MDS, nesneler arasındaki uzaklıklardan yararlanarak aralarındaki ilişkileri belirleyen istatiksel bir yöntemdir. Balık türlerinde tespit edilen enzim

aktiviteleri ve çevresel değişkenler arasındaki ilişkiyi belirlemek için Spearman Rank korelasyon analizi kullanılmıştır. Metrik-MDS analizi ve Spearman Rank korelasyon analizi için IBM SPSS 25 paket programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

4. BULGULAR

4.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular

Uluabat Gölü'nde tespit edilen bazı fiziko-kimyasal değişkenlerin ve bazı ağır metallerin yıllara göre tanımlayıcı istatistik sonuçları Çizelge 4.1-4.4 arasında verilmiştir.

Çizelge 4.1. 2017 Yaz döneminde tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri

YAZ	Birim	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n	AATTUT 2010	YSKY 2012 MAK-ÇKS
pH		8,48±0,03	8,48	8,41	8,56	5	-	-
Eİ	µS/cm	546,4±5,910	540	536	568	5	-	-
ÇO	mg/L	9,3±0,36	9,6	8,400	10,2	5	-	-
T	^{o}C	20,71±0,21	20,567	20,30	21,47	5	-	-
Al	mg/L	0,633±0,146	0,665	0,204	1,063	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
As	mg/L	0,083±0,015	0,092	0,032	0,124	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
B	mg/L	4,027±0,758	4,794	1,390	5,733	5	**İVMK üzerinde**	**MAK-ÇKS üzerinde**
Fe	mg/L	0,410±0,079	0,423	0,156	0,626	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
Zn	mg/L	0,034±0,007	0,036	0,012	0,051	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Mn	mg/L	0,032±0,006	0,027	0,022	0,055	5	İVMK altında	-
Ni	mg/L	0,011±0,001	0,011	0,008	0,014	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Cr	mg/L	0,003±0,001	0,003	0,001	0,004	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
AKM	mg/L	31,200±8,480	23,900	18,500	64,700	5	-	-
pV	mg/L	11,840±1,650	11,200	6,400	16,000	5	-	-
NO_2-N	mg/L	0,002±0,001	0,002	0,007	0,005	5	-	-
NO_3-N	mg/L	0,094±0,004	0,096	0,084	0,010	5	-	-
TN	mg/L	3,730±1,500	1,953	1,540	9,540	5	-	-
TKN	mg/L	3,630±1,500	1,865	1,440	9,440	5	-	-
PO_4-P	mg/L	0,083±0,053	0,060	0,000	0,290	5	-	-
TP	mg/L	0,330±0,180	0,166	0,129	1,030	5	-	-
Ca	mg/L	80,160±3,800	80,160	72,140	92,180	5	-	-
Mg	mg/L	79,770±17,769	97,280	12,160	109,440	5	-	-
TH	mg/L	331,462±31,758	348,336	220,040	390,360	5	-	-
Cl	mg/L	12,500±1,720	12,996	6,500	16,490	5	-	-
HCO_3	mg/L	120,900±12,352	109,800	106,140	170,190	5	-	-
CO_3	mg/L	40,560±9,985	48,00	1,200	55,200	5	-	-
Alk	mg/L	161,462±2,618	160,160	156,620	171,390	5	-	-

Çizelge 4.2. 2018 Sonbahar döneminde tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri

SONBAHAR	Birim	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n	AATTUT 2010	YSKY 2012 MAK-ÇKS
pH		8,450±0,050	8,44	8,27	8,57	5	-	-
Eİ	µS/cm	654,6±30,29	657	556	737	5	-	-
ÇO	mg/L	7±0,050	7	6,8	7,1	5	-	-
T	^{0}C	14,2±0,38	13,8	13,6	15,6	5	-	-
Al	mg/L	0,244±0,045	0,202	0,172	0,418	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
As	mg/L	0,027±0,005	0,031	0,012	0,040	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS altında**
B	mg/L	3,343±0,873	3,57	0,492	5,291	5	**İVMK üzerinde**	**MAK-ÇKS üzerinde**
Fe	mg/L	0,156±0,027	0,144	0,105	0,249	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
Zn	mg/L	< 0,01	0,005	< 0,01	< 0,01	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Mn	mg/L	< 0,01	0,009	< 0,01	< 0,01	5	İVMK altında	-
Ni	mg/L	0,008±0,001	0,007	0,007	0,011	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Cr	mg/L	0,002±0,000	0,0015	0,001	0,003	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
AKM	mg/L	7,300±1,620	6,900	3,400	13,100	5	-	-
pV	mg/L	13,760±1,930	12,800	9,600	20,800	5	-	-
NO_2-N	mg/L	0,003±0,013	0,002	0,080	0,010	5	-	-
NO_3-N	mg/L	0,174±0,044	0,156	0,073	0,320	5	-	-
TN	mg/L	2,980±0,354	2,578	2,360	4,250	5	-	-
TKN	mg/L	2,800±0,360	2,504	2,200	4,140	5	-	-
PO_4-P	mg/L	0,007±0,003	0,006	0,000	0,015	5	-	-
TP	mg/L	0,056±0,007	0,059	0,036	0,076	5	-	-
Ca	mg/L	96,190±8,960	92,184	76,150	124,240	5	-	-
Mg	mg/L	110,412±1,820	109,44	107,008	116,740	5	-	-
TH	mg/L	421,960±20,611	406,352	382,380	490,360	5	-	-
Cl	mg/L	9,300±2,300	9,497	2,999	15,495	5	-	-
HCO_3	mg/L	263,276±9,173	252,540	245,220	295,240	5	-	-
CO_3	mg/L	39,840±10,420	45,60	0,000	57,600	5	-	-
Alk	mg /L	303,12±4,26	307,74	290,82	312,860	5	-	-

Çizelge 4.3. 2019 İlkbahar döneminde tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri

İLKBAHAR	Birim	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n	AATTUT 2010	YSKY 2012 MAK-ÇKS
pH		8,14±0,07	8,2	7,9	8,3	5	-	-
Eİ	µS/cm	645,4±13,750	646	613	689	5	-	-
ÇO	mg/L	10,46±0,69	10,2	9,1	13,1	5	-	-
T	^{0}C	23,46±0,09	23,45	23,20	23,65	5	-	-
Al	mg/L	0,832±0,363	0,574	0,088	2,214	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
As	mg/L	0,039±0,010	0,034	0,014	0,071	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
B	mg/L	3,236±1,549	2,518	0,170	8,406	5	**İVMK üzerinde**	**MAK-ÇKS üzerinde**
Fe	mg/L	0,601±0,268	0,389	0,077	1,627	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
Zn	mg/L	0,015±0,002	0,014	0,020	0,011	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Mn	mg/L	0,028±0,009	0,023	0,010	0,060	5	İVMK altında	-
Ni	mg/L	0,010±0,002	0,010	0,006	0,017	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Cr	mg/L	0,005±0,002	0,003	0,002	0,010	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
AKM	mg/L	8,820±2,180	7,50	3,80	14,00	5	-	-
pV	mg/L	13,44±5,49	9,60	6,40	35,20	5	-	-
NO_2-N	mg/L	0,005±0,002	0,005	0,012	0,100	5	-	-
NO_3-N	mg/L	0,290±0,030	0,263	0,250	0,410	5	-	-
TN	mg/L	3,440±1,314	2,101	1,710	8,620	5	-	-
TKN	mg/L	3,140±1,330	1,839	1,290	8,370	5	-	-
PO_4-P	mg/L	0,015±0,009	0,010	0,000	0,050	5	-	-
TP	mg/L	0,075±0,026	0,049	0,026	0,172	5	-	-
Ca	mg/L	101,0±4,970	96,192	92,180	120,24	5	-	-
Mg	mg/L	89,98±7,214	85,120	75,390	109,44	5	-	-
TH	mg/L	400,296±15,724	412,344	354,25	420,28	5	-	-
Cl	mg/L	23,092±8,001	15,995	12,996	54,980	5	-	-
HCO_3	mg/L	285,968±11,832	276,940	261,08	330,62	5	-	-
CO_3	mg/L	7,680±7,680	0	0	38,4	5	-	-
Alk	mg /L	293,650±10,17	285,480	275,72	330,62	5	-	-

Çizelge 4.4. 2020 Kış döneminde tespit edilen fiziko-kimyasal değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri

KIŞ	Birim	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n	AATTUT 2010	YSKY 2012 MAK-ÇKS
pH		8,7±0,09	8,74	8,45	8,9	5	-	-
Eİ	µS/cm	533,8±19,8	520	484	590	5	-	-
ÇO	mg/L	7,96±0,74	9	6,1	9,5	5	-	-
T	^{0}C	14,22±0,15	14,20	13,7	14,5	5	-	-
Al	mg/L	0,647±0,102	0,763	0,303	0,851	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
As	mg/L	0,031±0,004	0,031	0,020	0,045	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
B	mg/L	6,707±0,720	6,836	4,170	8,623	5	**İVMK üzerinde**	**MAK-ÇKS üzerinde**
Fe	mg/L	0,419±0,061	0,441	0,194	0,565	5	İVMK altında	**MAK-ÇKS üzerinde**
Zn	mg/L	0,012±0,001	0,012	0,010	0,015	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Mn	mg/L	0,013±0,002	0,012	0,010	0,020	5	İVMK altında	-
Ni	mg/L	0,009±0,001	0,008	0,008	0,013	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
Cr	mg/L	0,004±0,001	0,003	0,002	0,005	5	İVMK altında	MAK-ÇKS altında
AKM	mg/L	12,260±1,660	11,50	8,600	18,500	5	-	-
pV	mg/L	13,120±0,600	12,80	11,200	14,400	5	-	-
NO_2-N	mg/L	0,009±0,002	0,008	0,005	0,019	5	-	-
NO_3-N	mg/L	0,183±0,100	0,083	0,026	0,570	5	-	-
TN	mg/L	3,480±0,790	3,012	2,030	6,270	5	-	-
TKN	mg/L	3,280±0,700	2,813	1,950	5,680	5	-	-
PO_4-P	mg/L	0,008±0,006	0,003	0,000	0,031	5	-	-
TP	mg/L	0,064±0,011	0,056	0,043	0,103	5	-	-
Ca	mg/L	40,880±6,750	40,080	24,040	64,130	5	-	-
Mg	mg/L	24,320±13,475	9,728	7,300	77,820	5	-	-
TH	mg/L	142,080±38,03	116,032	76,032	288,26	5	-	-
Cl	mg/L	17,194±2,076	14,995	12,996	24,492	5	-	-
HCO_3	mg/L	278,890±28,272	230,58	206,18	511,18	5	-	-
CO_3	mg/L	51,360±7,760	50,40	26,400	74,400	5	-	-
Alk	mg/L	330,250±51,860	280,58	272,32	537,58	5	-	-

İVMK: *İzin verilen max konsantrasyon*
MAK-ÇKS: *Maksimum çevresel kalite standartı*
AATTUT 2010: *Atıksu arıtma tesisleri teknik usuller tebliği*
YSKY 2012: *Yerüstü su kalitesi yönetmeliği*

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) (Resmi Gazete, 2012)'ne göre Al, As, B ve Fe'nin her mevsim maksimum çevresel kalite standartı (MAK-ÇKS) üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usüller Tebliği'ne göre (AATTUT) (Resmi Gazete 2010) ise her mevsim için B, izin verilen maksimum konsantrasyon (İVMK) üzerindedir. Bunun yanında tüm mevsimlerde ölçülen göl suyu değerlerinde Zn, Mn, Ni, Cr İVMK ve MAK-ÇKS altında tespit edilmiştir (Çizelge 4.1-4.4). Çevresel değişkenlerin yıllara ve istasyonlara göre farklı olup olmadığını tespit etmek için non parametrik bir test olan "Kruskal-Wallis" analizi yapılmıştır. İstasyonlara göre sadece PO_4-P (*H*:11,933, *p*:0,18) değişkeni anlamlı farklılık göstermiş olup diğer çevresel değişkenler istasyonlara göre farklılık göstermemiştir. Yıllara göre ise birçok çevresel değişkende anlamlı farklılık tespit edilmiştir. Anlamlı farklılık gösteren değişkenler Çizelge 4.5'te verilmiştir.

Çizelge 4.5. Bazı çevresel değişkenlerin yıllara göre farklarının Kruskal-Wallis analizi sonuçları

	H	***p***	**Gruplar***
pH	13,063	0,005	(2017Y), (2018S), (2019İ ve 2020K)
Eİ	12,680	0,005	(2017Y ve 2020K), (2018S ve 2019İ)
ÇO	11,966	0,008	(2017Y ve 2019İ) (2018S), (2020K),
T	16,260	0,001	(2018S), (2020K), (2017Y ve 2019İ)
AKM	12,195	0,007	(2018S), (2019İ), (2017Y ve 2020K)
NO_2-N	8,003	0,046	(2017Y, 2018S ve 2019İ), (2020K)
TP	9,243	0,026	(2017Y), (2018S, 2019İ ve 2020K)
Ca	14,100	0,003	(2017Y ve 2020K), (2018S), (2019İ)
Mg	12,334	0,006	(2017Y, 2018S ve 2019İ), (2020K)
TH	12,966	0,005	(2017Y, 2018S ve 2019İ), (2020K)
SO_4	12,417	0,006	(2017Y), (2018S), (2019İ ve 2020K)
HCO_3	13,286	0,004	(2018S), (2019İ), (2017Y ve 2020K)
CO_3	8,877	0,031	(2017Y, 2018S ve 2020K), (2019İ)
ALK	12,234	0,007	(2018S, 2019İ ve 2020K), (2017Y)
As	7,809	0,050	(2017Y ve 2019İ), (2018S ve 2020K)
Mn	12,102	0,007	(2018S ve 2020K), (2017Y ve 2019İ)
Zn	14,079	0,003	(2018S), (2019İ), (2017Y ve 2020K)
Cr	7,855	0,049	(2017Y ve 2018S), (2019İ ve 2020K)
TSI-TP	9,243	0,026	(2017Y), (2018S, 2019İ ve 2020K)

Y: Yaz, S: Sonbahar, İ: İlkbahar, K: Kış *Dunn's Posthoc testi sonuçlarına göre gruplar
sd: 3

4.2. Gölün Trofik Seviyesinin Belirlenmesi

Gölün trofik seviyesinin belirlenmesinde kullanılan her mevsim için TN, TP ve Chl-a değerleri Çizelge 4.6'da verilmiştir.

Çizelge 4.6. Uluabat Gölü'nde tespit edilen besin tuzları ve Chl-a seviyeleri

Dönem	Değişken	Birim	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n
2017 YAZ	TN	mg/L	3,730±1,500	1,954	1,540	9,540	5
	TP	mg/L	0,330±0,180	0,166	0,129	1,030	5
	Chl-a	µg /L	53,137±24,182	45,492	3,03	144,034	5
2018 SONBAHAR	TN	mg/L	2,980±0,354	2,578	2,360	4,250	5
	TP	mg/L	0,056±0,007	0,059	0,036	0,076	5
	Chl-a	µg /L	9,875±3,566	9,142	2,57	22,361	5
2019 İLKBAHAR	TN	mg/L	3,440±1,314	2,101	1,710	8,620	5
	TP	mg/L	0,075±0,026	0,049	0,026	0,172	5
	Chl-a	µg /L	16,128±9,758	6,749	5,269	55,143	5
2020 KIŞ	TN	mg/L	3,480±0,790	3,012	2,030	6,270	5
	TP	mg/L	0,064±0,011	0,056	0,043	0,103	5
	Chl-a	µg /L	13,392±5,211	6,879	1,807	27,432	5

4.2.1. Toplam azot (TN)

Örnekleme periyodu boyunca Uluabat Gölü TN değerleri 1,54 - 9,54 mg/L arasında değişmiştir (Çizelge 4.6). TN değeri yaz döneminde %142, sonbahar döneminde %26, ilkbahar döneminde %101 ve kış döneminde %71 artış göstermiştir (Çizelge 4.6). Kruskal-Wallis" analizine göre TN değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiştir (Şekil 4.1).

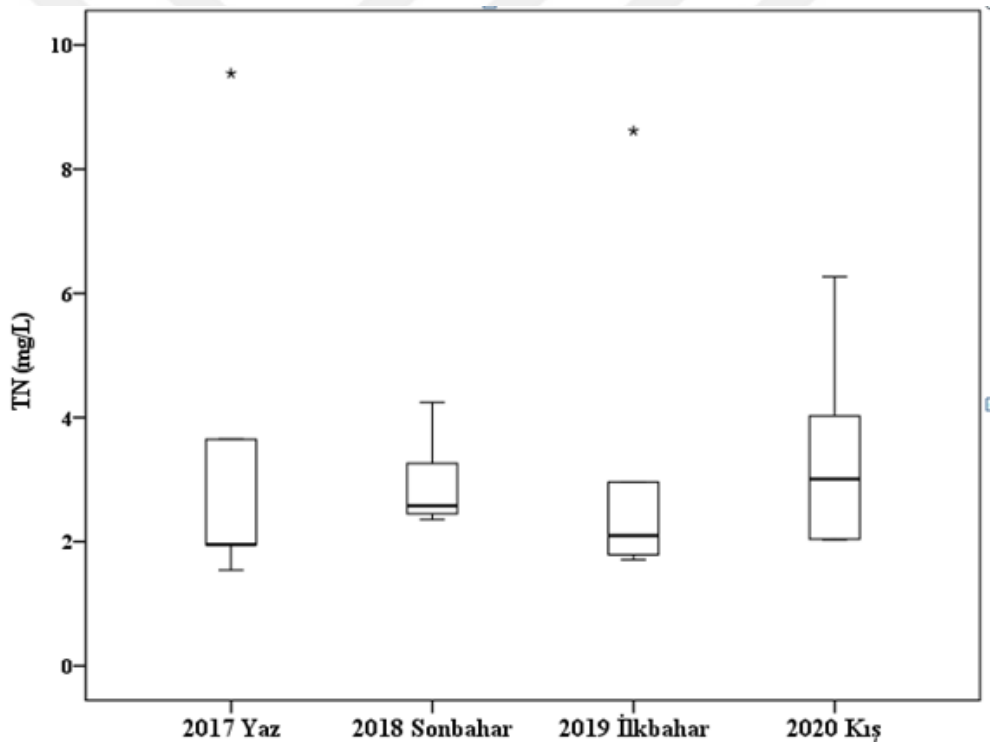
4.2.2. Toplam fosfor (TP)

Örnekleme periyodu boyunca Uluabat Gölü TP değerleri 0,026 mg/L-1,03 mg/L arasında değişmiştir (Çizelge 4.6). TP değerinde en yüksek artış ilkbahar döneminde %188 olarak gözlenmiştir. Mevsimlere bağlı TP değerindeki artış

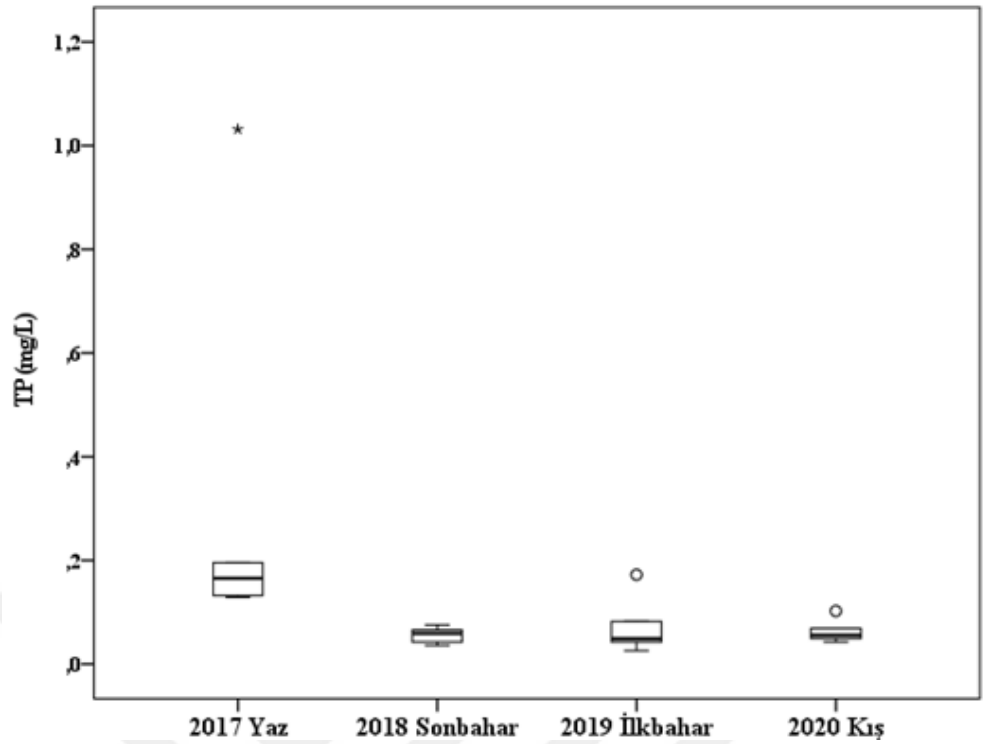
ilkbahar>yaz>sonbahar>kış şeklinde tespit edilmiştir. (Çizelge 4.6). Kruskal-Wallis analizine göre TP değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiştir (Şekil 4.2).

4.2.3. Klorofil-a

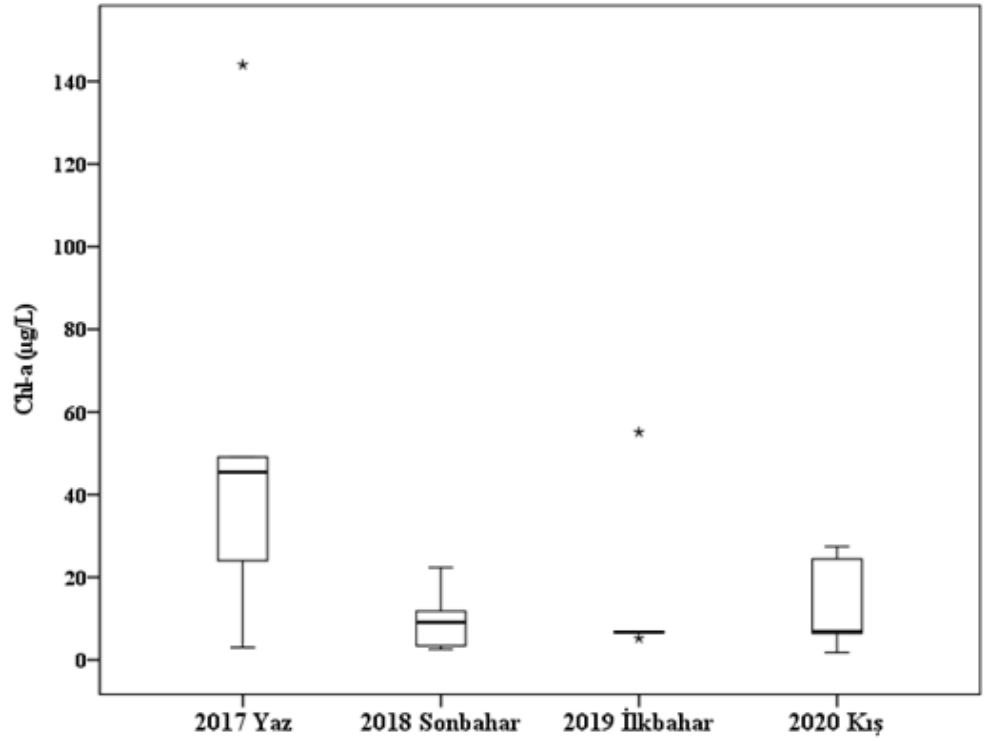
Çalışma dönemi boyunca Uluabat Gölü Chl-a değerleri 1,807 mg/L - 144,034 mg/L arasında değişmiştir. Chl-a; yaz döneminde %1654, kış döneminde %641, sonbahar döneminde %284 ve ilkbahar döneminde %206 artış göstermiştir (Çizelge 4.6). Kruskal-Wallis analizine göre Chl-a değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.1. Uluabat Gölü TN değerleri (p>0,05)



Şekil 4.2. Uluabat Gölü TP değerleri (p>0,05)



Şekil 4.3. Uluabat Gölü Chl-a değerleri (p>0,05)

4.2.4. Carlson trofik seviye indeksine göre (TSI) Uluabat Gölü trofik seviyeleri

Carlson Trofik Seviye İndeksine göre (TSI) Uluabat Gölü Trofik Seviyeleri toplam azot, toplam fosfor ve Chl-a düzeylerine göre değerlendirilmiştir (Çizelge 4.7).

4.2.5. Trofik seviye indeksi (TSI-TN)

Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Carlson TSI-TN değerlerine göre Uluabat Gölü'nün hiperötrofik karakterde (>62, Resmi Gazete, 2012) olduğu tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 3.4). TSI-TN değeri 2017 yaz döneminde %15, 2018 sonbahar döneminde %4, 2019 ilkbahar döneminde %11 ve 2020 kış döneminde %10 artış göstermiştir. Kruskal-Wallis analizine göre TSI-TN değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiştir (Şekil 4.4, Çizelge 4.5).

Çizelge 4.7. Trofik seviye indeksi ortalama değerleri

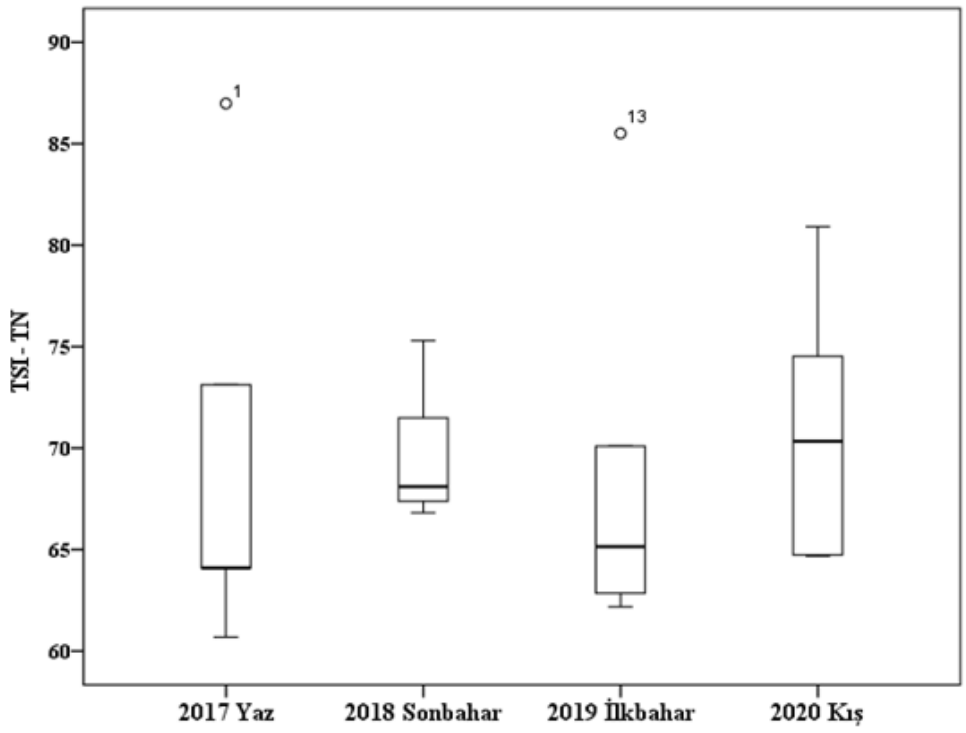
Dönem	TSI	Ort±SH	Medyan	Min	Maks	n
2017 YAZ	TSI-TN	69,8±4,77	64,103	60,691	86,986	5
	TSI-TP	82,23±5,602	77,850	74,25	104,21	5
	TSI-Chla	63,89±6,274	68,050	41,48	79,356	5
2018 SONBAHAR	TSI-TN	69,82±1,592	68,105	66,815	75,302	5
	TSI-TP	61,64±2,002	63,015	55,81	66,584	5
	TSI-Chla	50,19±3,906	52,308	39,865	61,082	5
2019 İLKBAHAR	TSI-TN	69,16±4,317	65,150	62,191	85,514	5
	TSI-TP	63,19±4,643	60,353	51,117	78,418	5
	TSI-Chla	52,96±4,271	49,331	46,904	69,937	5
2020 KIŞ	TSI-TN	71,05±3,084	70,347	64,688	80,918	5
	TSI-TP	63,4±2,205	62,181	58,259	70,921	5
	TSI-Chla	51,97±4,903	49,519	36,404	63,088	5

4.2.7. Trofik seviye indeksi (TSI-TP)

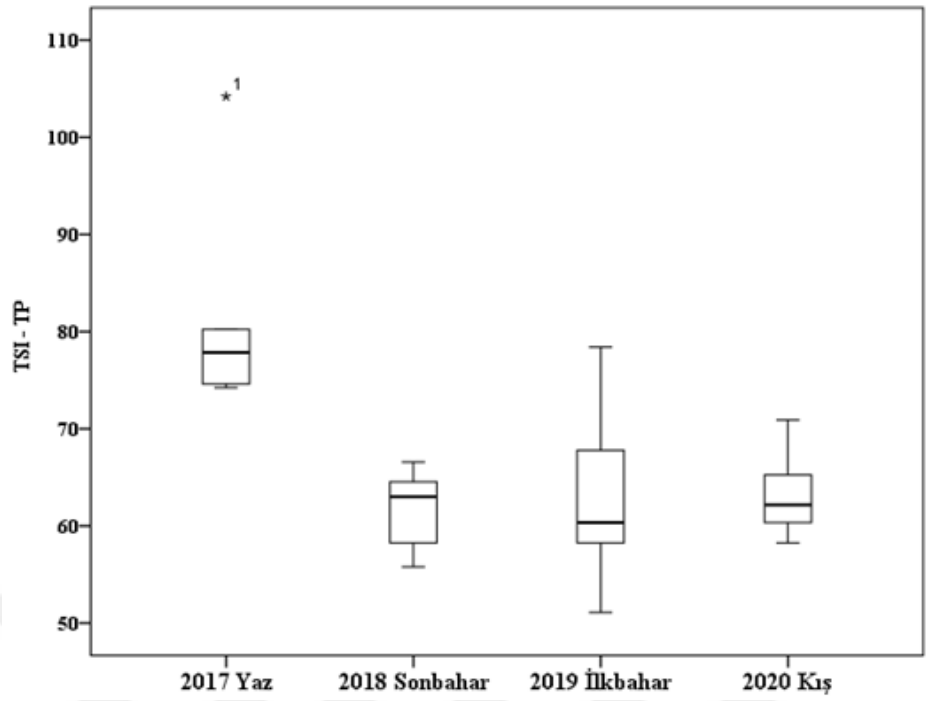
Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Carlson TSI-TP değerlerine göre Uluabat Gölü'nün hiperötrofik karakterde (>62, Resmi Gazete, 2012) olduğu tespit edilmiştir bkz. (Çizelge 3.4). TSI-TP değerindeki artış 2017 yaz döneminde %11, 2018 sonbahar döneminde %10, 2019 ilkbahar döneminde %24 ve 2020 kış döneminde %9 olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7). Kruskal-Wallis analizine göre TSI-TP değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5 ve 4.7, Şekil 4.5).

4.2.6. Trofik seviye indeksi (TSI-Chla)

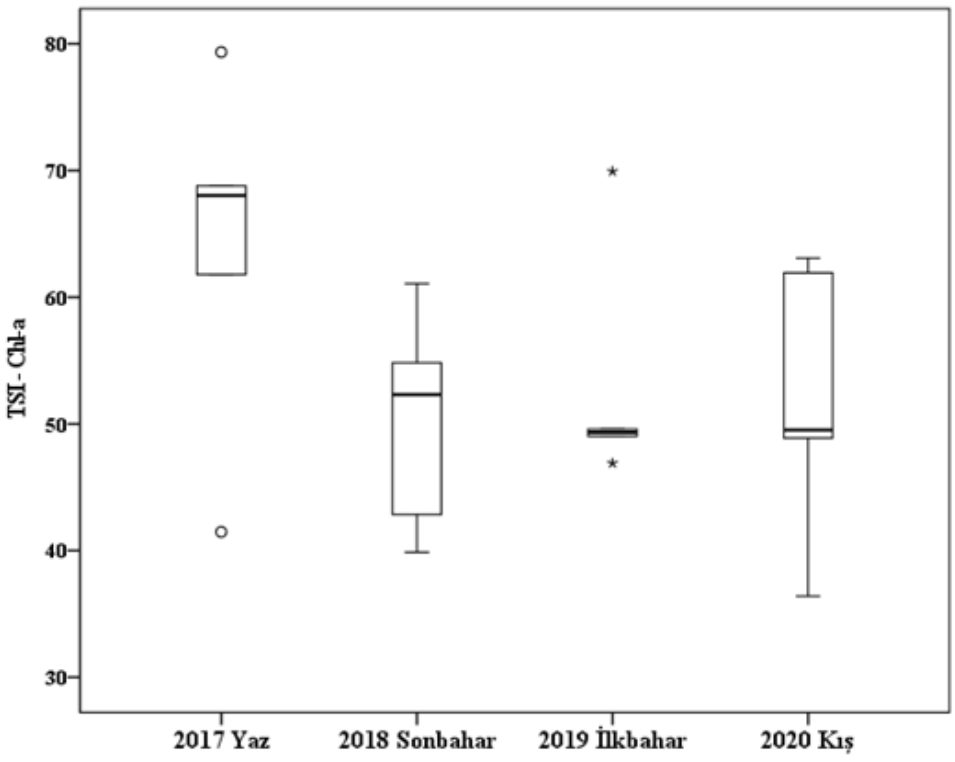
Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, Carlson TSI-Chla değerlerine göre Uluabat Gölü'nün ötrofik karakterde (Resmi Gazete, 2012) olduğu tespit edilmiştir. TSI-Chla değerindeki mevsimsel artış yaz>kış>sonbahar>ilkbahar olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.7). Kruskal-Wallis analizine göre TSI-Chla değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermemiştir (Şekil 4.6). Ancak istasyonlara göre TSI-Chla (*H*:12,571, *p*:0,014) değişkeni anlamlı farklılık göstermiştir.



Şekil 4.4. Uluabat Gölü toplam azot (TSI-TN) değerleri (p>0,05)



Şekil 4.5. Uluabat Gölü toplam fosfor (TSI-TP) değerleri (*F*:6,185, *p*:0,005, 2017 1.grup-2018, 2019, 2020 2.grup)

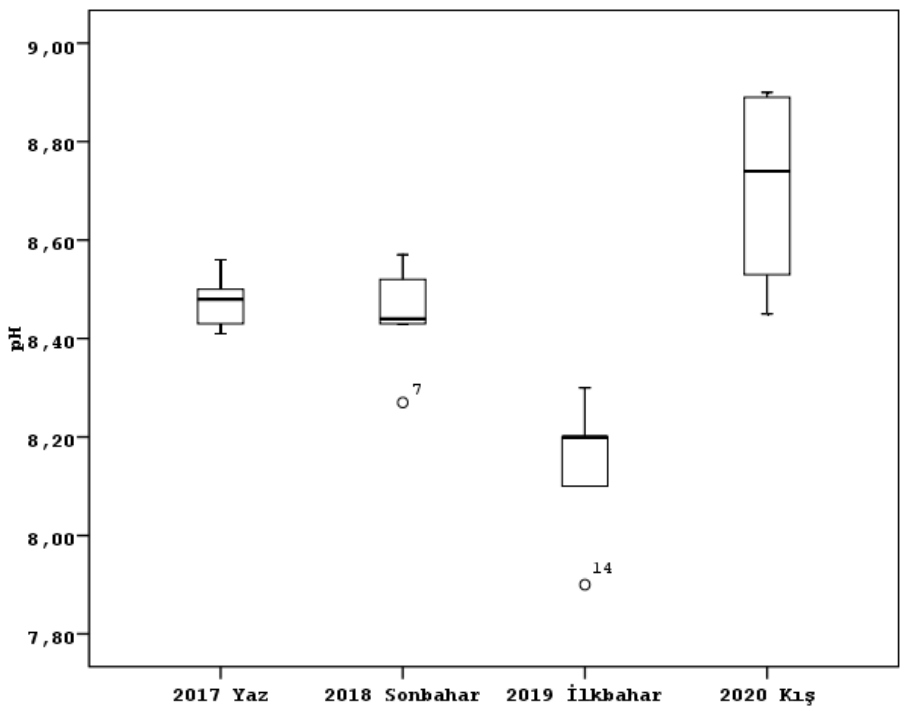


Şekil 4.6. Uluabat Gölü TSI-Chl-a değerleri (*p*>0,05)

4.3. Uluabat Gölü Su Kalitesinin Bazı Anyon-Katyon ve Ağır Metallere Göre Değerlendirilmesi

Uluabat Gölü'nde belirlenen 5 istasyondan her dönem alınan su örneklerinde bazı anyon-katyon ve ağır metal miktarları belirlenmiştir. Bu çevresel değişkenlerin minimum, maksimum, satandart hata ve ortalama değerleri Çizelge 4.1 ile 4.4 arasında verilmiştir. Elde edilen veriler AATTUT 2010 ve YÜSKD 2012 çerçevesinde değerlendirilmiştir.

Sonuçlara göre Uluabat Gölü pH değeri en yüksek 2020 kış döneminde 8,70±0,090, en düşük ise 2019 ilkbahar döneminde 8,14±0,070 olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.3-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre pH değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5). Bu değerler incelendiğinde Uluabat göl pH'ı 2017 yaz döneminde 8,41-8,56 arasında olup ortalama 8,48±0,03, 2018 sonbahar döneminde 8,27-8,57 arasında olup ortalama 8,45±0,05, 2019 ilkbahar mevsiminde 7,90-8,30 arasında olup ortalama 8,14±0,07 ve 2020 kış döneminde ise 8,45-8,90 arasında olup ortalama 8,70±0,09 olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.1-4.4, Şekil 4.7).



Şekil 4.7. Uluabat Gölü mevsimsel pH değerleri (*F*:13,033, *p*<0,001, 2019 1.grup-2017 ve 2018 2.grup, 2020 3.grup)

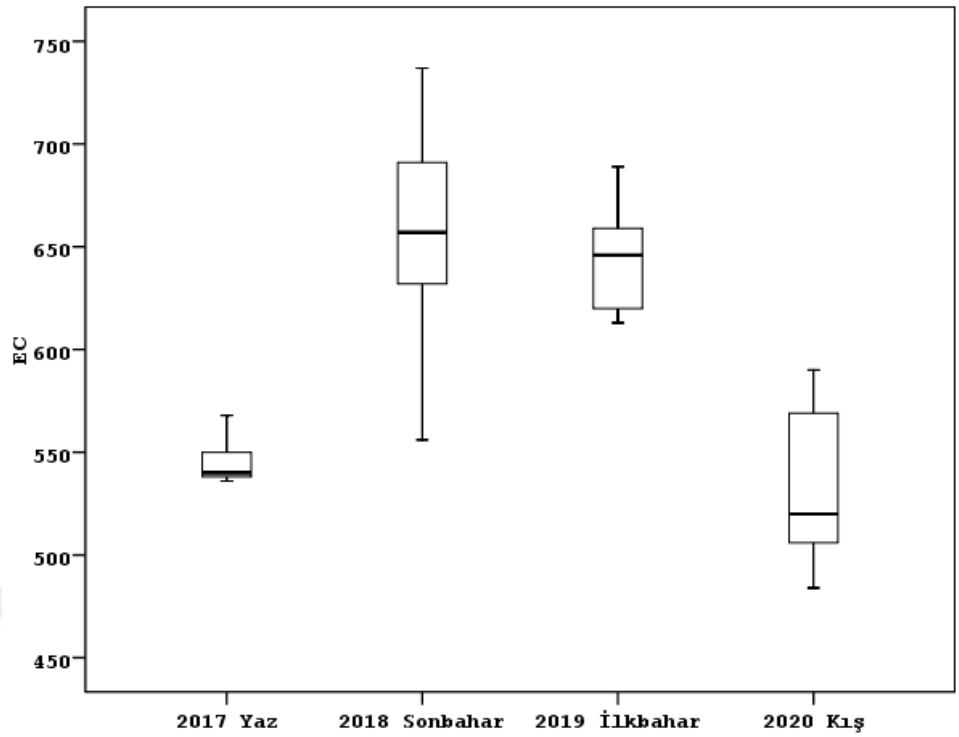
En yüksek pH 2020 kış döneminde en düşük pH değeri ise 2019 ilkbahar döneminde ölçülmüştür. Bu sonuçlara bakılarak göl ortamı pH'sının bazik karakterde olduğu söylenebilir.

Uluabat Gölü Eİ değeri en yüksek 2018 sonbahar döneminde 654,60±30,29 µS/cm, en düşük ise 2020 kış döneminde 533,8±19,8 µS/cm olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.2-4.4). 2018 sonbahar döneminde ortalama 654,60±30,29 µS/cm, 2019 ilkbahar döneminde 645,4±13,75 µS/cm, 2017 yaz döneminde 546,4±5,91 µS/cm ve 2020 kış döneminde 533,8±19,8 µS/cm olarak ölçülmüştür (Şekil 4.8). Kruskal-Wallis analizine göre Eİ değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.8).

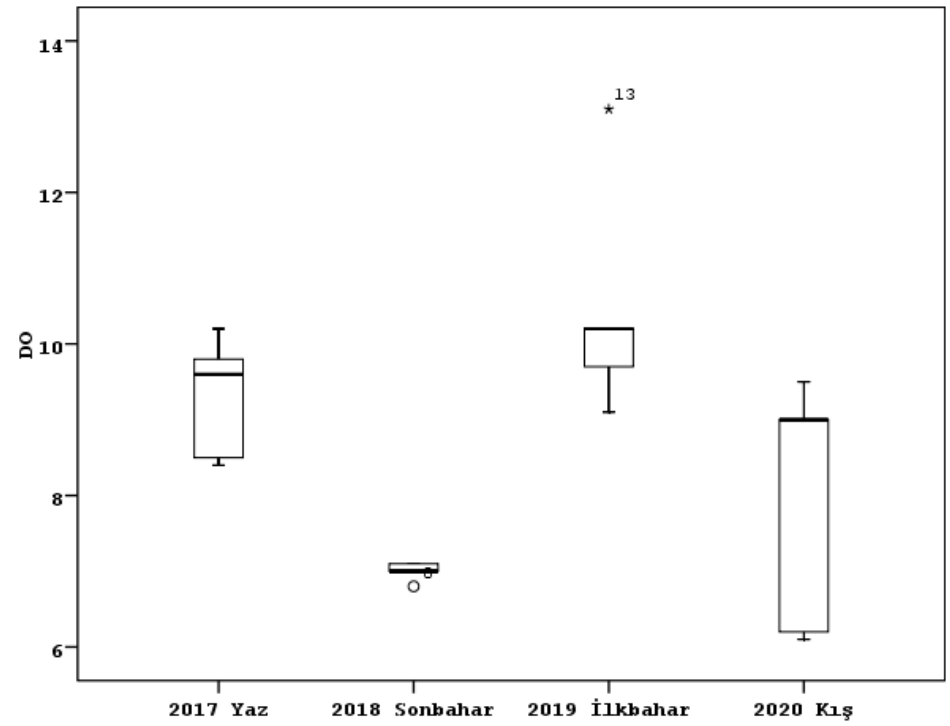
Uluabat Gölü ÇO değeri en yüksek 2019 ilkbahar döneminde 10,46±0,69 mg/L, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde 7,00±0,05 mg/L olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.2-4.3). Kruskal-Wallis analizine göre ÇO değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.9).

Uluabat Gölü su sıcaklığı (T) değeri en yüksek 2019 ilkbahar döneminde 23,46±0,09 °C, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde 14,20±0,38 °C olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.2-4.3). Kruskal-Wallis analizine göre su sıcaklığı (T) değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.10).

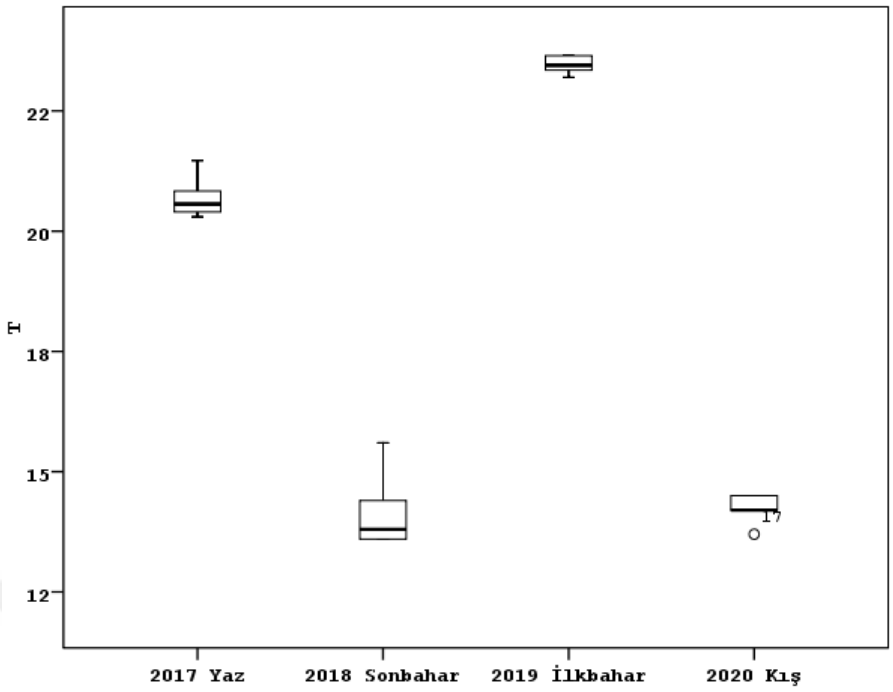
Uluabat Gölü AKM değeri en yüksek 2017 yaz döneminde 31,20±8,48 mg/L, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde 7,30±1,62 mg/L olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1-4.2). Kruskal-Wallis analizine göre AKM değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.11).



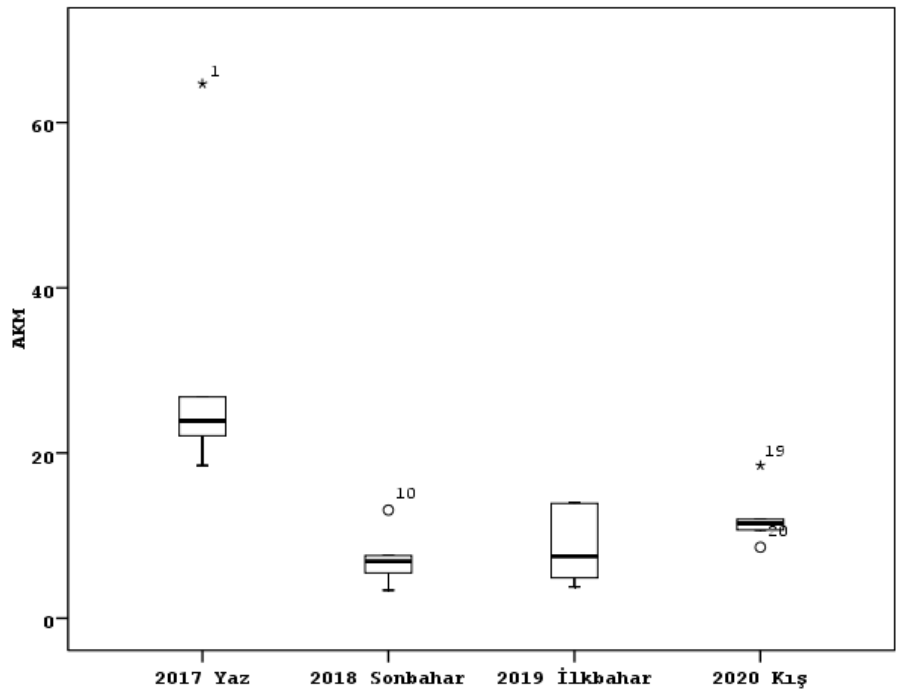
Şekil 4.8. Uluabat Gölü mevsimsel Eİ değerleri (*F*:10,606, *p*<0,001, 2017 ve 2020 1.grup, 2018 ve 2019 2.grup)



Şekil 4.9. Uluabat Gölü mevsimsel ÇO değerleri (*F*:7,895, *p*:0,002, 2018 1.grup, 2017 ve 2019, 2.grup, 2020 3. grup)



Şekil 4.10. Uluabat Gölü mevsimsel su sıcaklığı (T) değerleri (*F*:405,093, *p*<0,001, 2018 ve 2020 1.grup, 2017 2.grup, 2019 3.grup)



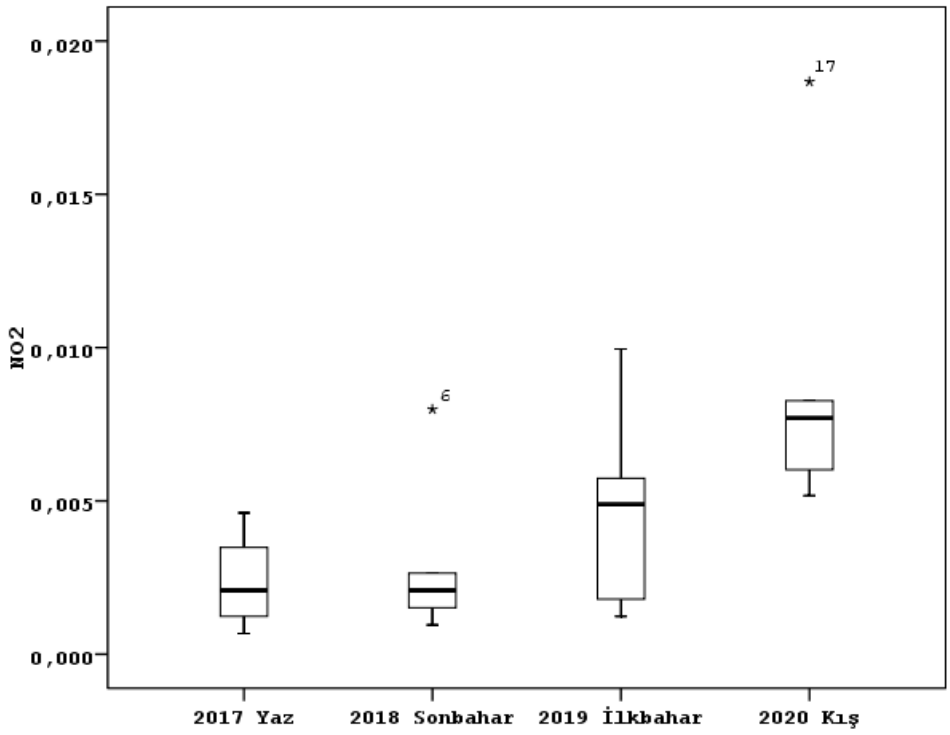
Şekil 4.11. Uluabat Gölü mevsimsel AKM değerleri (*F*:5,968, *p*:0,006, 2018, 2019 ve 2020 1.grup, 2017 2.grup)

Uluabat Gölü NO_2-N değeri en yüksek 2020 kış döneminde 0,009±0,002 mg/L, en düşük ise 2017 yaz döneminde 0,002±0,001 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge

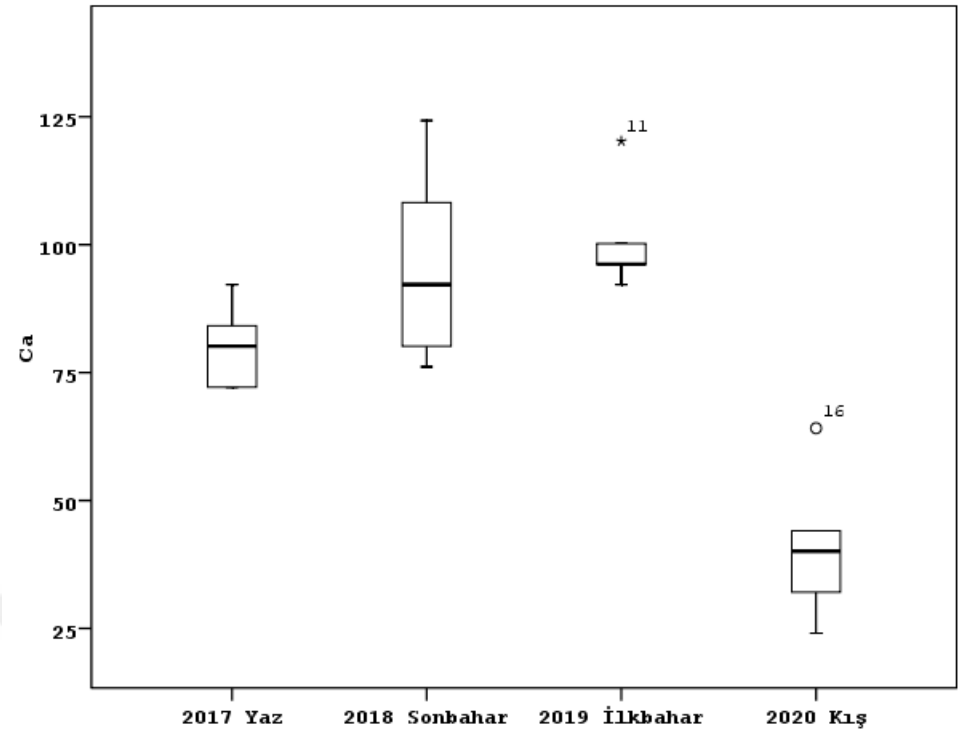
4.1-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre NO_2-N değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.12).

Uluabat Gölü Ca^{+} değeri en yüksek 2019 ilkbahar döneminde 101,00±4,97 mg/L, en düşük ise 2020 kış döneminde 40,88±6,75 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.3-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre Ca değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.13).

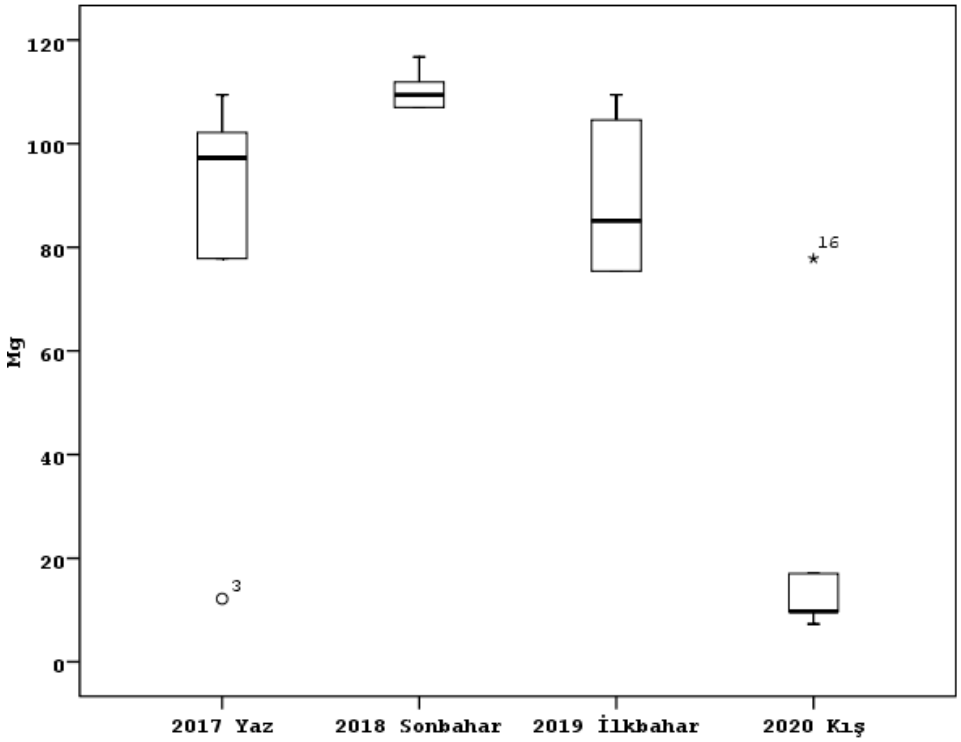
Uluabat Gölü Mg^{++} değeri en yüksek 2018 sonbahar döneminde 110,412±1,82 mg/L, en düşük ise 2020 kış döneminde 24,32±13,475 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.2-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre Mg^{++} değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.14).



Şekil 4.12. Uluabat Gölü mevsimsel NO_2-N değerleri (*F*:3,521, *p*:0,039, 2017, 2018 ve 2019 1.grup, 2020 2.grup)



Şekil 4.13. Uluabat Gölü mevsimsel Ca^{+} değerleri (F:18,027, p<0,001, 2020 1.grup, 2017 ve 2018 2.grup, 2019 3.grup)

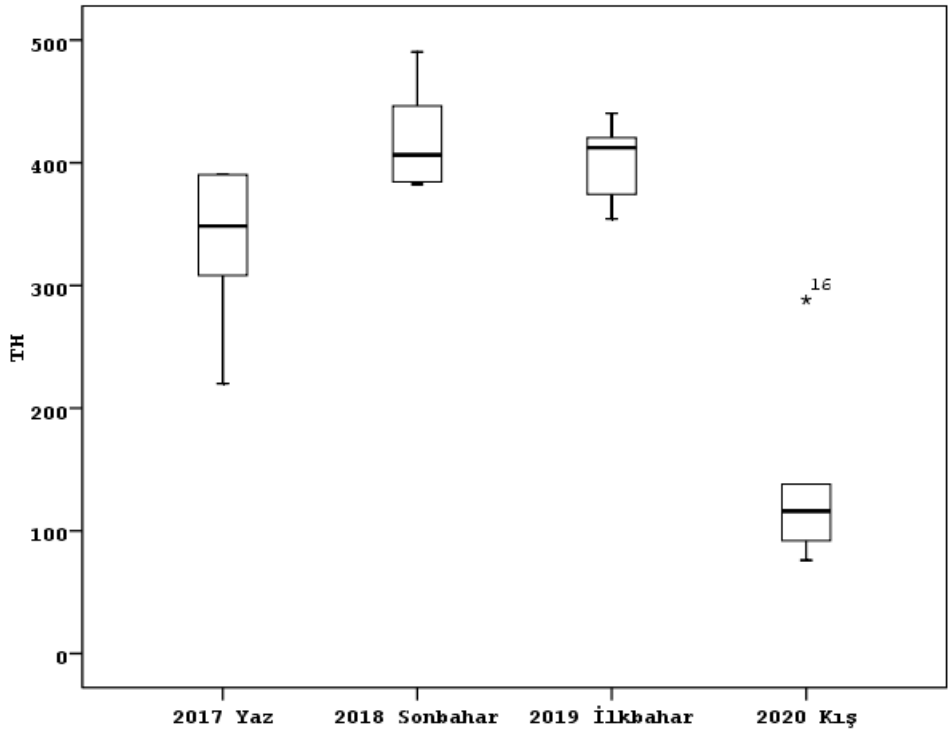


Şekil 4.14. Uluabat Gölü mevsimsel Mg^{++} değerleri (*F*:9,853, *p*<0,001, 2020 1.grup, 2017, 2018 ve 2019 2.grup)

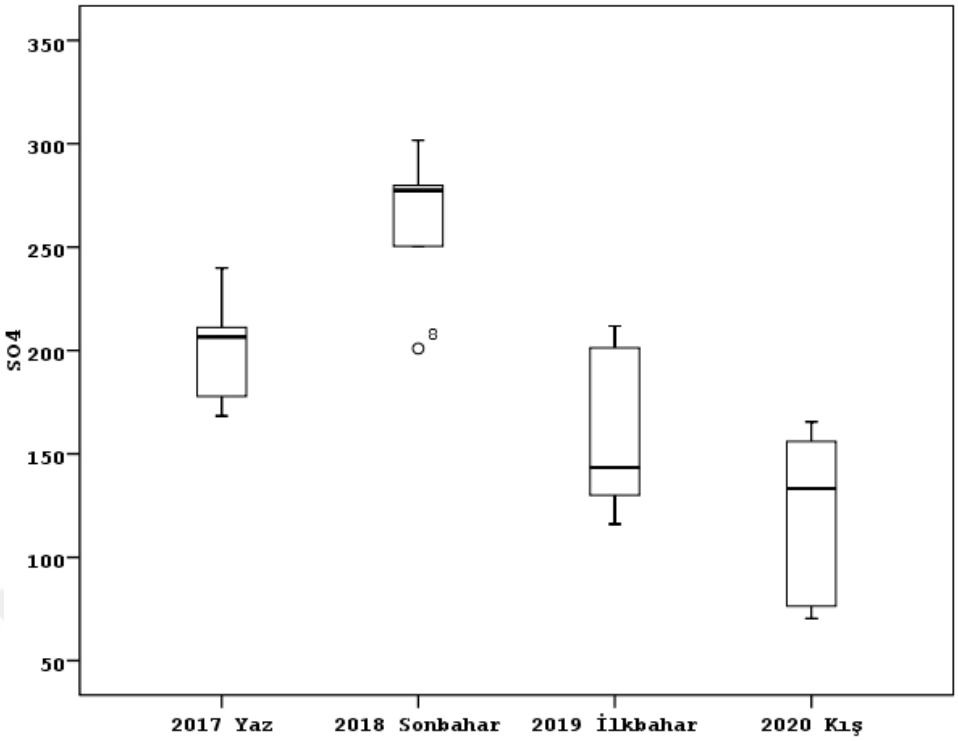
Uluabat Gölü TH değeri en yüksek 2018 sonbahar döneminde 421,96±20,611 mg/L, en düşük ise 2020 kış döneminde 142,08±38,03 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.2-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre TH değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.15).

Uluabat Gölü SO_4 değeri en yüksek 2018 sonbahar döneminde 421,96±20,611 mg/L, en düşük ise 2020 kış döneminde 142,08±38,03 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.2-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre TH değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.16).

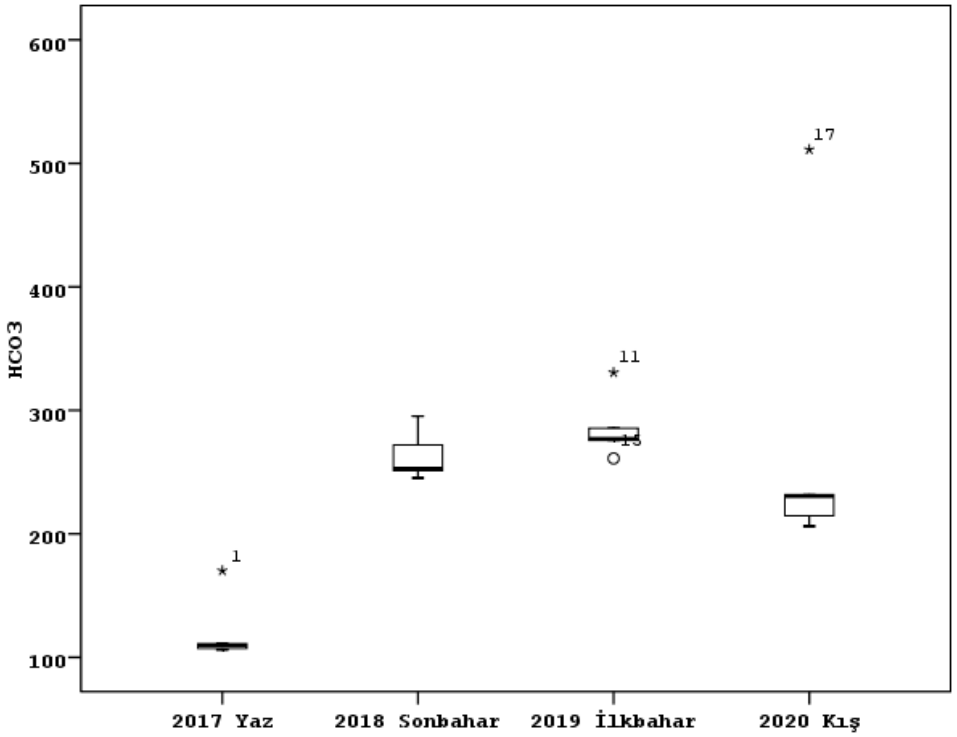
Uluabat Gölü HCO_3 değeri en yüksek 2019 ilkbahar döneminde 285,968±11,832 mg/L, en düşük ise 2017 yaz döneminde 120,90±12,352 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.1-4.3). Kruskal-Wallis analizine göre HCO_3 değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.17).



Şekil 4.15. Uluabat Gölü mevsimsel sertlik (TH) değerleri (*F*:20,708, *p*<0,001, 2020 1.grup, 2017 2.grup, 2018 ve 2019 3.grup)



Şekil 4.16. Uluabat Gölü mevsimsel sülfat (SO_4) değerleri (*F*:11,868, *p*<0,001, 2017 1. Grup, 2018 2.grup, 2019 ve 2020 3.grup)

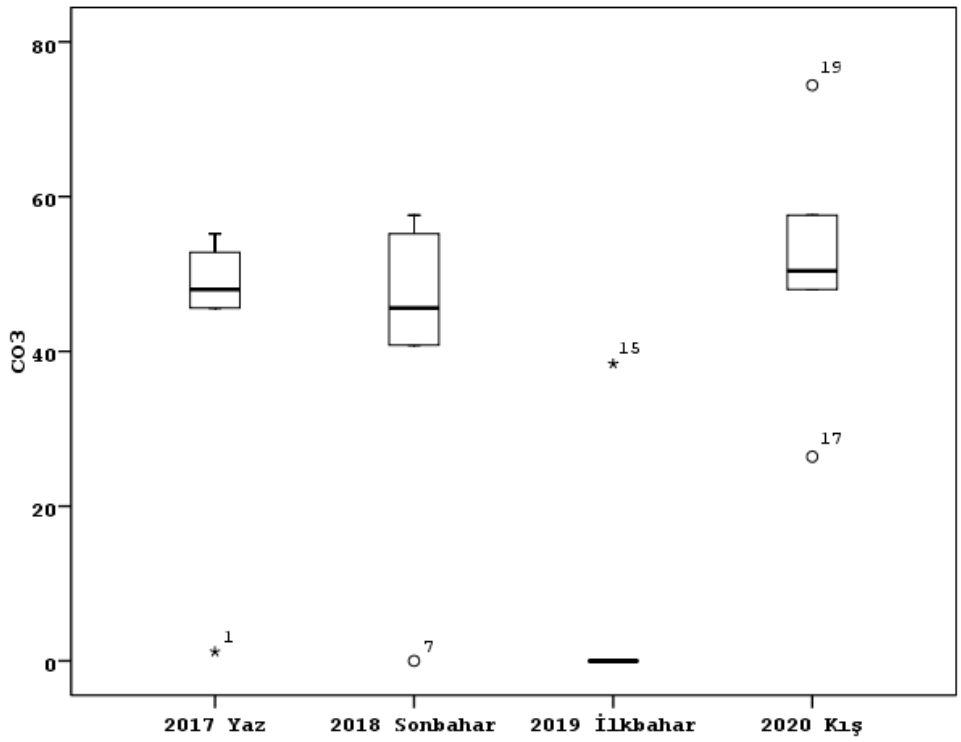


Şekil 4.17. Uluabat Gölü mevsimsel bikarbonat (HCO_3) değerleri (*F*:6,476, *p*:0,004, 2017 1.grup, 2018, 2019 ve 2020 2.grup)

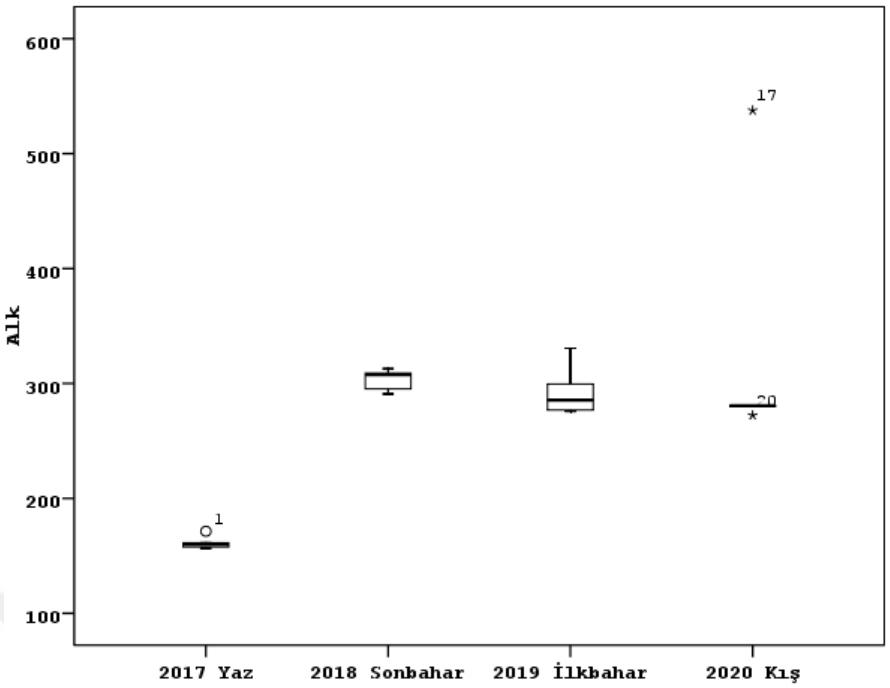
Uluabat Gölü CO_3 değeri en yüksek 2020 kış döneminde 51,36±7,76 mg/L, en düşük ise 2019 ilkbahar döneminde 7,68±7,68 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.3-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre CO_3 değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.18).

Uluabat Gölü Toplam Alkalinite (Alk) değeri en yüksek 2020 kış döneminde 330,25±51,86 mg/L, en düşük ise 2017 yaz döneminde 161,462±2,618 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.1-4.4). Kruskal-Wallis analizine göre Alk değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.19).

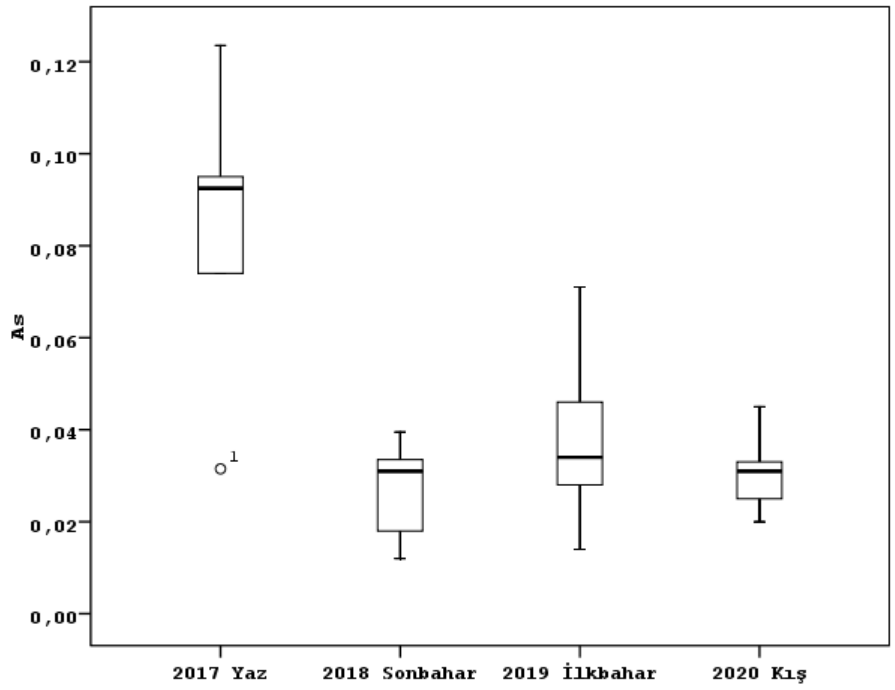
Uluabat Gölü As değeri en yüksek 2017 yaz döneminde 0,083±0,015 mg/L, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde 0,027±0,005 mg/L olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.1-4.2). Kruskal-Wallis analizine göre As değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.20).



Şekil 4.18. Uluabat Gölü mevsimsel karbonat (CO_3) değerleri (*F*:4,348, *p*:0,020, 2019 1.grup, 2017, 2018 ve 2020 2.grup)



Şekil 4.19. Uluabat Gölü mevsimsel toplam alkalinite (Alk) değerleri (*F*:8,068, *p*:0,002, 2017 1.grup, 2018, 2019 ve 2020 2.grup)

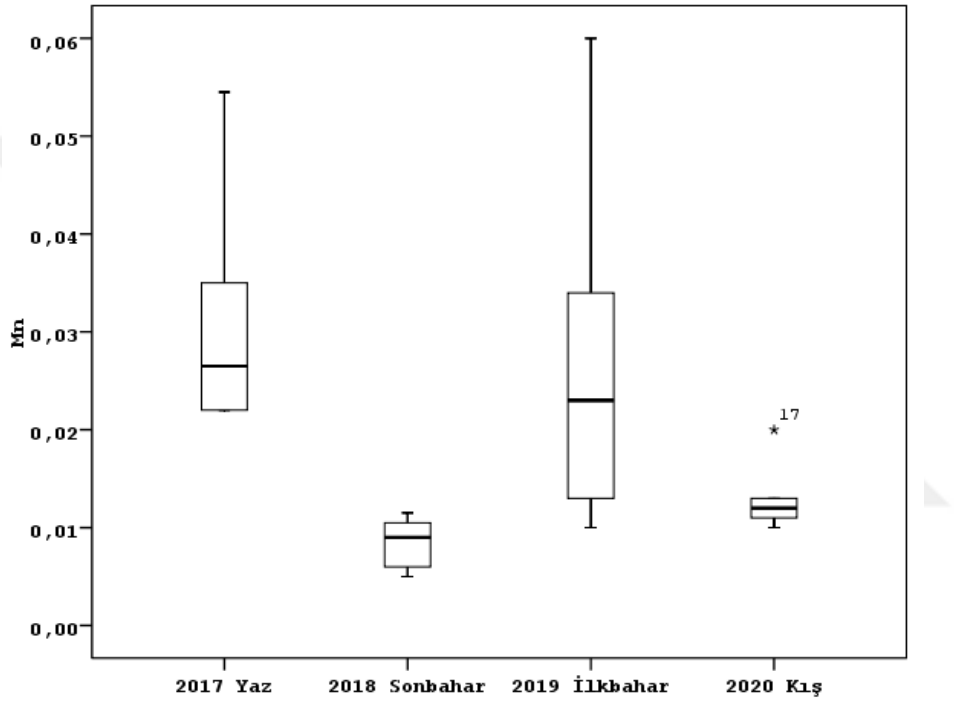


Şekil 4.20. Uluabat Gölü mevsimsel As değerleri (*F*:7,426, *p*:0,002, 2017 1. grup, 2018, 2019 ve 2020 2.grup)

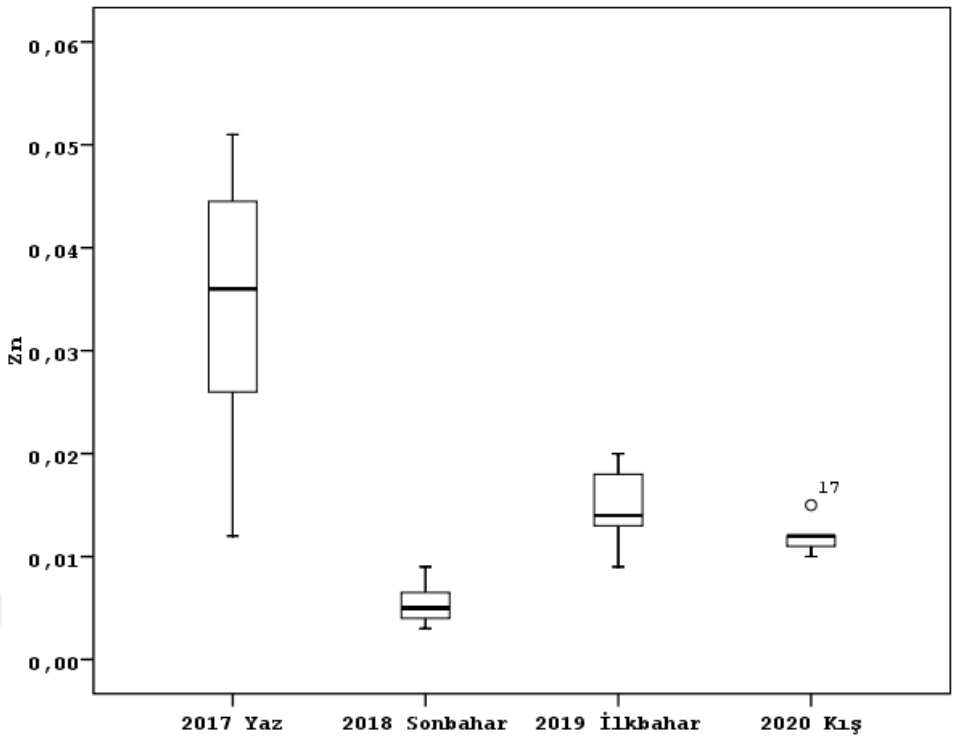
Uluabat Gölü Mn değeri en yüksek 2017 yaz döneminde 0,032±0,006 mg/L, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde tayin sınırı olan 0,001 mg/L'den küçük olarak tespit

edilmiştir (bkz. Çizelge 4.1-4.2). Kruskal-Wallis analizine göre Mn değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.21).

Uluabat Gölü Zn değeri en yüksek 2017 yaz döneminde 0,034±0,007 mg/L, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde tayin sınırı olan 0,001 mg/L'den küçük olarak tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.1-4.2). Kruskal-Wallis analizine göre Zn değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5, Şekil 4.22).



Şekil 4.21. Uluabat Gölü mevsimsel Mn değerleri (*F*:4,184, *p*:0,023, 2018 ve 2020 1.grup, 2017 ve 2019 2.grup)



Şekil 4.22. Uluabat Gölü mevsimsel Zn değerleri (*F*:11,221, *p*<0,001, 2017 1.grup, 2018, 2019 ve 2020 2.grup)

Uluabat Gölü Cr değeri en yüksek 2019 ilkbahar döneminde 0,005±0,002 mg/L, en düşük ise 2018 sonbahar döneminde 0,002±0,000 mg/L tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.2-4.3). Kruskal-Wallis analizine göre Cr değerleri yıllara göre istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermiştir (Çizelge 4.5).

Bazı ağır metal, anyon ve katyonların birbiri ile ilişkisini gösterebilmek için Spearman Rank korelasyon analizinden faydalanılmıştır. Sonuçlar Eİ, ÇO, HCO_3, Ca ve NO_3-N ile pH arasında negatif korelasyon olduğunu göstermektedir (bkz. Çizelge 4.8). Alk, Ca, Mg, TH ve SO_4 ile elektirksel iletkenlik arasında kuvvetli pozitif korelasyon, B ile negatif korelasyon tespit edilmiştir. AKM, alkalinite ile negatif, NO_3-N ise pozitif korelasyon göstermiştir. TP, Fe, Mn, Al, Ni ve Zn ile AKM genel olarak kuvvetli pozitif korelasyon göstermiş olup bu metaller arasından As, Mn ve Zn ile Alk arasında negatif korelasyon tespit edilmiştir. B ile TH, Ca ve SO_4 arasında negatif, Cl ve Al ile ise pozitif korelasyon tespit edilmiştir. Al, As, Mn, Cr, Zn, Fe ve Ni gibi metaller ile B'nin birbirleri ile poizitif korelasyon gösterdiği (bkz. Çizelge 4.8) belirlenmiştir.

Çizelge 4.8. Bazı anyon, katyon ve ağır metallerin birbiri ile ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları (* p<0,05, ** p<0,01)

	pH	Eİ	Alk	TH	Ca	Mg	Cl	SO_4	AKM	NO_2-N	Al	As	B	Fe	Mn	Ni	Zn
Eİ	-0,479*	1															
ÇO	-0,460*																
HCO_3	-0,558*	0,537*															
Alk		0,483*	1														
TH		0,794**		1													
Ca	-0,541*	0,775**		0,908**	1												
Mg		0,580**		0,778**	0,530*	1											
Cl							1										
SO4		0,519*		0,642**	0,470*	0,628**	-0,517*	1									
AKM			-0,551*						1								
NO_3-N	-0,680**		0,474*														
TP									0,613**								
Al						-0,582**	0,495*	-0,650**	0,560*	0,516*	1						
As			-0,596**								0,482*	1					
B		-0,454*		-0,624**	-0,642**		0,470*	-0,589**			0,549*		1				
Fe						-0,598**	0,517*	-0,636**	0,502*	0,489*	0,952**	0,491*	0,563**	1			
Mn			-0,475*						0,756**		0,687**	0,531*		0,668**	1		
Ni									0,662**	0,464*	0,693**			0,611**	0,721**	1	
Zn			-0,474*						0,718**		0,619**	0,513*		0,586**	0,827**	0,680**	1
Cr						-0,538*		-0,642**		0,480*	0,801**		0,460*	0,819**	0,506*	0,518*	0,609**

4.4. Uluabat Gölü Su Kalitesinin Faktör Analizine Göre Değerlendirilmesi

Veri indirgeme ve ilişkili değişkenlerden ilişkisiz ve daha az boyutlu yeni faktör yapıları oluşturmak faktör analizinin temel iki amacıdır. Bu nedenle faktör analizi, su kalitesi çalışmalarında muhtemel çevresel baskıları belirlemek için yaygın olarak kullanılır (Bulut vd., 2010; Dalkıran vd., 2020). Bu nedenle Uluabat Gölü su kalitesini değerlendirmek için Faktör analizinden yararlanılmıştır.

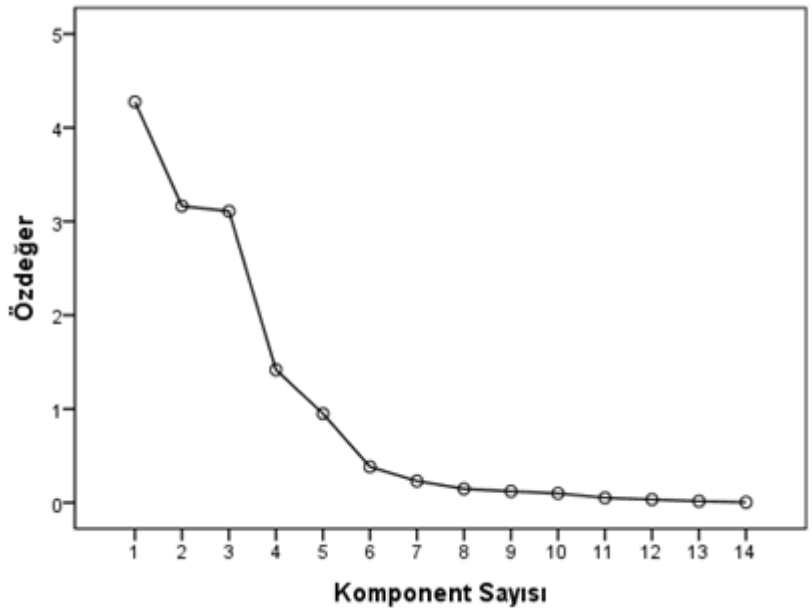
Faktör analizi uygulamadan önce çevresel değişkenler arasındaki korelasyon ilişkisine bakılmış ve çoklu bağlantıyı (multikolinearite) engellemek için 0,9'un üzerinde korelasyon ilişkisi gösteren çevresel değişkenler analizden çıkarılmıştır. Her bir değişken için belirlenen örneklem uygunluk ölçüsü (ÖUÖ) değerleri kontrol edilerek 0,5 altında ÖUÖ değerine sahip değişkenler analizden çıkarılmıştır (Pett vd., 2003). Son faktör analizi veri setinde 14 çevresel değişken kullanılmıştır. Analiz sonunda KMO değeri 0,614 olarak belirlenmiştir.

KMO değerinin 0,5'in üzerinde bulunması veri setinin faktör analizi için uygun olduğunu göstermektedir. Bartlett küresellik testi (Bartlett, 1950) istatistiksel olarak anlamlı bulunmuş (X^2: 281,225; *df*: 91; *p*: 0,000) ve faktör analizinin bu veri setine uygulanılabileceğine karar verilmiştir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9. Faktör Analizi istatiksel analiz sonuçları

Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) :		0,614
Bartlett küresellik testi	X^2	281,225
	df	91
	α	0,000

Uygun faktör sayısını belirlemek için uygulanan yamaç eğim testi (Cattell, 1966), özdeğeri (λ) 1'den büyük olan dört faktör olduğunu göstermiştir. Faktör özdeğerlerinin (λ) yamaç eğim grafiği aşağıda verilmiştir (Şekil 4.23).



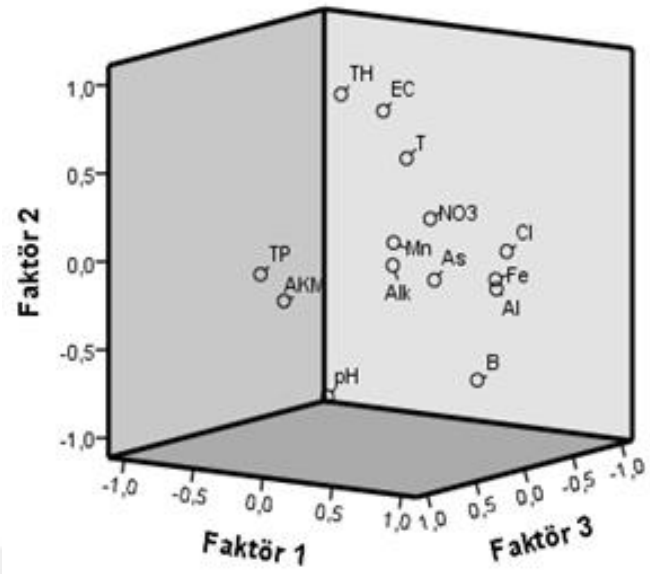
Şekil 4.23. Faktör özdeğerlerinin (λ) yamaç eğim grafiği

İlk dört faktör toplamı %85,469 olmuş ve açıklanan varyans kriteri için istenen %67 sınırı (açıklanan varyansın en az 2/3'ü) aşılmıştır (Çizelge 4.10).

Çizelge 4.10. Tahminlenmiş ve döndürülmüş faktör yüklerinin varyansları

	Tahminlenmiş Yüklerin Kareler Toplamı			**Döndürülmüş Yüklerin Kareler Toplamı**		
Faktör	**Toplam**	**% Varyans**	**% Yığılmalı Varyans**	**Toplam**	**% Varyans**	**% Yığılmalı Varyans**
1	4,276	30,541	30,541	4,113	29,38	29,38
2	3,164	22,601	53,142	3,09	22,075	51,455
3	3,109	22,205	75,346	2,651	18,936	70,391
4	1,417	10,123	85,469	2,111	15,078	85,469

Faktör 1'de Al, Fe, klorür, B, As, Mn ve su sıcaklığı pozitif faktör yükü oluşturmuştur. Faktör 2'de ise pH ve B negatif, Eİ, sıcaklık ve toplam sertlik ise pozitif faktör yükü oluşturmuştur. AKM ve toplam fosfor 3. Faktör yükünde ve toplam alkalinite ve nitrat azotu ise 4. Faktör yükünde pozitif yük oluşturmuştur. Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenleri ise aşağıda verilmiştir (Çizelge 4.11 ve Şekil 4.24).



Şekil 4.24. Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenleri

Çizelge 4.11. Döndürülmüş faktör matrisinin bileşenleri

	Faktörler			
	1	**2**	**3**	**4**
T	0,442	0,619		
pH		-0,826		
Eİ		0,757		
TH		0,896		
Alk				0,922
AKM			0,94	
NO_3-N				0,774
TP			0,967	
Cl	0,876			
Al	0,963			
As	0,525			-0,638
Fe	0,96			
B	0,575	-0,702		
Mn	0,651		0,692	

4.5. Balık Türlerinin Enzim Aktivitelerinin Yıl ve Mevsime Bağlı Karşılaştırmaları

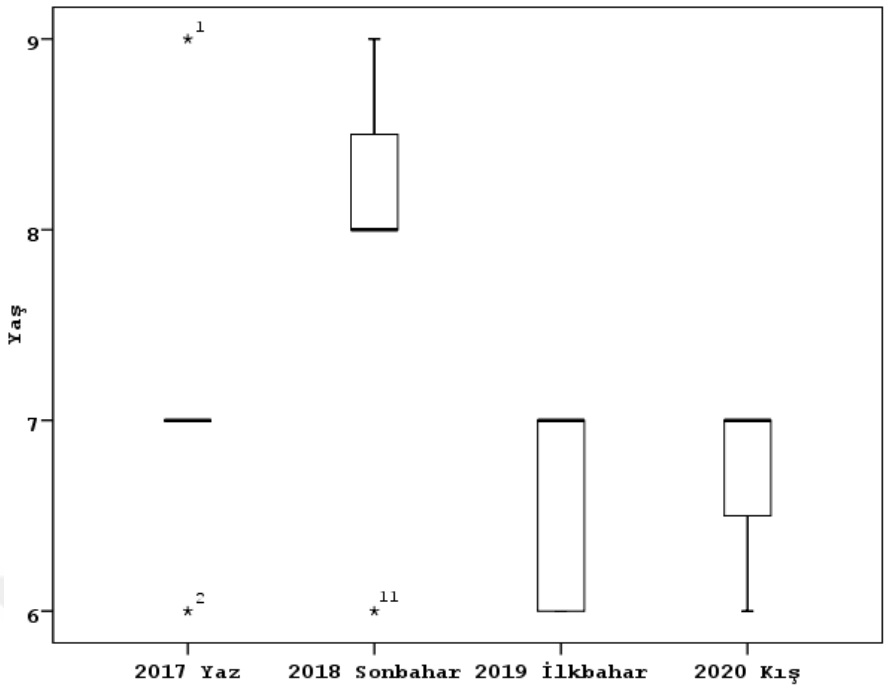
2018 sonbahar, 2017 Yaz, 2019 İlkbahar ve 2020 Kış dönemlerinde yakalanan üç balık türünde, yaş, boy ve ağırlık ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca bu balıklardan elde edilen üç doku türünde gerçekleştirilen ATPaz enzim aktivitelerinin ortalama minimum, maksimum ve standart hata değerleri hesaplanmış, balık türleri ve dokularına göre enzim aktiviteleri karşılaştırılmıştır.

4.5.1. *Carassius gibelio*'da yıl ve mevsime bağlı yaş, boy, ağırlık ve enzim aktivitelerinin karşılaştırılması

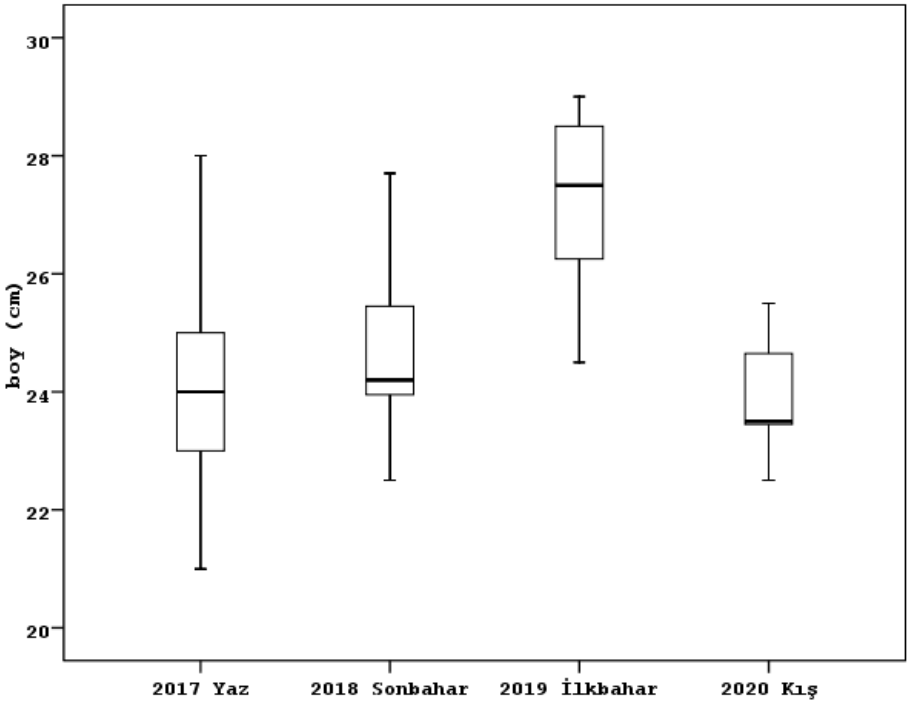
Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde en yüksek yaş ortalaması sonbahar mevsiminde 8±0,378, en düşük yaş ortalaması ise 2019 ilkbahar mevsiminde 6,57±0,202 olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.12, Şekil 4.25). Boy ve ağırlık ise en yüksek 2019 ilkbahar mevsiminde sırasıyla 27,21±0,644 cm, 285,71±2,860 g olarak en düşük ise 2020 kış döneminde 23,96±0,391 cm, 207,14±9,570 g olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.12, Şekil 4.27, Şekil 4.26, Şekil 4.27).

Çizelge 4.12. Yıllara göre *C. gibelio*'nun yaş, boy ve ağırlık verilerinin değişimi

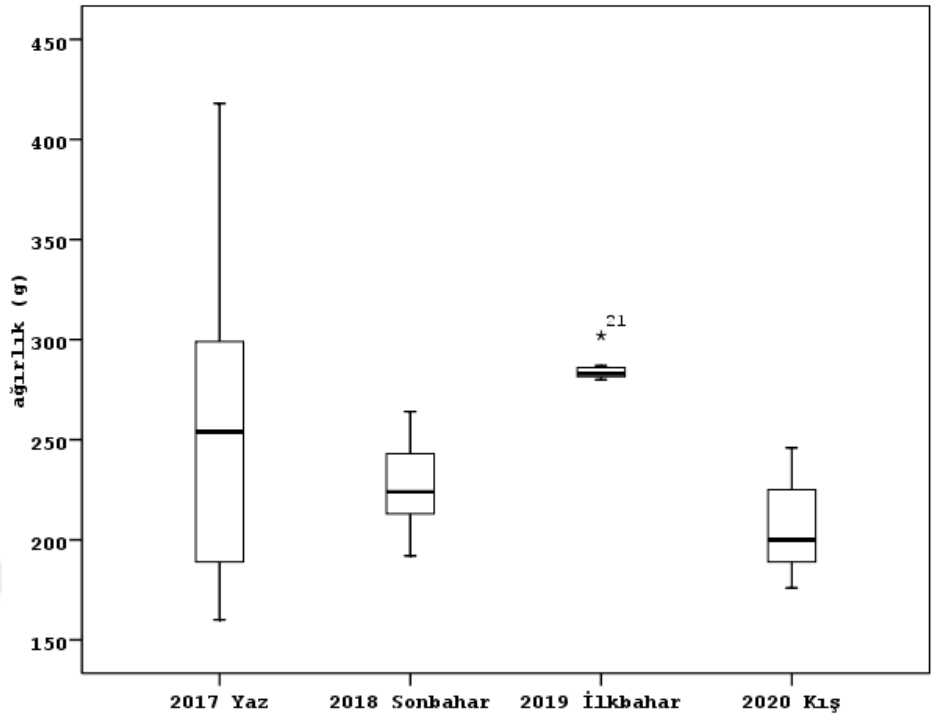
	Yıl-Mevsim	***n***	**Ort±SH**	**Medyan**	**Min**	**Maks**
Yaş	2017 Yaz	7	7,14±0,340	7	6	9
	2018 Sonbahar	7	8,00±0,378	8	6	9
	2019 İlkbahar	7	6,57±0,202	7	6	7
	2020 Kış	7	6,71±0,184	7	6	7
	Tüm yıllar	28	7,11±0,173	7	6	9
Boy	2017 Yaz	7	24,14±0,884	24	21,0	28,0
	2018 Sonbahar	7	24,74±0,624	24,2	22,5	27,7
	2019 İlkbahar	7	27,21±0,644	27,50	24,5	29,0
	2020 Kış	7	23,96±0,391	23,50	22,5	25,5
	Tüm yıllar	28	25,01±0,399	24,40	21	29
Ağırlık	2017 Yaz	7	258,29±34,875	254	160	418
	2018 Sonbahar	7	227,43±9,266	224	192	264
	2019 İlkbahar	7	285,71±2,860	283	280	302
	2020 Kış	7	207,14±9,570	200	176	246
	Tüm yıllar	28	244,64±10,535	241	160	418



Şekil 4.25. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı yaş karşılaştırılması (*H*:9,831, *p*:0,020, Dunn's Post-Hoc testine göre 2018 sonbahar döneminin diğer yıllara göre anlamlı farklı olduğu tespit edilmiştir)



Şekil 4.26. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı boy karşılaştırılması (*H*:10,067, *p*:0,018, Dunn's Post-Hoc testine göre 2019 İlkbahar diğer yıllara göre anlamlı farklı bulunmuştur)

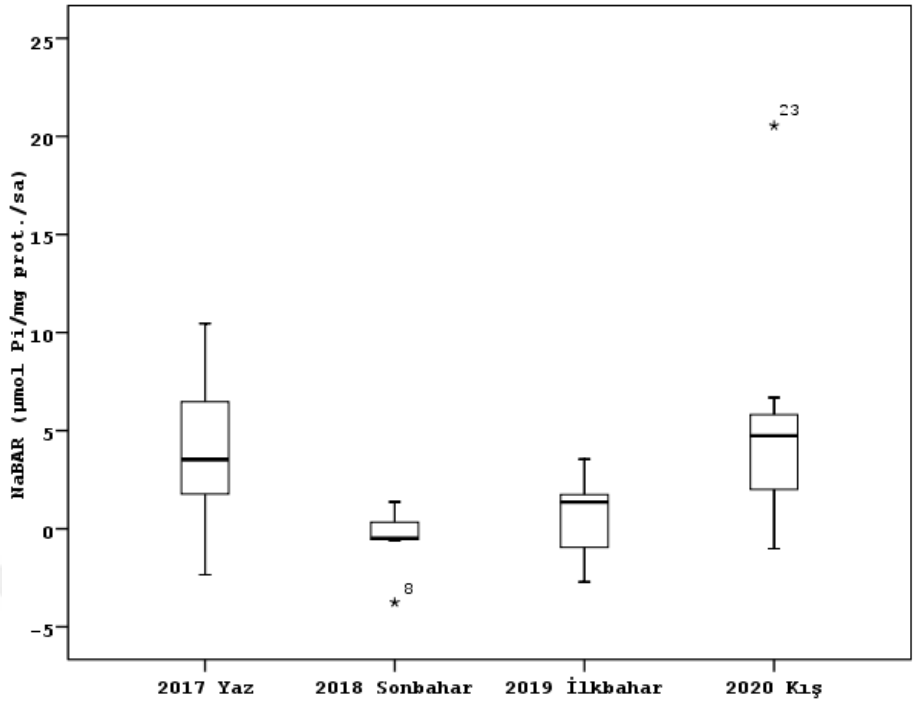


Şekil 4.27. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı ağırlık karşılaştırılması (*H*:11,983 *p*:0,007, Dunn's Post-Hoc testine göre 2019 bir grup, 2017 2018 ve 2020 diğer bir grubu oluşturmuştur)

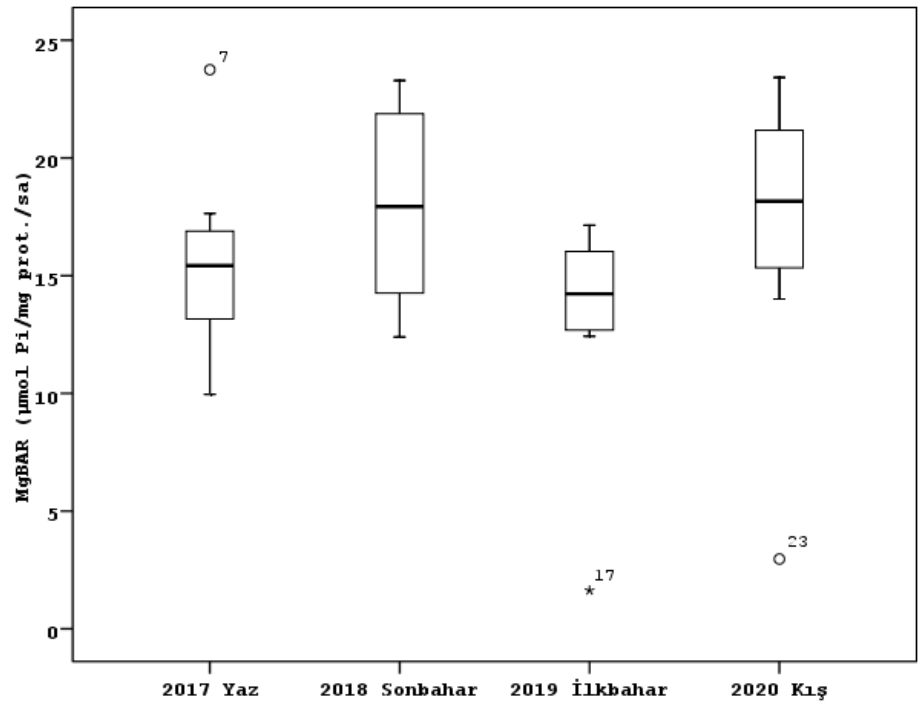
Bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi en düşük 2018 sonbahar döneminde -0,471±0,629 µmol Pi/mg prot./sa, en yüksek 2020 kış mevsiminde 5,702±2,688 µmol Pi/mg prot./sa olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.13, Şekil 4.28). Bağırsak total ATPaz aktivitesi ise en düşük 2019 ilkbahar döneminde ortalama 13,56±1,988 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2020 kış döneminde ortalama 22,62±1,364 µmol Pi/mg prot./sa. olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.13, Şekil 4.30). Solungaç total ATPaz aktivitesi en düşük 2017 yaz döneminde ortalama 20,215±2,658 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2020 kış döneminde ortalama 36,97±2,023 µmol Pi/mg prot./sa. olarak ölçülmüştür (n=28) (Çizelge 4.13, Şekil 4.34). Bunun yanında bağırsak Mg^{+}-ATPaz ve kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitelerinin yıllara göre aktivitelerinde istatiksel olarak anlamlı bir fark bulunmamıştır (p>0,05, Şekil 4.29, Şekil 4.31).

Çizelge 4.13. *C. gibelio*'da belirlenen enzim aktivitelerinin standart hata, minimum, maksimum ve ortalama değerleri

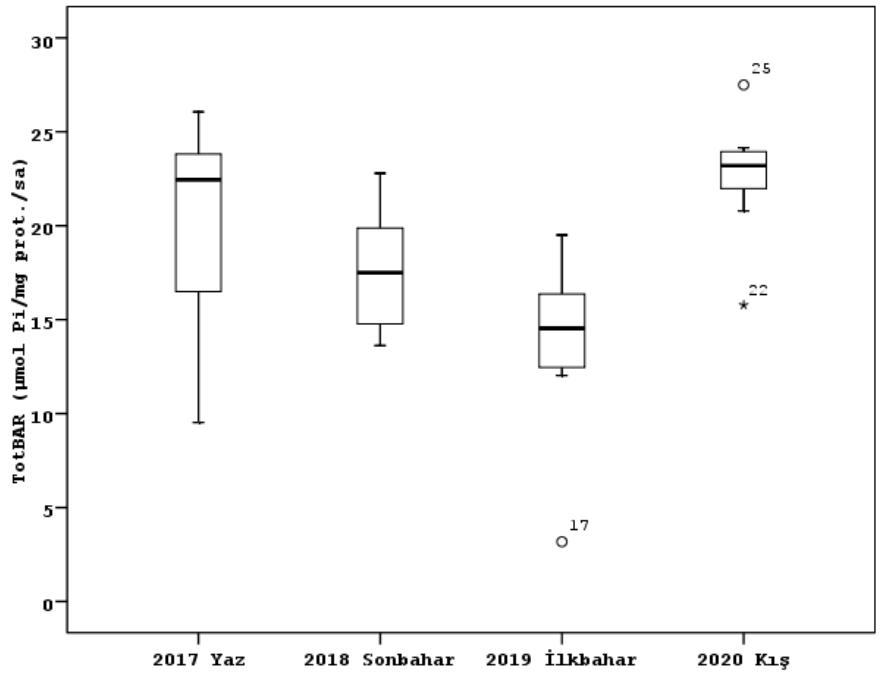
	Yıl-Mevsim	*n*	Ort±SH	Medyan	Min	Maks
Na/K Bar	2017 Yaz	7	4,017±1,620	3,527	-2,347	10,456
	2018 Sonbahar	7	-0,471±0,629	1,068	-3,754	1,366
	2019 İlkbahar	7	0,541±0,821	1,361	-2,710	3,553
	2020 Kış	7	5,702±2,688	4,738	-1,019	20,548
	Tüm yıllar	28	2,448±0,916	1,363	-3,754	20,548
Mg Bar	2017 Yaz	7	15,603±1,683	15	9,959	23,748
	2018 Sonbahar	7	17,983±1,682	17	12,394	23,289
	2019 İlkbahar	7	12,918±1,992	14	1,631	17,145
	2020 Kış	7	16,795±2,628	18	2,966	23,412
	Tüm yıllar	28	15,443±1,013	16,005	1,600	23,000
Tot Bar	2017 Yaz	7	19,809±2,304	22,446	9,528	26,068
	2018 Sonbahar	7	17,603±1,319	17,499	13,623	22,790
	2019 İlkbahar	7	13,556±1,988	14,542	3,181	19,511
	2020 Kış	7	22,617±1,364	23,203	15,781	27,499
	Tüm yıllar	28	18,397±1,059	19,170	3,181	27,499
Ca Kas	2017 Yaz	7	7,521±1,506	6,812	2,629	14,450
	2018 Sonbahar	7	8,202±4,431	3,618	-5,184	28,284
	2019 İlkbahar	7	16,729±3,161	17,443	6,300	31,676
	2020 Kış	7	17,187±4,023	20,634	1,458	28,880
	Tüm yıllar	28	12,410±1,855	10,108	-5,184	31,676
Na/K Sol	2017 Yaz	7	1,315±0,785	1,280	-1,401	5,303
	2018 Sonbahar	7	-4,039±3,406	-1,143	-23,423	3,852
	2019 İlkbahar	7	-6,383±2,774	-8,313	-14,262	8,300
	2020 Kış	7	3,800±1,228	2,634	-0,142	9,508
	Tüm yıllar	28	-1,327±1,343	0,427	-23,423	9,508
Mg Sol	2017 Yaz	7	18,757±2,394	16,976	10,261	30,206
	2018 Sonbahar	7	40,741±11,304	47,338	-10,245	86,932
	2019 İlkbahar	7	29,165±2,830	29,514	19,411	37,388
	2020 Kış	7	33,053±2,454	32,291	21,552	41,860
	Tüm yıllar	28	30,429±3,244	30,353	-10,245	86,932
Tot Sol	2017 Yaz	7	20,215±2,658	18,421	11,966	32,020
	2018 Sonbahar	7	36,805±8,748	43,882	-6,286	63,627
	2019 İlkbahar	7	22,890±2,889	25,998	10,795	31,143
	2020 Kış	7	36,965±2,023	36,123	31,165	44,605
	Tüm yıllar	28	29,219±2,747	29,797	-6,286	63,627



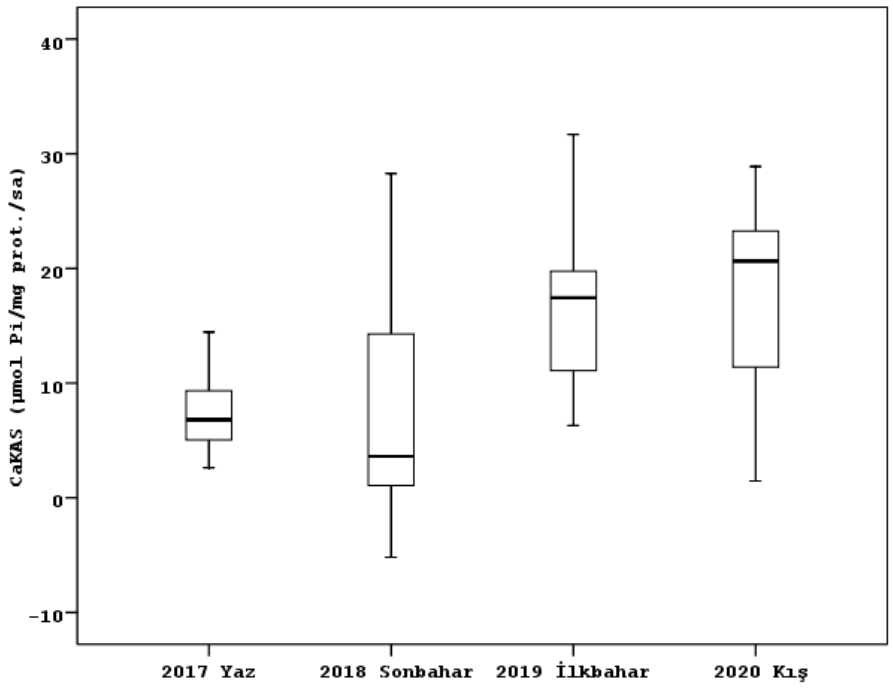
Şekil 4.28. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Na^+/K^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:8,405, *p*:0,038, Dunn's Post-Hoc testine göre 2018 ve 2019 bir grup, 2017 ve 2020 diğer bir grubu oluşturmuştur)



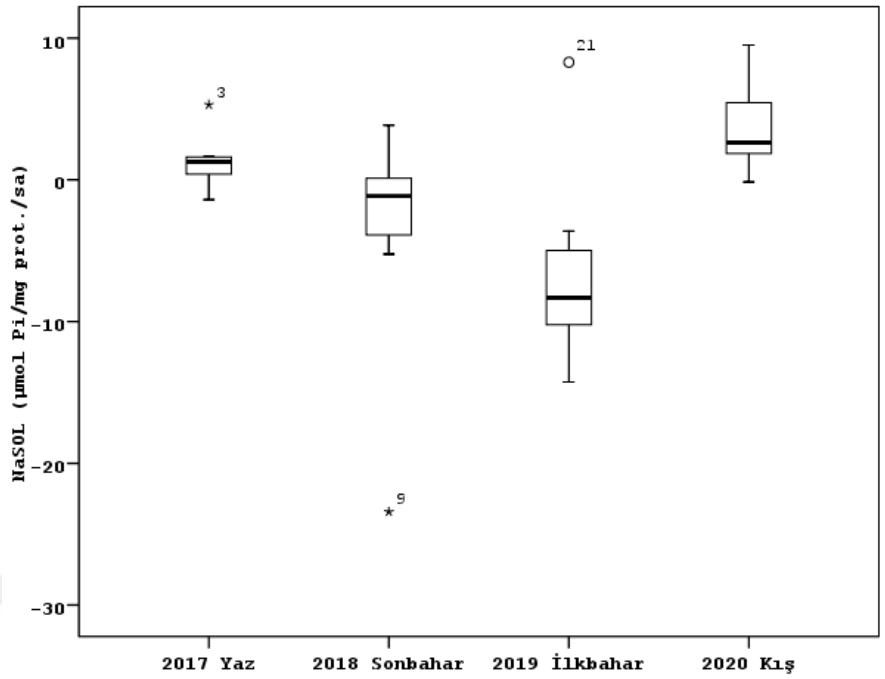
Şekil 4.29. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Mg^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*p*>0,05)



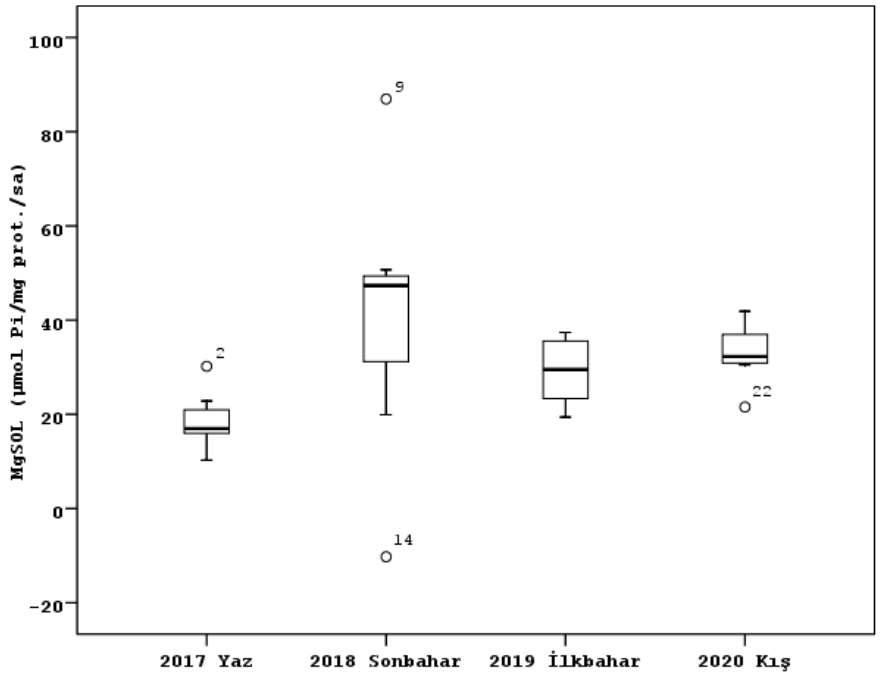
Şekil 4.30. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:10,681, *p*:0,014, Dunn's Post-Hoc testine göre 2018 ve 2019 farklı gruplar, 2017 ve 2020 diğer bir grubu oluşturmuştur)



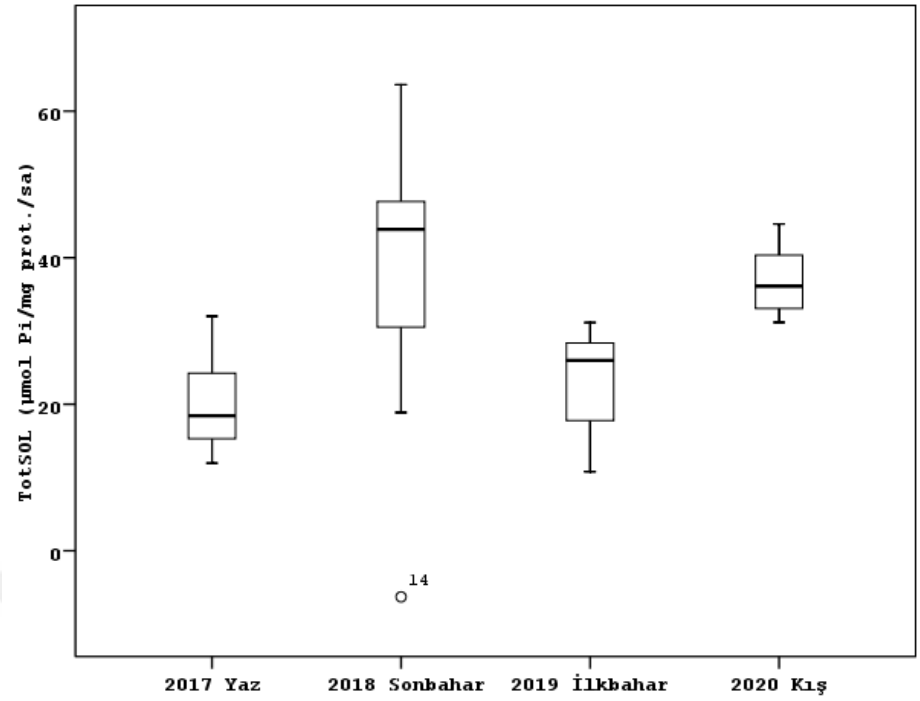
Şekil 4.31. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*p*>0,05)



Şekil 4.32. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Na^+/K^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:11,571, *p*:0,009, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2020 bir grubu oluştururken, 2018 ve 2019 diğer iki grubu oluşturmuştur)



Şekil 4.33. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Mg^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:10,600, *p*:0,014, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2019 bir grup, 2018 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



Şekil 4.34. Yakalanan *C. gibelio* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:11,715, *p*:0,008, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2019 bir grup, 2018 ve 2020 diğer grubu oluşturmuştur)

4.5.2. *Esox lucius*'da mevsime bağlı yaş, boy, ağırlık ve enzim aktiviteleri karşılaştırmaları

Yakalanan *E. lucius* bireylerinde en yüksek yaş ortalaması 2020 kış döneminde 8±0,22, en düşük yaş ortalaması ise 2019 ilkbahar döneminde 6±0,22 olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.14, Şekil 4.35). Boy ortalaması en düşük 2020 kış döneminde 47,429±1,56 cm, en yüksek ise 2017 yaz döneminde 57,571±2,245 cm ölçülmüştür (Çizelge 4.14, Şekil 4.36). Balık ağırlık ortalaması en yüksek 2018 sonbahar döneminde 1557,43±295,80 g, en düşük 2020 kış döneminde 750,86±61,83 g olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.14, Şekil 4.37). Bağırsak total ATPaz aktivitesinin ortalama değeri en düşük 2019 ilkbahar döneminde ortalama 9,466±0,64 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2018 sonbahar mevsiminde ortalama 13,056±2,43 µmol Pi/mg prot./sa. olarak belirlenmiş olup yıllara göre istatiksel olarak anlamlı bir fark bulunmamıştır (*p*>0,05, Çizelge 4.15, Şekil 4.40). Solungaç total ATPaz aktivitesi en düşük 2018 sonbahar döneminde ortalama 10,699±3,16 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2020 kış döneminde ortalama

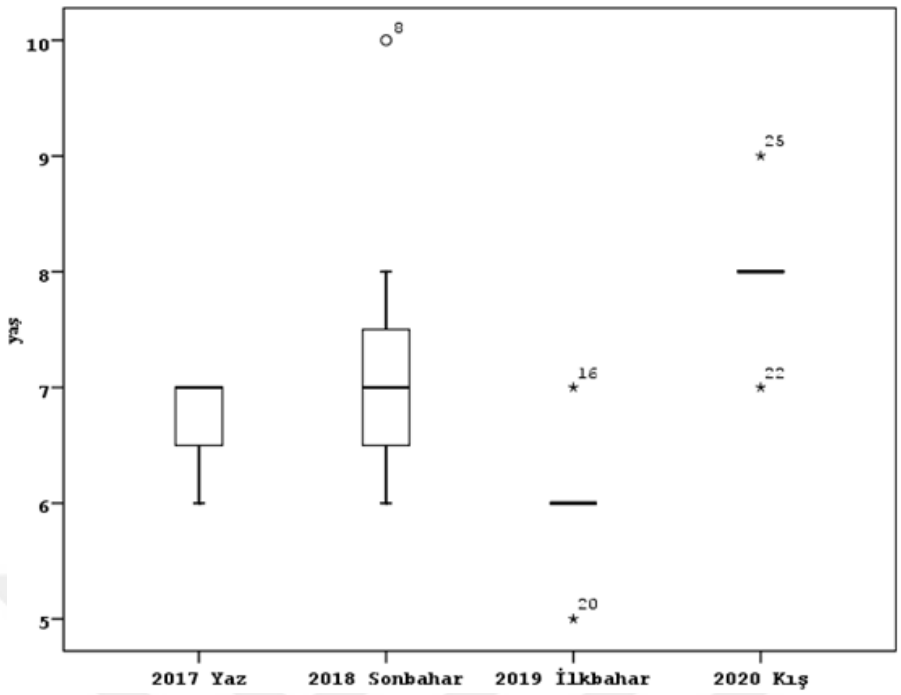
54,703±7,43 µmol Pi/mg prot./sa.olarak tespit edilmiştir (n=28) (Çizelge 4.15, Şekil 4.44). Kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi ise en düşük 2018 sonbahar 1,999±0,438 µmol Pi/mg prot./sa., en yüksek 2020 kış 58,9823±12,590 µmol Pi/mg prot./sa. olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.15, Şekil 4.41). Bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz, Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitelerinin de yıllara bağlı olarak istatiksel olarak anlamlı fark göstermediği tespit edilmiştir (p>0,05, Şekil 4.38, Şekil 4.39).

Çizelge 4.14. *E. lucius* için yaş, boy ve ağırlık verilerinin ortalama minimum, maksimum ve standart hata değerleri

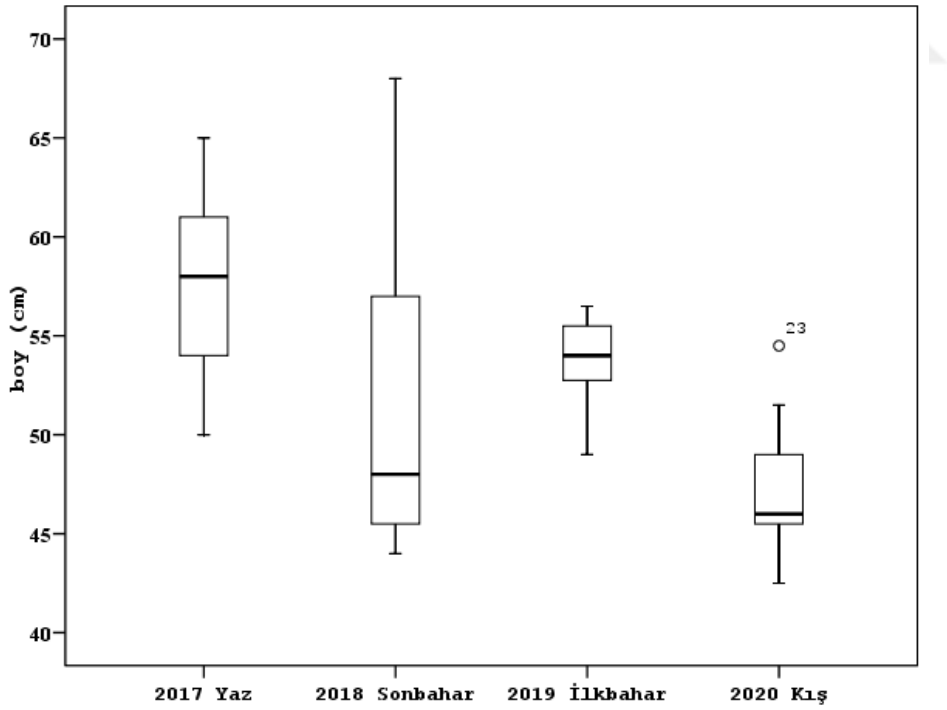
	Yıl	***n***	**Ort±SH**	**Medyan**	**Min**	**Maks**
Yaş	2017 Yaz	7	6,71±0,184	7	6	7
	2018 Sonbahar	7	7,29±0,522	7	6	10
	2019 İlkbahar	7	6,00±0,218	6	5	7
	2020 Kış	7	8,00±0,218	8	7	9
	Tüm yıllar	28	7,00±0,206	7	5	10
Boy	2017 Yaz	7	57,571±2,245	58	50,0	65,0
	2018 Sonbahar	7	52,143±3,535	48	44,0	68,0
	2019 İlkbahar	7	53,714±0,993	54	49,0	56,5
	2020 Kış	7	47,429±1,556	46	42,5	54,5
	Tüm yıllar	28	52,714±1,286	52	42,5	68,0
Ağırlık	2017 Yaz	7	1338,86±151,300	1342	876	1992
	2018 Sonbahar	7	1557,43±295,799	1640	600	2490
	2019 İlkbahar	7	1092,86±85,543	1040	720	1420
	2020 Kış	7	750,86±61,827	730	566	1080
	Tüm yıllar	28	1185,00±100,394	1040	566	2490

Çizelge 4.15. *E. lucius*'ta farklı dokularda tespit edilen enzim aktivitesi verilerinin ortalama minimum, maksimum ve standart hata değerleri

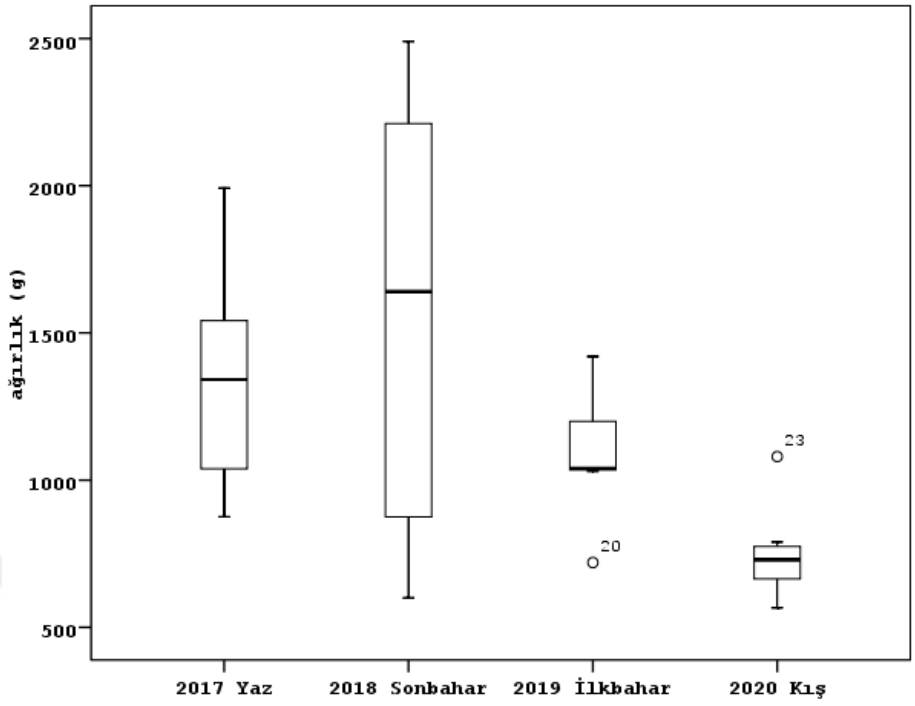
	Yıl	*n*	Ort±SH	Medyan	Min	Maks
Na/K Bar	2017 Yaz	7	2,857±2,402	4,053	-10,813	8,128
	2018 Sonbahar	7	-2,050±1,497	-2,615	-7,082	2,657
	2019 İlkbahar	7	,964±0,612	0,563	-1,215	3,479
	2020 Kış	7	-1,076±0,724	-1,210	-4,499	0,985
	Tüm yıllar	28	0,174±0,792	0,578	-10,813	8,128
Mg Bar	2017 Yaz	7	8,615±1,680	7,704	2,559	16,963
	2018 Sonbahar	7	15,016±3,163	12,850	9,410	33,550
	2019 İlkbahar	7	8,397±0,906	7,250	5,935	12,170
	2020 Kış	7	13,859±2,130	14,624	6,897	24,230
	Tüm yıllar	28	11,472±1,159	10,560	2,559	33,550
Tot Bar	2017 Yaz	7	11,796±1,716	12,916	5,757	18,987
	2018 Sonbahar	7	13,056±2,434	10,949	8,280	26,543
	2019 İlkbahar	7	9,466±0,638	9,550	7,367	11,180
	2020 Kış	7	12,914±1,852	11,653	7,992	22,155
	Tüm yıllar	28	11,808±0,885	11,051	5,757	26,543
Ca Kas	2017 Yaz	7	4,273±1,094	3,576	0,595	9,358
	2018 Sonbahar	7	1,999±0,438	1,617	0,759	3,848
	2019 İlkbahar	7	39,071±6,174	42,431	15,987	61,953
	2020 Kış	7	58,982±12,590	79,151	18,811	97,610
	Tüm yıllar	28	26,081±5,688	12,672	0,595	97,610
Na/K Sol	2017 Yaz	7	3,833±2,990	1,149	-1,051	21,606
	2018 Sonbahar	7	-,307±0,923	-1,119	-3,377	2,810
	2019 İlkbahar	7	1,146±2,261	-0,304	-6,980	12,486
	2020 Kış	7	12,350±2,786	15,215	-0,136	22,196
	Tüm yıllar	28	4,255±1,466	1,458	-6,980	22,196
Mg Sol	2017 Yaz	7	7,228±1,973	8,249	-2,672	13,973
	2018 Sonbahar	7	10,913±3,528	7,135	4,653	31,617
	2019 İlkbahar	7	10,055±2,089	9,034	3,316	20,038
	2020 Kış	7	42,121±5,570	41,628	26,560	70,466
	Tüm yıllar	28	17,579±3,221	9,678	-2,672	70,466
Tot Sol	2017 Yaz	7	11,195±3,153	9,480	-0,740	27,190
	2018 Sonbahar	7	10,699±3,160	9,564	2,585	28,341
	2019 İlkbahar	7	11,307±2,917	9,131	3,134	26,669
	2020 Kış	7	54,703±7,428	59,852	34,517	87,806
	Tüm yıllar	28	21,976±4,227	11,902	-0,740	87,806



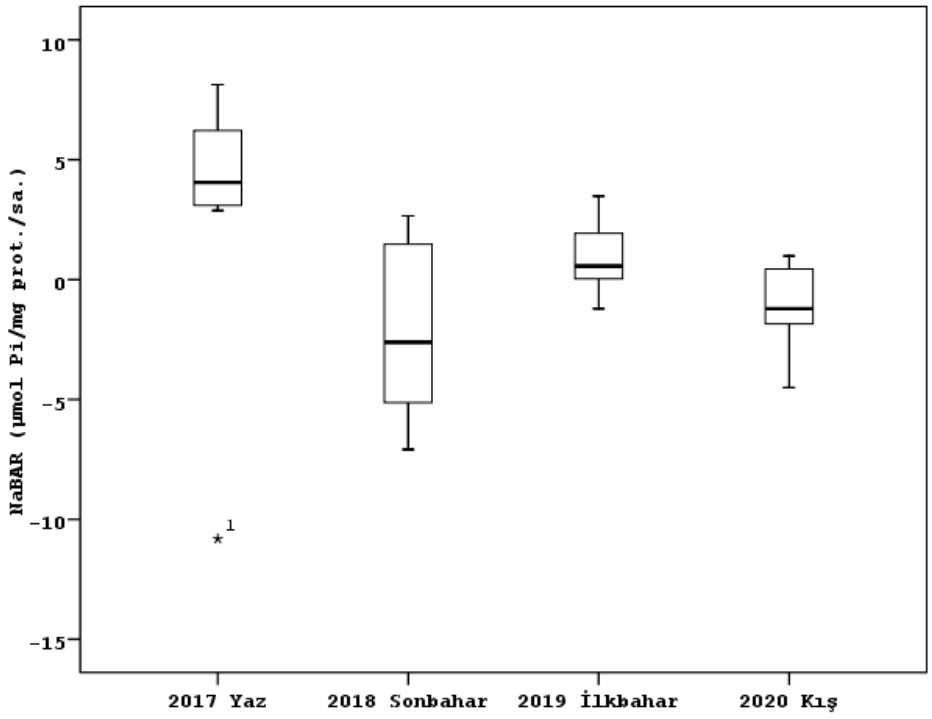
Şekil 4.35. Yakalanan *E. lucius* türünde mevsime bağlı yaş karşılaştırılması (*H*:15,418, *p*:0,001, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2018 bir grup, 2019 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



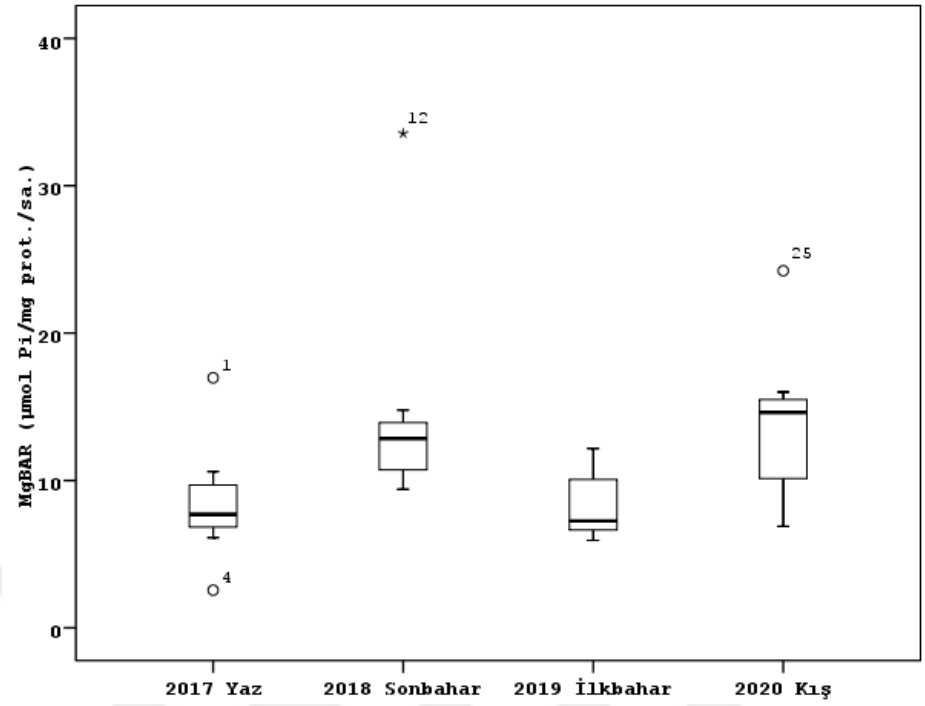
Şekil 4.36. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı boy karşılaştırılması (*H*:9,496, *p*:0,023, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2019 bir grup, 2018 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



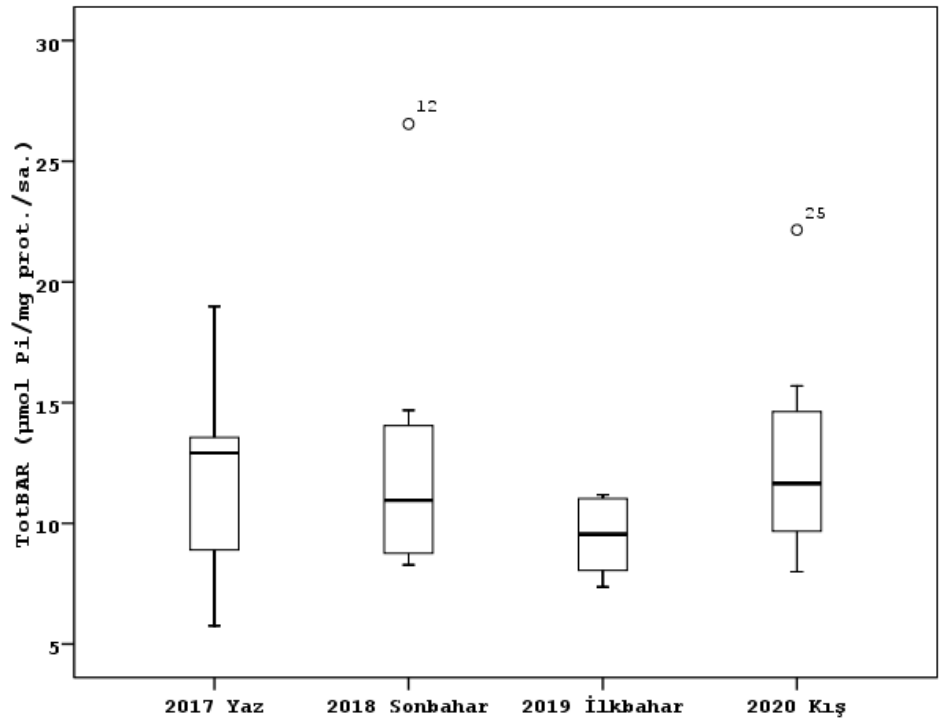
Şekil 4.37. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı ağırlık karşılaştırılması (*H*:9,727, *p*:0,021, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2019 bir grup, 2018 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



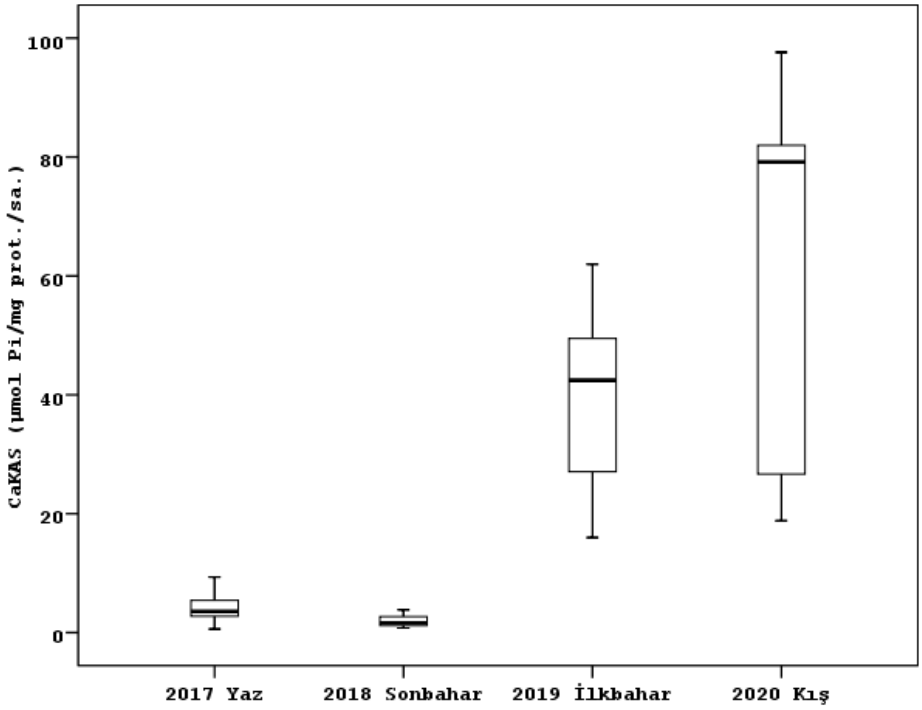
Şekil 4.38. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Na^+/K^+ ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:8,759, *p:*0,033, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2019 bir grup, 2018 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



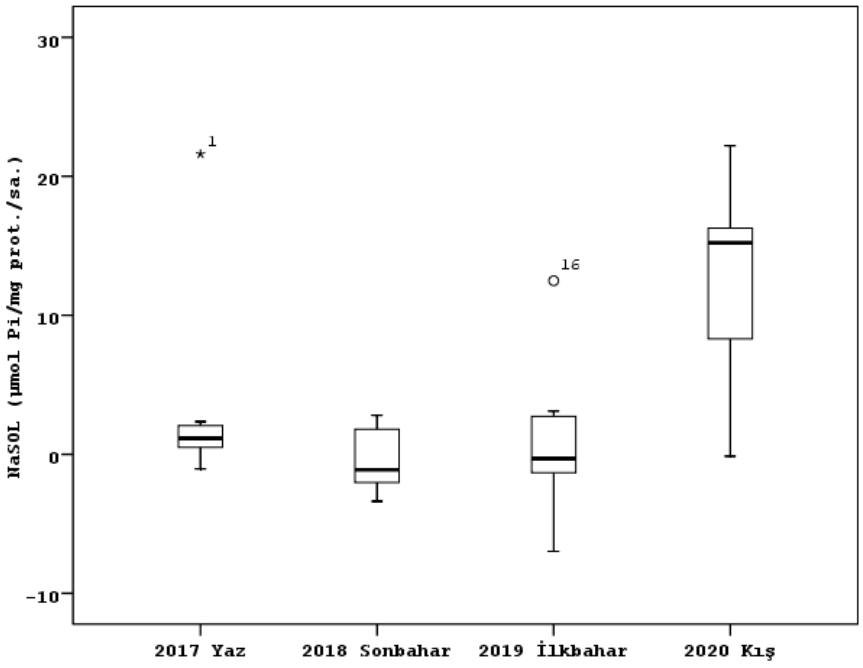
Şekil 4.39. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:9,621, *p*:0,022, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2019 bir grup, 2018 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



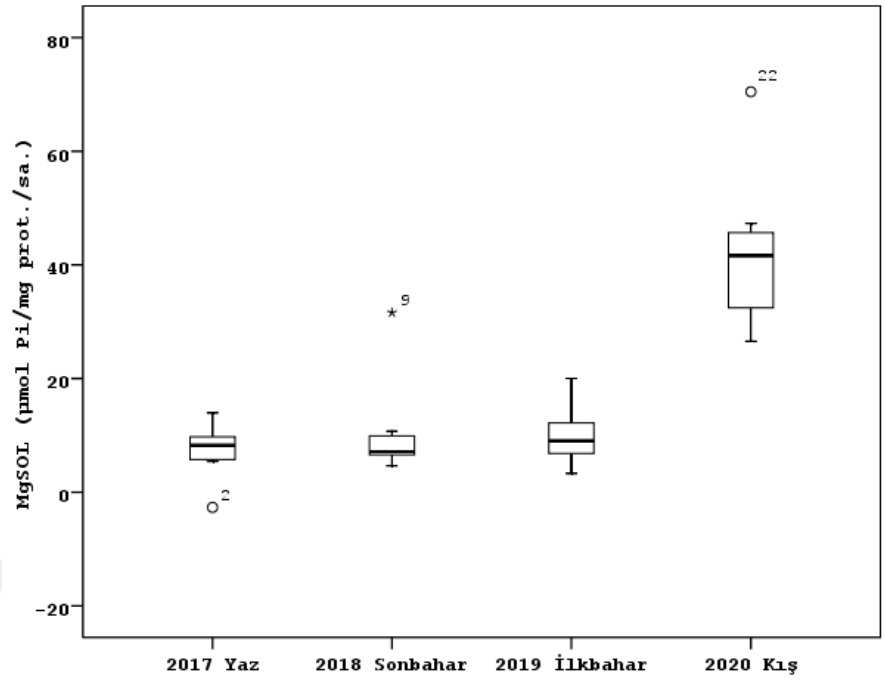
Şekil 4.40. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*p*>0,05)



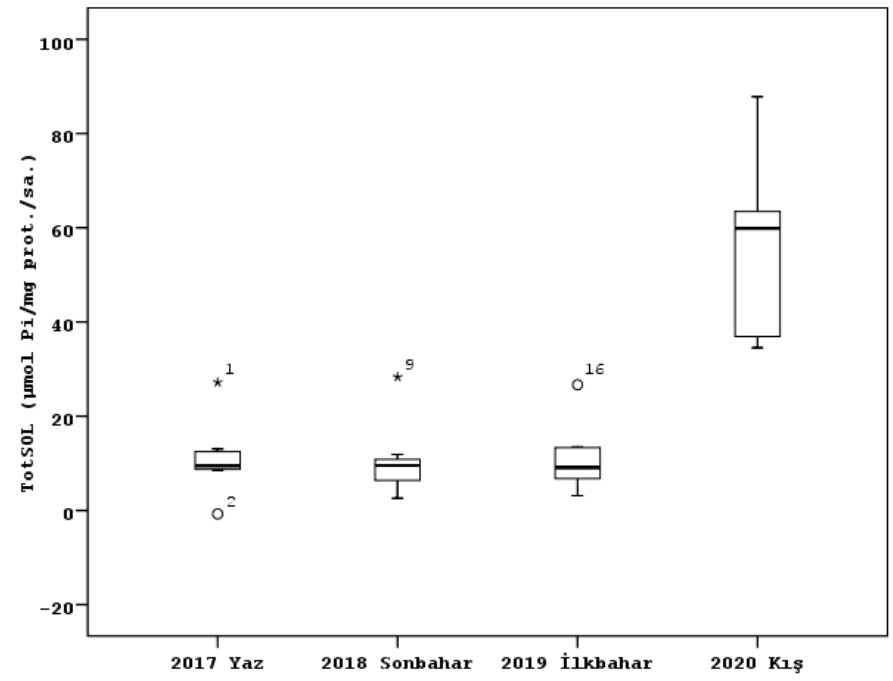
Şekil 4.41. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:21,241, *p*<0,001, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2018 bir grup, 2019 ve 2020 diğer iki grubu oluşturmuştur)



Şekil 4.42. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:9,891, *p*:0,020, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017, 2018 ve 2019 bir grup, 2020 diğer grubu oluşturmuştur)



Şekil 4.43. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:14,789, *p*:0,002, Dunn's Post-Hoc testine göre 2017 ve 2018, 2019 bir grup ve 2020 diğer grubu oluşturmuştur)



Şekil 4.44. Yakalanan *E. lucius* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*H*:15,287, *p*:0,002, Dunn's Post-Hoc testine göre, 2017 ve 2018, 2019 bir grup ve 2020 diğer grubu oluşturmuştur)

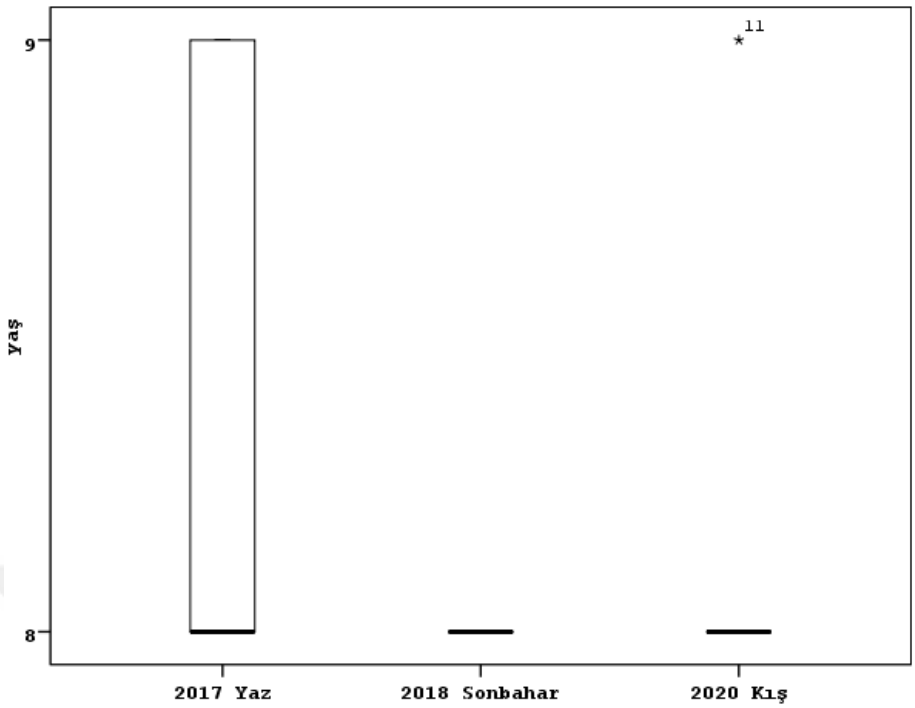
4.5.3. *Scardinius erythrophthalmus*'da mevsime bağlı yaş, boy, ağırlık ve enzim aktiviteleri karşılaştırmaları

S. erythrophthalmus her mevsim yakalanamadığı için değerlendirme sadece 2017 Yaz ve 2020 kış dönemi için yapılmıştır (n=14) (Çizelge 4.16). Bu iki dönemde balık morfolojik verilerinde ve enzim aktivitelerinde istatistiksel olarak bir fark olup olmadığını belirlemek için Mann Whitney-*U* testi uygulanmıştır. Yakalanan *S. erythrophthalmus* türünde en yüksek yaş ortalaması 2017 yaz döneminde 8,43±0,202, en düşük yaş ortalaması ise 2020 kış döneminde 8,14±0,143 olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.16, Şekil 4.45). Boy en yüksek 2017 yaz döneminde 25,429±0,751 cm, en düşük ise 2020 kış döneminde 24,714±0,574 cm ölçülmüştür (Çizelge 4.16, Şekil 4.46). Ağırlık en yüksek 2020 kış döneminde 234±20,591 g, en düşük ise 2017 yaz döneminde 224,29±15,340 cm ölçülmüştür (Çizelge 4.16, Şekil 4.47). Yaş, boy ve ağırlık değerlerinde Mann Whitney-*U* testi sonucuna göre istatiksel olarak anlamlı bir fark bulunmamıştır (p>0,05). Bağırsak Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi en düşük 2020 kış döneminde -1,082 ±0,386 µmol Pi/mg prot./sa, en yüksek 2017 yaz döneminde 1,568±2,067 µmol Pi/mg prot./sa olarak tespit edilmiştir (p>0,05, Çizelge 4.16, Şekil 4.48). Bağırsak Mg^+-ATPaz aktivitesi en yüksek 2020 kış 18,951±2,522 µmol Pi/mg prot./sa.; en düşük ise 2017 yaz döneminde ortalama 4,733±1,324 µmol Pi/mg prot./sa. olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.16, Şekil 4.49). Bağırsak total ATPaz aktivitesi ise en düşük 2017 yaz döneminde ortalama 6,541±2,282 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2020 kış mevsiminde ortalama 17,957±2,535 µmol Pi/mg prot./sa. olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.14, Şekil 4.50). Kas Ca^{+2}-ATPaz aktivitesi en düşük 2017 yaz döneminde 1,610±0,843 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2020 kış mevsiminde ortalama 17,187±4,023 µmol Pi/mg prot./sa. olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.16, Şekil 4.51). Solungaç Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin Mann Whitney-*U* testi sonucuna göre her iki yıl için istatiksel olarak anlamlı farklılık göstermediği tespit edilmiştir (p>0,05, Şekil 4.52). Solungaç Mg^+-ATPaz aktivitesi en yüksek 2020 kış 53,978±11,571 µmol Pi/mg prot./sa.; en düşük ise 2017 yaz döneminde ortalama 9,770±0,580 µmol Pi/mg prot./sa. olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.16, Şekil 4.53). Solungaç total ATPaz aktivitesi ise en düşük 2017 yaz döneminde ortalama 12,816±0,987 µmol Pi/mg prot./sa.; en yüksek ise 2020 kış mevsiminde ortalama 78,954±13,339 µmol Pi/mg prot./sa. olarak

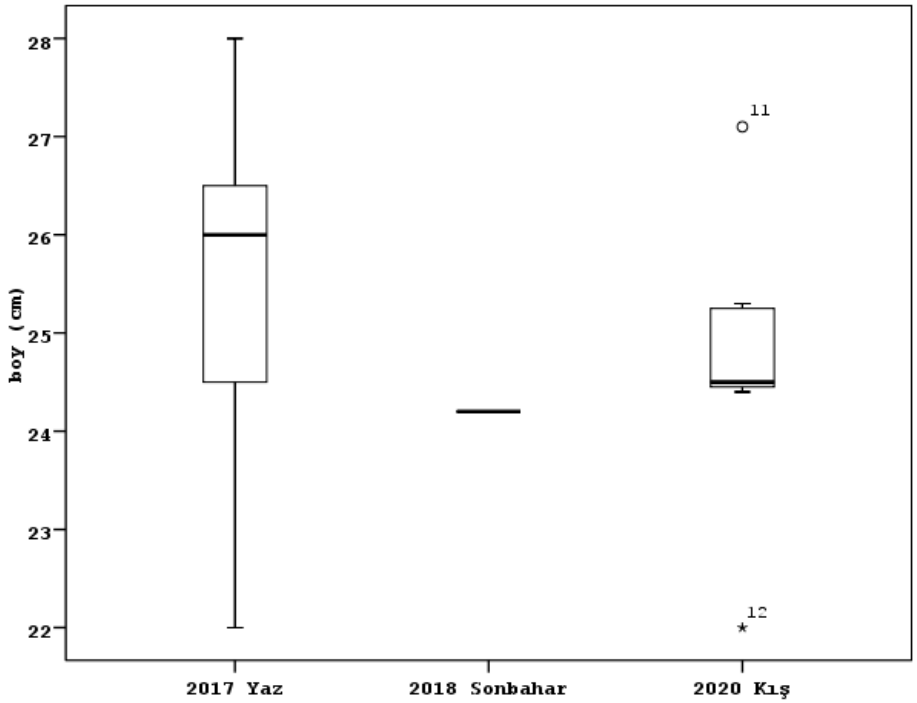
belirlenmiştir (Çizelge 4.16, Şekil 4.54). Mann Whitney-*U* testine göre istatistiksel olarak anlamlı çıkan verilerin sonuçları şekil altlarında verilmiştir.

Çizelge 4.16. *S. erythrophthalmus*'ta belirlenen yaş, boy, ağırlık ve enzim aktivitesi sonuçlarının ortalama, standart hata, minimum ve maksimum değerleri

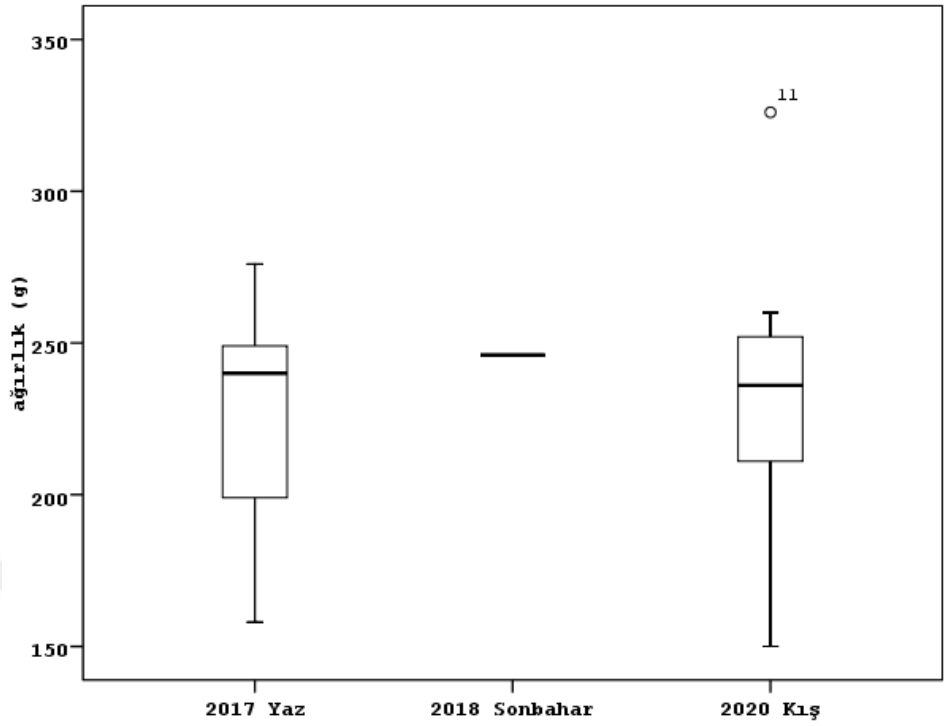
	Yıl	*n*	Ort±SH	Medyan	Min	Maks
Yaş	2017 Yaz	7	8,43±0,202	8	8	9
	2020 Kış	7	8,14±0,143	8	8	9
	Tüm yıllar	14	8,267±0,118	8	8	9
Boy	2017 Yaz	7	25,429±0,751	26	22	28
	2020 Kış	7	24,714±0,574	24,50	22	27,1
	Tüm yıllar	14	25,013±0,437	25	22	28
Ağırlık	2017 Yaz	7	224,29±15,340	240	158	276
	2020 Kış	7	234,00±20,591	236	150	326
	Tüm yıllar	14	230,267±11,606	240	150	326
Na/K Bar	2017 Yaz	7	1,568±2,067	1,700	-8,037	8,493
	2020 Kış	7	-1,082±0,386	-1,035	-2,365	0,474
	Tüm yıllar	14	0,154±1,005	-0,918	-8,037	8,493
Mg Bar	2017 Yaz	7	4,733±1,324	2,718	0,768	9,544
	2020 Kış	7	18,951±2,522	15,873	11,071	27,652
	Tüm yıllar	14	12,299±2,280	11,071	0,768	27,652
Tot Bar	2017 Yaz	7	6,541±2,282	3,796	1,690	18,221
	2020 Kış	7	17,957±2,535	14,634	9,363	26,705
	Tüm yıllar	14	12,611±2,152	13,416	1,690	26,705
Ca Kas	2017 Yaz	7	1,610±0,843	2,230	-2,368	4,152
	2020 Kış	7	17,187±4,023	20,634	1,458	28,880
	Tüm yıllar	14	11,580±3,490	3,051	-2,368	42,113
Na/K Sol	2017 Yaz	7	2,873±1,163	3,166	-2,943	6,376
	2020 Kış	7	24,679±9,529	13,683	3,397	70,070
	Tüm yıllar	14	13,164±5,170	4,597	-2,943	70,070
Mg Sol	2017 Yaz	7	9,770±0,580	10,188	7,219	11,433
	2020 Kış	7	53,978±11,571	64,920	1,437	91,230
	Tüm yıllar	14	32,227±7,716	11,433	1,437	91,230
Tot Sol	2017 Yaz	7	12,816±0,987	14,023	8,716	15,814
	2020 Kış	7	78,954±13,339	83,380	5,402	112,656
	Tüm yıllar	14	45,617±10,429	15,814	5,402	112,656



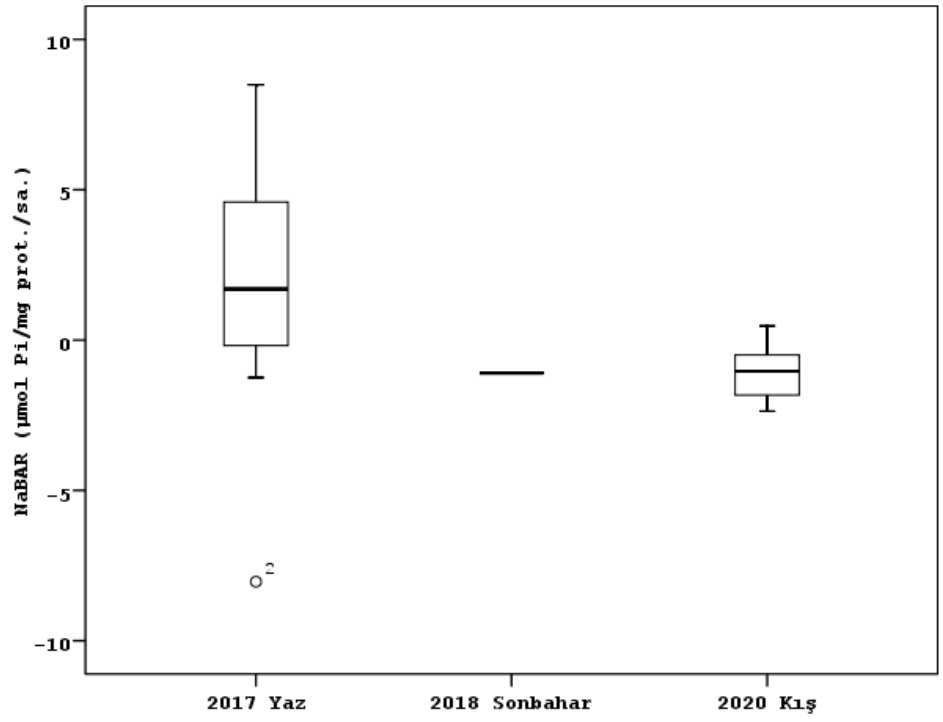
Şekil 4.45. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı yaş karşılaştırılması (p>0,05)



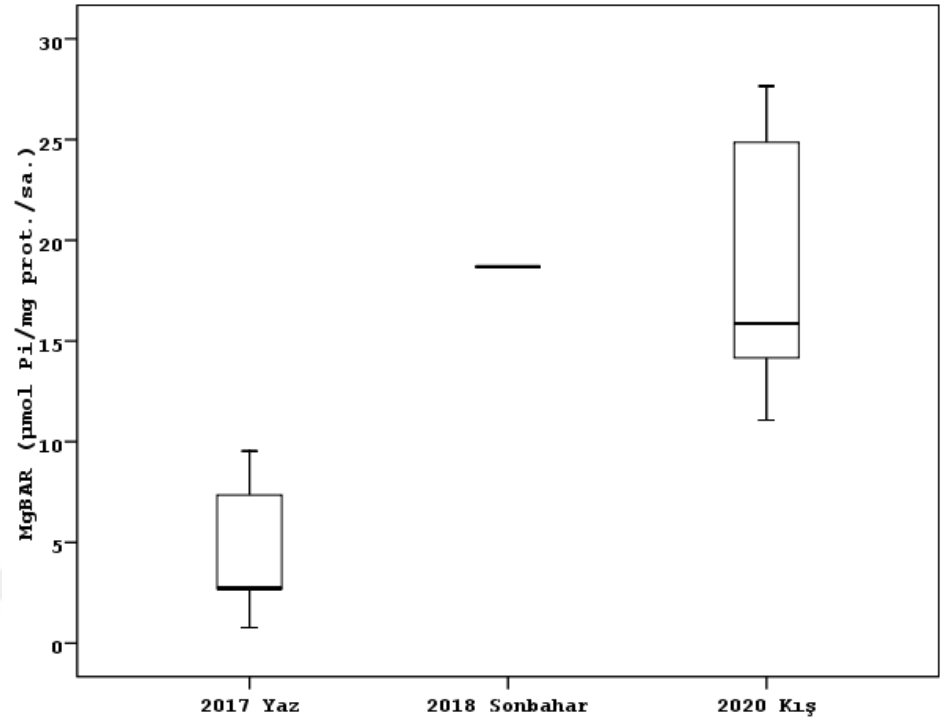
Şekil 4.46. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı boy karşılaştırılması (p>0,05)



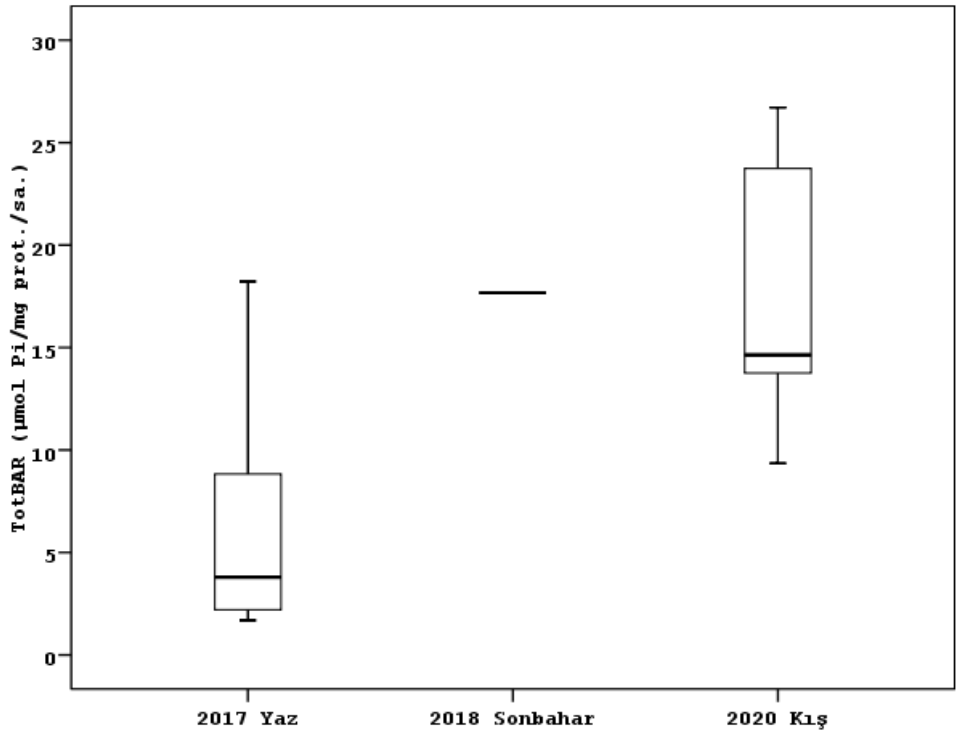
Şekil 4.47. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı ağırlık karşılaştırılması (p>0,05)



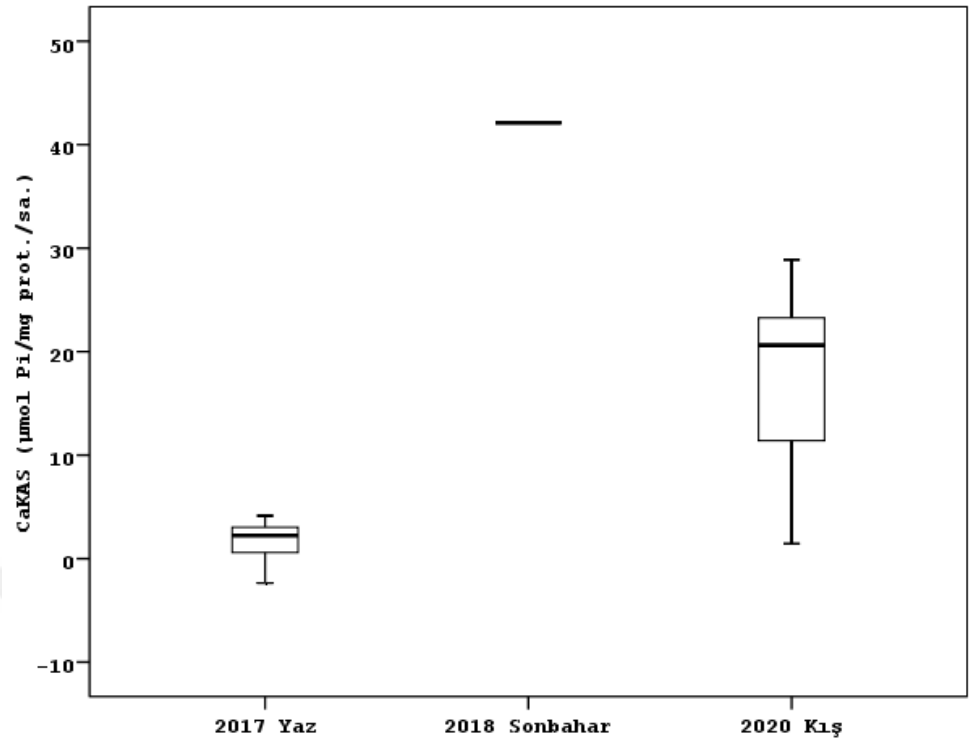
Şekil 4.48. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Na^+/K^+-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (p>0,05)



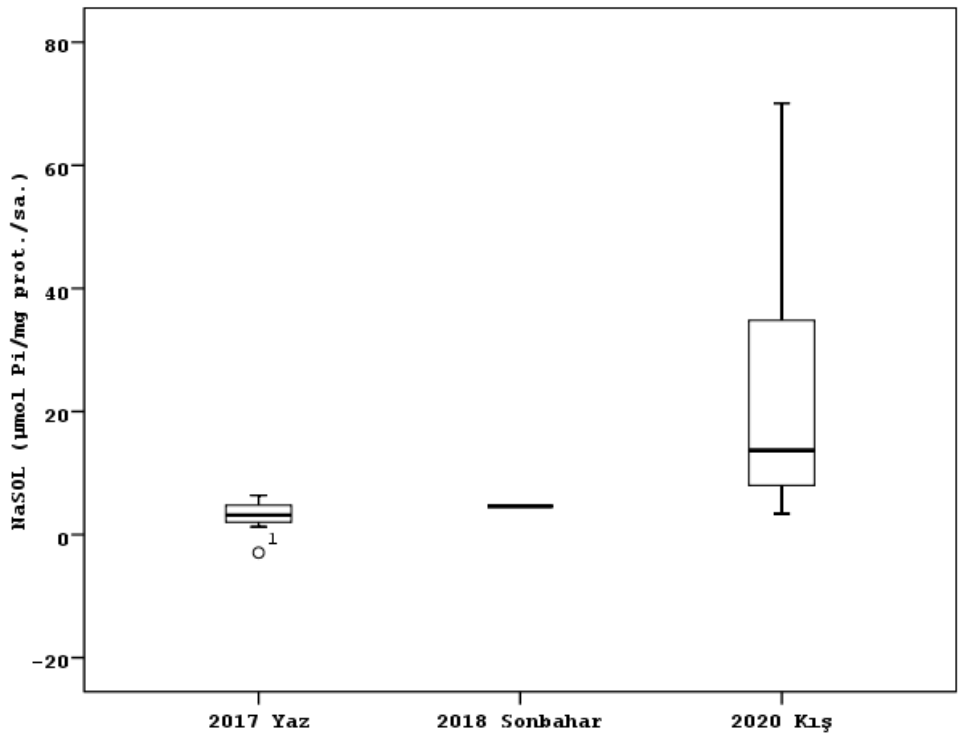
Şekil 4.49. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*Z*:-3,130, *p*<0,001)



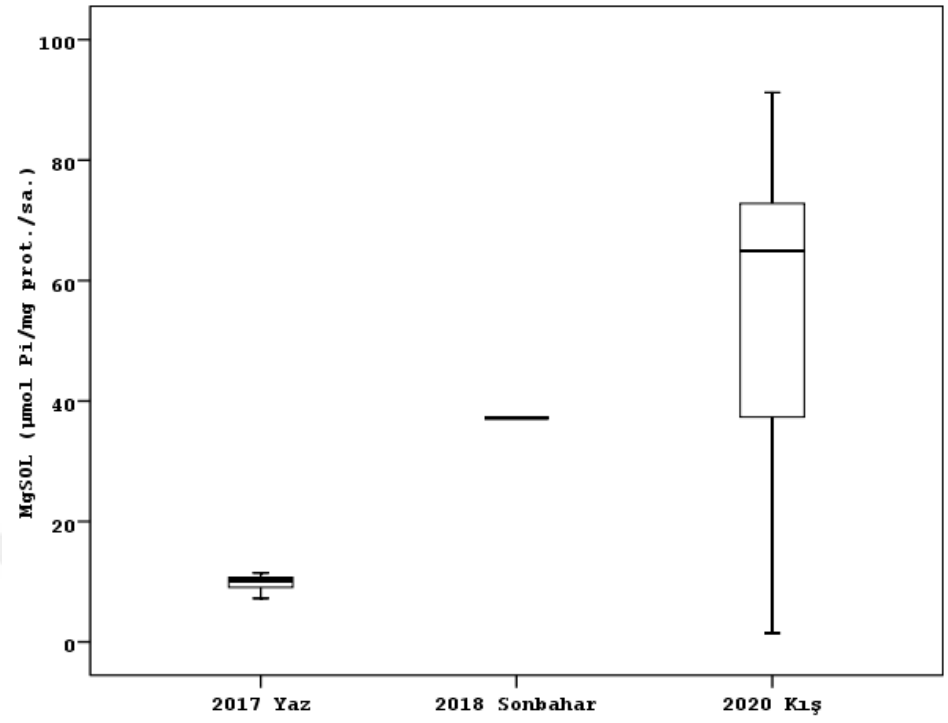
Şekil 4.50. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı bağırsak total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*Z*:-2,492, *p*:0,011)



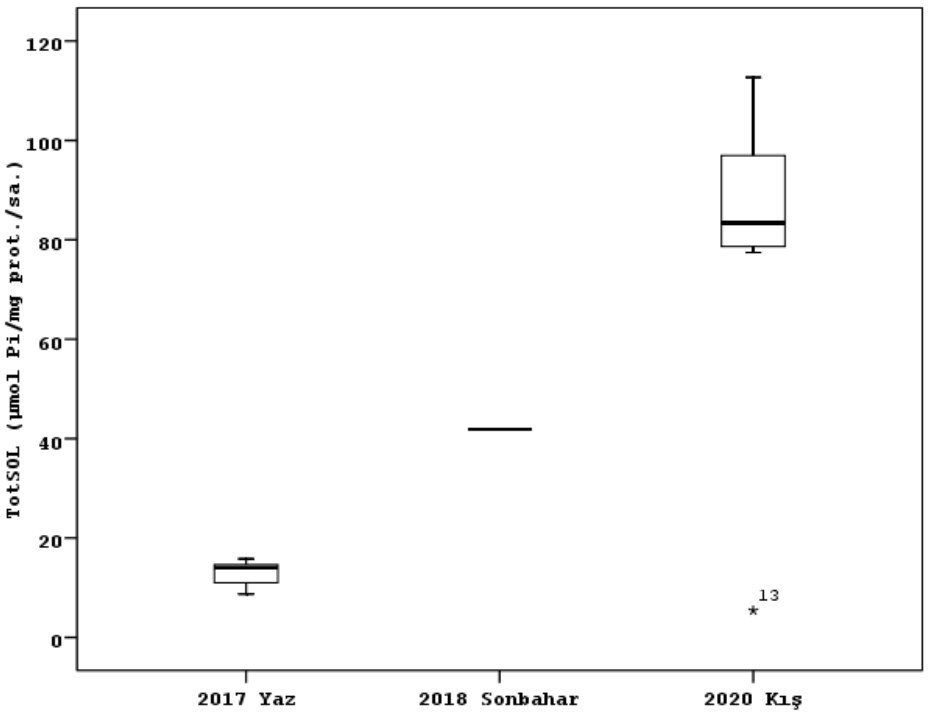
Şekil 4.51. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı kas Ca^{+2}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*Z*:-2,236, *p*:0,026)



Şekil 4.52. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (Z:-2,364, *p*:0,017)



Şekil 4.53. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç Mg^{+}-ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*Z*:-2,236, *p*:0,026)



Şekil 4.54. Yakalanan *S. erythrophthalmus* bireylerinde yıllara ve mevsime bağlı solungaç total ATPaz enzim aktivitesi karşılaştırılması (*Z*:-2,236, *p*:0,026)

Üç balık türünün enzim aktiviteleri birbiriyle karşılaştırıldığında en yüksek bağırsak Na^+-K^+-ATPaz aktivitesi *C. gibelio*'da, en yüksek kas Ca^+-ATPaz aktivitesi *E. lucius*'ta ve en yüksek solungaç Na^+-K^+-ATPaz aktivitesi *S. erythrophthalmus*'da tespit edilmiştir.

4.5.4. Çevresel değişkenlerle balık dokularındaki enzim aktiviteleri arasındaki Spearman Rank Korelasyon Analizi sonuçları

Göl suyunda belirlenen bazı çevresel değişkenler ile enzim aktiviteleri arasındaki ilişki Spearman Rank Korelasyon analizi ile değerlendirilmiştir. Elde edilen verilere ait çizelgeler aşağıda verilmiştir (Çizelge 4.17, 4.18, 4.19).

C.gibelio kas, bağırsak ve solungaç dokularında enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasında pozitif ve negatif korelasyon gözlemlenmiştir. Çizelge 4.17'de verilen sonuçlara göre pH ile bağırsak Mg^+-ATPaz ve solungaç Na^+/K^+-ATPaz arasında pozitif, Eİ, ÇO ve T ile bütün enzim aktiviteleri arasında genel olarak negatif korelasyon tespit edilmiştir. Al, As, Mn, Fe ve B ile bağırsak Na^+/K^+-ATPaz arasında pozitif korelasyon gözlemlenirken As, Mn ve Zn ile solungaç Mg^+-ATPaz aktivitesi arasında negatif korelasyon tespit edilmiştir. TP, Ca ve Mg arttıkça genel olarak ATPaz aktviteleri azalmıştır. AKM bağırsak ve solungaç Na^+/K^+-ATPaz aktivitesini arttırırken solungaç Na^+/K^+-ATPaz aktivitesini azaltmıştır.

E. lucius kas, bağırsak ve solungaç dokularında enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasında pozitif ve negatif korelasyon gözlemlenmiştir. Çizelge 4.18'de verilen sonuçlara göre pH ile bağırsak Mg^+-ATPaz arasında pozitif, Eİ ile bağırsak Na^+/K^+-ATPaz arasında negatif korelasyon tespit edilmiştir. ÇO ve T ise bağırsak Mg^+-ATPaz aktivitesini negatif etkilemiştir. TN, TP, TH, Ca, SO_4 ve Mg ile ATPaz aktiviteleri arasında negatif korelasyon tespit edilmiştir. B ile total ATPaz ve solungaç Mg^+-ATPaz arasında kuvvetli pozitif korelasyon gözlenmiştir. As miktarı arttıkça bağırsak Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi artarken bağırsak Mg^+-ATPaz aktivitesi azalmıştır.

Çizelge 4.17. *C. gibelio* enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişki (*p<0,05, **p<0,001)

	Nabar	Mgbar	Totbar	Cakas	Nasol	Mgsol	Totsol
pH		0,521*			0,728**		
Eİ	-0,519*				-0,701**		
ÇO		-0,599**					-0,571**
T						-0,483*	-0,746**
AKM	0,472*				0,488*	-0,637**	-0,489*
TOM							
NO_2-N							
NO_3-N					-0,677**		
TN							
TKN							
PO_4-P		-0,602**					
TP						-0,634**	-0,478*
Ca			-0,464*		-0,613**		
Mg				-0,522*	-0,465*	0,477*	
TH					-0,602**		
Cl		-0,458*		0,472*			
SO_4	-0,543*						
HCO_3					-0,765**		
CO_3		0,496*			0,716**		
ALK					-0,531*	0,612**	0,447*
Al	0,496*			0,459*			
As	0,551*	-0,619**				-0,450*	
B	0,480*						
Fe	0,481*						
Mn	0,571**					-0,688**	-0,787**
Ni							
Zn						-0,623**	-0,683**
Cr				0,524*			

Çizelge 4.18. *E. lucius* enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişki (*p<0,05, **p<0,001)

	Nabar	Mgbar	Totbar	Cakas	Nasol	Mgsol	Totsol
pH		0,539*					
Eİ	-0,447*						
ÇO		-0,527*					
T		-0,568**					
AKM							
TOM							
NO_2-N				0,497*			0,455*
NO_3-N							
TN	-0,455*		-0,447*				
TKN							
PO_4-P							
TP						-0,450*	
Ca						-0,607**	-0,574**
Mg				-0,489*			
TH						-0,553*	-0,568**
Cl							
SO_4				-0,707**	-0,475*	-0,526*	-0,552*
HCO_3							
CO_3			0,531*				
ALK							
Al							
As	0,486*	-0,457*					
B						0,645**	0,573**
Fe							
Mn							
Ni							
Zn	0,453*						
Cr				0,491*			

Çizelge 4.19. *S. erythrophthalmus* enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişki (*p<0,05, **p<0,001)

	Nabar	Mgbar	Totbar	Cakas	Nasol	Mgsol	Totsol
pH							
Eİ							
ÇO		-0,620*				-0,610*	
T		-0,717*		-0,726*	-0,777**		
AKM		-0,815**			-0,665*		
TOM							
NO_2-N		0,691*			0,782**		
NO_3-N							
TN							
TKN							
PO_4-P							
TP		-0,688*		-0,724*	-0,656*		
Ca					-0,688*		
Mg							
TH					-0,627*		
Cl					0,607*		
SO_4							
HCO_3		0,827**	0,800**	0,691*	0,700*	0,618*	
CO_3							
ALK		0,782**		0,718*	0,800**	0,627*	0,618*
Al							
As		-0,773**	-0,673*				
B							
Fe							
Mn		-0,861**	-0,633*	-0,679*	-0,743**		
Ni							
Zn		-0,688*	-0,688*				
Cr							

S. erythrophthalmus kas, bağırsak ve solungaç dokularında enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenler arasında hem pozitif hem de negatif korelasyon gözlemlenmiştir. Çizelge 4.19'da verilen sonuçlara göre ÇO, T ve AKM ile tüm dokuların ATPaz aktiviteleri arasında negatif korelasyon tespit edilmiştir. As, Mn ve Zn ile bağırsak Mg^+-ATPaz ve total ATPaz aktiviteleri arasında kuvvetli pozitif korelasyon tespit edilmiş olup metal miktarının artması aktiviteyi arttırmıştır. Mn aynı zamanda kas Ca^+-ATPaz ve solungaç Na^+/K^+-ATPaz aktivitesini negatif etkilemiştir. Alkalinite ile tüm dokuların ATPaz aktiviteleri arasında kuvvetli pozitif korelasyon tespit edilmiştir.

4.5.5. Balık dokularındaki enzim aktivitelerinin arasındaki ilişkiyi gösteren Spearman Rank Analizi sonuçları

Balık dokularında ölçülen enzim aktivitelerinin birbirleri ile ilişkisi istatiksel olarak Spearman Rank Korealasyon Analizi yöntemine göre belirlenmiştir (Çizelge 4.20, 4.21, 4.22).

C. gibelio'nun bağırsak total ATPaz aktivitesi ile Na^+/K^+-ATPaz ve Mg^+-ATPaz arasında kuvvetli pozitif korelasyon, solungaç total ATPaz aktivitesi ile bağırsak ve solungaç Mg^+-ATPaz aktivitesi arasında pozitif korelasyon tespit edilmiştir. Bunun yanında boy ile bağırsak total ATPaz'ı arasında kuvvetli negatif, ağırlık ile ise kuvvetli pozitif korelasyon belirlenmiştir. Ayrıca ağırlık arttıkça solungaç dokularında total ATPaz aktivitesi azalmıştır (Çizelge 4.20).

Çizelge 4.20. *C. gibelio*'da bağırsak, solungaç ve kas dokularında tespit edilen enzim aktivitelerinin birbiri ile olan ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları (*p<0,05, **p<0,001)

	Nabar	**Mgbar**	**Totbar**	**Cakas**	**Nasol**	**Mgsol**	**Totsol**	**boy**	**ağırlık**	**yaş**
Nabar	1									
Mgbar		1								
Totbar	0,556**	0,637**	1							
Cakas				1						
Nasol					1					
Mgsol						1				
Totsol		0,408*				0,890**	1			
boy			-0,486**					1		
ağırlık							-0,411*	0,764**	1	
yaş										1

E. lucius'un bağırsak Mg^+-ATPaz ile bağırsak Na^+/K^+-ATPaz arasında kuvvetli negatif korelasyon gözlenirken total ATPaz aktivitesi ile Mg^+-ATPaz aktivitesi arasında pozitif korelasyon tespit edilmiştir. Solungaç dokusunun bütün ATPaz aktiviteleri ile kas Ca^+-ATPaz arasında kuvvetli pozitif korelasyon tespit edilmiştir. Buna ek olarak solungaç total ATPaz aktivitesi ile solungaç Na^+/K^+-ATPaz ve Mg^+-ATPaz arasında kuvvetli pozitif korelasyon gözlenmiştir.

*S. erythrophthalmus'*un bağırsak total ATPaz aktivitesi ile Mg^{+}-ATPaz arasında kuvvetli pozitif, solungaç dokusu bütün ATPaz aktiviteleri ile bağırsak total ATPaz ve Mg^{+}-ATPaz aktivitesi arasında kuvvetli pozitif korelasyon tespit edilmiştir. Solungaç total ATPaz aktivitesi arttıkça kas Ca^{+}-ATPaz aktivitesi de artmıştır. Bunun yanında boy arttıkça ağırlık artmış, yaş arttıkça da bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi artmıştır (Çizelge 4.22).

Çizelge 4.21. *E. lucius*'ta bağırsak, solungaç ve kas dokularında tespit edilen enzim aktivitelerinin birbiri ile olan ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları(*p<0,05, **p<0,001)

	Nabar	**Mgbar**	**Totbar**	**Cakas**	**Nasol**	**Mgsol**	**Totsol**	**boy**	**ağırlık**	**yaş**
Nabar	1									
Mgbar	-0,693**	1								
Totbar		0,431*	1							
Cakas				1						
Nasol				0,389*	1					
Mgsol				0,483**		1				
Totsol				0,479**	0,615**	0,869**	1			
boy								1		
ağırlık				-0,407*		-0,431*	-0,438*	0,842**	1	
yaş					0,427*	0,435*	0,497**			1

Çizelge 4.22. *S. erythrophthalmus*'ta bağırsak, solungaç ve kas dokularında tespit edilen enzim aktivitelerinin birbiri ile olan ilişkisini gösteren Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları (*p<0,05, **p<0,001)

	Nabar	**Mgbar**	**Totbar**	**Cakas**	**Nasol**	**Mgsol**	**Totsol**	**boy**	**ağırlık**	**yaş**
Nabar	1									
Mgbar		1								
Totbar		0,821**	1							
Cakas				1						
Nasol		0,593*		0,632*	1					
Mgsol		0,682**	0,643**			1				
Totsol		0,650**	0,546*	0,564*	0,814**	0,814**	1			
boy								1		
ağırlık								0,782**	1	
yaş	0,558*									1

4.5.6. Tek ve iki yönlü PERMANOVA analizi sonuçları

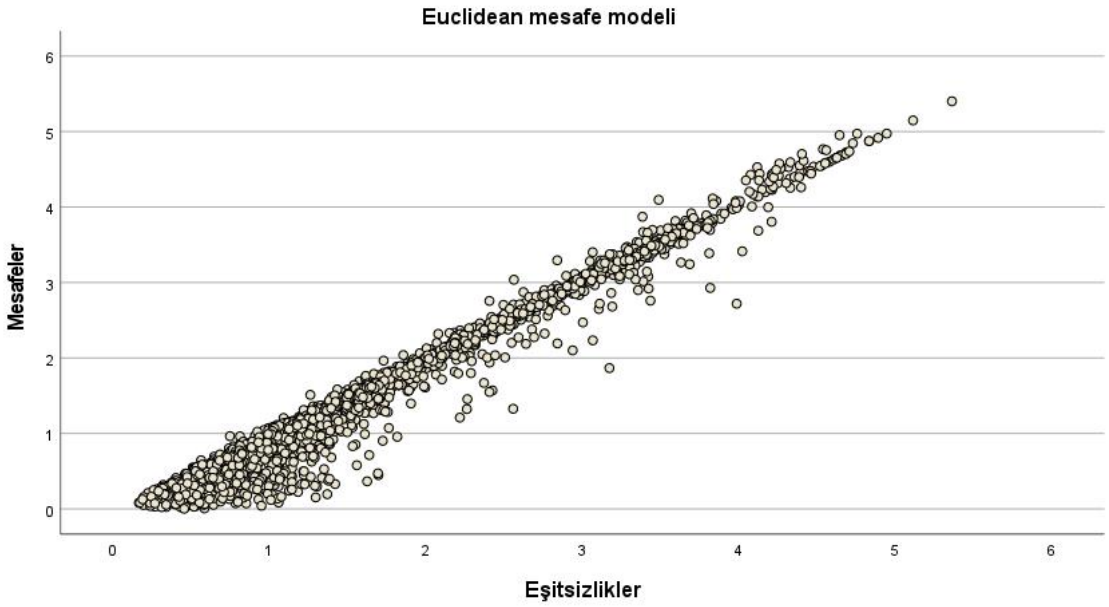
Üç balık türünde farklı dokularda belirlenen enzim aktivitelerinin farklılık gösterip göstermediğini belirlemek için Tek ve iki yönlü PERMANOVA analizlerinden faydalanılmıştır. PERMANOVA analizinde tüm balık dokularındaki enzim aktiviteleri bir arada kullanılarak değerlendirilmiştir. Tek yönlü PERMANOVA analizinde sadece balık türleri ve enzim aktivitelerinin karşılaştırılması yapılırken, iki yönlü PERMONAVA'da balık türleri ve yıllara göre enzim aktiviteleri karşılaştırılmıştır. İki yönlü PERMANOVA analizine göre, üç balık türüne ve yıllara göre enzim aktivitelerinde anlamlı fark olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.23). İki yönlü PERMANOVA'da Post Hoc testi uygulanamadığı için, balık türlerine göre tüm enzim aktivitelerinin farklılık gösterip göstermediğini tespit etmek amacıyla tek yönlü PERMANOVA analizi uygulanmıştır. Bu analize göre her üç balık türünün enzim aktivitelerinin anlamlı farklılık gösterdiği tespit edilmiştir (*F*:5,487, *p*:0,0001, 9999 permütasyon Bray-Curtis benzerliği). Yıllara göre karşılaştırma sonuçları da benzer sonuçlar vermiş olup üç balık türünde de tüm yıllara göre enzim aktivitelerinin farklı olduğu tespit edilmiştir (*F*:10,11, *p*:0,0001, 9999 permütasyon Bray-Curtis benzerliği).

Çizelge 4.23. İki yönlü PERMANOVA sonuçları (Permütasyon:9999, Bray-Curtis benzerliğine göre)

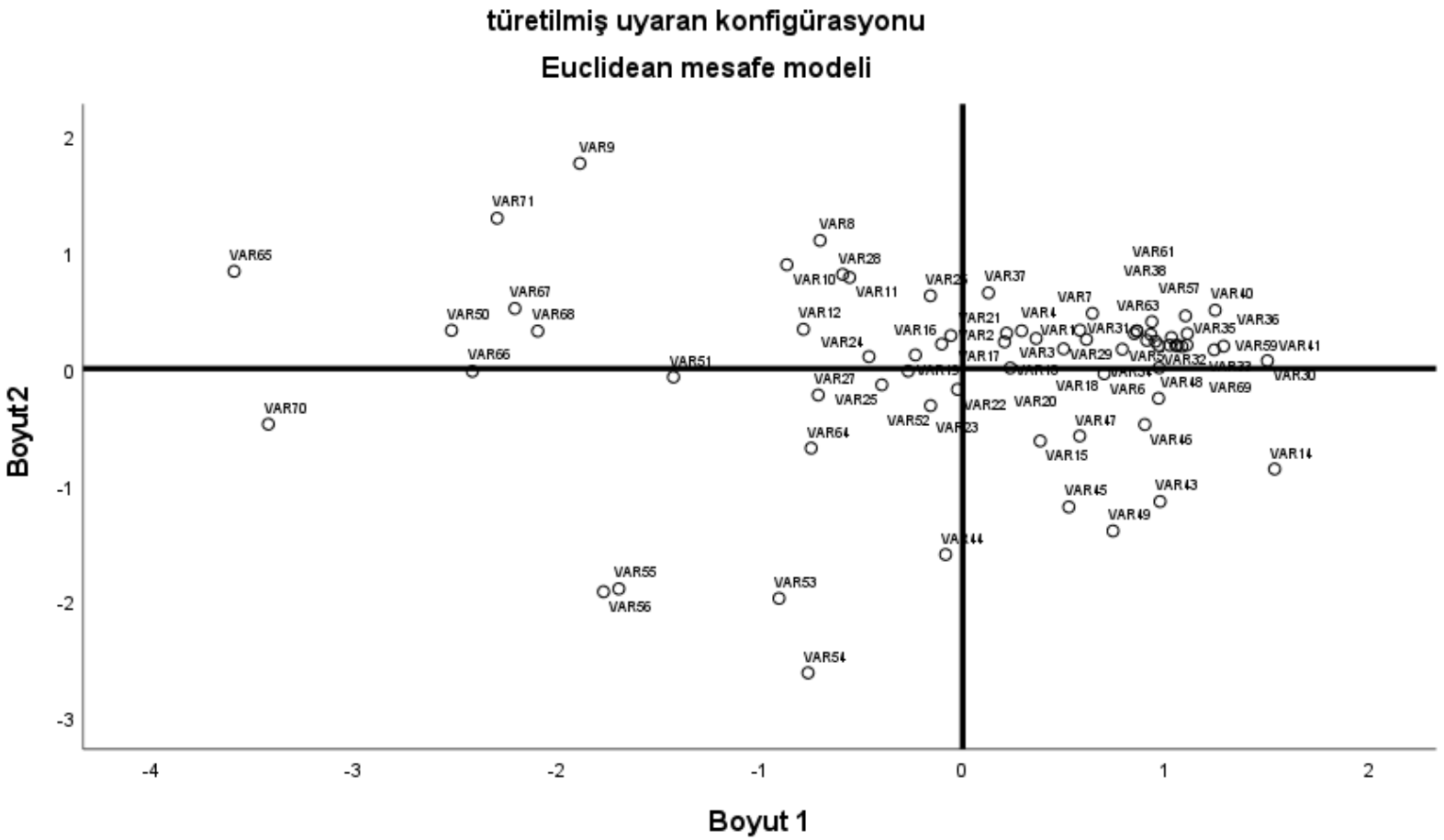
	Kareler toplamı	**sd**	**Ortalama kareler**	***F***	***p***
Balık	1,3339	2	0,667	6,7493	0,0001
Yıl	2,9906	3	0,997	10,088	0,0001
Etkileşim	-0,5554	6	-0,0926	-0,937	0,0001
Kalıntı	5,8301	59	0,0988		
Toplam	9,5992	70			

Tüm enzim aktivitelerinin balık türlerine ve yıllara göre benzerliğini iki boyutlu olarak göstermek amacıyla Metrik-MDS analizi uygulanmıştır. Bu analize göre üç boyutlu konumlandırmada R^2 değeri 0,989 olarak belirlenirken, stres değeri 0,064 olarak belirlenmiştir. Stres faktörünün 0,05-0,1 arasında olması analizin iyi uyumlu olduğunu göstermektedir. Verilerin iki ve üç boyutlu geometrik gösteriminin doğrusal

uyumluluğu da belirlenmiş olup bu uyum grafiği Şekil 4.55'de verilmiştir. Metrik-MDS analizinin ordinasyon grafiği Şekil 4.56'da verilmiştir.



Şekil 4.55. Doğrusal uyumun serpme grafiği



Şekil 4.56. Metrik-MDS ordinasyon grafiği (1-28:*C. gibelio*, 29-56:*E. lucius*, 57-71:*S. erythrophalmus*)

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışma ile sucul ekosistem için önemli bir tehdit unsuru olan kirleticilerin Türkiye'nin değerli sulak alanlarından biri olan Uluabat Gölü'ndeki üç balık türünün osmoregülasyon sisteminin önemli bileşenlerinden olan ATPaz enzimleri üzerine etkisinin araştırılması ve tatlısu balıkları için hassas bir biyoindikatör olarak kullanılabilme potansiyelininin değerlendirmesi amaçlanmıştır. Bu anlamda ATPaz enzimlerinin belirteç olarak kullanılacak olması, daha önce Uluabat Gölü'nde deneysel olmayan çalışma yapılmamış olması bu çalışmaya özgünlük katmaktadır.

Sucul alanlarda sıcaklık; ağır metallerin toksik etkileri, detoksifikasyon mekanizmaları, doku hasarı, atılım ve depolama hızı gibi faktörleri etkileyebilmektedir (Heath, 1987). Bunun yanında membrana bağlı ATPaz'ların sıcaklık, tuzluluk gibi etkenlere karşı duyarlı olduğu daha önceki çalışmalarda kanıtlanmıştır (Diaz vd., 1998). Yapılan tez çalışmasında en yüksek sıcaklık değerine 2017 yaz, en düşük sıcaklık değerine 2020 kış aylarında rastlanmış olup su sıcaklığı değişiminin yıllık değerlere paralel olduğu gözlemlenmiştir. Uluabat Gölü'nde yapılan bir çalışmada 2017 yaz aylarında ortalama su sıcaklığının 26,1 °C'ye ulaştığı ve mevsim geçişlerinin sıcaklığı etkilediği belirtilmiştir (İleri vd., 2014). Balık dokularındaki enzim aktiviteleri metal birikimi, suyun fizikokimyasal özellikleri, etki süreleri, tuzluluk, sıcaklık, pH ve sertlik gibi çevresel faktörlerden etkilenmektedir (Heath, 1987). Bu çalışmada yer alan her üç balık türünün dokularındaki ATPaz aktiviteleri ile sıcaklık arasında önemli oranda negatif korelasyon tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.17-4.18-4.19). Sıcaklık arttıkça solungaç, bağırsak ve kas dokuları ATPaz aktiviteleri azalmıştır. Bunun yanında Mg'nin en düşük olduğu yıl 2020 kış dönemidir (Çizelge 4.4). Kış aylarında gölde su seviyesinin yükselmesi nedeniyle sudaki çevresel parametrelerin derişimi seyrelmektedir. Sıcaklığın düşmesi ve çevresel değişkenlerin seyrelmesi nedeniyle Ca ve Mg miktarı düşmüş (bkz. Çizelge 4.4), enzim aktiviteleri ise yükselmiştir (bkz. Çizelge 4.13, 4.15 ve 4.16). Metal toksisitesi yüksek sıcaklık ile birlikte balık dokularında birkaç kat artmaktadır (bkz. Çizelge 4.17, 4.18 ve 4.19) (Kumar vd., 2020). Sıcaklık ile artan metal toksisitesi enzim aktivitelerinde azalmaya neden olabilir (Nin & Rodgher, 2021). 2023 yılında *Oncorhynchus mykiss* ve *Carassius carassius* türlerinin böbrek ile solungaç dokularında

sıcaklık değişimleri ve ağır metallerin (Mn, Zn, Ni) Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi üzerine etkileri araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar soğuk iklimlendirmenin her iki balık türünde böbrek Na^+/K^+-ATPaz aktivitesini arttırdığını göstermiştir (Haverinen & Vornanen, 2023).

Uluabat Gölü havzası Kütahya ili sınırlarında doğan Orhaneli ve Emet çayları ile beslenir. Kütahya ülkemizin en önemli maden kaynaklarının bulunduğu ilimizden biridir. Kütahya Eti Maden Emet Bor İşletme Müdürlüğü Hisarcık ve Espey olmak üzere iki açık ocaktan kolemanit ($Ca_2B_6O_{11}.5H_2O$) cevheri üretimi gerçekleştirmektedir. Bor madeni dışında Kütahya havzasında feldispat ($XA_{l(1-2)}Si_{(3-2)}O_{(8)}$), manyezit ($MgCO_3$), florit ($CaF_2$), talk ($Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$, Ag, Cu, Pb, Zn, antimon, Fe, Mn, Cr madenleri de bulunmaktadır (Oygür & Erler, 1999; Özgenç, 1993). Faktör analizi sonuçlarına göre Al, As, B, Fe, Mn gibi bazı ağır metallerin 1. faktör yükünde pozitif faktör yükü oluşturması (bkz. Çizelge 4.11) havzada yapılan madencilik faaliyetlerinin ve havzanın jeolojik yapısının göl su kalitesi üzerinde olumsuz etki yaptığını göstermektedir. Daha önce yapılan çalışmalar havzada yapılan madencilik faaliyetleri ve havzanın jeolojik yapısının Uluabat Gölü (Dalkıran, 2006; Karacaoğlu, 2006) ve Uluabat Gölü'nü besleyen akarsular üzerinde etkisi olduğunu göstermiştir (Dalkıran vd. 2020; Omwene, 2019). Bu nedenle su sıcaklığı ile birlikte metal toksisitesinin artmasının enzim aktivitelerinde azalmaya neden olduğu düşünülmektedir. Kumar vd. (2022) bir balık türü olan *Anabas testudineus* dokuları üzerinde yaptıkları çalışmada sıcaklık ve pH etkisi ile birlikte Cr^{+2} toksisitesini araştırmışlardır. Yüksek sıcaklık ve düşük pH'da Cr^{+2} toksisitesinin artışına bağlı olarak SOD, CAT, GP_X, laktat dehidrojenaz, asetilkolinestreaz gibi stres enzimleri ile ATPaz aktivitelerinin azaldığını gözlemlemişlerdir. Sıcaklığın sadece enzim aktivitesinde değil büyüme-gelişme üzerine de etkisi göz ardı edilemez. Örneğin; daha önceki yapılan çalışmalarda *E. lucius*'un büyümesi ile sıcaklık arasında yüksek korelasyon olduğu bildirilmiştir (Frost & Kipling, 1967). Yapılan tez çalışmasında ise *E.lucius*'un boy ortalamasının 2017 yaz döneminde en yüksek, 2020 kış döneminde en düşük seviyeye ulaşması bu görüşü doğrulamaktadır (bkz. Çizelge 4.13).

Bir tatlısu kütlesinin kalitesini belirleyen parametrelerin en önemlileri arasında su sıcaklığı ve ÇO yer almaktadır. Sucul ekosistemler için hayati öneme sahip oksijen gazının suda çözünmesi sıcaklık farklarına bağlı olarak değişmektedir (Markoç, 1991). Tatlı sularda yaşayan sucul canlılar hayatlarını devam ettirebilmek için minimum 5 mg/L ÇO'ya gereksinim duyarlar ve pek çok balık türü için bu değerin 2 mg/L altına inmesi ölüm nedenidir (Egemen vd., 1999). Sıcaklık arttıkça oksijen tüketimi artacağından sudaki ÇO miktarı azalır. Bu durum reaktif oksijen türlerinin (ROT) artmasına neden olduğundan organizmalarda oksidatif strese karşı adaptasyon yanıtları görülebilir (Maderia vd., 2013). Organizmalar normal ve ekstrem koşullar arasında geçiş yaparken fizyolojik adaptasyonlar geliştirirler. Yüksek sıcaklık, düşük oksijen seviyesi, pH değişimleri gibi aşırı çevresel koşullarda hayatlarına devam edebilmek için adaptasyon mekanizmalarını devreye sokarak cevap oluştururlar. Örneğin, düşük oksijen seviyesi ile karşı karşıya kalan organizmalar optimum koşullar sağlandığında oluşabilecek oksidatif stresi antioksidan yanıtlarını arttırarak önlerler. Bu durum "oksijen paradoksu" olarak bilinir (Kaymak vd., 2014). Çevresel sıcaklıktaki artışların kurbağa, balık ve diğer sucul canlılarda oksidatif strese neden olduğu birçok çalışmada gösterilmiştir (Bagnyukova vd., 2003; Parihar & Dubey, 1995). Bu çalışmada ÇO ve bağırsak-solungaç ATPaz aktiviteleri arasında kuvvetli negatif korelasyon gözlemlenmiştir (bkz. Çizelge 4.17, 4.18, 4.19). Daha önceki yıllarda *Carassius auratus* balığında yapılan çalışmalarda sudaki düşük oksijen seviyesinin karaciğerde "oksidatif strese hazırlığın" bir göstergesi olarak bilinen SOD ve CAT aktivitesini arttırdığı belirlenmiştir (Hermes-Lima vd., 1998; Lushchak vd., 2001). Bunun yanında sucul ekosistemlerde yüksek oksijene maruz kalmanın *Carassius auratus, Salmo salar* (Atlantik somonu), *Solea senegalensis* (Senegal Dil balığı) gibi farklı balık türlerinde oksidatif strese neden olduğu bildirilmiş olup, sudaki oksijen artışının da ROT üretimini arttırdığı rapor edilmiştir (Olsvik vd., 2005) (Lushchak vd., 2005). Bu durum, elektron transfer zincirinden kaçan elektronların moleküler oksijen ile birleşmesi olarak açıklanabilir (Lushchak vd., 2005). Oksijen olmaması (Anoksia) durumlarında ise dokular işlevlerini kaybedip ölürler ve oksijen alamadıklarından hücrelerin enerji depoları boşalıp toksik metabolit biriktitirler. Bunun sonucunda serbest radikal üretimi artar ve hücreler fonksiyonlarını kaybederler (Keleştemur, 2012).

Sudaki potansiyel hidrojen iyonu olarak adlandırılan pH, tatlı sularda genellikle 6-8 aralığındadır. Biyoyararlanım; pH, sertlik, alkalinite, çözünmüş organik madde gibi parametrelerden önemli ölçüde etkilenir ve bu durum metallerin bağlanma bölgelerini, enzimatik reaksiyonlarını ve solunum gibi birçok faaliyeti etkilemektedir (Adams vd., 2019). Yapılan çalışmada su örneklerinden elde edilen bulgulara göre Uluabat Gölü ortalama pH değeri 8 üzerinde olduğu için hafif alkali olarak belirlenmiştir (bkz. Çizelge 4.1, 4.2, 4.3, 4.4). Gölde yaz aylarında pH'nın artmasının nedeninin özellikle yaz aylarında göl yüzeyinde fitoplankton sayısının ve fotosentezin aşırı artması olduğu düşünülmektedir (Karacaoğlu vd., 2006). Fotosentezdeki bu aşırı artış fototrofik organizmaların CO_2'yi tüketmesine ve dolayısıyla ortam pH'nın 9-10 kadar çıkabilmesine neden olmaktadır (Søndergaard, 1988). Bu çalışmada pH ile enzim aktiviteleri arasında anlamlı pozitif ilişki tespit edilmiş, pH arttıkça *C.gibelio* bağırsak Mg^{+2}-ATPaz ve solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi ile *E.lucius* bağırsak Mg^{+2}-ATPaz aktivitesi de artmıştır (bkz. Çizelge 4.15-4.16). Genel olarak metal toksisitesi pH arttıkça azalır ve pH azalması sonucu ağır metaller sedimana çöker (Monahan, 1976). Asidik sularda ise sedimana çökmüş olan ağır metaller kolaylıkla su kolonuna geçebilir (Arslan vd., 2010). Alınan su örneklerinin analiz sonuçlarına göre pH 8 üzerinde bulunmuş olup gölün hafif alkali karakterde olması metallerin sedimana çökmesini sağlamış ve metal toksisitesini azaltmış olabilir.

Sucul ortamlardaki iyon sayısı hakkında bilgi veren faktörlerden biri de Eİ'dir (Ünlü vd., 2008). Yapılan çalışmada bütün dönemlerde belirlenen en yüksek değer 2019 ilkbahar döneminde Akçalar istasyonunda 737 µS/cm ölçülürken en düşük değer 2020 kış döneminde Mustafakemalpaşa Çayı deltası açıklarında 484 µS/cm olarak ölçülmüştür (bkz. Çizelge 4.1, 4.2, 4.3, 4.4). Uluabat Gölü'nün her yıl için bütün istasyonlarda saptanan Eİ değerleri, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) kriterlerine göre incelendiğinde gölün II. Sınıf su kalitesinde olduğu tespit edilmiştir (Resmi Gazete, 2012). Uluabat Gölü'nde daha önce yapılan çalışmalarda bu sonucu desteklemektedir (Dalkıran vd., 2006). Bunun yanında Eİ ile bağırsak ve solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi arasında anlamlı negatif ilişki belirlenmiş, Eİ arttıkça ATPaz aktiviteleri azalmıştır (Çizelge 4.15-4.16). Eİ arttıkça sudaki ağır metallerin ve çevresel değişkenlerin derişimleri arttığı için ATPaz aktivitelerinde azalma gözlenmiş olabilir.

Tatlısu organizmaları sadece metaller ya da su sertliğinden değil antropojenik aktiviteler sonucu yükselen ve ciddi osmoregülasyon sorunlarına yol açan tuzluluk artışlarından da etkilenmektedir. Tuzluluğa neden olan temel katyonlar; Na, Ca, Mg ve K, anyonlar ise Cl, SO_4, HCO_3, CO_3 ve NO_3'tür. Bu çalışmada da belirlenen istasyonlardan alınan su örneklerinde Ca, Mg, Cl, SO_4, HCO_3, CO_3 ve NO_3-N iyonları değerlendirilmiş ve enzim aktivitelerine olan etkileri incelenmiştir (bkz. Çizelge 4.17-4.18-4.19). Genel olarak *C.gibelio*'nun özellikle solungaç ATPaz aktiviteleri ile tuzluluğa neden olan bu iyonlar arasında negatif korelasyon gözlemlenmiştir (p<0,05). Bunun nedeni Uluabat Gölü'nde ötrofikasyon ile birlikte tuzluluğun artması ve madencilik faaliyetleri ile göle ağır metal girişinin olması olabilir. Bunun yanında Eİ ile solungaç ve bağırsak Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi arasındaki negatif ilişki de bu durumu desteklemektedir. *Oreochromis niloticus* ile yapılan bir çalışmada 1, 7 ve 14 gün boyunca balık artan tuzluluk oranlarına (0, 2 ve 8 ppt) tek başlarına ve tuzluluk+metal karışımına (1 µg/ml Cr ve Pb^{+2}) maruz bırakılmıştır. Deney sonunda osmoregülasyonu sağlayan organlardan bağırsak ve solungaçların Mg^{+2}-ATPaz ve Na^+/K^+-ATPaz aktiviteleri ölçülmüştür. Tek başına tuzluluk etkisinde kalan balık dokularının enzim aktivitelerinde artış, tuzluluk+metal etkisindeki balık dokularında ise azalış tespit edilmiştir (Baysoy vd., 2013). Çevresel tuzluluğun sucul canlıların serbest radikal süreçlerinde değişikliğe neden olduğu daha önceki çalışmalarda da gösterilmiştir (Loro vd., 2012).

Tatlı su balıkları doğal olarak yayılış göstermedikleri farklı su kütlelerine kasıtlı ya da kasıtsız salınım (örn. yem balığı olarak) ya da doğal menzil genişlemesi gibi çeşitli yollarla girebilir (Bringolf vd., 2005; Lodge, 1993). Çevresel tolerans, bir türün potansiyel dağılımı için en önemli belirleyicilerden biridir (Ricciardi & Rasmussen, 1998). Bu çalışmada belirlenen balık dokularında (solungaç, bağırsak, kas) ATPaz aktiviteleri üzerine çevresel değişkenlerin etkisinin incelenmesi amaçlanmıştır. ATPaz aktivesi ölçümü yapılırken Atkinson yöntemine göre oubain kullanılmıştır. Ouabain; Na^+/K^+-ATPaz'ın dış membran yüzeyindeki spesifik bölgesine bağlanarak enzim aktivitesini inhibe eder (Nelson & Cox, 2002). Her balık türü için 1 mM ouabain derişimi kullanılmış olup Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin bu derişimde inhibe olduğu diğer karakterizasyon çalışmalarında gösterilmiştir (Ventrella vd., 1990). Her balık türü için eşit oubain derişimi kullanılmasına rağmen en yüksek bağırsak ATPaz aktivitesi

Carassius gibelio'da gözlemlenmiştir (bkz. Çizelge, 4.13, Şekil 4.56). Bunun yanında enzimin ouabaine olan duyarlılığının sıcaklık, katyon ve lipit ortamı gibi faktörlerden etkilenmesine bağlı olarak farklılık gösterebileceği de bildirilmiştir (Diaz vd., 1998). Balık türleri arasında kıyaslama yapıldığında *C. gibelio* bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi 2,448±0,916, bağırsak Mg^{+2}-ATPaz aktivitesi 15,443±1,013, bağırsak total ATPaz aktvitesi ise 18,397±1,059 µmol Pi/mg prot./sa olarak ölçülmüş olup en yüksek değerdedir (n=28) (bkz. Çizelge 4.13). Üç balık türü karşılaştırıldığında bağırsak dokularında tespit edilen ATPaz enzim aktiviteleri (Na^{+}/K^{+}-ATPaz, Mg^{+2}-ATPaz ve Total ATPaz) en yüksek balık türü *C. gibelio* olmuştur (bkz. Çizelge 4.13, 4.15, 4.16). *C.gibelio* omnivor olup detritus, makrofit, zoobentoz ve zooplanktonlar ile beslenir (Penaz & Kokes, 1981; Specziár vd., 1997). Özdilek ve Jones (2014) Karamenderes Nehri'nde yaşayan yerli balık türleri üzerine istilacı özelliği ile bilinen *C.gibelio*'nun etkisini araştırdıkları bir çalışmada bu türün bağırsak içeriğindeki besinleri yerli türlere göre çok daha efektif kullandığını ve beslenmesinin yüksek düzeyde esneklik gösterdiğini tespit etmişlerdir. Bağırsak içeriğini verimli kullanması ve diğer balık türleri ile kıyaslandığında bağırsak ATPaz aktivitesinin en yüksek seviyede tespit edilmesi istila başarısına katkı sağlayabilir. Bu durum *C. gibelio*'nun ekolojik toleransının diğer balık türleri ile karşılaştırılması gerektiğini düşündürmektedir. *C.gibelio*'nun istila başarısı demografik ve rekabetçi özelliklere bağlıdır ve ekolojik toleransı oldukça yüksektir.

Genel olarak ATPaz aktivitelerindeki inhibisyonlar kronik metal maruziyetinden sonra ortaya çıkmaktadır. Ancak aktivite artışları muhtemelen fizyolojik, biyokimyasal, moleküler ve morfolojik adaptasyon mekanizmalarından kaynaklanmaktadır. Metal ve kirleticilerin enzim aktivitelerine olan etkisini inceleyen doğa çalışmaları oldukça sınırlı olup daha çok kültür balıklarında deneysel çalışmalar yapılmıştır. Göynük Çayı'ndan (Bingöl, Türkiye) yakalanan *Cyprinion macrostomus* (Doktor balığı, Kangal balığı)'un böbrek, karaciğer, solungaç dokularında yapılan bir çalışmada yıl boyunca meydana gelen antioksidan enzim aktiviteleri mevsimsel incelenmiştir. Çalışma sonunda CAT, SOD, GPx, GR, G_6PD aktivitelerinin değiştiği ve osmoregülatör hasar olduğu bildirilmiştir (Kırıcı vd., 2022). López-López vd. (2011) ağır metal kirliliğinin yoğun olduğu Yuriria Gölü'nden (Meksika) yakaladıkları bir balık türü olan *Goodea*

atripinnis'i laboratuvar ortamında çeşitli derişimlerde Cr maruziyetine bırakmışlardır. Araştırmacılar bu balığın karaciğer dokusunda yaptıkları çalışmada Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin istasyon ve aylara göre azalış-artış gösterdiğini tespit etmişlerdir. Bunun nedenini ise oksidatif strese karşı balığın savunma mekanizmalarının devreye girmesi ile açıklamışlardır. *Oreochromis mossambicus*'un solungaç ve karaciğer dokularında yapılan in vitro bir çalışmada ise balıklar Se'nin farklı derişimlerine (0, 10 ve 100 µg/L) farklı pH değişiklikleri ile maruz bırakılmış ve oksidatif cevaplar tespit edilmiştir. Sonuç olarak asidifikasyon ile birlikte Se'nin Na^+/K^+-ATPaz aktivitesini önemli ölçüde inhibe ettiği gösterilmiştir (Gopi vd., 2021). Berber vd. (2021) Uluabat Gölü'nden yakalanan *Cyprinus carpio* ve *Silurus glanis* dokularında ağır metal birikimini araştırdıkları çalışmalarında Hg'nin kas dokusunda, As ve Zn'nin böbrekte, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu ve Mn'nin karaciğerde daha fazla biriktiğini tespit etmişlerdir. Bu bilgiler ışığında enzim aktivitelerinin tür, doku tipi, maruziyet süresi, metal tipine bağlı olarak değişebileceği sonucuna varılabilir. Tez çalışmasında Kruskal-Wallis ve PERMANOVA analizi sonuçları enzim aktivitelerinin balık türlerine ve değişkenlere göre farklılık gösterdiğini açıklamaktadır.

Tez çalışmasında belirlenen istasyonlardan alınan su örnekleri Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne (Resmi Gazete, 2012) göre değerlendirildiğinde Al, Fe ve B miktarının maksimum çevresel kalite standartı üzerinde olduğu görülmüştür (bkz. Çizelge 4.1-4.2-4.3-4.4). Spearman Rank korelasyon analizine göre yapılan istatiksel çalışmada ise *C.gibelio* bağırsak Na^+/K^+-ATPaz aktivitesi ile Al, Fe ve B arasında anlamlı pozitif ilişki tespit edilmiş, Al, Fe ve B miktarı arttıkça Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin de arttığı belirlenmiştir (bkz. Çizelge 4.17). Daha önce yapılan çalışmalarda B elementinin lipid peroksidasyonu, immun sistem, kemik ve mineral metabolizması, DNA hasarı ve antioksidan sistem üzerine olumlu etkisi olabileceği bildirilmiştir (Pawa & Ali, 2006; WHO, 1998). Yiğit vd. (2013), tavşan kan serumunda borik asitin etkisini çalışmış, kontrol grubuna göre ALP aktivitesini önemli düzeyde yüksek bulmuşlardır. Bunun yanında B iz elementinin Ca, Mg metabolizması üzerindeki etkileri türden türe değişkenlik göstermekte ve serum Na, K, Cu, Zn, Fe düzeyleri üzerine etkilerini değerlendiren çalışma oldukça sınırlıdır (Geyikoğlu & Türkez, 2009; Pawa & Ali, 2006). B'nin kemik metabolizması üzerine olumlu etkileri belirlenmiş ve bu

fonksiyonunu Ca, Mg ve K gibi bazı makro elementlerin metabolizmalarını steroid hormonlar ile östrojen metabolizması üzerine etkiyerek gösterdiği düşünülmektedir (Beattie & Peace, 1993). Kurtoğlu vd. (2001), tavuk yemlerine 25 mg/kg B ilavesiyle Ca düzeylerinin düştüğünü gözlemlemişlerdir. Başka bir çalışmada ise yüksek düzeyde Ca içeren yemle beslenen broylerlere 2 (100 mg/kg) ve 3 hafta (60 mg/kg) süreyle B vermişler, B ilavesinin Ca düzeyini düşürdüğünü tespit etmişlerdir (Kurtoğlu vd., 2001). Bu çalışmada korelasyon analizine göre B ile ATPaz enzim aktiviteleri arasında anlamlı pozitif ilişki tespit edilirken Ca ile enzim aktiviteleri arasında kuvvetli negatif ilişki tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.17, 4.18, 4.19). Bu durum bazı anyon, katyon ve ağır metallerin kendi arasında yapılan Spearman Rank analizi sonuçlarında da açıkça görülmektedir (bkz. Çizelge 4.8). B elementinin ATPaz enzim aktivitesi üzerindeki etkisine dair sınırlı çalışmalar mevcuttur (Cristobal & Fontes, 2007; MacCormack, 2021).

As, organik ve inorganik (arsenit (As^{+3}) ve arsenat (As^{+5})) bileşikler halinde doğada serbest halde bulunabilir. Fizyolojik koşullar altında As^{+3}'nin, As^{+5}'e oksidasyonu sonucu, H_2O_2 oluşabilir (Monteiro vd., 2010). Bu nedenle, As bileşikleri, hücre bileşenlerinden özellikle lipidleri, DNA ve proteinleri okside ederek ROT üretimini artırırlar. Schlenk vd. (1997) *Ictalurus punctatus*'un (kanal kedi balığı) karaciğer dokusunda monosodyum metal arsonat (herbisit), arsenat ve arsenitin metalloprotein ekspresyonuna etkilerini araştırmışlar ve doza bağlı olarak metalloprotein ekspresyonunun uyarıldığını bildirmişlerdir. Başka bir çalışmada ise Japon balığının karaciğer dokusu farklı dozlarda arsenite maruz bırakılmış, araştırmacılar oksidatif stresin artmasına bağlı olarak CAT, SOD ve GPx gibi antioksidan enzimlerin aktivitelerinin antioksidan cevabın gelişmesiyle arttığını göstermişlerdir (Bagnyukova vd., 2007). Bu bilgiler ışığında *C.gibelio*'da görülen bu olağanüstü telafi mekanizması bu türün ekolojik toleransının yüksek olduğuna dair başka bir kanıttır.

E.lucius ve *S. erythropthalmus* dokularında ise sudaki As ve Mn gibi ağır metallerin artması ile genel olarak enzim aktivitelerinde azalış gözlemlenmiştir (bkz. Çizelge 4.18, 4.19). Enzim aktiviteleri ile ağır metaller arasındaki negatif ilişki birçok çalışmada gösterilmiştir (Bansal vd., 1985; López-López vd., 2011; Viarengo vd., 1997). *S.*

erythropthalmus Uluabat Gölü'nün yerli balık türü olarak kabul edilir. Ancak Kuzey Avrupa ülkelerinde istilacı bir balık türü olduğu bildirilmiştir (Solberk, 2012). Korelasyon analizi sonuçları incelendiğinde Ca^{+2} ile enzim aktivitesi arasında negatif ilişki tespit edilmesine rağmen B ile bu türün enzim aktiviteleri arasında bir ilişki belirlenmemiştir (Çizelge 4.17). As ile Fe, Mn ve Zn arasında anlamlı pozitif korelasyon belirlenmiş olup (bkz. Çizelge 4.8) bu metallerin kaynağının Uluabat Gölü havzasındaki madencilik faaliyetleri olduğu bilinmektedir. Ancak sudaki kirleticilerin balık dokularında Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi üzerine artış veya azalışa sebep olabileceği gibi kirleticilerin enzim aktiviteleri üzerinde herhangi bir etki yapmayabileceği de bazı çalışmalarda gösterilmiştir (Torre vd., 2000).

Al yeryüzünde en çok bulunan metaldir ve çoğunlukla alüminyum oksit ve silikat olarak oluşur. Sanayi alanlarının olduğu bölgelerde, büyük şehirlerin atmosferik havasında Al varlığı tespit edilmiştir (Casarini vd., 2001). Hava kirliliği ve asit yağmurları nedeniyle Al göl sularına ve sucul canlılara ulaşır (Guibahud & Gualthier, 2003). Madencilik faaliyetleri ve toprak erozyonu da diğer önemli girdi kaynaklarını oluşturur. Al'nin balıklar için toksik olduğu birçok çalışmada gösterilmiştir (Mc Cartney vd., 2003; Monette & Mc Cormick, 2008). Bunun yanında kendi asiditesinden dolayı balıklarda hematolojik, endokrin, metabolik ve üreme hasarlarına neden olur (Carvalho & Fernandes, 2006; Wood & Mc Donald, 1982). Tez çalışmasında alınan su örneklerinde Al miktarının maksimum çevresel kalite standartı üzerinde olduğu tespit edilmiş olup (bkz. Çizelge 4.1, 4.2, 4.3, 4.4) faktör analizinde de faktör 1'de pozitif yük oluşturmuştur (bkz. Çizelge 4.10). Balık dokularında enzim aktivetelerine bakıldığında ise sadece *C.gibelio*'da Al ile enzim aktiviteleri arasında pozitif korelasyon tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.5). Camargo vd. 2009 *Prochilus lineatus*'un solungaç dokusu Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi üzerine Al ve düşük pH etkisini araştırmışlar ve Al ile birlikte asidik ortama maruz kalan balıkların ATPaz aktivitelerinin %50 oranında düştüğünü tespit etmişlerdir. *C.gibelio* kas ve bağırsak ATPaz aktivitelerinin Al miktarı arttıkça artmasının sebebi ekolojik toleransı yüksek olan bu türün adaptasyon mekanizmalarının devreye girmesi ve Uluabat Göl pH'nın alkali olması ile açıklanabilir.

Yapılan bir çalışmada *Carassius auratus*'un karaciğer ve böbrek dokularında suda bulunan Fe'nin serbest radikal üretimi sürecine etkileri araştırılmış olup oksidatif stresin göstergesi olan protein karbonil grupları ve proteinlerin oksidatif modifikasyon belirteç seviyeleri arttığı, fakat lipit peroksitlerin derişimlerinin azaldığı tespit edilmiştir. Oluşan lipit peroksidasyon ürünleri ile karaciğer CAT ve böbrek GR (glutatyon redüktaz) enzimleri arasında kuvvetli pozitif korelasyon görülmüş ve bu durum adaptif mekanizma ile açıklanmıştır (Bagnyukova vd., 2006). Metal miktarındaki artışın enzim aktivitesinde azalışa neden olduğu birçok çalışmada gösterilmiştir (Heath, 1987). Enzim aktivitesindeki artışlar ise bozulan düzenin tekrar onarılabilmesi için telafi mekanizmaları ile açıklanabilmektedir. Çizelge 4.17'de görüldüğü gibi korelasyon analizine göre *C.gibelio* bağırsak Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi ile Fe arasında pozitif korelasyon gözlemlenmiş olup Fe miktarı arttıkça ATPaz aktivitesi de artmıştır. Benzer bir bulgu olarak *Mytilus galloprovincialis*'te (kara midyesi) yapılan bir çalışmada ise Fe iyonlarına maruz kalma sonucunda hidroksil radikal üretiminin arttığı rapor edilmiştir (Viarengo vd., 1999).

S. erythropthalmus solungaç Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi 13,164±5,170, Mg^{+2}-ATPaz aktivitesi 32,227±7,716, total ATPaz aktvitesi ise 45,617±10,429 μmol Pi/mg prot./sa olarak ölçülmüş olup üç balık türü arasındaki en yüksek değerler olarak belirlenmiştir (n=14) (bkz Çizelge 4.19). *C.gibelio*'nun *S. erythropthalmus* üzerine olan av baskısı, iç ve dış kaynaklı besin maddelerinin artışı dolayısıyla ötrofikasyonun artışı, gölde oksijen seviyesinin düşmesi kızılkanatta oksijen stresine neden olmuş olabilir. Bu da balıkta oksijen tüketiminin artmasına bağlı olarak vücuttaki metabolik süreçlerin artmasına neden olmuş olabilir. Prychepa vd. (2021), antropojenik kirleticilerin *S. erythropthalmus* üzerine etkisini araştırdıkları bir çalışmada Kyrylivske Gölü'nde sülfat, klorür, Na, Ca, Ni, Cu, Mn, Cd, Co, Fe gibi iyonlar ve ağır metallerin seviyesi arttıkça oksijen tüketiminin arttığını ve kronik stresten dolayı metabolik süreçlerin arttığını göstermişlerdir.

Büyüklüğün balıkların çevresel toleransını etkilediği bilinmektedir (Williams & Williams, 1991). Daha büyük balıklar genellikle daha yüksek toleransa sahiptir ve bu da solungaç yüzeyinin vücut hacmine oranıyla ilişkili görünmektedir (Kilambi & Zdinak,

1980). Tez çalışmasında kızılkanatların ortalama yaşı 7-8 civarında tespit edilmiş olup istilacı tür *C. gibelio*'nun etkisi nedeni ile üreyemedikleri için yaşlı bir popülasyon oluşturdukları düşünülmektedir (Emiroğlu, 2008). Ancak avlanan balıklarda kullanılan seçici ağ açıklığının da sadece belirli yaş aralığına sahip türlerin avlanmasına neden olabileceğini de göz ardı etmememiz gerekmektedir. Johnsen vd. (2010) tarafından Storelva-Sandnesfjorden sisteminde kızılkanatların göçü üzerine yapılan bir çalışmada, 15 cm'den uzun kızılkanatların acı suda 12 cm'den kısa kızılkanatlara göre çok daha yüksek bir hayatta kalma oranına sahip olduğunu tespit etmişlerdir. Büyüklüğün etkisi sahada önemli olabilir, çünkü daha büyük balıklar daha yüksek yüzme hızına sahiptir (Hammer, 1995) ve daha fazla hareket ederek elverişsiz çevre koşullarından hızla kurtulurlar.

Balıklarda solungaç dokusu epitelleri elektrolitlerin, solunum gazlarının ve nitrojenli atıkların taşınmasının gerçekleştiği bölgelerdir. Sucul organizmaların su ve K^{+}, Mg^{+2} ve Ca^{+2} gibi iyon homeostazislerini dengeleyerek osmotik ve iyonik düzenlemede birincil öneme sahiptir (Simkiss & Taylor, 1989). Bu karmaşık görevleri yerine getirebilmek için yüzlerce lameller ve filament yapıdan oluşan solungaç dokusu metallerin toksik özellik gösterdiği ilk hedef organlardan biridir (Torre vd., 2000). Sudaki Ca^{+2} gibi iyonların su sertliği ve enzim aktivitesini etkilediği daha önceki çalışmalarda gösterilmiştir. Bu çalışmada ise *S. erythropthalmus* solungaç dokusunda Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesi ve Ca^{+2} iyonu arasında negatif korelasyon gözlenmiştir. İyon dengesinden sorumlu olan klorür hücrelerinin membranları Ca^{+2} ve Zn^{+2}'nin her ikisi için de giriş bölgeleri içermektedir (Hogstrand vd., 1999). Bu hücreler aynı zamanda ATPaz'ları da içermekte ve kirlilik çalışmalarında biyobelirteç olmasını sağlamaktadır (Li vd., 2011). Eroğlu vd. (2013) *O. niloticus*'un solungaç dokusunda Ca^{+2} ve Zn^{+2} etkisini çalışmışlar Ca^{+2}'un artan değerlerinde Na^{+}/K^{+}-ATPaz aktivitesinde azalış gözlemlemişlerdir.

E. lucius'ta kas Ca^{+2}ATPaz aktivitesi 26,081±5,688 µmol Pi/mg prot./sa olarak ölçülmüş olup bu değer üç balık içinde tespit edilen en yüksek ortalama değer olarak belirlenmiştir (n=28) (bkz Çizelge 4.13). Balıklarda kas dokusu besin zincirinde önemli bir besin kaynağı oluşturur ve *E. lucius* insanlar tarafından tüketilen, ekonomik değeri olan bir türdür. Aynı zamanda kas dokusu Ca^{+2}-ATPaz aktivitesinin en yüksek aktivite

gösterdiği doku olması nedeniyle toksikoloji çalışmalarında önemli bir biyobelirteçtir (Heath, 1987). Doğada vahşi ve güçlü bir avcı olan *E. lucius*, sürpriz bir yüzme ivmesi sergiler ve aerodinamik gövde şekli sayesinde mükemmel bir manevra kabiliyetine sahiptir (Schriefer & Hale, 2004). Üç balık türü arasından turna'nın kas Ca^{+2}ATPaz aktivitesinin yüksek olmasının nedeni hidrodinamik sürtünmeyi azaltmak için gelişmiş hız kabiliyetine sahip olması ile açıklanabilir.

Bu çalışmada Spearman Rank korelasyon analizine göre *E. lucius* kas dokusunda Mg^{+} iyonu ile Ca^{+2}ATPaz aktivitesi arasında anlamlı negatif ilişki tespit edilmiş, Mg^{+} miktarı arttıkça Ca^{+2}ATPaz aktivitesinin azaldığı belirlenmiştir. Bunun yanında hem *E. lucius* hem de *C. gibelio*'da Cr ile kas Ca^{+2}ATPaz aktivitesi arasında anlamlı pozitif ilişki gözlenmiş, Cr miktarı arttıkça Ca^{+2}ATPaz aktivitesi de artmıştır (bkz. Çizelge 4.17, 4.18). Daha önceki *in vitro* çalışmalarda metal etkisine bağlı enzim aktivitelerindeki artışın molekül yapısındaki değişikliklerden ve substrat bağlama kapasitesinin değişmesinden kaynaklı olabileceği gösterilmiştir. Bazı araştırmacılar tatlı su balığı *Rutilus rutilus*'un solungaç dokularında Cu^{+2}, Pb^{+2}, Zn^{+2}, Hg^{+2} gibi metallerin Ca^{+2}-ATPaz aktivitesi üzerine *in vitro* ve *in vivo* etkilerini değerlendirmişler, metallerin *in vitro* koşullarda enzim aktivitesinde inhibisyona *in vivo* koşullarda ise Ca^{+2}-ATPaz enzim ünitelerinde artışa neden olduğunu bildirilmişlerdir (Shephard ve Simkiss, 1978; Watson & Beamish, 1981). Metallerin hücre yüzeylerinde lokalize olması; su ortamında bulunan metal derişimine, epitellerdeki ligant sayısına, iyon alımı ve iyonların yer değiştirmesine bağlı olarak değişebilmektedir (Handy vd., 2002). Metaller enzim yapısını üç olasılıkla etkileyebilmektedir. Bunlardan birincisi hedeflerinin proteinlerin yapısında bulunan ve metaller tarafından okside olabilen –SH grupları olmasıdır. Böylelikle enzim yapısında konformasyonel değişikliklere neden olup yapıyı bozarlar ve enzim aktivitelerinde azalmaya neden olabilirler. İkinci olasılık bazı enzim moleküllerinin yapılarında bulunan metallerle ortamdaki metaller yarışarak fonksiyonel aktiviteyi etkileyecek değişikliklere neden olabilmesidir. Üçüncü olasılık ise metallerin tuz veya şelat oluşturmak için proteinlerin yapısına katılabilmeleridir (Dawson, 1982). Bu bilgiler ışığında yapılan bu çalışmada Cr'nin sadece kas dokusunda Ca^{+2}ATPaz aktivitesini etkilediği gözlemlenmiştir. Üç balık türünde de Mn^{+2}, Zn^{+2} ve As ile ATPaz aktiviteleri arasında genel olarak anlamlı negatif ilişki tespit edilmiş, metal miktarı

arttıkça dokuların ATPaz aktiviteleri azalmıştır (bkz. Çizelge 4.17-4.18-4.19). Çevresel kirleticilerin ATPaz aktivitelerine olan etkisini araştırmak amacıyla Torre vd. (2000) *Cyprinus carpio*'yu nispeten kirlilik oranı düşük olan Reconquista nehrine 30 gün süreyle bırakmışlardır. Bu sürenin sonunda solungaç Na^+/K^+-ATPaz aktivitesinin %20 azaldığını ve ATPaz tepkilerinin kirletici tipinden çok kirletici yoğunluğuna bağlı olduğunu gözlemlemişlerdir.

İstilacı türler belirli bir ekosistem için yerli olmayan türlerdir; genellikle doğal yaşam alanlarındaki biyolojik çeşitliliği olumsuz etkiler ve hatta ekonomik kayıplara neden olabilirler (Xia vd., 2019; Xu vd., 2006). Ayrıca, doğada türlerin yok olmasının ana nedenlerinden biri olarak tanımlanmaktadırlar (Roberts vd., 2013). Bu tez çalışmasında her mevsim yetişkin *C. gibelio* yakalanabilmiştir. Bu durum da türün her şartta üreyebildiğinin bir kanıtıdır. Paschos vd. (2004) ginogenez sonucu oluşan *C. gibelio* yavrularının 0,51 mg/l ve 8 mg/l NH_3 derişimlerinde %3,14 ve %0,91 oranları ile spesifik bir büyüme sergilediklerini göstermişlerdir. Fuad vd. (2021) *C. gibelio*'nun ginogenetik türlerinin fizyolojik avantajları, immünolojik özellikleri ve farklı çevresel koşullara dayanma kabiliyetlerini araştırmışlar ve yerli türler için ciddi bir tehdit olarak tanımlamışlardır. Başka bir çalışma da ise yerli sazan popülasyonlarındaki düşüşler başlangıçta habitat bozulmasına bağlanmış ancak asıl olumsuz faktörün *C. gibelio*'nun istilası olduğu tespit edilmiştir (Özdilek & Jones, 2014). *C. gibelio*'nun zooplanktonlar üzerine olan avlanma isteğinin artması fitoplankton sayısını arttırarak fitopilanktonun aşırı çoğalmalarına neden olmakta ve bu durum bulanıklığı değiştirebilmektedir (Crivelli, 1995). Ayrıca dipte beslenen bir balık olduğu için beslenme faaliyeti esnasında sedimenti karıştırarak bulanıklık artışına sebep olabilmektedir. Sucul ortamda mevcut olan ötrofikasyon ve kirlilik yerli türler üzerinde baskı oluşturmakta ve istilacı türlerin kirleticilere olan toleranslarından dolayı çevresel baskıların da etkisi ile yerli türlerin popülasyonlarında azalmalar gözlenebilir. Uluabat gölünde yıllara bağlı su kalitesindeki düşüş çok belirgindir ve 2000 yılının başından beri gölde tespit edilen *C. gibelio* popülasyonundaki artış oldukça dikkat çekicidir. *S. erthroptalmus* ve *E. lucius* popülasyonlarında ise yıllara bağlı ciddi azalmalar mevcuttur. Çınar vd. (2013) Uluabat Gölü'nde yaptıkları stok çalışmasında yöresel olarak feki olarak isimlendirilen Kızılkanat, Kızılgöz ve Tahta balığı popülasyonlarını tüm balık popülasyonlarının %60-

70'ini oluşturduğunu tespit etmişlerdir. Son yıllarda gölde balık stok çalışması yapılmamış olsa da yerli türlerde büyük azalma tespit edilmiştir. Bu çalışmada 2018 ve 2019 yıllarında *S. erthroptalmus* yakalanamaması *C.gibelio*'nun istila başarısından kaynaklı bu türün popülasyonunun azalması nedeni ile olabilir.

1999 yılında yapılan bir çalışmada (Çubuk, 2000) gölde *C.gibelio* avcılığı yapılmazken 2006 yılında gölde yapılan stok çalışmasında *C.gibelio'*nun 412 ton avlandığını ve bunun toplam avlanan balıkların %64,12'ni oluşturduğunu göstermişlerdir (Küçükkara vd., 2007). Yapılan bir çalışmada *C.gibelio*'nun popülasyon yoğunluğunda artışın ve yumurtlama dönemi, gonad büyüklüğü, üreme çabası gibi üreme parametrelerinde olumlu değişikliklerin toplam fosfor ve Chl-a açısından değerlendirilen su kalitesini düşürdüğü tespit edilmiştir (Tarkan vd., 2012). Uluabat Gölü'nde su kalitesi ve dolayısıyla O_2 seviyesinin düşmesi sonucunda *C. gibelio* popülasyonunda azalma beklenirken görülen artış şaşırtıcıdır. Bunun nedeni araştırıldığında *C. gibelio*'nun omurgalılar arasında en büyük glikojen depolarına (karaciğerlerinin %25-30'u glikojendir) sahip olduğu görülmüştür (De Boeck vd., 2010). Bu da onların uzun süre oksijensiz kalabilmelerini sağlamaktadır (Hochachka & Somero, 1984). *C. gibelio* aynı zamanda hipoksiyi ve düşük sıcaklıkları da tolere edebilir ve tuzlu suda da hayatta kalabilir (Elger & Hentschel, 1981). De Boeck vd. (2010) tarafından stres hormonu kortizol üzerinde yapılan bir çalışmada ise Cu LC_{50} değeri daha önceden belirlenmiş (330 µg) ve *C.gibelio* 10 gün süreyle Cu'ya maruz bırakılmıştır. Kortizol seviyesindeki artışın sadece iyon regülasyonundaki değişimden değil glikojenolizin ve kandaki glikoz seviyesinin artması nedeniyle enerji metabolizmasındaki değişikliklerden kaynaklandığı sonucuna varmışlardır. Benzer bir çalışmada hem letal hem de sub-letal dozlarda Cu'ya maruz kalma sonucunda ekstra glikojenin balıklar tarafından kullanıldığı gösterilmiştir (Eyckmans vd., 2011).

S. erythropthalmus'un çevresel toleransı araştırıldığında sıcaklık toleransının oldukça geniş olduğu görülmüştür (Hicks 2003). Bu çalışmada Kızılkanat 2017 yaz ve 2020 kış döneminde yakalanabilmiştir. 2017 yaz örneklemesinde ortalama su sıcaklığı 20,3-21,9^{o}C; 2020 kış dönemi örneklemesinde ise 13,7-14,6ºC arasında tespit edilmiştir. Kennedy ve Fitzmaurice (1974), İskandinavya'da yaptığı bir çalışmada kızılkanat

örneklerinin 14-20 °C arasındaki sıcaklıklarda yumurtladığını belirlemiştir. Uluabat Gölü'nde ise *S. erythropthalmus*'un bir yıllık süre boyunca her ay değerlendirilmesi sonucunda gonadosomatik indeks (GSI) ve üreme periyodu değerlerine bakıldığında bu türün Nisan ile Haziran aylarında, 19-23ºC arasında üreme faaliyeti gösterdiği tespit edilmiştir (Emiroğlu, 2008). GSI değerlerine göre Uluabat Gölü'ndeki *C. gibelio* türü ise Mart ile Ağustos ayları arasında 13-23ºC sıcaklık aralığında oldukça uzun bir üreme periyoduna girmektedir (Emiroğlu, 2008). Ilıman sularda, sazangillerin büyümesi için alt sıcaklık eşiği 12-15 °C arasındadır, ancak yüksek enlemlerde sazangiller daha düşük sıcaklıklara uyum sağlayabilir (Mann, 1991). Çeşitli biyotik ve abiyotik faktörler kızılkanatın çevresel toleransını etkileyebilir. Bu sınırlayıcı faktörler arasında pH, ÇO, sıcaklık ve yaşam alanlarının ve gıdaların mevcudiyeti, tuzluluk sayılabilir (Bringolf vd., 2005; Kefford vd., 2004). Bu nedenle Uluabat Gölü'nde *C. gibelio*'nun aşırı artışı kızılkanat popülasyonunu azaltmış olabilir. Bu durum *C. gibelio*'nun olumsuz koşullar altında bile çoğalabilmesi nedeniyle besin ve av rekabetinin bir sonucu olabilir. *C.gibelio* sadece yerli türlerin yaşamını değiştirmekle kalmaz aynı zamanda yerli omurgasızlara da biyo-turbatör etki yapar (Ruppert vd., 2017). Bunun sonucu olarak oluşan bulanıklığın yanı sıra sucul bitkileri beslenirken kökten söker ve ekosisteme zarar verir (Richardson vd., 1995). Bu durum bulanıklığın artışı ile sonuçlanır. Bu tür aynı zamanda amfibileri, yumuşakçaları, annelidleri, kabuklular ve böcekleri de avlama yeteneğindedir (Meyer vd., 1998). *S. erythropthalmus*'un *C.gibelio* gibi omnivor bir tür olduğunu düşünülürse *C. gibelio* ile besin rekabeti yapamaması sonucu kızılkanatın beslenmesinin bu türün çoğalmasına bağlı olarak zorlaşacağı ve sayısının bu nedenle azaldığı söylenebilir.

Ötrofikasyon; haliç, kıyı alanları, göl, rezervuar, akarsu ya da Baltık Denizi gibi aşırı besin maddesi alan su kütlelerinde meydana gelen ve fitoplankton ve mavi yeşil alglerin aşırı artmasını tetikleyerek suların kalitesini, tür dağılımını ve ekosistem fonksiyonunu etkileyen bir çevre sorunudur. Ötrofikasyon durumu değerlendirmeleri Chl-a, toplam azot, toplam fosfor gibi parametreler kullanılarak trofik durum indekslerinin hesaplanmasıyla yapılabilir. Bu çalışmada Uluabat Gölü trofik seviyeleri Çizelge 4.6 da gösterilmiştir. Uluabat Gölü Carlson TSI-TN ve TSI-TP (>62, Resmi Gazete, 2012) değerlerine göre değerlendirilmiş olup hiperötrofik karakterdedir. Carlson TSI-Chl-a

(52-62, Resmi Gazete, 2012) değerlerine göre ise ötrofik karakterdedir. Ötrofikasyon sucul canlı popülasyonunu etkileyen bir faktördür. *C. gibelio* yüksek düzeyde ötrofik olan iç sularda kolonileşme kapasitesine sahiptir. Bu durum ihtiyofauna ve diğer balık türlerin vücut ağırlığını olumsuz etkilemektedir (Paulovits vd., 2014). Antropojenik etkiler her geçen gün dünya tatlı su göllerinde olduğu gibi Uluabat Gölü'nde de etkili olmuş ve ötrofikasyonu arttırmıştır (Dalkıran vd., 2006). Yüksek trofik seviyelerdeki omurgalılar tipik olarak antropojenik tehditlere karşı daha savunmasızdır.

Günümüzde özellikle sanayileşme ve insan kaynaklı artan çevresel kirlilik sonucu metallerin toksik etkilerinin değerlendirilmesinde, iyon taşınması, hücresel sıvı hacminin düzenlenmesi, zar potansiyelinin korunması gibi kilit öneme sahip ATPaz enzimlerinin biyolojik belirteçler olarak büyük öneme sahip olduklarını vurgulamaktadırlar. Özetle; Na^{+}/K^{+}-ATPaz ve Mg^{+2}-ATPaz enzimlerinin diğer enzimlere göre çevresel etkenlere karşı daha duyarlı olduğu söylenebilir. PERMANOVA analizi sonuçları enzim aktivitelerine göre üç balık türünde istatiksel olarak anlamlı fark olduğunu göstermektedir (Şekil 4.56). Ayrıca Kruskal-Wallis analizine göre tespit edilen enzim aktiviteleri ile çevresel değişkenlerin arasındaki ilişkinin doku tipi, tür, yaş, boy, metal tipi gibi birçok faktöre bağlı olarak değiştiğini göstermektedir. PERMANOVA analizi, çalışılan balık türlerinde enzim aktivitelerinin anlamlı farklılık gösterdiğini belirlemiştir. Balık türlerinde enzim aktivitelerinin farklılık göstermesinin nedenlerinin balık türlerinin çevresel koşullara verdikleri tepkiler, beslenme aktivitelerindeki farklılıklar ve besin zincirindeki trofik seviyeleri olduğu düşünülmektedir. Elde edilen sonuçlara göre; en yüksek bağırsak Na^{+}-K^{+}-ATPaz aktivitesi *C. gibelio*'da, en yüksek kas Ca^{+}-ATPaz aktivitesi *E. lucius*'ta ve en yüksek solungaç Na^{+}-K^{+}-ATPaz aktivitesi *S. erythrophthalmus*'da tespit edilmiştir.

Bor insan vücuduna besin ve su yoluyla giren esansiyel bir elementtir. Son yıllarda yapılan çalışmalar B eksikliğinin insan fizyolojisini de etkilediğini göstermektedir. Bu etkiler hipertroid, kadınların kan östrojen ve testesteron seviyelerinde düşüş, insülin ve glukoz metabolizmasındaki değişiklikler, özellikle yaşlı insanlarda algı ve kısa süreli hafızada meydana gelen değişiklikler olarak sıralanabilir. Bunun yanında B aşırı dozda alındığında toksik hale gelir (Shabaan, 2010; Ziegler & Filer, 1996). Akut B

toksisitesine ait belirtiler mide bulantısı, kusma, diyare, dermatit ve letarjidir (Linden vd., 1986). Yüksek miktarda B alımı aynı zamanda ribofilavinin idrarla dışarı atılımını arttırabilir (Pinto vd., 1978). Bu bilgiler ışığında yapılan çalışmada belirlenen istasyonlarda her mevsim sudaki B miktarının standartların üzerinde olması insan sağlığı açısından tehdit oluşturmaktadır. Elde edilen verilere göre B şu an Uluabat Gölü'nde sınır değerdedir ancak bu derişimde toksik etki yaratmayacağı düşünülmektedir. Fakat ileri dönemlerde Mustafakemalpaşa Çayı'nda ortalama 20 mg/L olan B miktarı göle giriş yapmaya devam ederse sucul canlılar üzerine ve buna bağlı olarak insan sağlığı üzerinde ciddi olumsuz etkiler yaratabilir. Balıklar besin zincirinin en üstünde yer alırlar ve bazı ağır metalleri büyük oranda biriktirebilirler (Yilmaz vd., 2007). Bu sularda yaşayan ekonomik açıdan değerli *E. lucius* türünün avlanıp, satılması ve tüketilmesi insanlarda B toksisitesine neden olabilir. *E. lucius*'a ek olarak daha önceki yıllarda sıklıkla ihracatı yapılan *C. gibelio*'nun tüketilmesi de toksik etkiye neden olabilir. *C. gibelio* sadece yurt dışına ihraç edilmeyip köy halkı tarafından da tüketilmektedir. Türk Gıda Koteksi'ne göre balıkların kas dokularında B için herhangi bir sınır değer bulunmamaktadır (Benzer, 2017). Uluabat Gölü havzası etrafında yer alan Kütahya ve Eskişehir'e bağlı sulak alanlar madencilik faaliyetleri nedeniyle göle önemli ölçüde ağır metal ve B getirmektedir (Çiçek vd., 2013). Bu metallerden As böbrek hastalıkları, iskemiler, nörolojik bozukluklar, ateroskleroz, kronik akciğer hastalıkları, çocuklarda zeka ve büyüme geriliği, çeşitli kanserler ve diyabet gibi birçok hastalığa neden olarak fizyolojik sistemleri olumsuz etkilemektedir (Rahman vd., 1998; Wang vd., 2003). İnsan popülasyonu As'ye genellikle cam sanayinde mesleki inhalasyon, kontamine su ve yiyeceklerin tüketilmesi, astım, romatizma ilaçlarının kullanımı, sigara kullanımı ve fosil yakıt tüketimi gibi birçok yolla maruz kalmaktadır (Singh vd., 2007). Bu nedenle bu bölgedeki ticari değeri olan balıkların kas dokularındaki B ve As gibi kirleticilerin birikimi sürekli olarak izlenmelidir. Sadece Uluabat Gölü sucul canlıları değil göl suyunun sulama suyu olarak kullanılması nedeniyle çevredeki tarım arazilerinde yetişen sebze ve meyvelerin tüketilmesi de toksisiteye neden olabilir. Mevcut tez çalışması metal ve B kirliliğinin önlenmesi için gerekli önlemlerin alınmasının gelecekte insan sağlığı ve su ekosisteminin tehlikeye girmemesi için önemli olduğunu göstermektedir. Bu amaçla köy halkı başta olmak üzere insanlara ağır metal ve B kontaminasyonunun ilerde nelere yol açabileceğini

anlatan eğitimler verilebilir. Yerel yönetim ile iş birliği yapılarak göl suyu sürekli izlenip filtrasyon ve demir hidroksit çökelmesi gibi ekonomik ve verimli sistemlerle ağır metaller ve kirleticiler uzaklaştırılabilir. Önlemek her zaman tedaviden daha kolaydır.

KAYNAKLAR

Abdul, K. S. M., Jayasinghe, S. S., Chandana, E. P., Jayasumana, C., & De Silva, P. M. C. (2015). Arsenic and human health effects: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *40*(3), 828-846. https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.09.016

Adams, W., Blust, R., Dwyer, R., Mount, D., Nordheim, E., Rodriguez, P. H., & Spry, D. (2019). Bioavailability assessment of metals in freshwater environments: A historical review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *39*(1), 48-59. https://doi.org/10.1002/etc.4558

Aksoy, E., & Özsoy, G. (2002). Investigation of multi-temporal land use/coverand shoreline changes of the Uluabat Lake ramsar site using RS and GIS. *International Conference on Sustainable Land Use and Management*, 318-325.

Aksun, F.Y. 1987. Karam›k Gölü'nde yaşlayan turna balıklarının (*Esox lucius L*., 1758) üreme biyolojisi. *DOĞA TU Zoology Dergisi*, *11*, 67- 75.

Algül, F., & Beyhan, M. (2020). Concentrations and sources of heavy metals in shallow sediments in Lake Bafa, Turkey. *Scentific Reports*, Article11782. https://doi.org/10.1038/s41598-020-68833-2

Alves, L., & Wood, C. (2006). The chronic effects of dietary lead in freshwater juvenile rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) fed elevated calcium diets. *Aquatic Toxicology*, *78* (3), 217-232. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.005

American Public Health Association, (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition.* American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington, DC.

Arslan, N., Koç, B., & Çiçek, A. (2010). Metal contents in water, sediment, and oligochaeta-chironomidae of Lake Uluabat, a Ramsar site of Turkey. The Scientific World Journal, 2020(10), 1269-1281. https://doi.org/10.1100/tsw.2010.117

Arslan, N., & Emiroğlu, Ö. (2011). First record of parasitic annelida-hirudinea (*Piscicola geometra* Linnaeus, 1761) on *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in Lake Uluabat (Turkey). *Kafkas Universitesi Veterinerlik Fakultesi Dergisi*, *17*(1), 131-133.

Arslan, Ş., & Çelik, M. (2015). Assessment of the pollutants in soils and surface waters around Gümüşköy Silver Mine (Kütahya, Turkey). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *2015*(95), 499-506. https://doi.org/10.1007/s00128-015-1613-6

Atkinson, A., Gatenby, A. D., & Lowe, A. G. (1973). The determination of inorganic orthophosphate in biological systems. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects*, *320*(1), 195-204.

August, P. (1998). Distrubition of boron in the environment. *Biological Trace Element*, *66*, 131-143. https://doi.org/0163-4984/98/6601-3-0131 $11.25

Ay, Ö., Kalay, M., Tamer, L., & Canli, M. (1999). Copper and lead accumulation in tissues of a freshwater fish Tilapia zillii and its effects on the branchial Na, K-ATPase activity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *62*, 160-168.

Bagnyukova, T., Storey, K., & Lushchak, V. (2003). Induction of oxidative stress in Rana ridibunda during recovery from winter hibernation. *Journal of Thermal Biology*, *28*(1), 21-28. https://doi.org/10.1016/S0306-4565(02)00031-1

Bagnyukova, T., Chahrak, O., & Lushchak, V. (2006). Coordinated response of goldfish antioxidant defenses to environmental stress. *Aquatic Toxicology*, *78*(4), 325-331. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.04.005

Bagnyukova, T., Luzhna, L., Pogribny, I., & Lushchak, V. I. (2007). Oxidative stress and antioxidant defenses in goldfish liver in response to short-term exposure to arsenite. *Environmental Molecular Mutagenesis*, *2007*(48), 648-655. https://doi.org/10.1002/em.20328

Bansal, S., Murthy, R., & Chandra, S. V. (1985). The effects of some divalent metals on cardiac and branchial Ca^{+2}-ATPase in a freshwater fish *Saccobranchus fossilis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *9*(3), 373-377. https://doi.org/10.1016/0147-6513(85)90055-7

Balık, İ., Karaşahin, B., Özkök, R., Çubuk, H., & Uysal, R. (2003). Diet of silver crucian carp *Carasssius gibelio* in Lake Eğirdir. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *3*(2).

Barceloux, D. G., & Barceloux, D. (1999). Nickel. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, *37*(2), 239-258. https://doi.org/10.1081/CLT-100102423

Barlas, N., Akbulut, N., & Aydoğan, M. (2005). Assessment of heavy metal residues in the sediment and water samples of Uluabat Lake, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *74*(2), 286-293.

Bartlett, M. (1950). Tests of significance in factor analysis. *British Journal of Psychology*, *3*, 77-85.

Baysoy, E., Atlı, G., & Canlı, M. (2013). The effects of salinity and salinity+metal (chromium and lead) exposure on ATPase activity in the gill and intestine of tilapia *Oreochromis niloticus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *64*(2), 291-300. https://doi.org/10.1007/s00244-012-9825-9

Beattie, J., & Peace, H. (1993). The influence of a low-boron diet and boron supplementation on bone, major mineral and sex steroidmetabolism in postmenopausal women. *British Journal of Nutrition*, *69*(3), 871-84. https://doi.org/10.1079/BJN19930087

Begum, G., Vijayaraghavan, S. 1994. In vivo inhibition of branchial Na^{+}-K^{+}, Mg^{+2} ATPase of *Clarias batrachus* exposed to sub-lethal concentration of dimethoate. *Pollution Research*, *13*, 213-216.

Bianchet, M. A., Hullihen, J., Pedersen, P. L., & Amzel, L. M. (1998). The 2.8-Å structure of rat liver F1-ATPase: configuration of a critical intermediate in ATP synthesis/hydrolysis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *95*(19), 11065-11070. https://doi.org/10.1073/pnas.95.19.11065

Benzer, S. (2017). Concentrations of arsenic and boron in water, sediment and the tissues of fish in Emet Stream (Turkey). *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, *98*(6), 805-810. https://doi.org/10.1007/s00128-016-1996-z

Berber, S., Şaşı, H., Topkara, E., Cengiz, Ö. (2011). Apolyont Gölü (Bursa) balık faunasının belirlenmesi. *Aquatic Sciences and Engineering*, *26*(1), 27-55.

Berber, A. A., Emre, N., Güneş, M., Yalçın, B., Pak, F., Aktaş, Ö., Bulut, C., Aksoy, H., Emre, Y., & Kaya, B. (2021). Uluabat Gölü su kirliliğine bağlı olarak *Cyprinus carpio* ve *Silurus glanis*'teki genetik hasar düzeyinin belirlenmesi. *Journal of*

Limnology and Freshwater Fisheries Research, *7*(3), 219-232. https://doi.org/10.17216/limnofish.821628

Bernabò, I., Bonacci, A., Coscarelli, F., Tripepi, M., & Brunelli, E. (2013). Effects of salinity stress on *Bufo balearicus* and *Bufo bufo* tadpoles: Tolerance, morphological gill alterations and Na^+/K^+-ATPase localization. *Aquatic Toxicology*, *132*, 119-133. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.01.019

Blanco, G., & Mercer, R. W. (1998). Isozymes of the Na-K-ATPase: heterogeneity in structure, diversity in function. *American Journal of Physiology-Renal Physiology*, *275*(5), F633-F650. https://doi.org/10.1152/ajprenal.1998.275.5.F633

Blaustein, M. P., Kao, J. P., & Matteson, D. R. (2011). Active transport. *Cellular Physiology and Neurophysiology*, 117-136.

Blevins, D. G., & Lukaszewski, K. M. (1998). Boron in plant structure and function. *Annual Review of Plant Biology*, *49*(1), 481-500. https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.481

Bradl, H. (Ed.). (2005). *Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation*. Elsevier.

Bringolf, R., Kwak, T., Cope, W., & Larimore, M. (2005). Salinity tolerance of flathead catfish: Implications for dispersal of introduced populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, *134*(4), 927-936. https://doi.org/10.1577/T04-195.1

Bublitz, M., Poulsen, H., Morth, J. P., & Nissen, P. (2010). In and out of the cation pumps: P-type ATPase structure revisited. *Current Opinion in Structural Biology*, *20*(4), 431-439. https://doi.org/10.1016/j.sbi.2010.06.007

Bulut, C., Atay, R., Uysal, K., Köse, E., & Çınar, Ş. (2010). Uluabat Gölü yüzey suyu kalitesinin değerlendirilmesi. *Aquatic Sciences and Engineering*, *25*(1), 9-18.

Camacho-Cristóbal, J. J., Rexach, J., & González-Fontes, A. (2008). Boron in plants: deficiency and toxicity. *Journal of Integrative Plant Biology*, *50*(10), 1247-1255. https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00742.x

Camargo, M. M., Fernandes, M. N., & Martinez, C. B. (2009). How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilus lineatus. Aquatic Toxicology, 94*(1), 40-46. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.05.017

Campbell, N. A, Reece, J. B. (2002). *Biology*.8th edition, Boston.

Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, *22*(2), 361-369. https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361

Carvalho, C. S., & Fernandes, M. N. (2006). Effect of temperature on copper toxicity and hematological responses in the neotropical fish *Prochilodus scrofa* at low and high pH. *Aquaculture, 251*(1), 109-117. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.05.018

Cattell, R. B. (1966). The scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research*. *1*(2), 245-276. https://doi.org/10.1207/s15327906mbr0102_10

Cerny, B. A., & Kaiser, H. F. (1977). A study of a measure of sampling adequacy for factor-analytic correlation matrices. *Multivariate Behavioral Research*, *12*(1), 43-47. https://doi.org/10.1207/s15327906mbr1201_3

Charles, S., Yunus, S., Dubois, S., & Donckt, F. V. (2001). Determination of cadmium in marine waters: On-line preconcentration and flow-through fluorescence detection. *Analytica Chimica Acta*, *440*(1), 37-43. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)00857-1

Chen, J., Lu, G., Lin, J., Davidson, A. L., & Quiocho, F. A. (2003). A tweezers-like motion of the ATP-binding cassette dimer in an ABC transport cycle. *Molecular Cell*, *12*(3), 651-661. https://doi.org/10.1016/j.molcel.2003.08.004

Chen, Y., Wu, F., Parvez, F., Ahmed, A., Eunus, M., McClintock, T.R., Patwary, T.I., Ghosal, A.K., Islam, S., Hasan, https://doi.org/10.1016/j.molcel.2003.08.004R., Levy, D., Sarwar, G., Slavkovich, V., Geen, A., Graziano, J.H., & Ahsan, H. (2013). Arsenic exposure from drinking water and QT-interval prolongation: results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *Environmental Health Perspectives*, *121*(4), 427-432. https://doi.org/10.1289/ehp.1205197

Chew, S.F., Tan, S. Z., Ip, S. C., Pang, C. Z., Hiong, K. C., & Ip, Y. K. (2020). The non-ureogenic stinging catfish, *Heteropneustes fossilis*, actively excretes ammonia with the help of Na^+/K^+-ATPase when exposed to environmental ammonia. *Frontiers in Physiology* , *10*, 1615. https://doi.org/10.3389/fphys.2019.01615

Clearwater, S., Farag, A., & Meyer, J. (2002). Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *132*(3), 269-313. https://doi.org/10.1016/S1532-0456(02)00078-9

Conceiçao, F., Ahlem, T., & Amilcar, T. (2019). Changes in plasma electrolytes and behavior of freshwater fish, *Luciobarbus bocagei*, as a function of acute copper exposure. *Gaia Scientia*, *13*(1), 128-139. http://hdl.handle.net/10198/20898

Cristobal, J. J., & González-Fontes, A. (2007). Boron deficiency decreases plasmalemma H^+-ATPase expression and nitrate uptake, and promotes ammonium assimilation into asparagine in tobacco roots. *Planta*, *226*(2), 443-451. https://doi.org/10.1007/s00425-007-0494-2

Crivelli, A. (1995). Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern mediterranean region? *Biological Conservation*, *72*(2), 311-319. https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00092-5

Çeliktaş, S. (2009). *Apolyont (Uluabat) Gölü Turna Balığı (Esox lucius L., 1758)'nın bazı biyolojik özellikleri* (Publication no:28530863) (Doktora tezi, Marmara Universitesi). https://www.proquest.com/docview/2606870554/fulltextPDF/F9C5C815013E45A4PQ/1?accountid=211373

Çiçek, A., Tokatlı, C., Emiroğlu, Ö., Köşe, E., Bakurt, S., & Sülün, Ş. (2013). Macro and micro element concentrations in water, sedimentand commercial fishes of Çatören Dam (Eskişehir). *Journal of Research in Ecology*, *2*(2), 91-99.

Çınar, Ş., Küçükkara, R., Balık, İ., & Çubuk, H. (2013). Uluabat (Apolyont) Gölü'ndeki balık faunasının tespiti, tür kompozisyonu ve ticari avcılığın türlere göre dağılımı. *Journal of Fisheries Sciences*, *7*(4), 309-316. https://doi.org/10.3153/jfscom.2013034

Çubuk, H. (2000). Uluabat Gölünde balıkçığa ait yasal düzenlemeler ve balıkçılık uygulamalarına ilişkin sonuç raporu. *Eğridir Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü*, Eğridir/Isparta. 22s.

Çubuk, H., Balık, İ., Akyürek, M. & Özkök, E. (2000-2001). Uluabat Gölü'ndeki turna (*Esox lucius L.*, 1758) populasyonunun bazı biyolojik özelliklerinin belirlenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Derg*isi, *7*, 108-118.

Dalkıran, N. (2006). *Orhaneli Çayı'nın epilitik diyatomeleri ve bentik omurgasızlarının ilişkilendirilmesi ile kirlilik düzeyinin saptanması* (Doktora tezi). Bursa Uludağ Üniversitesi.

Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Dere, Ş., Şentürk, E., & Torunoğlu, T. (2006). Factors affecting the current status of a eutrophic shallow lake (Lake Uluabat, Turkey): Relationships between water physical and chemical wariables. *Chemistry and Ecology*, *22*(4), 279-298. https://doi.org/10.1080/02757540600856229

Dalkıran, N. (2015). *Uluabat Gölü Ramsar alanı ve biyolojik özellikleri* [Konferans sunumu]. Karacabey Sempozyumu, Bursa, Türkiye. https://www.researchgate.net/publication/329962646

Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Taş, D., Karabayırlı, G., Atak, S., Koşucu, T. A., Akay, E. (2020). Mustafakemalpaşa Çayı'nın (Bursa) su kalitesinin faktör analizi kullanılarak değerlendirilmesi. *Acta Aquatica Turcica*, *16*(1), 124-137. https://doi.org/10.22392/actaquatr.610888

Dang, Z., Lock, R. A., Flik, G., & Wendelaar Bonga, S. E. (2000). Na $^{(+)}$/K $^{(+)}$-ATPase immunoreactivity in branchial chloride cells of *Oreochromis mossambicus* exposed to copper. *Journal of Experimental Biology*, *203*(2), 379-387. https://doi.org/10.1242/jeb.203.2.379

Dawson, A. (1982). Kinetic properties of the Ca^{2+}-accumulation system of a rat liver microsomal fraction. *Biochemical Journal*, *206*(1), 73-79. https://doi.org/10.1042/bj2060073

De Boeck, G., Smolders, R., & Blust, R. (2010). Copper toxicity in gibel carp *Carassius auratus gibelio:* importance of sodium and glycogen. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *152*(3), 332-337. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.05.008

Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü. (1982). *Apolyont Gölü ve yan kolları projesi kirlilik gözlem çalışmaları*. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, I. Bölge Müdürlüğü. 55s

Diaz, M., Cozzi, S., Salmansa, E., & E Casariego, M. B. (1998). Characterization of intestinal $Na^{+}K$ ATPase in the gilthead seabream (*Sparus aurata L.*) evidence for a tissue-specific heterogeneity. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, *121*(1), 65-76. https://doi.org/10.1016/S0305-0491(98)10052-4

Duman, F., Aksoy, A., & Demirezen, D. (2007). Seasonal changes of some heavy metal concentrations in Sapanca Lake Water. *Environmental Monitoring and Assessment*, *133*, 277-283. https://doi.org/10.1007/s10661-006-9580-3

Dünya Sağlık Örgütü (1998). *Boron, international programme on chemical safety*. 1-201: Environmental Health Criteria.

Dziuban, C. D., & Shirkey, E. C. (1974). When is a correlation matrix appropriate for factor analysis? Some decision rules. *Psychological Bulletin*, *81*(6), 358. http://dx.doi.org/10.1037/h0036316

Egemen, Ö., Önen, M., Büyükışık, B., Hoşsucu, B., & Sunlu, U. (1999). Güllük lagünü (Ege Denizi, Türkiye) ekosistemi. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, *23*(7), 927-947. https://journals.tubitak.gov.tr/zoology/vol23/iss7/17

Elger, M., & Hentschel, H. (1981). The glomerulus of a stenohaline fresh-water teleost, *Carassius auratus gibelio*, adapted to saline water. A scanning and transmission electron-microscopic study. *Cell and Tissue Research*, *220*(1), 73-85. https://doi.org/0302-766X/81/0220/0073/$02.60

Elmacı, A., Teksoy, A., Topaç, O., Özengin, N., Kurtoğlu, N., & Başkaya, H. (2007). Assessment of heavy metals in Lake Uluabat, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, *19*(6), 2236-2244. https://doi.org/10.5897/AJB2007.000-2351

Elmacı, A., Arzu Teksoy, F. O., Özengin, N., & Başkaya, H. S. (2008). Uluabat Gölünün mikrobiyolojik özelliklerinin mevsimsel değişiminin izlenmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 13-1.

Elmacı, A., Teksoy, A., Topaç, F., Özengin, N., & Başkaya, H. (2010). Uluabat Gölü fizikokimyasal özelliklerinin yönetmelikler çerçevesinde değerlendirilmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, *15*(1), 149.

Emiroğlu, Ö. (2008). *Uluabat gölü (Bursa) Esox lucius Linnaeus, 1758, Carassius gibelio (Bloch, 1782) ve Scardinius erythophthalmus (Linnaeus, 1758) populasyonlarının biyoekolojik özelliklerinin incelenmesi* (Yayınlanmamış Doktora tezi). Eskişehir Osmangazi Üniversitesi. http://hdl.handle.net/11684/3666

Emiroğlu, Ö., Tarkan, A.S., Top, N., Başkurt, S., Sülün, Ş. (2012). Growth and life history traits of a highly exploited population of nonnative gibel carp, *Carassius gibelio* from a large eutrophic lake (Lake Uluabat, NW Turkey): Is reproduction the key factor for establishment success?. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *12*(4), 925-936. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_4_20

Erdem, Ü., Cengizler, İ., & Emre, Y. (1990). *Apolyont Gölü (Uluabat)'ndeki turnanın (E. lucius L., 1758) bazı biyolojik özelliklerinin incelenmesi* [Konferans sunumu]. Atatürk Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi X. Ulusal Biyoloji Kongresi, Türkiye.

Erickson, R. J., Kleiner, C. F., Fiandt, J. T., & Highland, T. L. (1997). Effect of acclimation period on the relationship of acute copper toxicity to water hardness for fathead minnows. *Environmental Toxicology and Chemistry*: *An International Journal*, *16*(4), 813-815.

Eroğlu, A., & Canlı, M. (2013). Effects of Cd, Zn and Cd+Zn combination on ATPase activitiy in the gill and muscle of tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *91*, 420-425. https://doi.org/10.1007/s00128-013-1076-6

Eyckmans, M., Horemans, N. C., & Boeck, R. B. (2011). Exposure to waterborne copper reveals differences in oxidative stress response in three freshwater fish species. *Aquatic Toxicology*, *103*(1-2), 112-120. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.02.010

Ezemonye, L., Ogeleka, D., & Okieimen, F. (2008). Lethal toxicity of industrial chemicals to early life stages of *Tilapia guineensis*. *Journal of Hazardous Materials*, *157*(1), 64-68. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.081

Field, A. (2013). Discovering statistics using IBM SPSS statistics. SAGE Publications. 4th Edition.

Freyhof, J., & Kottelat, M. (2007). Handbook of European Freshwater Fishes. Berlin: Policy Commons. https://agris.fao.org/agrissearch/search.do?recordID=US201300126031

Frost, W. E., & Kipling, C. (1967). A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of Pike, *Esox lucius*. *British Ecological Society*, *36*(3), 651-693. https://www.jstor.org/stable/2820

Fuad, M. M., Vetesnik, L., & Šimkova, A. (2021). Is gynogenetic reproduction in gibel carp (*Carassius gibelio*) a major trait responsible for invasiveness? *Journal of Vertebrate Biology*, *70*(4)-1-13.

Ganong, W.F., 1987. Review of Medical Physiology, thirteenth edn. *Appleton & Lange*, East Norwalk

Garcia, S., Fontainhas-Fernandes, A., & Wilson, J. (2006). Cadmium tolerance in the nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) following acute exposure: Assessment of some ionoregulatory parameters. *Environmental Toxicology*, *21*(1), 33-46. https://doi.org/10.1002/tox.20152

Garcia-Berthou, E., & Moreno-Amich, R. (2000). Rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) introduced to the Iberian peninsula: feeding ecology in Lake Banyoles. *Hydrobiologia*, *436*(1), 159-164.

Geldiay, R., & Balık, S. (2007). *Türkiye Tatlısu Balıkları.* İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları. No: 16, V. Baskı 644 s.

Geyikoğlu, F., & Türkez, H. (2009, Ekim 15-17). *Effects of boric acid on aluminium-mediated ionic changes in rat serum* [Konferans sunumu]. IV. Uluslararası Bor Sempozyumu, Eskişehir, Türkiye.

Giles, M. A. (1984). Electrolyte and water balance in plasma and urine of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during chronic exposure to cadmium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *41*(11), 1678-1685. https://doi.org/10.1139/f84-206

Gopi, N., Rekha, R., Vijayakumar, S., Liu, G., Monserrat, J. M., Faggio, C., Mohd Nor, S. A. & Vaseeharan, B. (2021). Interactive effects of freshwater acidification and selenium pollution on biochemical changes and neurotoxicity in *Oreochromis mossambicus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *250*, 109161. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109161

Grosell, M., Wood, C., & Walsh, P. (2003). Copper homeostasis and toxicity in the *Elasmobranch raja erinacea* and the teleost *Myoxocephalus octodecemspinosus* during exposure to elevated water-borne copper. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, *135*(2), 179-190. https://doi.org/10.1016/S1532-0456Ž03.00089-9

Grosell, M., McDonald, M. D., Walsh, P. J., Wood, C. M., 2004. Effects of prolonged copper exposure in the marine gulf toadfish Opsanus beta. II. Copper accumulation, drinking rate and Na^+/K^+-ATPase activity in osmoregulatory tissues. *Aquatic Toxicology*, *68*, 263–27. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.007

Gui, J., & Zhou, L. (2010). Genetic basis and breeding application of clonal diversity and dual reproduction modes in polyploid *Carassius auratus gibelio*. *Science China Life Sciences*, *53*(4), 409-415. https://doi.org/10.1007/s11427-010-0092-6

Guibaud, G., & Gauthier, C. (2003). Study of aluminium concentration and speciation of surface water in four catchments in the Limousin region (France). *Journal of Inorganic Biochemistry*, *97*(1), 16-25. https://doi.org/10.1016/S0162-0134(03)00254-X

Guynn, S., Dowd, F., & Petzel, D. (2002). Characterization of gill Na/K-ATPase activity and ouabain binding in Antarctic and New Zealand nototheniid fishes. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, *131*(2), 363-374.

https://doi.org/10.1016/S1095-6433(01)00488-3
Güneş, T. S. (2019). Determination of some metal levels in water, sediment and fish species of Tercan Dam Lake, Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research, 17*(6), 14961-14972. https://doi.org/10.15666/aeer/1706_1496114972
Hacısalihoğlu, S., & Karaer, F. (2016). Relationships of heavy metals in water and surface sediment with different chemical fractions in Lake Uluabat, Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies, 25*(5), 1937–1946. https://doi.org/10.15244/pjoes/62908
Hacisalihoğlu, S., & Karaer, F. (2020a). GIS-based assessment for trace metal pollution: case study on Lake Uluabat. *International Journal of Agriculture Environment and Food Sciences, 4*(2), 142-148. https://doi.org/10.31015/jaefs.2020.2.3
Hacısalihoğlu, S., & Karaer, F. (2020b). Uluabat Gölü noktasal kirletici kaynaklar ve kirlilik yükleri. *Journal of Natural Hazards and Environment*, *6*(2), 258-267. https://doi.org/10.21324/dacd.602385
Hammer, C. (1995). Fatigue and exercise tests with fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, *112*(1), 1-20. https://doi.org/10.1016/0300-9629(95)00060-K
Handayani, K. S., Soegianto, A., & Lignot, J.-H. (2020). Change of osmoregulatory and hematological parameters in tilapia (*Oreochromis niloticus*) after exposure to sublethal mercury concentrations. *Emerging Contaminants*, *6*, 337-344. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.08.006
Handy, R., Eddy, F., & Baines, H. (2002). Sodium-dependent copper uptake across epithelia: A review of rationale with experimental evidencefrom gill and intestine. *Biochimica Et Biophysica Acta*, *1566*(1), 104-115. https://doi.org/10.1016/S0005-2736(02)00590-4
Hansch, R., & Mendel, R. (2009). Physiological functions of mineral micronutritients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Plant Biology*, *12*(3), 259-66. https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.05.006
Haverinen, J., & Vornanen, M. (2023). Dual effect of metals on branchial and renal Na, K-ATPase activity in thermally acclimated crucian carp (*Carassius carassius*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, *254*, 106374. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106374
Heath, A. (1987). *Water pollution and fish physiology*. Florida: CRC Press.
Helvacı, C. (1984). Occurrence of rare borate minerals: Veatchite-A, tunellite, teruggite and cahnite in the Emet borate deposits, Turkey. *Mineralium Deposita*, *19*(3), 217-226.
Helvacı, C. (2003). Türkiye borat yatakları jeolojik konumu, ekonomik önemi ve bor politikası. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, *5*(1), 4-41.
Helvacı, C. (2015). Geological features of neogene basins hosting borate deposits: An overview of deposits and future forecast, Turkey. *Maden Tetkik ve Arama Dergisi*, *151*, 169-215. https://doi.org/10.19111/bmre.05207
Hermes-Lima, M., Storey, J., & Storey, K. (1998). Antioxidant defenses and metabolic depression. The hypothesis of preparation for oxidative stress in land snails. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, *120*(3), 437-448. https://doi.org/10.1016/S0305-0491(98)10053-6
Hicks, B. J. (2003). Biology and potential impacts of rudd (*Scardinius erythrophthalmus L.*) in New Zealand. *Science and Engineering Papers*, 3059. https://hdl.handle.net/10289/2199

Higgins, C. F. (1992). ABC transporters: from microorganisms to man. *Annual Review of Cell Biology*, *8*(1), 67-113.

Hochachka, P. W., & Somero, G. N. (1984). *Biochemical adaptation*. USA: Princeton University Press Princeton. https://muse.jhu.edu/book/40195

Hogstrand, C., Ferguson, E. A., Galvez, F., Shaw, J. R., Webb, N. A., & Wood, C. M. (1999). Physiology of acute silver toxicity in the starry flounder (*Platichthys stellatus*) in seawater. *Journal of Comparative Physiology B*, *169*(7), 461-573. https://doi.org/10.1007/s003600050243.pdf

Holcík, J., 1967. Life history of the rudd-*Scardinus erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758) in the Klícava reservoir. *Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovacae*, *31*: 335–348.

Holčík, J., & Žitňan, R. (1978). On the expansion and origin of *Carassius auratus gibelio* in Czechoslovakia. *Folia Zoology*, *7*, 239-250. http://pascalfrancis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=PASCAL7950170115

Hunt, C. (2004). Dietary boron as a factor in glucose and insulin metabolism. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, *17*(4), 258.

Huxley, A. F. (1974). Muscular contraction. *The Journal of Physiology*, *243*, 1-43. https://doi.org/10.1113/jphysiol.1974.sp010740

Hütter, L. A. (1992). *Wasser und wasseruntersuchung*. Otto Salle Verlag: Verlag Sauerlönder.

Hwang, P., & Yang, C. (1997). Modulation of calcium uptake in cadmium-pretreated tilapia (*Oreochromis mossambicus*) larvae. *Fish Physiology and Biochemistry*, *16*, 403-410. https://doi.org/10.1023/A:1007707009855

İleri, S., Karaer, F., Katip, A., & Onur, S. (2014). Sığ göllerde su kalitesi değerlendirmesi, Uluabat Gölü Örneği. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi, 19*(1), 47-57. https://doi.org/10.17482/uujfe.58132

Iwamato, R., Suzuki, K., Hase, Y., Shibuya, M., Kimura, Y., & Fujisawa, T. (2022). Reversible inhibition of Ca^{2+}- or Mg^{2+}-dependent ATPase activity in the rat brain by local anesthetics. *Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers Societies*, *43*, 57-62. http://hdl.handle.net/2115/86837

Jain, C. (2004). Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. *Water Research*, 569-578. https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.042

Johnsen, T., Sandlund, O., Often, A., Jelmert, A., & Hobæk, A. (2010). Kartlegging og overvåkning av fremmede skadelige arter i Norge: Norsk Institutt for Vannforskning. *5969*, 57. http://hdl.handle.net/11250/214957

Kaiser, H.F. (1970). A second generation little jiffy. *Psychometrika*, *35*(4), 401-415. https://doi.org/10.1007/BF02291817

Kaiser, H.F. (1974). An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, *39*, 31-36. https://doi.org/10.1007/BF02291575

Kaiser, H. F., & Rice, J. (1974). Little jiffy, mark IV. *Educational and Psychological Measurement*, *34*(1), 111- 117. http://dx.doi.org/10.1177/001316447403400115

Karacaoğlu, D., Dere, Ş., & Dalkıran, N. (2004). A taxonomic study on the phytoplankton of Lake Uluabat (Bursa). *Turkish Journal of Botany* , *28*(5), 473-485. https://journals.tubitak.gov.tr/botany/vol28/iss5/2

Karacaoğlu, D. (2006). *Emet Çayı'nın epipelik diyatomeleri ve bentik omurgasızlarının ilişkilendirilmesi ile kirlilik düzeyinin saptanması* (Doktora tezi). Bursa Uludağ Üniversitesi.

Karacaoğlu, D., Dalkiran, N., & Dere, Ş. (2006). Factors affecting the phytoplankton diversity and richness in a shallow eutrophic lake in Turkey. *Journal of Freshwater Ecology*, *21*(4), 575-581. https://doi.org/10.1080/02705060.2006.9664118

Karaer, F., Katip, A., İleri, S., Sarmaşık, S., Aksoy, E., Öztürk, C. (2015). Spatial and temporal changes in water quality parameters of a shallow lake. *Environmental Engineering and Management Journal*, *14*(10), 2263-2274. http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/

Karafistan, A., & Çolakoglu, F. (2005). Physical, chemical and microbiological water quality of the Manyas Lake, Turkey. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *10*, 127-143. https://doi.org/10.1007/s11027-005-7835-x

Katip, A., & Karaer, F. (2011). Uluabat Gölü su kalitesinin Türk mevzuatına ve uluslararası kriterlere göre değerlendirilmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, *16*(2), 25-34.

Katip, A., Karaer, F., Başkaya, H. S., Ileri, S., & Sarmaşik, S. (2012). Fraction distribution and risk assessment of heavy metals and trace elements in sediments of Lake Uluabat. *Environmental Monitoring and Assessment* , *184*, 5399–5413. https://doi.org/10.1007/s10661-011-2348-4

Katip, A., Karaer, F., Hacısalihoğlu, S. (2016). The role of different kinds of particles on heavy metals in Lake Uluabat sediments, *Environmental Forensics*, *17*(3), 263-273. https://doi.org/10.1080/15275922.2016.1177751

Kaymak, G., Akbulut, C., Esmer, H., Kayhan, F., Yön, N. (2014). Sucul organizmalarda çevresel şartlara karşı geliştirilen oksidatif stres mekanizmaları ve adaptif yanıtlar. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, *4*, 137-151. https://doi.org/10.7240/mufbed.42520

Kazancı, N., Leroy, S., Ileri, Ö., Emre, Ö., Kibar, M., & Öncel, S. (2004). Late holocene erosion in NW Anatolia from sediments of Lake Manyas, Lake Ulubat and the southern shelf of the Marmara Sea, Turkey. *Catena*, *57*(3), 277-308. https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.11.004

Kefford, B. J., Papas, P. J., Metzeling, L., & Nugegoda, D. (2004). Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity?. *Environmental Pollution*, *129*(3), 355-362. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.12.005

Keleştemur, G. (2012). Hipoksik suların balıklar üzerinde oluşturduğu fizyolojik etkiler. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, *5*(1), 87-90. http://hdl.handle.net/11508/8275

Kenney, M., & McCoy, J. (2000). Magnesium deficiency in the rat: Effects of fructose, boron and copper. *Magnesium Research*, *13*(1), 19-27.

Kennedy, M., & Fitzmaurice, P. (1974). Biology of the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L) in Irish waters. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: biological, geological, and chemical science*, *74*, 245-303.

Kırıcı, M., Özdemir, N. Ş., Caf, F., & Koyun, M. (2022). Seasonal changes in antioxidant defense system indicators in the tissues of *Cyprinion macrostomus* (Heckel, 1843) Caught from Göynük Stream (Bingöl, Turkey). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *39*(3), 174-181. https://doi.org/10.12714/egejfas.39.3.01

Kilambi, R., & Zdinak, A. (1980). The effects of acclimation on the salinity tolerance of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Cuv. and Val.). *Journal of Fish Biology*, *16*(2), 171-175. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb03696.x

Kim, A., Gu, M., Allen, H., & Cha, D. (2001). Physiochemical factors affecting the sensitivity of *Ceriodaphnia bulba* to copper. *Environmental Monitoring and Assessment*, *70*, 105-106. https://doi.org/10.1023/A:1010689432130

Kipling, C., & Frost, W. E. (1970). A study of the mortality, population numbers, year class strengths, production and food consumption of pike, *Esox lucius L*., in Windermere from 1944 to 1962. *The Journal of Animal Ecology*, 115-157.

Kirschener, L. B. (1991). *Environmental and metabolic animal physiology*. Urbana: Wiley Liss Yayınları.

Kong, X., Wang, G., & Li, S. (2012). Effects of low temperature acclimation on antioxidant defenses and ATPase activities. *Aquaculture*, *370*(371), 144-149. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.10.012

Kratzer, C., & Brezonik, P. (1981). A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *17*(4), 713-715. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x

Kretsinger, R. H. (1990). Why cells must export calcium. Intracellular calcium regulation, Liss, A. R. (Ed.), *Intracellular Calcium Regulation* (s. 439-457). New York.

Kumar, N., Gupta, S. K., Bhushan, S., & Singh, N. P. (2019). Impacts of acute toxicity of arsenic (III) alone and with high temperature on stress biomarkers, immunological status and cellular metabolism in fish. *Aquatic Toxicology*, *214*, 105233. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105233

Kumar, N., Chandan, N. K., Wakchaure, G., & Singh, N. P. (2020). Synergistic effect of zinc nanoparticles and temperature on acute toxicity with response to biochemical markers and histopathological attributes in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *229*, 108678. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108678

Kumar, N., Bhushan, S., Patole, P. B., & Gite, A. (2022). Multi-biomarker approach to assess chromium, pH and temperature. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, *254*, 109264. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109264

Kurtoğlu, V., Kurtoğlu, F., & Coşkun, B. (2001). Effects of boron supplementation of adequate and inadequate vitamin D3-containing diet on performance and serum biochemicalcharacters of broiler chickens. *Research in Veterinary Science*, *71*(3), 183-187. https://doi.org/10.1053/rvsc.2001.0517

Kumari, M., Rajak, S., Singh, S. P., Kumari, S. I., Kumar, P. U., Murty, U. S., Mahboob, M., Grover, P., & Rahman, M. F. (2012). Repeated oral dose toxicity of iron oxide nanoparticles: biochemical and histopathological alterations in different tissues of rats. *Journal of nanoscience and nanotechnology*, *12*(3), 2149-2159. https://doi.org/10.1166/jnn.2012.5796

Küçük, F., & Güçlü, S.S. (2004). Çapalı Gölündeki (Afyon–Isparta) turna balığı (*Esox lucius* L., 1758) populasyonunun büyüme ve beslenme özellikleri. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, *2*(2), 32-38.

Küçükkara, R., Çınar, Ş., Uysal, R., Çubuk, H., Tümgelir, L., Erol, K.G., Çetinkaya, S., Atay, R., Yeğen, V., Savaşer, S., Cilbiz, M., Meke, T., Boyacı, Y.Ö., Akçimen, U., Kara, D., Korkut, S.O., Çapkın, K., Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Cilbiz, N., Yağcı, A., Özkök, R., Apaydın Yağcı, M., Ceylan, M., Bostan, H., Cesur, M., Bilçen, E., Bulut, C., & Dere, Ş. (2007). Uluabat ve İznik göllerindeki ekonomik balık stoklarının tespiti ve sürdürülebilirliklerinin araştırılması. Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar Genel Müdürlüğü TÜGEM-SÜDB.

Lagler, K. F. (1956). *Freshwater Fishery Biology Dubuque*. Iowa: W.M.C. Brown Company Publishes.

Landeira-Fernandez, A. M., Morrissette, J. M., Blank, J. M., & Block, B. A. (2004). Temperature dependence of the Ca^{2+}-ATPase ($SERCA_2$) in the ventricles of tuna and mackerel. *American Physiological Society*, *286*(2), 398-404. https://doi.org/10.1152/ajpregu.00392.2003

Lauren, D. J., & McDonald, D. G. (1986). Influence of water hardness, pH, and alkalinity on the mechanisms of copper toxicity in juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *43*(8), 1488-1496.

Li, Z., Li, P., & Randak, T. (2011). Evaluating the toxicity of environmental concentrations of waterborne chromium (VI) to a model teleost, *Oncorhynchus mykiss*: A comparative study of in vivo and in vitro. *Comperative Biochemical Physiology Part C*, *153*(4), 402-407. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2011.01.005

Liden, C. (1992). Nickel in jewellery and associated products. *Contact Dermatitis*, *26*(2), 73-75. https://doi.org/10.1111/j.1600-0536.1992.tb00887.x

Linden, C., Hall, A., Kulig, K., & Rumack, B. (1986). Acute ingestions of boric acid. *Clinical Toxicology*, *24*(4), 269-279. https://doi.org/10.3109/15563658608992592

Lodge, D. (1993). Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *8*(4), 133-137. https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90025-K

López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., Soto, C., & Favari, L. (2011). Responses of antioxidant enzymes, lipid peroxidation, and Na^+/K^+-ATPase in liver of the fish *Goodea atripinnis* exposed to Lake Yuriria water. *Fish Physiology and Biochemistry*, *37*(3), 511-522. https://doi.org/10.1007/s10695-010-9453-0

Lorenzoni, M., Corboli, M., Ghetti, L., Pedicillo, G., & Carosi, A. (2007). Growth and reproduction of the goldfish *Carassius auratus*: A case study from Italy. F. Gherardi (Ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats* (s. 259-273). Springer, Dordrecht.

Loro, V. L., Jorge, M. B., Silva, K. R., & Wood, C. M. (2012). Oxidative stress parameters and antioxidant response to sublethal waterborne zinc in a euryhaline teleost *Fundulus heteroclitus*: Protective effects of salinity. *Aquatic Toxicology*, *110*(111), 187-93. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.01.012

Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farra, N.J. & Randall, R.J., 1951. Protein measurements with the folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, *193*: 265-275

Lushchak, V., Lushchak, L., Mota, A., & Hermes-Lima, M. (2001). Oxidative stress and antioxidant defenses in goldfish *Carassius auratus* during anoxia and reoxygenation. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, *280*(1), 100-107. https://doi.org/10.1152/ajpregu.2001.280.1.R100

Lushchak, V., Bagnyukova, T., Husak, V., Luzhna, L., Lushchak, O., & Storey, K. (2005). Hyperoxia results in transient oxidative stress and an adaptive response by antioxidant enzymes in goldfish tissues. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, *37*(8), 1670-1680. https://doi.org/10.1016/j.biocel.2005.02.024

Maderia, D., Narciso, L., Cabral, H., Vinagre, C., & Diniz, M. (2013). Influence of temperature in thermal and oxidative stress responses in estuarine fish.

Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology, *166*(2), 237-243. https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.06.008

Mann, R. H. K. (1991). Growth and production. In Cyprinid fishes (pp. 456-482). Springer, Dordrecht.

Markoç, E. (1991). Karbon-14 tekniği kullanarak birincil üretim ve sınırlayıcı besin elementlerinin mevsimsel değişiminin İzmit Körfezi'nde izlenmesi ve çevresel etkenlerle ilişkilerinin araştırılması. *İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Coğrafya Enstitüsü*, Doktora tezi.

Mathur, Bhatnagar, Nagar, & Bijarnia. (2005). Mutagenicity assessment of from textile/ dye industries of Sanganer, Jaipur (India): a case study. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, *61*(1), 105-113. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.08.003

McCarthy, B. (1997). Biotechnology and coloration. *Review of Progress in Coloration*, *27*(1), 26-31. https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.1997.tb03772.x

McCartney, A. G., Harriman, R., Watt, A. W., Moore, D. W., Taylor, E. M., Collen, P., & Keay, E. J. (2003). Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival. *Science of the Total Environment, 310*(1-3), 133-141. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00629-0

McGeer, J. C., & Wood, C. M. (1998). Protective effects of water Cl- on physiological responses to waterborne silver in rainbow trout. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, *55*(11), 2447-2454. https://doi.org/10.1139/f98-133

MacCormack, T. J., Gormley, P. T., Khuong, B. N., Adams, O. A., Braz-Mota, S., Duarte, R. M., Tyson J., Vogels, C.M., Tremblay, L., Val, A.L., Vera M.F., Val, A., Stephen, A., & Westcott, S. A. (2021). Boron oxide nanoparticles exhibit minor, species-specific acute toxicity to north-temperate and amazonian freshwater fishes. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, *9*, 441. https://doi.org/10.3389/fbioe.2021.689933

Meyer, A., Schmidt, B., & Grossenbacher, K. (1998). Analysis of three amphibian populations with quarter–century long time–series. *The Royal Society*, *265*(1365), 523-528. https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0326

Monahan, T. (1976). Lead inhibition of chlorophycean microalgae. *Journal of Phycology*, *12*(3), 358-362. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1976.tb02857.x

Monette, M. Y., & McCormick, S. D. (2008). Impacts of short-term acid and aluminum exposure on Atlantic salmon (*Salmo salar*) physiology: a direct comparison of parr and smolts. *Aquatic Toxicology, 86*(2), 216-226. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.11.002

Monteiro, D. A., Rantin, F. T., & Kalinin, A. L. (2010). Inorganic mercury exposure: Toxicological effects, oxidative stress biomarkers and bioaccumulation in the tropical freshwater fish matrinxã, Brycon Amazonicus . *Ecotoxicology*, *19*(1), 105-123. https://doi.org/10.1007/s10646-009-0395-1

Nelson, D., & Cox, M. (2002). *Lehninger principles of biochemistry*. New York: Worth Publishers.

Nielsen, F. (1998). The justification for providing dietary guidance for the nutritional intake of boron. *Biological Trace Element Research*, *66*(1), 319-330. https://doi.org/10.1007/BF02783145

Nin, C. J., & Rodgher, S. (2021). Effect of a temperature rise on metal toxicity for the aquatic biota: a systematic review. *Brazilian Journal of Environmental Sciences*, *56*(4), 710-720. https://doi.org/10.5327/Z217694781010

Oğlu, B., & Yorulmaz, B. (2017). Accumulation of metals and metalloids in aegean chub, inhabiting in two middle sized streams in Southwest Anatolia. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *17*, 1405-1413. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v17634

Ohsumi, Y., & Anraku, Y. (1981). Active transport of basic amino acids driven by a proton motive force in vacuolar membrane vesicles of *Saccharomyces cerevisiae*. *Journal of Biological Chemistry*, *256*(5), 2079-2082.

Olsvik, P., Kristensen, T., Waagbø, R., Rosseland, B., Tollefsen, K., Baeverfjord, G., & Berntssen, M. (2005). mRNA expression of antioxidant enzymes (SOD, CAT and GSH-Px) and lipid peroxidative stress in liver of Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to hyperoxic water during smoltification. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *141*(3), 314-323. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2005.07.009

Omwene, P. I., Öncel, M. S., Çelen, M., & Kobya, M. (2018). Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpaşa stream located in the world's largest borate basin (Turkey). *Chemosphere*, *208*, 782-792. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.031

Omwene, P. I., Öncel, M. S., Çelen, M., & Kobya, M. (2019). Influence of arsenic and boron on the water quality index in mining stressed catchments of Emet and Orhaneli streams (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, *191*(4), 1-16. https://doi.org/10.1007/s10661-019-7337-z

Orhenius, S., D.J. McConkey, G. Bellomo and P. Nicotera (1991). Role of Ca in toxic cell killing. *Trends Pharmacology Sciences*, *10*, 281-285.

Orman ve Su İşleri Bakanlığı. (2013). *Susurluk Nehri Havzası'nda nehir ve göl sularında Su Çerçeve Direktifi kapsamında su kalitesinin izlenmesi projesi raporu*. Orman ve Su İleri Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü, Ankara.

Orman ve Su İşleri Bakanlığı. (2016). *Orman ve Su İşleri Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü Su Kalitesi Yönetimi Dairesi Başkanlığı*, Uluabat Gölü Alt Havzası Su Kalitesi Eylem Planı, 38 s.

Oygür, V., & Erler, A. (1999). Jasperoid tipi epitermal cevherleşmeye batı Anadolu'dan bir örnek: Değirmenciler antimuan cevherleşmesi (Simav, Kütahya). *Maden Tetkik ve Arama Dergisi*, *121*, 97-113

Ozuluğ, M., Meriç, N., & Freyhof, J. (2004). The distribution of *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (teleostei: cyprinidae) in thrace (Turkey). *Zoology in the Middle East*, *31*(1), 63-66. https://doi.org/10.1080/09397140.2004.10638023

Ozuluğ, M., Gaygusuz, O., Gaygusuz, C. G., & Sac, G. (2019). New distribution areas of four invasive freshwater fish species from Turkish Thrace. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *19*(10), 837-845. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_10_03

Özdilek, Ş. Y., & Jones, R. (2014). The diet composition and trophic position of introduced prussian carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) and native fish species in a Turkish River. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *14*(3), 769-776. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_3_19

Özgenç, İ. (1993). Ovacık (Tavşanlı-Kütahya) fluorît yatağının jeolojisi ve oluşumu. *Jeoloji Mühendisliği*, *43*, 5-14.

Parihar, M., & Dubey, A. (1995). Lipid peroxidation and ascorbic acid status inrespiratory organs of male and female freshwater catfish *Heteropneustes fossilis* exposed to temperature increase. *Comperative Biochemical Physiology, C, 112*(3), 309-313. https://doi.org/10.1016/0742-8413(95)02025-X

Parvez, S., Sayeed, I., & Raisuddinc, S. (2006). Decreased gill ATPase activities in the freshwater fish *Channa punctata* (Bloch) exposed to a diluted paper mill effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 65*(1), 62-66. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.07.010

Paschos, I., Nathanailides, C., Tsoumani, M., & Perdikaris, C. (2004). Intra and inter-specific mating options for gynogenetic reproduction of *Carassius gibelio* (Bloch, 1783) in Lake Pamvotis (NW Greece). *Belgian Journal of Zoology, 134*(1), 55-60.

Paulovits, G., Ferincz, Á., Staszny, Á., Weiperth, A., Tátrai, I., Korponai, J., Kováts, N. (2014). Long-term changes in the fish assemblage structure of a shallow eutrophic reservoir (Lake Hídvégi, Hungary),with special reference to the exotic *Carassius gibelio*. *International Review of Hydrobiology, 99*(5), 373-381. https://doi.org/10.1002/iroh.201301662

Pawa, S., & Ali, S. (2006). Boron ameliorates fulminant hepatic failure by counteracting the changes associated with the oxidative stress. *Chemico-biological interactions, 160*(2), 89-98. https://doi.org/10.1016/j.cbi.2005.12.002

Pedersen, P. L. (2005). Transport ATPases: structure, motors, mechanism and medicine: a brief overview. Journal of bioenergetics and biomembranes, 37(6), 349-357. https://doi.org/10.1007/s10863-005-9470-3

Pelgrom, S., Lock, R., Balm, P., & Bonga, S. W. (1995). Effects of combined waterborne Cd and Cu exposures on ionic compositions and plasma cortisol in tilapia, *Oreochromis mossambicus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 111*(2), 227-235. https://doi.org/10.1016/0742-8413(95)00041-L

Penaz, M., & Kokes, J. 1981. Notes on the diet, growth and reproduction of *Carassius auratus gibelio* in two localities in southern Slovakia. *Folia Zoologica, 30*, 83–94.

Penland, J. (1994). Dietary boron, brain function, and cognitive performance. *Environmental Health Perspectives, 12*(7), 65-72. https://doi.org/10.1289/ehp.94102s765

Penttinen, O. P., & Holopainen, I. J. (1992). Seasonal feeding activity and ontogenetic dietary shifts in crucian carp, *Carassius carassius*. *In Environmental Biology of European Cyprinids*, 215-222.

Periyasamy, S., Huang, W., & Askari, A. (1983). Origins of the different sensitivities of (Na^+-K^+)-dependent adenosinetriphosphatase preparations to ouabain. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B, 76*(3), 449-454. https://doi.org/ 10.1016/0305-0491(83)90274-2

Pethon, P. (2005). *Aschehougs store fiskebok [Aschehougs guide to fishes]* (4.baskı). Oslo: Aschehoug.

Pett, M., Lackey, N., & Sullivan, J. (2003). *Making Sense of Factor Analysis: The use of factor analysis for instrument development in health care research.* California: Sage Publications Inc.

Pham, B., Miranda, A., Allinson, G., & Nugegoda, D. 2017. Evaluating the non-lethal effects of organophosphorous and carbamate insecticides on the yabby (*Cherax destructor*) using cholinesterase (AChE, BChE), Glutathione S-Transferase and

ATPase as biomarkers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *143*, 283-288. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.035

Pinto, J., Huang, Y. P., McConnell, R. J., & Rivlin, R. S. (1978). Increased urinary riboflavin excretion resulting from boric acid ingestion. *The Journal of Laboratory and Clinical Medicine* , *92*(1), 126-134. https://doi.org/10.5555/uri:pii:0022214378900768

Pratap, H., & Bongab, S. W. (1993). Effect of ambient and dietary cadmium on pavement cells, chloride cells, and Na^+/K^+-ATPase activity in the gills of the freshwater teleost *Oreochromis Mossambicus* at normal and high calcium levels in the ambient water. *Aquatic Toxicology*, *26*(1-2), 133-149. https://doi.org/10.1016/0166-445X(93)90010-X

Priya, K. K., Ramesha, M., Saravanana, M., & Ponpandianb, N. (2015). Ecological risk assessment of silicon dioxide nanoparticles in a freshwater fish *Labeo rohita*: Hematology, ionoregulation and gill Na^+/K^+ ATPase activity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *120*, 295-302. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.032

Prychepa, M., Hrynevych, N., Martseniuk, V., Potrokhov, O., Vodianitskyi, O., Khomiak, O., Rud, Kytsokon, L., Sliusarenko, A., Dunaievska, O., Gutyj, B., Pukalo, P., Honcharenko, V., Yevtukh, L., Bozhyk, L., Prus, V., & Makhorin, H. (2021). Rudd (*Scardinius Erythrophthalmus* l., 1758) as a bioindicator of anthropogenic pollution in freshwater bodies. *Ukrainian Journal of Ecology*, *11*(2), 253-260. 1 https://doi.org/0.15421/2021_108

Pulatsü, S., & Topçu, A. (2015). Review of 15 years of research on sediment heavy metal contents and sediment nutrient release in inland aquatic ecosystems, Turkey. *Journal of Water Resource and Protection*, *7*(02), 85. https://doi.org/10.4236/jwarp.2015.72007

Pyle, G., Swanson, S., & Lehmkuht, D. (2002). The influence of water hardness, pH, and suspended solids on nickel toxicity to larva fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Water, Air and Soil Pollution*, *133*(1), 215-226. https://doi.org/10.1023/A:1012973728628

Qiang, J., Wang, H., Kpundeh, M. D., He, J., & Xu, P. (2013). Effect of water temperature, salinity, and their interaction on growth, plasma osmolality, and gill Na^+, K^+-ATPase activity in juvenile GIFT tilapia *Oreochromis niloticus* (L.). *Journal of Thermal Biology*, *38*(6), 331-338. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2013.04.002

Rahman, M., Tondel, M., Ahmad, S. A., & Axelson, O. (1998). Diabetes mellitus associated with arsenic exposure in Bangladesh. *American Journal of Epidemiology*, *148*(2), 198-203. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a009624

Rand, G. M., & Petrocelli, S. R. (1985). Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications. FMC Corp., Princeton, NJ.

Rathor, R., & Khangarot, B. (2003). Effects of water hardness and metal concentration on a fresh water *Tubifex tubifex* muller. *Water, Air, and Soil Pollution*, *142*(1), 341-356. https://doi.org/10.1023/A:1022016021081

Resmi Gazete (2010). Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği. Ankara: 20.03.2010 tarih ve 27527. Sayılı Resmi Gazete.

Resmi Gazete (2012). Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği. Ankara: 30.11.2012 tarih ve 28483. sayılı Resmi Gazete.

Ricciardi, A., & Rasmussen, J. (1998). Predicting the identity and impact of future biological invaders: A priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *55*(7), 1759-1765. https://doi.org/10.1139/f98-066

Richardson, M., Whoriskey, F., & Roy, L. (1995). Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. *Journal of Fish Biology*, *47*(4), 576-585. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01924.x

Roberts, P., Diaz-Soltero, H., Hemming, D. J., Parr, M. J., Wakefield, N. H., & Wright, H. J. (2013). What is the evidence that invasive species are a significant contributor to the decline or loss of threatened species? A systematic review map. *Environmental Evidence*, *2*(1), 2-5. https://doi.org/10.1186/2047-2382-2-5

Route, B., VanderMeul, D. D., Key, R., Bowerman, W. W., & Kozie, K. (2019). *Protocol for monitoring environmental contaminants in Bald eagles.* USA: National Park Service.

Ruppert, J. L., Docherty, C., Neufeld, K., Hamilton, K., MacPherson, L., & Poesch, M. S. (2017). Native freshwater species get out of the way: Prussian carp (*Carassius gibelio*) impacts both fish and benthic invertebrate communities in North America. *The Royal Society Publishing*, *4*(10), 170400. https://doi.org/10.1098/rsos.170400

Salihoğlu, G., & Karaer, F. (2005). Uluabat Gölü için ekolojik risk değerlendirmesi. *İtü Dergisi*, *15*(1-3), 17-28.

Sarıyer, E. (2017). Bursa bölgesinde yetiştirilen bazı marul ve baş salata çeşitlerinde sulama suyu kaynağına bağlı olarak ağır metal miktarının belirlenmesi. Yüksek lisans tezi, Uludağ Üniversitesi

Saylar, Ö., Gül, G., Yılmaz, M., & Gül, A. (2019). Asartepe baraj gölü'ndeki *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)'nun bazı populasyon dinamiği. *Nevşehir Bilim ve Teknoloji Dergisi* , *8*(1), 14-25. https://doi.org/10.17100/nevbiltek.565112

Schlenk, D., Wolford, L., Chelius, M., Steevens, J., & Chan, K. (1997). Effect of arsenite, arsenate, and the herbicide monosodium methyl arsonate (MSMA) on hepatic metallothionein expression and lipid peroxidation in channel catfish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, *118*(2), 177-183. https://doi.org/10.1016/S0742-8413(97)00083-2

Schriefer, J. E., & Hale, M. E. (2004). Strikes and startles of northern pike (*Esox lucius*): a comparison of muscle activity and kinematics between S-start behaviors. *Journal of Experimental Biology*, *207*(3), 535-544. https://doi.org/10.1242/jeb.00789

Schweigel, M., Vormann, J., & Martens, H. (2000). Mechanisms of Mg^{2+} transport in cultured ruminal epithelial cells. *American Physiological Society*, *278*(3), 400-408. https://doi.org/10.1152/ajpgi.2000.278.3.G400

Seaby, R., & Henderson, P. (2007). Community analyses package (CAP 4.1.3.) Lymington. *Pisces Conservation Ltd*.

Semiz, G. (2014). Sulama suyu açısından bor içeriğinin değerlendirilmesi: Uluabat Gölünü besleyen Orhaneli, Emet ve Mustafakemalpaşa çayları. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, *11*(1), 98-105.

Sevgiler, Y., & Atlı, G. (2022). Sulfoxaflor, Zn^{2+} and their combinations disrupt the antioxidant and osmoregulatory (Ca^{2+}-ATPase) system in *Daphnia magna*.

Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, *73*, 127035. https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2022.127035

Shabaan, M. (2010). Role of boron in plant nutrition and human health. *American Journal of Plant Physiology*, *5*(5), 224-40. https://doi.org/10.3923/ajpp.2010.224.240

Shanker, A., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., & Avudainayagam, H. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International*, *31*(5), 739-753. https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003

Shephard, K., & Simkiss, K. (1978). The effects of heavy metal ions on Ca^{+2} ATPase extracted from fish gills. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, *61*(1), 69-72. https://doi.org/10.1016/0305-0491(78)90216-X

Simkiss, K., & Taylor, M. (1989). Metal fluxes across the membranes of aquatic organisms. *Aquatic Sciences*, *1*(1), 173-188.

Singh, N., Kumar, D., & Sahu, A. P. (2007). Arsenic in the environment: Effects on human health and possible prevention. *Journal of Environmental Biology*, *28*(2), 359. www.jeb.co.in

Solberk, B. (2012). Salinity tolerance of rudd (*Scardinius erythropthalmus*) and risk for range expansion via brackish water.Yüksek lisans tezi, Norveç

Søndergaard, M. (1988). Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypereutrophic lake. *Environmental Geology and Water Sciences*, *11*(1), 115-121. https://doi.org/10.1007/BF02587770

Specziar, A., Tölg, L., & Biro, P. (1997). Feding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *Journal of Fish Biology*, *51*(6), 1109-1124. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01130.x

Stagg, R., & Shuttleworth, T. (1982). The effects of copper on ionic regulation by the gills of the seawater-adapted flounder (*Platichthys flesus)*. *Journal of Comparative Physiology*, *149*(1), 83-90. https://doi.org/10.1007/BF00735718

Strehler, E. E., & Zacharias, D. A. (2001). Role of alternative splicing in generating isoform diversity among plasma membrane calcium pumps. *American Physiological Society*, 81. https://doi.org/10.1152/physrev.2001.81.1.21

Suvetha, L., Ramesh, M., & Saravanan, M. (2010). Influence of cypermethrin toxicity on ionic regulation and gill Na^{+}/K^{+}-ATPase activity of a freshwater teleost fish *Cyprinus carpio*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *29*(1), 44-49. https://doi.org/10.1016/j.etap.2009.09.005

Szostak, J. W. (2012). The eightfold path to non-enzymatic RNA replication. *Journal of Systems Chemistry* , *3*(1), 1-14. https://doi.org/10.1186/1759-2208-3-2

Tanyolaç, J. and Karabatak, M. 1974. Mogan Gölü'nün biyolojik ve hidrolojik özellikleri. *TÜBİTAK Yayınları,* No:225, VHAG Seri No:5.

Tarkan, A. S., Gaygusuz, Ö., Gaygusuz, G., & Saç, G. (2012). Circumstantial evidence of gibel carp, *Carassius gibelio*, reproductive competition exerted on native fish species in a mesotrophic reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, *19*(2), 167-177. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00839.x

Taylor, L., McGeer, J. C., Wood, C. M., & McDonald, G. (2000). Physiological effects of chronic copper exposure to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in hard and soft water: Evaluation of chronic indicators. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *19*(9), 2298-2308. https://doi.org/10.1002/etc.5620190920

T.C. Bursa Valiliği. (2016). *Mustafakemalpaşa sulama birliği denetim raporu*. T.C. Bursa Valiliği Sulama Birlikleri Denetim Komisyonu. 13s.

Temiz, Ö., Aytekin, T., Çoğun, H. Y., & Kargın, F. (2021). Klorantraniliprol indüklü toksisitenin *Oreochromis niloticus* solungaç iyon taşınım enzim aktivitelerine etkileri. *Karaelmas Fen ve Mühendislik Dergisi*, *11*(1), 23-27.

Tepe, Y. (2009). Reyhanlı Yenişehir Gölü (Hatay) su kalitesinin belirlenmesi. *Ekoloji*, *18*(70), 38-46.

Tokatlı, C., Arslan, N., Çiçek, A., Kose, E., Emiroglu, O., & Dayioglu, H. (2013). Effect of silver on aquatic ecosystems of Emet Stream Basin, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, *45*(2), 521-529. http://www.zsp.com.pk/pdf45/521-529%2...

Tokatlı, C., Köse, E., Arslan, N., Emiroğlu, Ö., Çiçek, A., & Dayıoğlu, H. (2016). Ecosystem quality assessment of an aquatic habitat in a globally important boron reserve: Emet Stream Basin (Turkey). *International Journal of Environment and Pollution*, *59*(2-4), 116-141.

Torre, F. D., Salibian, A., & Ferrari, L. (2000). Biomarkers assessment in juvenile *Cyprinus carpio* exposed to waterborne cadmium. *Enviromental Pollution*, *109*(2), 277-282. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00263-8

Torreblanca, A., Ramo, J. D., & Diaz-Mayans, J. (1989). Gill ATPase activity in *Procambarus clarkii* as an indicator of heavy metal pollution. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *42*(6), 829-834. https://doi.org/10.1007/BF01701622

Toyoshima, C., Nakasako, M., Nomura, H., & Ogawa, H. (2000). Crystal structure of the calcium pump of sarcoplasmic reticulum at 2.6 Å resolution. *Nature*, *405*(6787), 647-655.

Trumbo, P., Yates, A., Schlicker, S., & Poos, M. (2001). Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, Iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. *Journal of the American Dietetic Association*, *101*(3), 294-301. https://doi.org/10.1016/S0002-8223(01)00078-5

Tsounomi, M., Liasko, R., Moutsaki, P., & Kagalou, I. (2006). Length–weight relationships of an invasive cyprinid fish (*Carassius gibelio*) from 12 Greek lakes in relation to their trophic states. *Journal of Applied Ichthyology*, *22*(4), 281 - 284. https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00768.x

Tuik. (2010). *Su ürünleri istatistikleri.* Ankara: Türkiye İstatistik Kurumu.

Uçkun, A. A., & Öz, Ö. B. (2020). Evaluation of the acute toxic effect of azoxystrobin on non-target crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) by using oxidative stress enzymes, ATPases and cholinesterase as biomarkers. *Drug and Chemical Toxicology*, *44*(5), 550-557. https://doi.org/10.1080/01480545.2020.1774604

Uçkun, M., & Uçkun, A. A. (2021). Tatlı su midyelerine (*Unio mancus*) imidakloprid uygulanmasının solungaç ATPaz aktiviteleri üzerine etkisi. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fen Bilimleri Dergisi*, *37*(1), 91-98.

Ünlü, A., & F. Çoban, M. T. (2008). Hazar Gölü su kalitesinin fiziksel ve inorganik kimyasal parametreler açısından incelenmesi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, *23*(1), 119-127.

Veklich, T. O., & Kosterin, S. O. (2005). Comparative research of properties of Na, K-ATPase and Mg-ATPase of the plasma membrane of the myometrium. *Ukrain Biochemical Journal*, *77*(2), 66-75. PMID: 16335235

Ventrella, V., Trombetti, F., Pagliarani, A., Trigari, G., & Borgatti, A. R. (1990). Gill (Na^+-K^+) - and Na^+-stimulated Mg^{2+}-dependent ATPase activities in the gilthead

bream (*Sparus auratus L.*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, *95*(1), 95-105. https://doi.org/10.1016/0305-0491(90)90254-Q

Viarengo, A., Burlando, B., Cavaletto, M., Marchi, B., Ponzano, E., & Blasco, J. (1999). Role of metallothionein against oxidative stress in the mussel mytilus galloprovincialis. *Comparative Physiology*, *277*(6), 1612-1619. https://doi.org/10.1152/ajpregu.1999.277.6.R1612

Villaeral, M.L. (2007). Membran transport protein. Openstax biology.

Vodianitskyi, O. M., Potrokhov, O. S., Zinkovskyi, O. G., Khudiiash, Y. M., & Prychepa, M. V. (2021). Effects of increasing water temperature and decreasing water oxygen concentration on enzyme activity in developing carp embryos. *Fisheries & Aquatic Life*, *29*(1), 35-44. https://doi.org/10.2478/aopf-2021-0004

Vornanen, M., & Paajanen, V. (2006). Seasonal changes in glycogen content and Na^+-K^+-ATPase activity in the brain of crucian carp. *American Physiological Society*, *291*(5), 1482-1489. https://doi.org/10.1152/ajpregu.00172.2006

Wahlberg, J. E. (1976). Immunoglobulin E, atopy, and nickel allergy. *Cutis*, *18*(5), 715-6.

Wang, S. L., Chiou, J. M., Chen, C. J., Tseng, C. H., Chou, W. L., Wang, C.C., Wu, T.N., & Chang, L. W. (2003). Prevalence of non-insulin-dependent diabetes mellitus and related vascular diseases in southwestern arseniasis-endemic and nonendemic areas in Taiwan. *Environmental Health Perspectives*, *111*(2), 155-159. https://doi.org/10.1289/ehp.5457

Wang, W., Wang, A., Liu, Y., Xiu, J., Zhen-Bo, L., & Sun, R. (2006). Effects of temperature on growth, adenosine phosphates, ATPase and cellular defense response of juvenile shrimp *Macrobrachium nipponense*. *Aquaculture*, *256*(1-4), 624-630. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.02.009

Wang, X., Yao, Q., Zhang, D., Lei, X., Wang, S., Wan, J., Liu, H., Chen, Y., Zhao, Y., Wang, G., Wang, Q. & Guo, Z. (2022). Effects of acute salinity stress on osmoregulation, antioxidant capacity and physiological metabolism of female chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) . *Aquaculture*, *552*, 737989. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.737989

Watson, T., & Beamish, F. (1981). The effects of zinc on branchial adenosine triphosphatase enzymes in vitro from rainbow trout, *Salmo Gairdneri*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, *68*(2), 167-173. https://doi.org/10.1016/0306-4492(81)90011-3

Welch, G., & Welch, H. (1998). Breeding bird survey of Uluabat Lake. *Society for the Protection of Nature* (DHKD)[in Turkish], Ankara.

Williams, M., & Williams, W. (1991). Salinity tolerances of four species of fish from the murray-darling river system. *Hydrobiologia*, *210*(1), 145-150. https://doi.org/10.1007/BF00014328

Wong, C., & Wong, M. (2000). Morphological and biochemical changes in the gills of tilapia (*Oreochromis mossambicus*) to ambient cadmium exposure. *Aquatic Toxicology*, *48*(4), 517-527. https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00060-0

Wood, C. M., & McDonald, D. G. (1982). Physiological mechanisms of toxicity to fish. *Acid Rain Fisheries. American Fisheries Society*, Bathesda.

Xia, Y., Zhao, W., Xie, Y., Xue, H., Li, J., Chen, YW, & Huang, Y. (2019). Ecological and economic impacts of exotic fish species on fisheries in the pearl river basin .

Management of Biological Invasions, *10*(1), 127-138. https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.1.08

Xu, H., Ding, H., Li, M., Qiang, S., Guo, J., Han, Z., Fanghao, W. (2006). The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biological Invasions volume*, *8*(7), 1495-1500. https://doi.org/10.1007/s10530-005-5841-2

Yenilmez, F., & Aksoy, A. (2007). Uluabat Gölü su kalitesinin WASP7.2 modeli kullanılarak değerlendirilmesi. *7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Yaşam Çevre Teknoloji*, İzmir.

Yerli, S. V., Mangıt, F., Emiroğlu, Ö., Yeğen, V., Uysal, R., Ünlü, E., Alp, A., Buhan, E., Yıldırım, T., & Zengin, M. (2014). Distribution of invasive *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)(Teleostei: Cyprinidae) in Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *14*(2), 581-590. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_2_30

Yiğit, P., Eren, M., Sarıca, Z. S., & Şentürk, M. (2013). Tavşanlarda borik asidin kan kimyasına etkisi. *Journal of Faculty of Veterinary Medicine*, *10*(2), 77-85.

Yilmaz, F., Ozodemir, N., Demirak, A., & Tuna, A. (2007). Heavy metal level in two fish species *Leuscius cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chemistry*, *100*(2), 830-835. https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.020

Yilmaz, M., Gaffaroglu, M., Polat, N., & Emiroglu, O. (2010). The dietary regime of the pike (*Esox lucius* L., 1758) in Lake Uluabat (Bursa, Turkey). *Journal of Animal and Veterinary Advances*, *9*(3), 651-653.

Yurtseven, I., & Randhir, T. O. (2020). Multivariate assessment of spatial and temporal variations in irrigation water quality in Lake Uluabat watershed of Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(12), 1-29. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08723-2

Ziegler, E., & Filer, L. (1996). *Present Knowledge in Nutrition*. Washington DC: International Life Sciences Institute-Nutrition Foundation.