

KIRIKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ

KAPULUKAYA BARAJ GÖLÜNDEKİ (KIRIKKALE) ZOOPLANKTON
POPULASYONUNUN MEVSİMSEL VE UZAYSAL DAĞILIMI

OSMAN KÖK


HAZİRAN 2005

Fen Bilimleri Enstitü Müdürünün onayı.



Prof. Dr. M. Yakup ARICA
Enstitü Müdürü



Bu tezin Yüksek Lisans tezi olarak Biyoloji Anabilim Dalı standartlarına uygun olduğunu onaylarım.

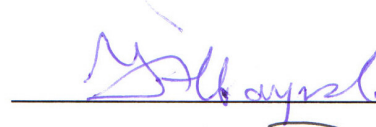
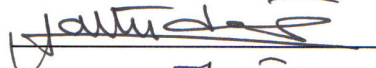
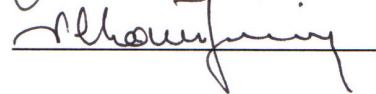

Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK
Anabilim Dalı Başkanı

Bu tezi okuduğumuzu ve Yüksek Lisans olarak bütün gerekliliklerini yerine getirdiğini onaylarız.


Yard. Doç. Dr. İlhami TÜZÜN
Danışman

Jüri Üyeleri

Prof. Dr. İrfan ALBAYRAK
Doç. Dr. Ahmet ALTINDAĞ
Yard. Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

ÖZET

KAPULUKAYA BARAJ GÖLÜNDEKİ (KIRIKKALE) ZOOPLANKTON POPULASYONUNUN MEVSİMSEL VE UZAYSAL DAĞILIMI

KÖK, Osman

Kırıkkale Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi

Danışman : Yard. Doç. Dr. İlhami TÜZÜN

Haziran 2005, 64 sayfa

Bu çalışma, Kırıkkale il sınırları içinde yer alan Kapulukaya Baraj Gölünde Haziran 2003 ve Ağustos 2004 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Araştırmanın kapsamı, başlıca olarak elektrik eldesi ve içme suyu temini gibi amaçlarla kullanılan Kapulukaya Baraj Gölündeki zooplankton populasyonlarının mevsimsel değişimi ve uzaysal dağılımlarının incelenmesi suretiyle su kalitesi ve yönetimine ilişkin değerlendirmeler yapmaktır. Ayrıca zooplankton populasyonları ile abiyotik faktörler arasındaki ilişkiler ortaya konulmaya çalışılmıştır.

Kapulukaya Baraj Gölü zooplankton populasyonları içinde Rotifera'nın, Cladocera ve Copepoda'ya oranla tür sayısı ve yoğunluğu yönünden hakim olduğu tespit edilmiştir. Rotifera türlerinden *Notholca liepettersoni* Türkiye iç suları için yeni kayıt olarak verilmiştir.

Gölde zooplankton populasyonlarının dağılımı, göle su girişinin bulunduğu nehir bölgesinden sete kadar olan bölgedeki farklı istasyonlarda ortaya konularak incelenmiştir. Çalışma süresi içerisinde farklı hidrolojik rejime sahip dönemler karşılaştırıldığında, zooplanktonların horizontal dağılımları üzerinde göl su bekleme sürelerinin etkili olduğu ortaya çıkmıştır. Bu etki, akış ile ilgili fiziksel ve kimyasal karakteristiklerin göl içinde yaptığı değişiklikler neticesinde ortaya çıkmaktadır. Zooplankton populasyonları vertikal olarak incelendiğinde, 5m derinlikte en fazla yoğunluğa sahip oldukları görülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Kapulukaya Baraj Gölü, Zooplankton, Mevsimsel ve Uzaysal Dağılım, Su Kalitesi, Su Yönetimi.

ABSTRACT

TEMPORAL AND SPATIAL DISTRIBUTION OF ZOOPLANKTON POPULATIONS IN KAPULUKAYA DAM LAKE (KIRIKKALE)

KÖK, Osman

Kırıkkale University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Biology, M. Sc. Thesis

Supervisor: Asst. Prof. Dr. İlhami TÜZÜN

June 2005, 64 pages

This study was carried out in Kapulukaya Dam Lake, located within the borders of Kırıkkale city, between June 2003 and August 2004. The scope of the study entails the general evaluation of water quality and resource management by using the seasonal and spatial distributions of zooplankton in Kapulukaya Dam Lake that is being used predominantly for electricity generation and drinking water supply. Further, the relationships between zooplankton populations and abiotic factors were explored.

Among others, being namely Cladocera and Copepoda, Rotifera were found to be dominant in terms of both abundance and species diversity. *Notholca liepettersoni*, a rotifer species identified in the samples was called for in the Turkish rotifer fauna as a new record.

Spatial distribution of zooplakton populations in the lake was found out by investigating the zooplankton abundances in longitudinally selected sites from riverine to lacustrine zone of the lake. Compared the periods having different hydrological regimes revealed that the water retention time was the most effective on the horizontal distribution of zooplankton populations. It was concluded that such effects were pronounced by the physical, chemical and biological characteristics of the flow imposing changes in the lake. Having explored the vertical distributions of the zooplankton, it was seen that the zooplankton abundances were the highest at 5m depth throughout the study.

Key Words: Kapulukaya Dam Lake, Zooplankton, Seasonal and Spatial Distribution, Water Quality, Water Resource Management.

TEŞEKKÜR

Tezimin hazırlanması aŐamasında her tŸrlŸ yardımını esirgemeyen, tez yŸneticisi hocam, Sayın Yard. Doç. Dr. İlhami TŸZŸN'e teŐekkŸr ederim.

Ayrıca, arazi ve laboratuvar çalıŐmalarındaki yardımları ve Ÿnerileri için ArŐ. Gör. Ÿzlem İNCE ve ArŐ. Gör. GŸkben BAŐARAN'a teŐekkŸr ederim.

YŸksek lisans Ÿğrenimim sŸresince maddi ve manevi desteğini benden esirgemeyen aileme; anneme, babama, kardeŐime ve bu sŸreçte beni her yŸnden destekleyen ağabeyim Ŗefik KŸK'e sonsuz teŐekkŸrlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

| | |
|--|------|
| ÖZET..... | i |
| ABSTRACT..... | iii |
| TEŞEKKÜR..... | v |
| İÇİNDEKİLER..... | vi |
| ÇİZELGELER DİZİNİ..... | viii |
| ŞEKİLLER DİZİNİ..... | ix |
| KISALTMALAR..... | x |
| 1. GİRİŞ..... | 1 |
| 1.1. Su Kalitesi ve Besin Zinciri İlişkileri..... | 2 |
| 1.1.1. Besin Zinciri: Genel İşleyiş..... | 2 |
| 1.1.2. Baraj Göllerinde İşleyiş..... | 7 |
| 1.2. Çalışmanın Amacı..... | 15 |
| 2. MATERYAL VE YÖNTEM..... | 18 |
| 2.1. Çalışma Alanı..... | 18 |
| 2.2. Su Örneklerinin Alınması..... | 19 |
| 2.3. Zooplankton Örnekleme, Teşhis ve Sayımı..... | 21 |
| 2.4. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler..... | 22 |
| 3. ARAŞTIRMA BULGULARI..... | 24 |
| 3.1. Zooplankton Tür Kompozisyonu..... | 24 |
| 3.2. Zooplankton Komunitelerinin Uzaysal Dağılımı..... | 33 |
| 4. TARTIŞMA VE SONUÇ..... | 40 |
| KAYNAKLAR..... | 46 |

| | |
|-----------|----|
| EK 1..... | 64 |
|-----------|----|

ÇİZELGELER DİZİNİ

ÇİZELGE

| | | |
|--------|---|----|
| 2.1.1. | Kapulukaya Baraj Gölünün bazı hidrolojik özellikleri..... | 18 |
| 3.1.1. | Kapulukaya Baraj Gölündeki ortalama zooplankton yoğunlukları..... | 29 |
| 3.1.2. | Zooplanktonların abiyotik faktörlerle olan ilişkisi, parametrik olmayan korelasyon (Sperman Rank=R) analizi korelasyon katsayıları..... | 31 |

ŞEKİLLER DİZİNİ

ŞEKİL

| | | |
|-------------------|--|----|
| 1.1.2.1. | Rezervuarlarda oluşan 3 farklı bölgenin şematik gösterilişi..... | 9 |
| 2.2.1. | Kapulukaya Baraj Gölünün haritası ve örnekleme istasyonları S1, S2, S3, S4 ve S5..... | 20 |
| 3.2.1.a.b. | Kapulukaya Baraj Gölü Rotifera populasyonunun istasyonlara ve derinliklere göre dağılımı..... | 35 |
| 3.2.2. | Rotifera, Cladocera ve Copepoda yoğunluklarının istasyonlara göre ortalama değerlerinin eğilim grafikleri..... | 36 |
| 3.2.3.a.b. | Kapulukaya Baraj Gölü Cladocera populasyonunun istasyonlara ve derinliklere göre dağılımı..... | 37 |
| 3.2.4.a.b. | Kapulukaya Baraj Gölü Copepoda populasyonunun istasyonlara ve derinliklere göre dağılımı..... | 39 |

KISALTMALAR

| | |
|---------------|---------------|
| mL | Mililitre |
| μm | Mikrometre |
| L | Litre |
| m^3 | Metreküp |
| km | Kilometre |
| km^2 | Kilometrekare |
| hm^3 | Hektometreküp |
| S1 | İstasyon 1 |
| S2 | İstasyon 2 |
| S3 | İstasyon 3 |
| S4 | İstasyon 4 |
| S5 | İstasyon 5 |
| Y | Yüzey |
| T | Toplam |

1. GİRİŞ

Bütün canlılar suyla ilgili değişik ihtiyaçlarını karşılayabilmek için, yeryüzünde kısıtlı miktarlarda bulunan doğal tatlı su kaynaklarını kullanmak durumundadır. Göl ve nehirler, bu doğal tatlı su kaynakları arasında doğrudan kullanılabilir nitelikte olması açısından ayrıca öneme sahiptir⁽¹⁾. Ancak, yeryüzündeki değişik jeolojik hareketlere bağlı olarak oluşan doğal göllerin, canlıların tatlı su ihtiyacını karşılama konusunda 20. yüzyıl başlarından itibaren yetersiz kalmaya başladığı bilinmektedir. Artan nüfusla birlikte sosyo-ekonomik gelişim, kentleşme, endüstrinin gelişimi, tarımsal aktivitelerin artması su kaynaklarına olan ihtiyacın gün geçtikçe artmasına neden olmuştur⁽²⁾. Ayrıca, tatlı su kaynaklarının yeryüzünde eşit dağılmaması, bu kaynakların doğru ve verimli kullanılmasını sağlayacak şekilde su kaynak yönetiminin yapılmasını zorunlu hale getirmiştir. Örneğin, mevcut bir su kaynağının uygun zamanlarda ve gerekli alanlarda kullanılabilmesi için, yeterli miktardaki su biriktirilerek kurulan barajlar su yönetimi ve planlanması kapsamında ele alınan konulardan biridir. Bu amaçla, dağlardan gelerek bir deniz ya da göle ulaşmak amacıyla olan akarsu kaynaklarının önlerine setler kurulmasıyla, arkalarında oluşturulan gölde suyun birikmesi sağlanır. Oluşturulan bu suni ekosistemlerde biriken su; elektrik üretmek, içme suyu sağlamak, tarım sulaması yapmak, sel baskınlarından korunmak, balıkçılık gibi amaçlarla kullanıldığı gibi, baraj gölü ve çevresi, rekreasyon ve turizm açısından da kullanılmaktadır⁽³⁾.

Yapay ve doğal olarak farklı iki grup altında değerlendirilmelerine karşın, bütün göller aynı biyotik ve abiyotik unsurlardan oluşan ekosistemlerdir⁽⁴⁾. Su

tabakalarının karışımı, besin tuzu yüklemeleri, av-avcı ilişkileri, birincil üretim vs. gibi prosesler doğal göl ve baraj göllerinin her ikisinde de mevcut olup, fiziksel ve kimyasal parametrelerin ölçüm teknikleri de benzerdir. Ancak, su seviyesi değişiklikleri, (toplam su kitlesinin) değişim süresi, termal tabakalaşma, bulanıklılık, ve oksijen dinamikleri gibi, diğer parametreleri de etkileyecek potansiyeldeki değişkenlerin derecesi ve zamanlaması genellikle doğal göller ve baraj gölleri için farklılık gösterir⁽⁵⁾ ve baraj göllerinin bu değişkenlerin kontrolünde (örn. besin zinciri ilişkileri üzerinde) farklı reaksiyonlar ortaya çıkarabileceği beklenir^(6,7,8,9). Göllerde su kalitesinin belirlenmesi ve iyileştirmesine yönelik çalışmalarda, sistemi oluşturan unsurların kendi aralarındaki ilişkiye bağlı olarak mevsimsel işleyişlerini tespit etmek gerekir. Bu nedenle, söz konusu çalışmaların planlanmasında, yapay ve doğal göller arasındaki işleyiş farklılıklarının dikkate alınması zorunluluğu ortaya çıkmaktadır^(4,10,11).

1.1. Su Kalitesi ve Besin Zinciri İlişkileri

1.1.1. Besin Zinciri: Genel İşleyiş

Göllerde besin zincirinin ilk halkasını birincil üreticiler olan fitoplanktonlar oluşturmaktadır. Fitoplanktonların fotosentez esnasında ihtiyaç duydukları CO₂ ve H₂O ortamda her zaman yeterli miktarda bulunurken, besin tuzlarının miktar ve kompozisyonu havzanın jeokimyasal özellikleri ve göle giren, çıkan su tarafından kontrol edilir. Fosfor (P) ve azot (N), fitoplanktonların miktar ve kompozisyonunu belirleyen başlıca elementlerdir ve sınırlayıcı element olarak görev yaparlar^(12,13). Fitoplanktonlar ayrıca, besin zincirinin bir üst basamağında bulunan zooplankterler

tarafından otlama yoluyla tüketilir ve ortamda aşırı artışı önlenir. Zooplankterler ise planktivor balıklar tarafından kontrol edilirler^(14,15,16).

Özellikle 1960'lardan itibaren sanayi, tarım ve şehirleşmedeki değişiklikler, alıcı ortamlara bıraktıkları besin tuzu miktarlarının artışına (ötrofikasyon) sebep olmuş ve bu besin tuzlarının yağmur suları ve akarsular aracılığıyla göllere ulaşması suretiyle de aşırı fitoplankton artışı ve bunun besin zincirinin üst basamaklara etkileri ortaya çıkmıştır^(17,18). Aşırı fitoplankton artışının ilk etkisi, ölürek göl dibine çöken yüksek miktarlardaki fitoplanktonun bakteriler tarafından ayrıştırılması esnasında, yüksek oranlarda oksijen kullanılması ve oluşan oksijensiz ortamda piskivor (etçil) balıkların azalması ya da tamamen ortadan kalkması şeklinde kendini gösterir. Ortamda piskivor balıkların bulunmaması, üzerlerinden kalkan baskı nedeniyle planktivor balıkların ortamda çoğalmamasına ve bunların da zooplankton üzerinde av baskısının artmasına neden olmaktadır. Başlıca elementlerin (özellikle fosfor ve azot) aşırı artışı nedeniyle çoğalmaya başlayan fitoplanktonlar ise, ortamda kendilerini baskılayan etkili zooplankterler bulunmadığında artışlarına devam ederek sistemin ekolojik olarak çöküşüne kadar giden kötüleşmesine neden olabilmektedirler. Özellikle, azotun sınırlayıcı etki yaptığı yaz aylarında, bu sınırlayıcılıktan etkilenmeyen fitoplankton grubu olan siyanobakterler biyomaslarını iyice artırarak patlama yapabilmektedirler⁽¹⁹⁾. Bu gruba dahil olan birçok türün toksik etkiye sahip olması nedeniyle, içme suyu kaynağı olarak kullanılan göllerin ötrofikasyonu doğrudan tehdit unsuru da taşımaktadır^(20,21,22). Bu nedenle, su kalitesiyle ilgili problemler, (sanayi ve endüstriyel atıkların sebep olduğu ağır metal ve organoklorlu kirleticilerin dışında) basit anlamıyla aşırı miktarlarda ya da istenmeyen toksik fitoplankton türlerinin gelişmesi olarak algılanmaktadır. İyileştirme çalışmaları da,

doğal olarak fitoplankton miktar ve tür kompozisyonunun kontrolü esasına dayandırılmaktadır⁽¹⁹⁾.

Besin zincirinde fitoplankton gelişimini doğrudan etkileyen iki faktör bulunmaktadır. İlki, fitoplanktonların fotosentezde kullandıkları besin tuzlarının (özellikle fosfor ve azot) miktar ve konsantrasyonudur. Sisteme giren bu besin tuzlarının azaltılması ya da kontrolü neticesinde fitoplankton biyokütlesi de kontrol edilebilecektir. Fitoplanktonların, su içi nutrient konsantrasyonlarının büyüme sınırlayıcı seviyenin altına çekilmesi suretiyle yani “aşağıdan-yukarıya” olarak kontrol edilebileceği ya da azaltılabileceği sıklıkla ileri sürülmüştür. Göle giren suların dilusyonu veya nutrientlerce yüklü bu suların tamamen başka yöne çevrilmesi (diversion) suretiyle yapılan dış nutrient yükünün azaltılması yönündeki uygulamaların, fitoplankton ürün miktarında azalmalara neden olduğu ve (özellikle derin göllerin) restorasyonunda belli ölçüde olumlu sonuçlar verdiği çok sayıda çalışma mevcuttur^(23,24). Fakat dış yüklemdeki azalmanın olumlu sonuç vermediği derin göllerin sayısı da az değildir^(24,25). Sığ göllerde ise durum, dış yüklerin azaltılmasına karşın sedimentten su içerisine yaz aylarında gerçekleşen iç yükleme neticesinde iyileşmenin gecikmesi ya da tamamen gerçekleşmemesi şeklindeki başarısızlıkların ortaya çıktığı uygulamaların sonuçlarıyla doludur^(26,27,28,29). Ayrıca, balık-zooplankton ilişkisini de içeren trofik interaksiyonlar, başka deyişle homeostatik kontrol mekanizması ayrıca bu tür başarısızlıklarda sıkça anılan temel noktalardan biri olmuştur^(30,31,32). Göllerin su değişim oranı, iyileştirmenin başarıya ulaşmasında rol oynayan en temel faktörlerden biri olarak değişik çalışmalarda not edilmiştir^(26,33,34). Günümüze kadar sedimentten olan iç yüklemeyi tahmin etmek üzere genel bir metot geliştirilememesine rağmen, salınan fosfor ve azotun yaz aylarındaki su kalitesine yönelik gelişmelere neden olan alg patlamaları üzerindeki

önemi oldukça iyi bilinmektedir⁽³⁵⁾. İç salınmayı kontrol eden mekanizmalar arasında en çok anılan, sedimentin demir (Fe) konsantrasyonu içeriği ve suyun oksijen profilidir⁽³⁶⁾. Danimarka göllerinde Fe/TP oranının sedimentten P salınmasında çok önemli bir faktör olduğu ispat edilmiştir⁽³⁷⁾. Sülfür (H₂S) gazlarının oluşumunun Fe' in absorpsiyon kapasitesini azalttığı gösterilmiştir⁽³⁸⁾. Artan sıcaklık, pH ve sediment resuspansiyonunun da, ayrıca sedimentten olan salınımları artırdığı kaydedilmiştir⁽³⁹⁾. Bentik balık ve omurgasızların sedimenti resuspense ederek fosforun salınımını artırdıkları gösterilmiştir⁽³¹⁾.

Besin zincirinin çok yönlü ilişkisi, belkide dış nutrient yükünün azaltılması sonucu ulaşılamayan başarılı sonuçların temel nedenlerinden birisidir. Çünkü, dengede olan bir populasyondaki fitoplankton miktarı üzerinde bir üst seviyede bulunan zooplankton populasyonunun otlamasının (grazing) da sorumlu olduğu düşünülür. Ortamdaki balık miktar ve kompozisyonundaki değişikliklerin zooplankton miktar ve kompozisyonunu etkileyerek bunların grazing etkisini ortadan kaldırması, fitoplanktonların ortamdaki bulunuşunu dolaylı olarak (nutrientlerle) aynı derecede belirleyebileceğini önermektedir. Bu nedenle, Shapiro ve diğerleri⁽⁴⁰⁾ ile başlayan deneysel çalışma, biyomanipulasyon adı verilen ve besin zincirinin üst seviyedeki tüketicilerinin (balık) etkilerini ortaya koymaya çalışan araştırmalar akuatik sistemlerin işletimi ve yönetiminde (dış nutrient yükü azaltılmasına ilaveten) uygulanabilir restorasyon tekniği olarak kabul edilmeye başlanmıştır⁽⁴¹⁾. Bu yukarıdan aşağıya olan etkiler ayrıca literatürde iç-içe geçen (cascading) trofik interaksiyonlar olarak da isimlendirilmiştir⁽⁴²⁾.

Zooplanktonlar, fitoplanktonlar üzerinde beslendiklerinden, onların kontrolünde belirleyici bir role sahiptirler. Ancak, zooplankton gruplarından suyu

filtre ederek beslenen kladoserler, otlayarak beslenen kopepod ve rotifer gruplarına göre daha yüksek beslenme etkisine sahiptirler. Bu nedenle, kladoser türleri, özellikle iri vücut yapısına sahip *Daphnia* sp. ile su kalitesi arasında çok sıkı bir ilişki mevcuttur^(43,44,45).

Zooplankton populasyon yapısı üzerinde, ortamdaki besin miktarı ve kalitesi, sıcaklık, bulanıklık gibi çevresel faktörler ile populasyondaki tür içi ve türler arası rekabet belirleyici fonksiyon yapmaktadır. Ancak, mevcut planktivor balık populasyonunun predasyon etkisi bu konuda çok daha belirgin bir özelliğe sahiptir⁽¹⁵⁾. Planktivor balıkların dominant olduğu sistemlerde, aynı trofik seviyeye sahip fakat piskivor balıkların dominant olduğu sistemlere göre toplam zooplankton biomasının daha düşük olduğu ve zooplankton komunitasini küçük vücut yapılı, düşük beslenme etkisindeki kopepod ve rotifer türlerinin oluşturduğu bilinmektedir⁽⁴⁶⁾.

Balık populasyonlarının yapısı (biomas, kompozisyon ve diğer populasyon dinamikleri), gerek farklı balık türleri populasyonlarının kendi aralarındaki gerekse besin zincirinin daha alt basamaklarında yer alan diğer populasyonlarla (zooplankton, fitoplankton) olan ilişkinin kalitatif ve kantitatif olarak ortaya konulabilmesi için zorunlu olan bilgilerdendir. Besin zincirinde ortaya konan bu ilişkiler doğrultusunda su kitlesinin kullanım amacı veya amaçlarına hizmet edecek göl-içi manipulasyonlarının doğru kararları alınabilecektir^(47,48).

Artan ötrofikasyona bağlı olarak, balık faunasının, fazla oksijen ve düşük sıcaklık gereksinimleri olan *salmonid* ve *caregonid* türlerinden, düşük oksijen seviyelerine toleranslı *percid* ve *cyprinid* gibi kaba ve ticari değeri daha az olan türlere doğru değişiklik gösterdiği çok sayıda araştırma tarafından ortaya

konmuştur^(48,49). Planktivor olan bu kaba balık türlerinin özellikle iri vücut yapılı zooplanktonlar (*Daphnia*) üzerindeki predasyon baskısı, zooplanktonların fitoplanktonlar üzerindeki etkisini azaltmakta bu da doğrudan su kalitesine yansımaktadır. Planktivor ve dipte yaşayan detritivor balıkların ötrofikasyonu hızlandırıcı diğer bazı yan etkileri de bilinmektedir. Bu balık türlerinin atıkları ile su ortamına dönen fosfor konsantrasyonları ile dipte yaşarken sedimentin tahribiyle buradan su ortamına geçen fosfor konsantrasyonlarının⁽⁵⁰⁾ fitoplankton artışını desteklemesi bu yan etkilerin en belirgin olanlarından. Bu nedenle, son yıllarda su kalitesini iyileştirmek için yapılan restorasyon çalışmaları, su kitlelerine dışarıdan olan etkilerin önlenmesinden ziyade ya da onunla birlikte besin zinciri ilişkilerinin biyolojik olarak manipülasyonu (biyomanipülasyon) üzerinde yoğunlaştırılmıştır⁽⁵¹⁾.

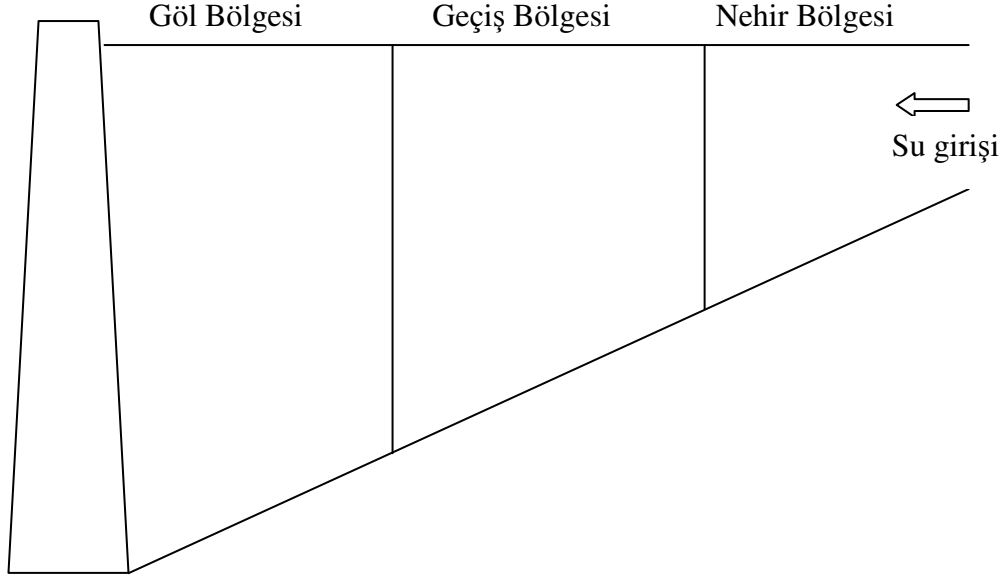
Biyomanipülasyonla, fitoplanktonların yukarıdan aşağıya kontrol kullanılarak azaltılması bazı göllerde göl suyu içinde bulunan nutrient miktarlarına göre de değişiklik (aşağıdan yukarıya olan etki) göstermektedir. Bu durum, her bir gölün kendisine özgü dinamiklerine bağlı olarak farklı davranabileceğini ve biyomanipülasyondaki başarının bu dinamiklerin bilinmesine bağlı olduğunu göstermektedir⁽⁵²⁾. Ancak, şu ana kadar yapılan başarılı biyomanipülasyon çalışmalarında, makrofitlerin çok büyük bir paya sahip olduğu gözlenmiştir. Bunun nedeni, makrofitlerin ötrofikleşmeye karşı tampon görevi üstlenmesidir^(43,44,45).

1.1.2. Baraj Göllerinde İşleyiş

Doğal göllerde su kalitesine ilişkili olarak yapılan bu çalışmalardaki yaklaşımlar, baraj göllerinde yapılan çalışmalarda da geçerli olmakla birlikte, baraj göllerinin tipik özellikleriyle birlikte sentez bir yaklaşım olarak

değerlendirilmelidirler. Özellikle baraj göllerinin boylamsal olarak ortaya koyduğu değişim özellikleri bu sentezin doğru yapılabilmesi için en başta anlaşılması gereken konulardan birisidir^(8,53). Bu boylamsal özellikler göz önünde bulundurulduğunda, girdiden setin ayağına kadar barajlar genellikle farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerdeki üç belirgin bölgeye ayrılır (Şekil 1.1.2.1.)⁽⁹⁾ Bu üç bölge; nehir (riverine) bölgesi, geçiş bölgesi ve göl (lacustrine) bölgesi olarak adlandırılır. Nehir bölgesi girdiyi karşılayan, nispeten sığ ve yüksek miktarda askıdaki katı maddenin bulunduğu kısımdır⁽⁵⁴⁾. Işık geçirgenliği nispeten düşüktür, fakat yüksek besin tuzu girdisi, önemli miktarlardaki alg biyokütlesini barındırabilir⁽⁵⁵⁾. Geçiş bölgesindeki belirgin sedimentasyon, ışık geçirgenliğinin artmasını sağlar⁽⁵³⁾ ve organik maddelerin üretimi ve kullanımı arasında bir geçiş noktası vardır. Göl bölgesi barajın doğal bir göle benzeyen kısmıdır. Askıdaki katı madde miktarı azalmış, ışık geçirgenliği, potansiyel besin tuzu limitasyonu ile birincil üretim elemanlarının gelişimini destekleyecek yeterli düzeye çıkmış, otoktonus üretim baskın hale gelmiştir⁽⁵⁶⁾. Dikey değişimlerin gözlemlendiği doğal göllerin aksine, barajın girişinden sete doğru ilerledikçe, bulanıklıkta görülen azalmaya ek olarak, besin tuzları, özellikle fosfor konsantrasyonlarında da, benzer bir azalma gözlenir^(53,57,58). Sete doğru ilerledikçe çöken askıdaki katı madde miktarına paralel olarak bu maddelerle bağlantılı olan fosfor konsantrasyonları da düşer⁽⁵⁹⁾. Bu durum ayrıca barajların fosforu tutma kapasitesinin doğal göllerden daha fazla olduğunu göstermektedir⁽¹⁸⁾. Azalan besin tuzları ve artan ışık geçirgenliğine bağlı olarak artan zooplankton otlaması, barajın ayağına doğru ilerledikçe fitoplankton gelişiminin azalabileceğini göstermektedir⁽⁶⁰⁾. Baraj göllerinde fitoplankton gelişimi, doğal göllerden daha değişken olabilir. Çünkü, fitoplankton gelişiminin tahmin edilmesi daha muhtemel

olan doğal göllerden farklı olarak baraj göllerinde su değişim oranları daha yüksektir⁽⁶⁰⁾.



Şekil 1.1.2.1. Rezervuarlarda oluşan 3 farklı bölgenin şematik gösterilişi.

Baraja gelen suyun baraj çanağı içerisindeki değişim süresi veya bu çanakta kalma süresi baraj göl limnolojisinin anlaşılmasında anahtar faktörlerden birisidir. Teorik olarak su bekleme süresi R ile ifade edilir ve $R = V / Q$ (gün ya da yıl) olarak hesaplanır. V , rezervuarın m^3 olarak hacmini ifade ederken Q ise gelen ortalama akışı $m^3 / \text{gün}$ ya da $m^3 / \text{yıl}$ olarak belirtir. Bu formül üzerinden hesaplanan su bekleme süresi gün olarak elde edilir. Rezervuarın fonksiyonu nedeniyle ve mevsimsel olarak V ve Q değerlerinin değişimi rezervuarın su bekleme süresinin değişmesiyle sonuçlanır⁽⁶¹⁾. Su bekleme süresi rezervuarın birçok özelliğini belirler. R değerinin artışı baraja taşınan yük miktarının azalmasına neden olurken, barajdaki tabakalaşmaya olanak sağlar. Besin tuzlarının tutulma süresi, artan su tutma süresi ile artar. R değeri düşük olduğu zaman; fitoplankton barajdan akışla birlikte uzaklaşırken, sediment miktarı ve dip fauna daha yüksektir. Uzun su tutma süresine

sahip rezervuarlarda düşük seviyedeki kirlilikte hipolimnetik oksijensizlik meydana gelir ve bu barajlarda ötrofikasyon iç akış olan baraj göllerinden daha sık meydana gelir⁽⁴⁶⁾.

Doğal göllerde giren su karadan gelen akışlar ve küçük nehirlerle gerçekleşirken giren suyun etkisi littoral bölge ve yüzey suları ile sınırlandırılır. Buna karşılık rezervuarda nehir girdileri rezervuarın üst ucundan girer uzunlamasına olarak etkilerini gösterir. Rezervuara gelen suyun yoğunluğu baraj içerisinde suyun hareketini etkilemesi nedeniyle önemli bir unsurdur. Gelen suyun yoğunluğu yüzey yoğunluğundan çoğunlukla farklıdır, ve bu yoğunluk farkına göre rezervuarda hareket eder. Yoğunluk farklılıkları, sıcaklık farklılıkları toplam çözünmüş katı madde (TDS) ve askıdaki katı madde (SS) konsantrasyonlarındaki farklılıklardan kaynaklanır. Ancak çoğu rezervuar toplam çözünmüş katı madde ve askıdaki katı maddenin düşük konsantrasyonları ile karakterize edildiklerinden yoğunluk farklılıkları sıcaklıktan kaynaklanır. Yoğunluk farklılıklarına bağlı olarak gelen su epilimniyon, metalimniyon ya da hipolimniyonda ilerleyebilir.

Şayet, giren suyun yoğunluğu, baraj suyunun yüzey yoğunluğundan az ise “yüzey akıntı” olarak göl suyu üzerinden akacaktır. Bu genellikle ilkbaharda gelen suyun sıcaklığı göl suyunun sıcaklığından daha yüksek olduğu zamanlarda gerçekleşir. Çoğunlukla yaz ortasından sonuna doğru meydana gelen “iç akıntı” görüldüğü dönemlerde gelen suyun sıcaklığı yüzey suyunun sıcaklığından daha az ve hipolimnetik su sıcaklığından daha yüksektir. Şayet gelen suyun yoğunluğu hipolimnetik suyun yoğunluğundan da büyükse gelen su “dip akıntı” olarak ilerler⁽⁶²⁾.

Bu baraj içi akıntı şekillerinin, su içerisindeki besin tuzlarının, askıda katı maddelerin ve oksijenin dağılımını etkilemesi nedeniyle önemli bir unsurdur.

Yoğunluk farklılıkları rezervuar içerisindeki çözülmüş oksijen konsantrasyonunu etkiler. Düşük oksijen konsantrasyonuna sahip ara akışın birçok rezervuarda metalimnetik oksijenin minimum olmasına neden olduğu gösterilmiştir⁽⁶³⁾. Aynı zamanda yapılan bazı çalışmalar ise ara akışın rezervuar içerisinde çözülmüş oksijen konsantrasyonunu artırdığını göstermiştir⁽⁶⁴⁾. Gelen suyun yoğunluğu hipolimniyon yoğunluktan fazla olduğunda dip akıntı olarak hareket eden su hipolimniyonun oksijen içeriğini artırır^(65,66). Epilimniyonun çoğu kez atmosfer ve fotosentez ile oksijene doygun olması sebebiyle yüzey akışının çözülmüş oksijen üzerine çok az bir etkisi söz konusudur. Çözülmüş oksijenin dağılım miktarının belirlenmesinde etkili diğer bir faktör de gelen suyun hacmidir. Düşük hacimli akışlar yüksek hacimli akışlara oranla oksijensiz bölgenin daha uzun süre ayakta kalmasına neden olabilmektedir⁽⁶⁷⁾.

Barajlarda tabakalaşmayı ve akışı etkilemesinden dolayı su çıkış yerinin belirlenmesi de oldukça önemlidir. Barajdan kullanılmak üzere bırakılan suyun kalitesi alındığı derinlikteki suyun kalitesiyle belirlenir. Belirli bir derinliğe yapılmış olan suyun çıkış noktası, tabakalaşmış bir rezervuarda su kalitesinin hızlı bir şekilde değişimine neden olur. Bu durum barajdaki suyun özelliklerini etkilediği gibi çıkış yerine kurulan tribünler akış yolları ve değişen hidrostatik basınçla ilgili olarak gazların değişimi, çıkan suyun kalitesini etkiler⁽⁴⁶⁾.

Rezervuarlarda bakteri faaliyeti sonucunda hipolimniyonun oksijensizleşmesi yaygın olarak görülen bir olaydır^(68,69,70,71). Bununla birlikte, hipolimniyonda oksijen dağılımına etki eden diğer iki önemli fiziksel faktör barajın rüzgardan kaynaklı karışması ve su çıkış yerinin konumudur^(72,73). Hipolimniyondan su çıkışı net fosfor kayıplarını artırabileceği⁽⁷⁴⁾ gibi hipolimniyondan soğuk suyun salınması

hipolimniyonun epilimniyondan gelen daha sıcak su ile ısınmasına ve su sütunun termal stabilitesinin azalmasına yol açabilir. Azalan termal stabilite ile birlikte rüzgar orijinli karışmanın etkisi artar. Bu da epilimniyona daha fazla besin taşınmasına neden olur^(75,76). Ayrıca artan hipolimniyon sıcaklığı mikrobiyal faaliyetin artmasına yol açarken buna bağlı olarak oksijen miktarının azalması sedimandan fosfor salınımını artırır⁽⁷⁷⁾. Buna karşılık yüzeyden su uzaklaştırılması fosfor iç yüklemesine izin verirken su sütunun stabilitesini artırır⁽⁷³⁾. Yüzey çıktısı fitoplankton biomasının uzaklaştırılmasında direkt etkili olabilir⁽⁷⁸⁾.

Su giriş ve çıkış dinamikleri rezervuardaki tabakalaşma şekillerinin değişiminde de etkili olur. Su çıkışı rezervuarda etkili bir şekilde karışmaya neden olurken, ilkbahar su girdilerinin büyüklüğü ve zamanı tabakalaşmanın başlangıcını değiştirebilir^(4,56). Sığ ve derin su kütlesi olmak üzere iki tip su kütesinden derin yapıda olan barajlar tabakalaşmanın görülmesi ile sığ su kütlelerinden ayrılmakla beraber birkaç metre derinlikteki su kütleleri de rüzgar aktivitesinden korunursa tabakalaşabilir. Bunun yanında su tutma süresinin birkaç günden az olduğu yirmi metrelik bir barajda tabakalaşma görülmez. Dolayısıyla rüzgar, ara akış gibi faktörler tabakalaşmayı belirleyen en önemli unsur haline gelebilir⁽⁴⁶⁾.

Baraj Gölü içerisindeki biyotik elemanların (örn. Fitoplankton, zooplankton, balık) yoğunlukları, kompozisyonları ve dağılımları üzerinde, baraj gölünün yukarıda anlatılan ve özellikle hidrolojik unsurların baskın etkisinde olan karmaşık mekanizmalar belirleyici rol oynamaktadır⁽⁴⁶⁾.

Tatlı su ekosistemlerinin zooplankton faunasına, yapılan bir çok çalışmada Cladocera, Copepoda ve Rotifera'ya ait türlerinin hakim olduğu tespit edilmiştir^(79,80). Bunlardan küçük vücutlu zooplanktonlar olarak bilinen Rotiferlerin,

pek çok araştırmada tür sayısı ve bulunma sıklığı açısından baraj gölleri zooplankton faunasına hakim olduğu bulunmuştur^(81,82,83). Bunun sebebi ise baraj göllerinin doğal göllerden farklı olan fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinden bir veya birkaç tanesine bağlanmıştır^(81,82).

Baraj göllerinde zooplankton populasyonlarının yatay dağılımları üzerinde su türbülansı ve şiddetinin önemi büyüktür^(84,85,86). Rezervuar ekosistemlerinde, zooplankton faunasına küçük vücutlu zooplanktonların hakim olması, suyun göl çanağı içerisindeki nehir benzeri hareketine kısmen devam etmesine bağlanmaktadır^(82,87,88). Rezervuarlardaki derinlik ve eğim genellikle nehre benzeyen (girdiyi temsil eden bölge) bölgeden göl bölgesine doğru artar^(89,90). Oluşan akıntıdan kaynaklanan suyun kütleli hareketi, predasyon baskısı, besin varlığı ve zooplankton populasyonlarının biyokütlesi ve tür kompozisyonu üzerine etkilidir⁽⁹¹⁾. Ayrıca, yapılan çalışmalar zooplankton kominitelerinin miktar ve kompozisyonu üzerinde türler arası rekabet ve predasyonun da eşzamanlı olarak görev yaptığına da işaret etmektedir^(92,93,94,95).

Rezervuar bölgelerindeki fiziksel farklar, bu bölgelerde birbirleriyle etkileşim içinde bulunan biyotik yaşam üzerine değişik etkilerde bulunabilir^(90,96). Nehirle gelen büyük jeolojik aşınma (erozyon), rezervuarların nehre benzeyen bölgelerinde yüksek düzeyde askıda maddeye yol açar ve bu askıdaki madde rezervuar boyunca diğer bölgelerde çökelti (sediment) halini alır^(6,90). Nehre benzeyen bölgelerde yüksek düzeydeki askıda maddeden kaynaklanan bulanıklık, ışık geçirgenliğini ve birincil üretimi azaltır⁽⁹⁷⁾. Bunun yanında rezervuarların göl bölgelerinde azalan bulanıklıkla birlikte, ışık geçirgenliği ve birincil üretim artar. Böylece rezervuarlar göl bölgeleriyle doğal göllere daha çok benzerler⁽⁹⁸⁾.

Rezervuarların göl bölgelerinde önemli role sahip olan kladoser populasyonları, fitoplankton biyokütlesi üzerindeki etkisi ve balık populasyonlarının önemli besin kaynağı olması ile bilinir^(99,100).

Zooplankterler, uygun biyotik (besin kaynağı) ve abiyotik (su berraklığı, sıcaklık, oksijen ve barınak) koşullar için dikey veya yatay olarak ayrıca hareket kabiliyetine sahiptirler^(101,102,103).

Baraj göl ekosistemlerinde zooplanktonun dikey dağılımları birkaç faktör tarafından etkilenir. Bunlar arasında, suyun sıcaklık ve oksijen içeriği özellikle rotiferlerin bulunma sıklığını⁽¹⁰⁴⁾ ve dikey dağılımını sınırlayan önemli bir faktördür^(80,98,105,106). Armengol-Diaz ve diğerleri⁽¹⁰⁷⁾ tabakalaşmış bir gölde ilkbahar mevsiminden yaz mevsimine geçerken rotifer populasyonlarının hareketlerinin metalimniyonun oluşumuyla yakından ilişkili olduğuna ve rotiferlerin dikey dağılımlarının kontrolünde tabakalaşmanın derecesi ve süresinin etkisine işaret etmişlerdir. Bazı rotifer populasyonları metalimniyonun oluşumundan sonra aşağı doğru bir göç sergilerken, diğer bazı türler tabakalaşmanın başlangıcında oksijen durumuna göre yukarı doğru bir göç sergiler^(105,107). Armengol-Diaz⁽¹⁰⁷⁾ ve diğerleri ayrıca rotifer komunitelerinin her yıl dikey yapı içerisindeki farklılıklarını meteorolojik durumlara da bağlamıştır.

Suyun oksijen içeriği, sıcaklığı ve geçirgenliğinin fitoplankton üretimine doğrudan etkisi, rotifer populasyonlarının dikey dağılımını da dolaylı olarak etkileyen bir başka faktör olabilir⁽¹⁰⁸⁾. Rotiferlerin dikey dağılımını besin için rekabette etkiler, ve bu rekabet epilimniyondaki besin sınırlamasına bağlı olarak göl içindeki en üst tabakadan daha alt tabakalara (dikey hareket) populasyon hareketlerine sebep olabilir^(109,110).

Zooplankton komunitésinin yoğunlukları sete doğru olan boylamsal ekseninde de değişim gösterebilmektedir. Yüksek akış hızının zooplanktonu girdiden uzaklara taşımasına ek olarak özellikle büyük vücutlu *Daphnia* grubu üzerinde bulanıklığın baskı yaratan bir unsur olacağı söylenmiştir⁽¹¹¹⁾. Büyük vücutlu *Daphnia* üyeleri etkili otlayıcılar oldukları için, yoğunluklarındaki azalmalar toplam fitoplankton biyokütlesinde artışa sebep olabilir^(112,113). Doğal göllerde ise bu tip yatay değişimlerden ziyade, dikey bağlamda farklı yoğunluk dağılımları göze çarpmaktadır.

1.2. Çalışmanın Amacı

Özellikle içme suyu temini amaçlı kullanılan rezervuarlardaki su kalitesinin belirlenmesi ve takibi, istenmeyen mikroorganizmalar yoluyla ortaya çıkacak olan bir kirliliğin, büyük bir insan popülasyonunu ilgilendiren sağlık sorunu haline dönüşebilme ihtimali nedeniyle, oldukça önemlidir. Su kalitesiyle ilgili problemler farklı ve değişik kaynaklı olabilir. Temel problemler, evsel atıklardan kaynaklanan organik kirlilik, bakteriyel kirlilik, kanalizasyon atıklarının ve/veya tarımsal gübrelerin sebep olduğu besin tuzu artışları, sedimentten fosfor ve bağlı bileşiklerin salınmasını artıran hipolimniyondaki oksijensizlik (anoksiya), siltleşmeden kaynaklanan bulanıklık, ağır metal ve tarımla ilgili kimyasalların oluşturacağı kirlilik olarak sayılabilir⁽¹⁸⁾. Besin tuzu konsantrasyonlarının artışı, “ötrofikasyon” olarak adlandırılan aşırı organik madde üretimine yol açabilmektedir^(18,46,114). Alg kütlelerindeki artışlar olarak da ifade edilen bu problem, ticari olarak kullanılan su potansiyellerinde toksik bileşiklerin birikimi yanında tat ve koku gibi diğer önemli problemleri de beraberinde getirmektedir⁽⁴⁶⁾. Ayrıca, suyun klorlanması ve filtre

edilmesi daha maliyetli hale gelmekte ve, kanal ve filtreler alg kaynaklı organik maddeler tarafından kolaylıkla tıkanabilmektedir⁽⁴⁶⁾. Bu problemler, insan yaşamı ve standartlarıyla da yakından ilgili olduğu için, su kaynağındaki problemlerin çözümü ve alınacak önlemlerin geliştirilebilmesine olanak sağlayan biyomanipulasyon⁽¹¹⁵⁾ ya da ekoteknolojik metotların (örn. su kütlesinin havalandırılması, atık arıtımı, atıkların çevrim yoluyla uzaklaştırılması, erozyon kontrolü gibi,) uygulanabilirliğinin araştırılması ve optimizasyonlarının yapılması oldukça önemlidir⁽¹¹⁾. Su kalitesine ilişkin uygun önlem ve müdahalelerin belirlenebilmesi için ise, baraj ekosistemini oluşturan besin zinciri elemanlarının mevsimlere bağlı değişiklikleri, barajın farklı davranan bölgelerinde olmak üzere tespit edilmeli ve özellikle hidrolojik faktörlerle (baraja giren su miktarı ve yükleri, giren suyun baraj çanağında kalma süresi, çıkan su ve yüklerinin miktarı gibi) ilişkisi ortaya konulmalıdır⁽⁶²⁾.

Baraj yapımı ülkemiz için de yeni bir kavram değildir. Cumhuriyet tarihinin ilk barajı 1936 yılında inşa edilen Çubuk I Barajı'dır. Türkiye'de bugüne kadar uluslararası kriterlere göre (Yüksekliği 15m den fazla ya da depolama hacmi 2 milyon m³'den fazla) baraj niteliğinde olan 504 adet depolama tesisinin yapımı gerçekleştirilmiştir. Bunun 203 adedi yapımı DSİ Büyük Su İşleri programından gerçekleştirilmiş, bir kısmının yapımı ise (301 adet) DSİ yatırım programının Küçük Su İşleri bölümünden Göletler (Alçak Barajlar) programından gerçekleştirilmiştir. Bunun 49'u hidroelektrik enerji eldesi amacıyla kullanılmaktadır. Toplam 100 adet baraj ve hidroelektrik santralin yapımı devam etmektedir⁽¹¹⁶⁾.

Kızılırmak nehri üzerinde, 1989 tarihinde yapımı tamamlanan Kapulukaya barajı ise, başlangıçta elektrik elde edilmesi ve Kırıkkale ilini taşkından koruma amacıyla kullanılmış, ancak 2001 yılından itibaren Kırıkkale ilinin içme suyunu

temin etmek amacıyla da hizmet vermeye başlamıştır. Kapulukaya Baraj Gölünden alınan su, arıtım tesisinde işleme tabi tutulduktan sonra kullanıma sunulmaktadır. Ancak, yerel yöneticilerin ve Kırıkkale ili halkının içme suyunun arıtılmasından sonra henüz problemlerin giderilemediğine ilişkin şikayetleri bulunmaktadır. Bu şikayetlerin sebebi, kısmen arıtım tesisindeki su arıtma işlemlerinin yetersizliğiyle ilgili olabileceği gibi, su kaynağındaki problemlerle de yakından ilişkili olabilir. Nitekim, Kızılırmak havzasında bulunan sanayi kuruluşlarının yoğunluğu, kirletici maddelerin su kaynağında ve dolayısıyla içme suyunda zararlı ve tehlikeli etmenlerin oluşması ihtimalini artırmaktadır.

Bu çalışma, Kapulukaya Baraj Gölünün besin zinciri ilişkilerine esas teşkil edecek olan zooplankton populasyonlarının belirlenmesi ve baraj gölü içerisindeki dağılımlarının sebepleriyle birlikte ortaya konulmasını amaçlamaktadır.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Çalışma Alanı

Kırıkkale il sınırları içerisinde, Hasandede ve Hacılar ilçelerinin arazileri üzerinde kurulmuş olan Kapulukaya Baraj Gölü, Kızılırmak nehri üzerinde 1989 tarihinde yapımı tamamlanan 20,70 km²'lik alana sahip büyük bir rezervuardır. Elektrik eldesi, Kırıkkale iline içme ve kullanma suyu temini, Kırıkkale ilini taşkından korumak ve tarımsal alanları sulamak gibi amaçlarla kullanılmaktadır.

Kızılırmak nehir suyu ile beslenen Kapulukaya Baraj Gölü, Orta Kızılırmak havzasında yer alıp Hirfanlı, Kesikköprü ve Kapulukaya Baraj zincirinin son halkasını oluşturmaktadır.

Kırıkkale ilinde yazların sıcak ve kurak, kışların ise soğuk ve yağışlı geçtiği karasal iklim görülür. Ortalama sıcaklık değerlerine göre en sıcak ay Ağustos (24,1 °C), en soğuk ay ise Aralık (-1,8 °C) olarak belirlenmiştir. Kapulukaya Baraj Gölünün bazı hidrolojik özellikleri Çizelge 2.1.1.'de verilmiştir.

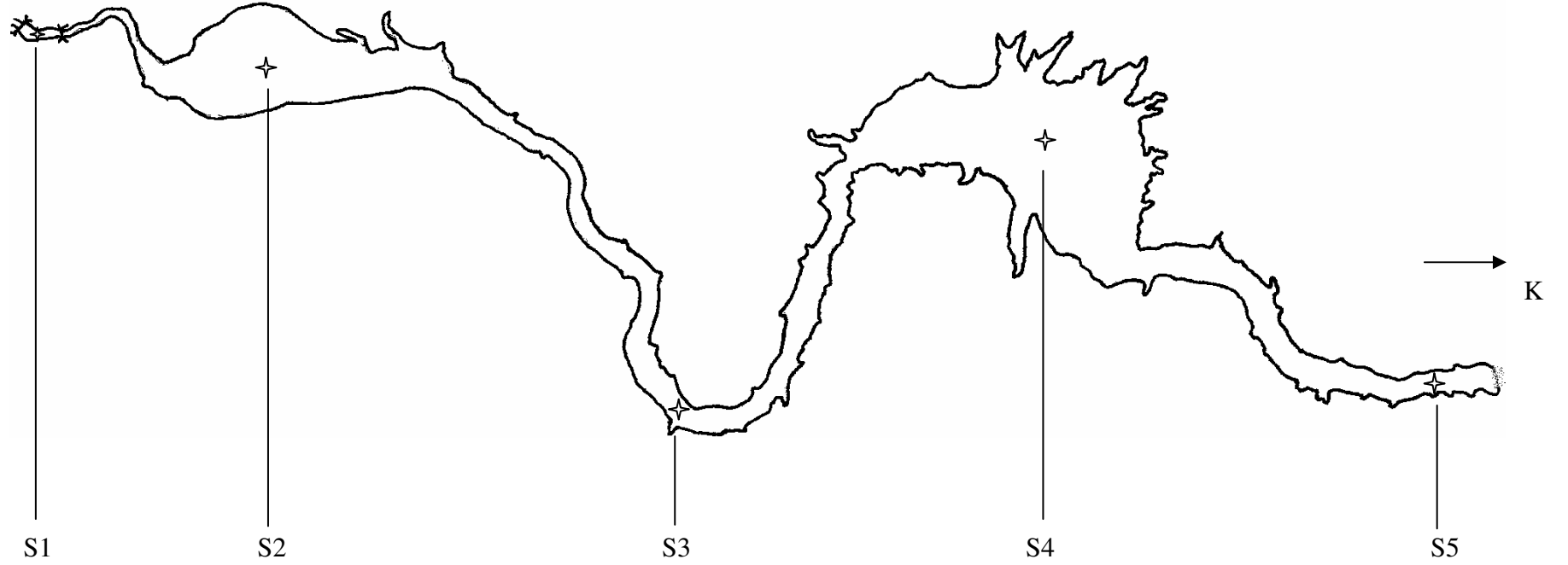
Çizelge 2.1.1. Kapulukaya Baraj Gölünün bazı hidrolojik özellikleri.

| | |
|--------------------------------|-----------------------|
| İnşaat yılları (başlama-bitiş) | 1979-1989 |
| Nehir yatağından yüksekliği | 44 m |
| Rezervuar hacmi | 282 hm ³ |
| Rezervuar alanı | 20,70 km ² |
| Yıllık su temini | 45 hm ³ |

2.2. Su Örneklerinin Alınması

Bu çalışma Haziran 2003 ve Ağustos 2004 tarihleri arasında Kapulukaya Baraj Gölünde gerçekleştirilmiştir.

Barajın nehir, geçiş ve göl bölgelerinin temsil edilebilmesi için, barajın girdisinden sete kadar beş farklı örnekleme istasyonu (S1, S2, S3, S4 ve S5) seçilmiştir (Şekil 2.2.1.). Her bir istasyonda 1 L'lik Hydrobios Nansen su örnekleycisi kullanılarak, istasyon derinliğine göre, yüzey, 5, 10 ve 15 metre olmak üzere dört farklı derinlikten su örnekleri alınmıştır. Baraj girdisini temsil etmek üzere seçilen istasyon 1'in, sığ olması sebebiyle (maksimum derinlik = 5 metre) yüzey ve 5 metrelerinden örnek alınırken, maksimum derinliği yaklaşık 10 metre olan istasyon 2'nin yüzey, 5 ve 10 metrelerinden örnekleme yapılmıştır. Maksimum derinlikleri 15 metreden daha büyük olan diğer üç istasyonda ise, dört farklı derinlikten de su örnekleri alınmıştır. Her bir derinlikten temin edilen 4 L su örneğinin 2 L'si fiziksel ve kimyasal analizler, 2 L'si ise zooplankton için kullanılmıştır.



Şekil 2.2.1. Kapulukaya Baraj Gölünün haritası ve örnekleme istasyonları S1, S2, S3, S4 ve S5.

2.3. Zooplankton Örnekleme, Teşhis ve Sayımı

Zooplankton için alınan 2 L su örneği bekletilmeden 50 µm göz açıklığına sahip filtre ile süzölmüştür. Filtrede kalan örnekler muhafaza edilmek üzere, 50 mL'lik cam şişelere aktarıldıktan sonra üzerine %4'lük olacak şekilde formaldehit eklenerek tespit edilmiştir.

Laboratuvara getirilen örneklerdeki türlerin teşhisi ve sayımı NIKON E600 ışık mikroskobu kullanılarak yapılmıştır. Zooplankton türleri; Edmondson, W.T.⁽¹¹⁷⁾, Harding, J.P. ve Smith, W.A.⁽¹¹⁸⁾, Koste, W.^(119,120), Scourfield, D.J. ve Harding, J.P.⁽¹²¹⁾, Kolisko, R.M.⁽¹²²⁾, Rosalind, M.P.⁽¹²³⁾ e göre teşhis edilmiştir.

Zooplankton örneklerinde Cladocera, Copepoda ve Rotifera'ya ait türler örneklerin durumuna göre gerekli seyreltme yapılarak sayım çemberinde sayılmıştır. Yapılan sayımlarda, altörneklerde en sık rastlanan türden en az 100 birey sayıldı⁽¹²⁴⁾. Cladocera ve Copepoda'ya ait türlerin teşhisi, standart çalışmalardan faydalanılarak^(118,121), mümkün olduğunca tür düzeyinde yapılmaya çalışıldı. Rotifera türleri ise, sindirim sistemlerinde bulunan ve rotifer tür teşhisinde kullanılan, çene = mastaks (trofi) yapılarına bakılarak teşhis edildi⁽¹²²⁾. Tür teşhis ve sayımı sonrasında, 1 L'deki birey sayıları hesaplanarak, istatistiksel analizlerde bu değerler kullanıldı.

Zooplankton yoğunluklarının abiyotik faktörlerle olan ilişkilerini istatistiki olarak incelemek amacıyla parametrik olmayan Sperm Rank Korelasyon analizi kullanıldı. Değişkenler arasındaki korelasyonun önemlilik testi % 95 güven aralığı esas alınarak belirlendi. Tüm istatistiki hesaplamalarda Statistica (v6.0) istatistik paket programı kullanıldı.

2.4. Fiziksel ve Kimyasal Değişkenler

Alınan su örnekleri toplam çözünmüş katı madde (TDS), tuzluluk, iletkenlik, bulanıklık, pH ölçümlerinde ve kimyasal analizlerde kullanılmak üzere asitle yıkanmış 2 L'lik polistren şişelere aktarılmıştır. Su sıcaklığı ve çözünmüş oksijen konsantrasyonları Model 55/50 FT YSI oksijen metre kullanılarak 0,5 metre aralıklarla 15 metreye kadar ölçülmüştür. pH, iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde (TDS) ve tuzluluk ölçümleri Cole Parmer pH metre ve Orion 115 İletkenlik/ TDS/ Tuzluluk ölçer kullanılarak yapılmıştır. Belirlenen beş istasyonun bulanıklık ölçümleri, laboratuvara götürülen örnekler üzerinden Model 965 Orbeco Hellige turbidimetre ile yapılmıştır.

Secchi derinliğinin tespitinde 20 cm çapındaki siyah-beyaz metal disk kullanılmıştır. Diskin gözden kaybolduğu ve yukarıya çekilirken görüldüğü derinliklerin ortalaması Secchi derinliği olarak ifade edilmiştir.

Toplam fosfor (TP) ve nitrat+nitrit azotu ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$) tayinleri $\% \pm 3$ ve $\% \pm 8$ kesinlik değerlerinde Mackereth, Heron ve Talling⁽¹²⁵⁾'e göre yapılmıştır. Amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$) Chaney ve Morbach (1962)'a göre $\% \pm 4$ kesinlikte belirlenmiştir⁽¹²⁶⁾. Çözünmüş inorganik azot (DIN) miktarı amonyum ve nitrit+nitrat azotu değerlerinin toplamından elde edilmiştir. Silikat ise Golterman ve diğerleri⁽¹²⁷⁾'ne göre $\% \pm 1-2$ kesinliğinde tayin edilmiştir.

Sülfat tayini; turbidimetrik metot kullanılarak gerçekleştirilmiştir⁽¹²⁸⁾. Alkalinite ise, Yalçın, H. ve Gürü, M. uyarınca belirlenmiştir⁽¹⁾.

Sülfat, alkalinite ve toplam fosfor analizi dışındaki analizlerde kullanılan su örnekleri Whatman GF/ C filtre kağıdından süzülerek kullanılmıştır.

Klorofil *a* miktarını tespit etmek için 500 ml su örneği 47 mm çapındaki Whatman GF/C filtre kağıdından Saritorius aleti ile süzölmüştür. Filtre kağıdından klorofil *a* özütleme işlemi, %70'lik etil alkol ile yapılmıştır. 3000 rpm'de (devir/dakika) 20 dakika santrifüj edilen özütün süpernatant kısmı spektrofotometrik ölçüm yapılmak üzere küvetlere aktarılarak, 750, 663, 480, 430 ve 410 nm' de %70'lik etanole karşı absorbands değerleri ölçölmüştür.

750 nm'de ölçölen değer herhangi bir kollaidal madde etkisini ortadan kaldırmak için⁽¹²⁹⁾ diğer bütün ölçüm değerlerinden çıkartılmıştır.

Klorofil *a* konsantrasyonu Talling ve Driver uyarınca⁽¹³⁰⁾ aşığıdaki şekilde hesaplanmıştır.

$$\text{Klorofil } a \text{ (}\mu\text{g/L)} = 11 * (\text{Abs } 663 - \text{Abs } 750) * 16 / 0,5 \text{ (v/V)}$$

Burada; v, kullanılan etanolün mililitre cinsinden miktarını, V ise, süzölen suyun litre cinsinden miktarını belirtir.

TDS, tuzluluk, iletkenlik, bulanıklık, pH ölçömleri aynı gün, diğer kimyasal analizler ise 24 saat içerisinde yapılmıştır. Analizler tamamlanıncaya kadar örnekler +4 °C'de buzdolabında saklanmıştır.

3. ARAŞTIRMA BULGULARI

3.1. Zooplankton Tür Kompozisyonu

Kapulukaya Baraj Gölünün zooplankton faunası Cladocera, Copepoda ve Rotifera olmak üzere üç grupta tespit edilmiştir. Çalışma süresince teşhis edilen zooplankton türlerinin listesi aşağıda verilmiştir. Bu türler arasında Rotifera'dan *Notholca liepettersoni* Türkiye iç suları için yeni kayıttır.

Phylum: Rotifera

Classis: Monogononta

Ordo: Ploima

Familia: Asplanchnidae

Asplanchna girodi (Beauchamp, 1965)

Asplanchna priodonta (Gosse, 1850)

Asplanchna sieboldi (Leydig, 1854)

Familia: Brachionidae

Anuraeopsis fissa (Gosse, 1851)

Brachionus angularis (Gosse, 1851)

Brachionus calyciflorus (Pallas, 1766)

Brachionus diversicornis (Voigt, 1956)

Brachionus quadridentatus (Hermann, 1783)

Kellicottia longispina (Kellicott, 1879)

Keratella cochlearis (Gosse, 1851)

Keratella quadrata (O.F. Müller, 1786)

Notholca acuminata (Ehrenberg, 1832)

**Notholca liepettersoni* (Bjorklund, 1972)

Notholca squamula (O.F. Müller, 1786)

Familia: Colurellidae

Colurella adriatica (Ehrenberg, 1831)

Colurella uncinata (O.F. Müller, 1773)

Lepadella patella (O.F. Müller, 1786)

Familia: Gastropodidae

Gastropus stylifer (Remane, 1929-33)

Familia: Lecanidae

Lecane furcata (Murray, 1913)

Lecane hamata (Stokes, 1896)

Lecane luna (O.F. Müller, 1776)

Familia: Notommatidae

Monommata arndti (Remane, 1933)

Familia: Synchaetidae

Polyarthra dolichoptera (Idelson, 1925)

Polyarthra vulgaris (Carlin, 1943)

Synchaeta litoralis (Rousselet, 1902)

Synchaeta pectinata (Ehrenberg, 1832)

Synchaeta sp.

Familia: Trichocercidae

Trichocerca bidens (Lucks, 1912)

Trichocerca similis (Wierzejski, 1893)

Trichocerca sp.

Familia: Trichotriidae

Trichotria pocillum (Wulfert, 1956)

Ordo: Flosculariacea

Familia: Filinidae

Filinia cornuta (Weisse, 1847)

Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)

Filinia passa (O.F. Muller, 1786)

Familia: Hexarthridae

Hexarthra fennica (Levander, 1892)

Hexarthra intermedia (Wiszniewski, 1929)

Hexarthra mira (Hudson, 1871)

Familia: Testudinellidae

Pompholyx sulcata (Hudson, 1885)

Testudinella patina (Seehaus, 1930)

Testudinella sp.

Ordo: Collothecacea

Familia: Collothecidae

Collotheca pelagica (Remane, 1929-33)

Collotheca sp.

Phylum: Crustecea

Classis: Cladocera

Familia: Bosminidae

Bosmina longirostris (O.F. Müller 1785)

Familia: Chydoridae

Alona sp.

Chydorus sp.

Familia: Daphniidae

Ceriodaphnia sp.

Classis: Copepoda

Familia: Cyclopidae

Cyclops sp.

Familia: Calanoidae

Teşhis edilemeyen bir türü.

Kapulukaya Baraj Gölü zooplankton faunasına tür sayısı ve bulunma sıklığı açısından Rotifera'nın hakim olduğu bulunmuştur. Rotifera'dan 13 familyaya ait 42 tür tespit edilmiştir. Bu türlerden, *Hexarthra* sp., *Keratella* sp., *Polyarthra* sp. ve *Synchaeta* sp.'ye ait bireylere çalışma periyodu içerisindeki bütün örneklerde rastlanmıştır. Bu cinsler ayrıca toplam rotifer popülasyonunda birey sayıları olarak da dominant olarak bulunmuştur. İstasyonlara göre ortalama rotifer birey sayısının, 2004 yılı bahar mevsimi başında en yüksek değerlere (21.04.2004 tarihinde 1506 birey/litre ve 05.05 2004 tarihinde 1286 birey/litre) ulaştığı tespit edilmiştir (Çizelge 3.1.1.). Bu örneklerde, *Keratella* sp. türleri, toplam rotifer yoğunluğunun % 90'dan

daha fazlasını oluşturmuştur. Bu örnekleme tarihlerindeki maksimum rotifer yoğunluğu, göle giren ve çıkan su miktarlarının en düşük ya da su bekleme süresinin en yüksek değerleriyle uygunluk göstermiştir. Çalışma periyodu boyunca yapılan diğer bütün örnekleme tarihlerinde ise, *Synchaeta* sp., *Polyarthra* sp., *Pompholyx* sp. ve kısmende *Hexarthra* sp. cinslerine ait bireylerin toplam rotifer yoğunluğu içerisinde dominant oldukları tespit edilmiştir. Bu cinsler, belli mevsimlerde ya tek başlarına ya da iki cins birlikte toplam rotifer yoğunluğunun % 90 veya daha fazlasını oluşturacak şekilde bir dominantlık göstermişlerdir. Örneğin, 2003 ve 2004 yıllarının yaz mevsimi başlarında (Haziran) *Pompholyx* sp. ve *Polyarthra* sp., bunu takibeden sonbahar ve kış aylarında da *Synchaeta* sp. ve *Polyarthra* sp. birlikte bu şekilde bir dominantlığa sahiptir (Çizelge 3.1.1.). Özellikle *Synchaeta* sp. nin dominant olduğu örnekleme tarihlerinde, daha yüksek alkalinite ve toplam çözünmüş madde ortalama değerleri tespit edilmiştir.

Rotiferlerin abiyotik faktörlerle olan ilişkisi parametrik olmayan korelasyon (Sperman Rank) analizi ile ortaya konulmaya çalışılmıştır. Toplam rotifer türlerinin ortalama yoğunlukları ile oksijen, amonyum, ve DIN konsantrasyonları arasında pozitif ve önemli, ve TP ve alkalinite konsantrasyonları arasında negatif ve önemli korelasyon katsayıları elde edilmiştir. Ortalama rotifer yoğunluklarının, göle giren ve çıkan su miktarları, iletkenlik, toplam çözünmüş madde, sıcaklık ve klorofil-*a* konsantrasyonlarıyla olan negatif korelasyonları istatistiki olarak önemli bulunmamıştır. Rotifelerin bulanıklıkla olan korelasyonu pozitif fakat, benzer şekilde, istatistiki olarak önemli değildir (Çizelge 3.1.2.).

Çizelge 3.1.1. Kapulukaya Baraj Gölündeki ortalama zooplankton yoğunlukları.

| Birey/Litre | <i>Hexarthra</i> sp. | <i>Keratella</i> sp. | <i>Polyarthra</i> sp. | <i>Pompholyx</i> sp. | <i>Synchaeta</i> sp. | <i>Rotifera</i> T. | <i>Cladocera</i> T. | <i>Bosmina</i> sp. | <i>Copepoda</i> T. | <i>Nauplii</i> |
|--------------------|---------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------|
| 18.06.2003 | 37,16 | 18,54 | 234,03 | 356,54 | 10,56 | 684,32 | 143,09 | 142,91 | 0,76 | 1,14 |
| 03.07.2003 | 5,39 | 8,15 | 21,13 | 58,82 | 90,35 | 207,24 | 17,27 | 17,24 | 0,38 | 0,66 |
| 15.07.2003 | 1,88 | 4,29 | 18,68 | 30,43 | 7,13 | 65,08 | 23,58 | 23,55 | 0,23 | 0,42 |
| 29.07.2003 | 13,31 | 3,96 | 38,83 | 1,83 | 29,68 | 92,89 | 59,19 | 59,12 | 0,10 | 0,23 |
| 12.08.2003 | 27,64 | 2,35 | 38,77 | 4,72 | 52,60 | 135,66 | 37,20 | 36,97 | 0,10 | 0,35 |
| 27.08.2003 | 4,39 | 1,03 | 20,81 | 7,86 | 37,69 | 80,82 | 32,44 | 32,32 | 0,08 | 0,33 |
| 17.09.2003 | 5,23 | 0,38 | 25,37 | 3,31 | 54,84 | 98,13 | 8,17 | 8,17 | 0,19 | 0,55 |
| 08.10.2003 | 0,30 | 0,31 | 25,10 | 1,18 | 21,14 | 55,92 | 12,21 | 12,10 | 0,11 | 0,79 |
| 22.10.2003 | 0,05 | 0,29 | 19,58 | 0,91 | 80,18 | 113,03 | 17,63 | 17,60 | 0,21 | 1,03 |
| 17.11.2003 | 0,03 | 0,38 | 18,24 | 0,18 | 86,22 | 113,59 | 32,89 | 32,89 | 0,05 | 0,93 |
| 03.03.2004 | 0,51 | 3,11 | 5,18 | 0,00 | 285,13 | 299,96 | 1,68 | 1,61 | 0,11 | 0,85 |
| 24.03.2004 | 0,00 | 13,97 | 8,15 | 0,00 | 76,83 | 102,83 | 0,52 | 0,47 | 0,08 | 1,68 |
| 07.04.2004 | 0,03 | 89,95 | 36,91 | 0,00 | 190,44 | 341,06 | 0,50 | 0,48 | 0,41 | 3,66 |
| 21.04.2004 | 7,17 | 1266,08 | 42,21 | 0,00 | 45,83 | 1506,18 | 2,55 | 2,34 | 1,10 | 5,63 |
| 05.05.2004 | 2,33 | 1068,25 | 16,01 | 0,00 | 52,15 | 1285,98 | 1,30 | 1,27 | 0,46 | 1,54 |
| 02.06.2004 | 2,65 | 100,21 | 109,27 | 628,50 | 5,81 | 911,76 | 38,42 | 38,42 | 0,00 | 0,80 |
| 16.06.2004 | 4,61 | 43,55 | 35,32 | 194,31 | 562,30 | 857,92 | 144,28 | 144,23 | 0,10 | 0,77 |
| 07.07.2004 | 9,45 | 6,87 | 80,08 | 15,93 | 29,72 | 155,74 | 61,80 | 61,78 | 0,50 | 0,92 |
| 27.07.2004 | 0,48 | 0,36 | 104,75 | 1,00 | 35,38 | 145,20 | 24,18 | 24,18 | 0,24 | 0,69 |
| 10.08.2004 | 2,50 | 0,63 | 61,48 | 0,48 | 47,93 | 119,60 | 19,77 | 19,71 | 0,13 | 1,14 |

Yoğunlukları bakımından önemli olan bazı rotifer türlerinin abiyotik faktörler ile olan ilişkisi ayrıca olarak Sperman Rank korelasyon analizi ile ortaya konulmaya çalışılmıştır. Buna göre;

Hexarthra sp. yoğunlukları göle giren ve çıkan su miktarlarıyla, ve bulanıklılıkla pozitif olarak ve alkaliniteyle negatif ve istatistiki anlamda önemli olarak ilişkilidir. *Polyarthra* sp. yoğunluğu alkalinite, nitrat ve DIN konsantrasyonlarıyla negatif ve önemli korelasyona sahiptir. Bu türün, göle giren ve çıkan su miktarlarıyla olan pozitif ilişkisi istatistiki bakımdan önemli bulunmamıştır (Çizelge 3.1.2.).

Keratella sp. yoğunluklarının iletkenlik ve sıcaklık ile negatif önemli ve oksijen, nitrat ve DIN konsantrasyonlarıyla, DIN/TP oranı ve Secchi derinliğiyle pozitif önemli korelasyonlara sahip olduğu tespit edilmiştir. *Keratella* sp.'nin, göle giren ve çıkan su miktarları ve bulanıklılıkla olan korelasyonları negatif fakat istatistiki olarak önemli değildir (Çizelge 3.1.2.).

Bütün örneklerde raslanan *Synchaeta* sp. sadece Secchi derinliğiyle pozitif ve istatistiki anlamda önemli korelasyonlar ortaya koymuştur (Çizelge 3.1.2.).

Asplachna sp. ile göle giren su miktarı arasında pozitif önemli ve alkalinite ile arasında negatif önemli korelasyonlar tespit edilmiştir (Çizelge 3.1.2.).

Pompholyx sp. yoğunlukları ise, göle giren ve çıkan su miktarlarıyla, pH, sıcaklık ve bulanıklılıkla pozitif ve önemli, nitrat ve DIN/TP oranı ile önemli negatif korelasyonlara sahiptir.

Çizelge 3.1.2. Zooplanktonların abiyotik faktörlerle olan ilişkisi, parametrik olmayan korelasyon (Sperman Rank=R) analizi korelasyon katsayıları. Korelasyon katsayılarının istatistiki önemlilikleri $P < 0,05$ seviyesinde ifade edilerek, koyu renk ile gösterilmiştir. Gelen su (m^3), Çıkan su (m^3), Ret.: Su bekleme süresi (gün), TP ($\mu g/L$), İletkenlik ($\mu S/cm$), TDS (mg/L), Sıcaklık ($^{\circ}C$), Oksijen (mg/L), Nitr.: Nitrit-nitrat ($\mu g/L$), Amonyum ($\mu g/L$), DIN ($\mu g/L$), Silikat (mg/L), Klo a ($\mu g/L$), Alkalinite (mg/L), Sülfat (mg/L), Bulanıklık (NTU), Secchi (cm).

| (R) | <i>Synchaeta</i> sp. | <i>Pompholyx</i> sp. | <i>Polyarthra</i> sp. | <i>Hexarthra</i> sp. | <i>Keratella</i> T. | <i>Asplanchna</i> sp. | <i>Rotifera</i> T. | <i>Cladocera</i> T. | <i>Bosmina</i> sp. | <i>Copepoda</i> T. |
|------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Gelen su | -0,132 | 0,724 | 0,250 | 0,576 | -0,292 | 0,465 | -0,355 | 0,684 | 0,680 | 0,393 |
| Çıkan su | -0,275 | 0,720 | 0,275 | 0,561 | -0,379 | 0,349 | -0,341 | 0,660 | 0,654 | 0,359 |
| Ret. | 0,215 | -0,609 | -0,389 | -0,478 | 0,352 | -0,438 | 0,344 | -0,716 | -0,713 | -0,074 |
| TP | -0,232 | 0,517 | 0,042 | 0,376 | -0,383 | -0,020 | -0,511 | 0,188 | 0,189 | 0,733 |
| İletkenlik | 0,096 | 0,183 | 0,075 | 0,008 | -0,466 | 0,068 | -0,045 | 0,388 | 0,386 | -0,204 |
| pH | -0,321 | 0,549 | 0,192 | 0,486 | -0,155 | 0,065 | -0,214 | 0,411 | 0,398 | 0,521 |
| TDS | 0,075 | 0,127 | 0,081 | 0,011 | -0,414 | 0,092 | -0,029 | 0,392 | 0,391 | -0,249 |
| Sıcaklık | -0,358 | 0,552 | 0,421 | 0,427 | -0,573 | 0,221 | -0,311 | 0,510 | 0,511 | 0,0672 |
| Oksijen | 0,296 | -0,342 | -0,217 | -0,336 | 0,620 | -0,185 | 0,568 | -0,436 | -0,438 | -0,401 |
| Nitr. | 0,350 | -0,502 | -0,496 | -0,323 | 0,553 | -0,220 | 0,320 | -0,502 | -0,501 | -0,153 |
| Amonyum | 0,191 | -0,059 | -0,301 | -0,268 | 0,347 | -0,015 | 0,444 | -0,182 | -0,183 | -0,329 |
| DIN | 0,300 | -0,396 | -0,475 | -0,275 | 0,656 | -0,118 | 0,467 | -0,489 | -0,488 | 0,021 |
| DIN/TP | 0,198 | -0,458 | -0,302 | -0,256 | 0,633 | 0,023 | 0,496 | -0,347 | -0,344 | -0,305 |
| Silikat | 0,293 | -0,377 | -0,428 | -0,427 | 0,100 | -0,053 | -0,168 | -0,363 | -0,365 | 0,097 |
| Klo a | -0,112 | -0,188 | 0,193 | 0,300 | -0,151 | -0,116 | -0,130 | -0,042 | -0,039 | 0,010 |
| Alkalinite | 0,346 | -0,414 | -0,600 | -0,631 | -0,383 | -0,544 | -0,527 | -0,443 | -0,441 | 0,553 |
| Sülfat | 0,336 | -0,483 | -0,433 | -0,123 | 0,288 | 0,130 | 0,077 | -0,538 | -0,530 | 0,506 |
| Bulanıklık | -0,339 | 0,575 | 0,586 | 0,717 | -0,014 | 0,432 | 0,271 | 0,539 | 0,536 | -0,645 |
| Secchi | 0,589 | -0,432 | -0,355 | -0,396 | 0,442 | -0,116 | 0,463 | -0,340 | -0,338 | -0,207 |

Kapulukaya Baraj Gölünde bir başka zooplankton grubu olan kladoserlerden 3 familyaya ait 4 tür bulunmuştur. Bunlar, *Bosmina* sp.'ye ait bireylerin *Bosmina longirostris* olduğu teşhis edilmiş, diğer cinsler (*Alona* sp., *Ceriodaphnia* sp. ve *Chydorus* sp.) tür seviyesinde teşhis edilememiştir. *Bosmina longirostris* bireyelerine çalışma periyodu içerisindeki tüm örneklerde raslanmıştır. Bu tür bütün Cladocera popülasyonunun çoğunlukla % 99'unu oluşturacak şekilde bir dominantlık göstermiştir. *Bosmina longirostris*'in maksimum yoğunluğu 144 birey/L (istasyonlar ortalaması) olarak Haziran 2004 tarihinde tespit edilmiştir. Bu tür, Haziran 2003 tarihinde de benzer (142 birey/L) bir yoğunluk tepe değerine ulaşmıştır. Çalışma periyodu içerisindeki her iki yılın yaz aylarında diğer mevsimlere göre daha yüksek yoğunluklara sahiptir (Çizelge 3.1.1.).

Cladocera popülasyon yoğunluğundaki değişikliklerin, göle giren-çıkan su miktarı, sıcaklık, ve bulanıklıktaki değişikliklerle pozitif ve istatistiki olarak önemli, oksijen, nitrat ve sülfat konsantrasyonlarındaki değişikliklerle de negatif ve istatistiki olarak önemli bir şekilde ilişkili olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 3.1.2).

Copepoda popülasyonuna ait ergin *Kalanoid kopepod* (Familya: Calanoidae) ve *Cyclopid kopepod* (Familya: Cyclopoidae) bireyelerinin, çalışma süresi içinde alınan örneklerde sayısal ve bulunma sıklığı açısından oldukça düşük değerler gösterdiği tespit edilmiştir. Bu iki familyaya ait (istasyonlara göre) ortalama ergin kopepod birey sayıları 0 ve 1 arasında değişmiştir. Nauplii sayılarının, bahar aylarında diğer mevsimlere göre daha fazla bulunduğu ve maksimum yoğunluğa (istasyonların ortalama birey sayısı) 5 birey /L ile Nisan 2004 tarihinde ulaştığı saptanmıştır (Çizelge 3.1.1.).

Kopepod yoğunluğundaki değişikliklerin, TP, pH ve alkalinite'deki değişikliklerle pozitif, önemli ve bulanıklıktaki değişikliklerle negatif, önemli korelasyonlar gösterdiği bulunmuştur (Çizelge 3.1.2).

3.2. Zooplankton Komunitelerinin Uzaysal Dağılımı

Rotiferlerin, Kapulukaya Baraj Gölündeki horizontal dağılımı değerlendirildiğinde istasyonlar arasında belirgin farklılıklar olduğu görülmektedir. Çalışma süresi içerisinde bulunan rotiferlerin ortalama yoğunlukları S1'de 468 birey/L, S2'de 350 birey/L, S3'de 276 birey/L, S4'de 339 birey/L ve S5'de 410 birey/L olarak bulunmuştur.

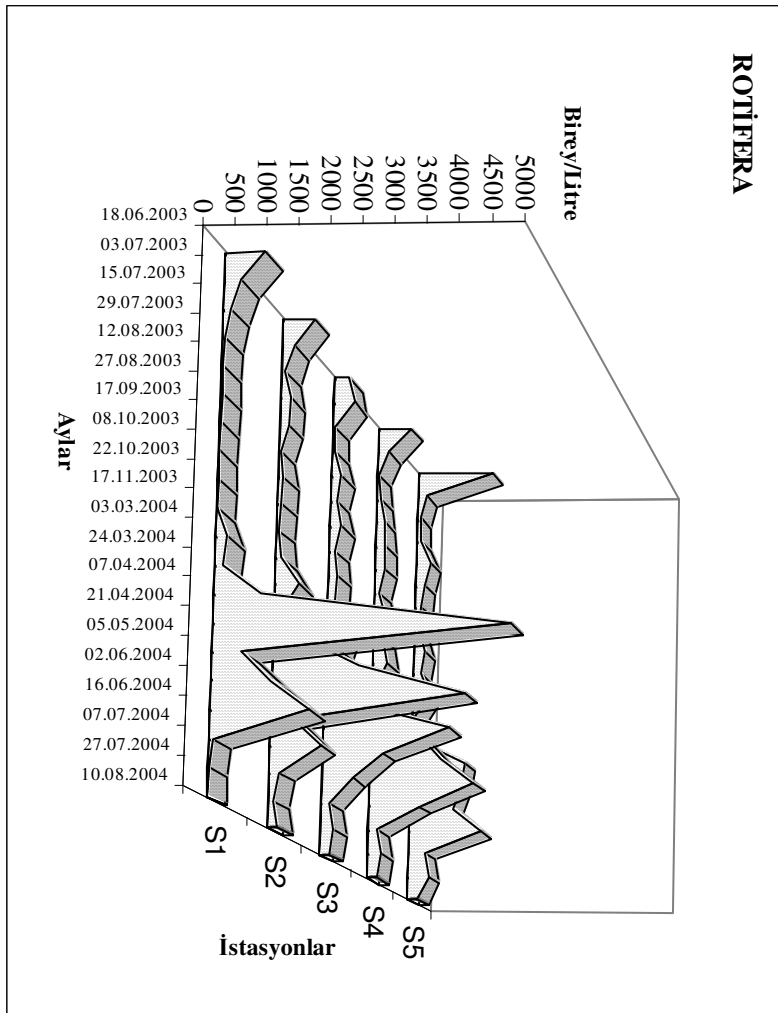
Bütün istasyonlarda 2003 ve 2004 yıllarında olmak üzere iki belirgin yükseliş fark edilmektedir. Ancak bu her iki yükselişin istasyonlar arasındaki horizontal değişiklikleri 2003 ve 2004 yılları için farklılık göstermektedir (Şekil 3.2.1.a.).

2003 yılında, rotifer yoğunluklarının istasyon ortalamaları, göle su girişini temsil eden başlangıç istasyonundan sete doğru olan istasyonlara gidildikçe artmakta iken, 2004 yılında bunun tersi olarak gölün nehir ağzından sete doğru azalmaktadır (Şekil 3.2.2.).

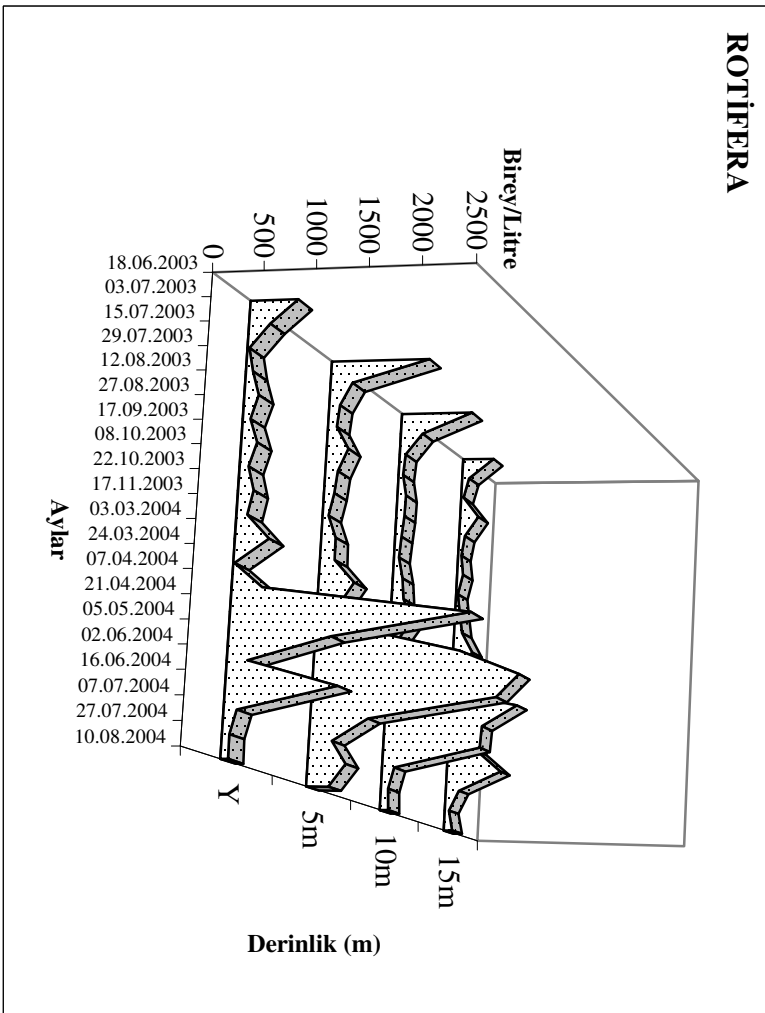
Rotifer yoğunluğunun gölün horizontal eksenindeki dağılımı üzerinde yıllar arasında görülen bu farklılık, her iki yıl için hesaplanan su bekleme süreleri arasındaki farklılıkla paralellik göstermektedir. Nitekim, 2003 yılında göle giren ve çıkan su miktarlarının azlığı neticesinde 2004 yılıyla karşılaştırıldığında ortalama göl suyu bekleme süresi belirgin bir şekilde daha düşüktür (Ek 1).

Gölde rotiferlerin vertikal dağılımları incelendiğinde ise, bütün türlerin 5m derinlikte en yoğun olarak bulunduğu gözlenmiş, bunu sırasıyla yüzey, 10m ve 15m derinliklerin izlediği tespit edilmiştir (Şekil 3.2.1.b.).

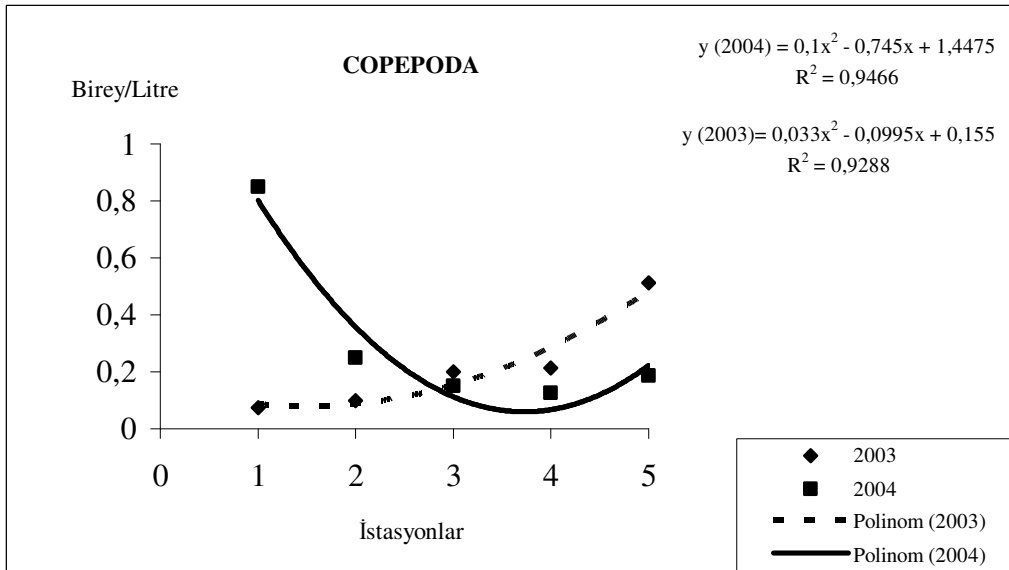
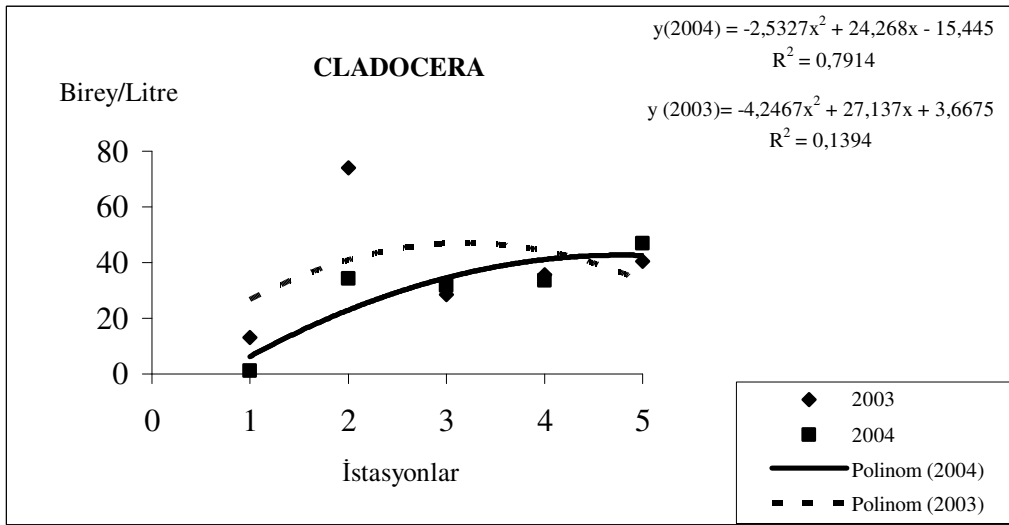
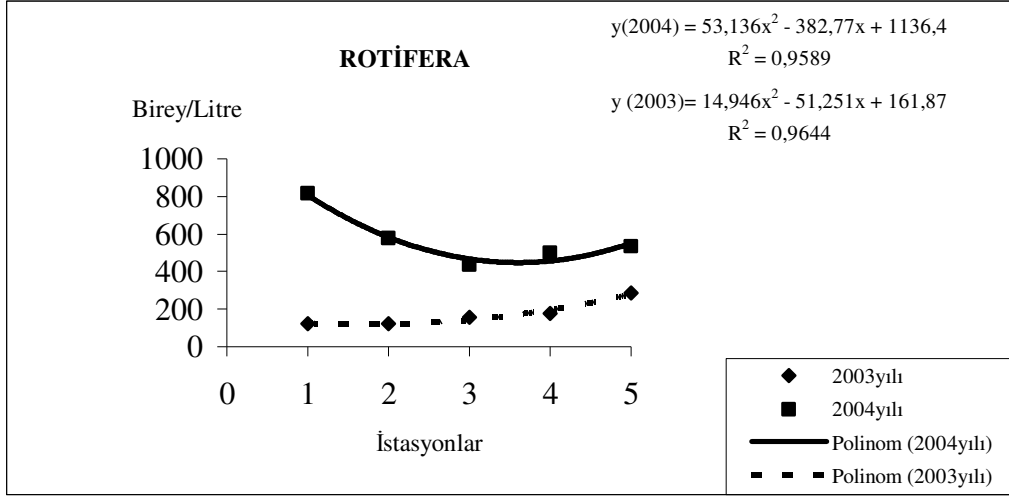
Gölde kladoserlerin horizontal dağılımı rotiferlerinkinden farklı olarak ortaya çıkmıştır (Şekil 3.2.3.a.). Bu fark, özellikle 2003 yılı için S2’de tespit edilen kladoser yoğunluklarında ortaya çıkmıştır. Mayıs ve Haziran 2003 tarihlerinde (sırasıyla 277 birey/L ve 160 birey/L) tespit edilen tepe değerlerinin bu istasyon ortalamasının daha yüksek çıkmasına neden olduğu anlaşılmaktadır. S2’den kaynaklanan bu durum, kladoser horizontal dağılım eğrisinin rotiferlerde ortaya çıkan doğrusal artan dağılım eğrisine göre daha az keskin olmasına neden olmuştur. Ancak 2004 yılındaki dağılım rotiferler için tespit edilene göre tamamen tersi yöndedir. Kladoser dağılım eğrisi bu yılda rotiferlerin aksine artan doğrusal eğilim göstermiştir (Şekil 3.2.2.).



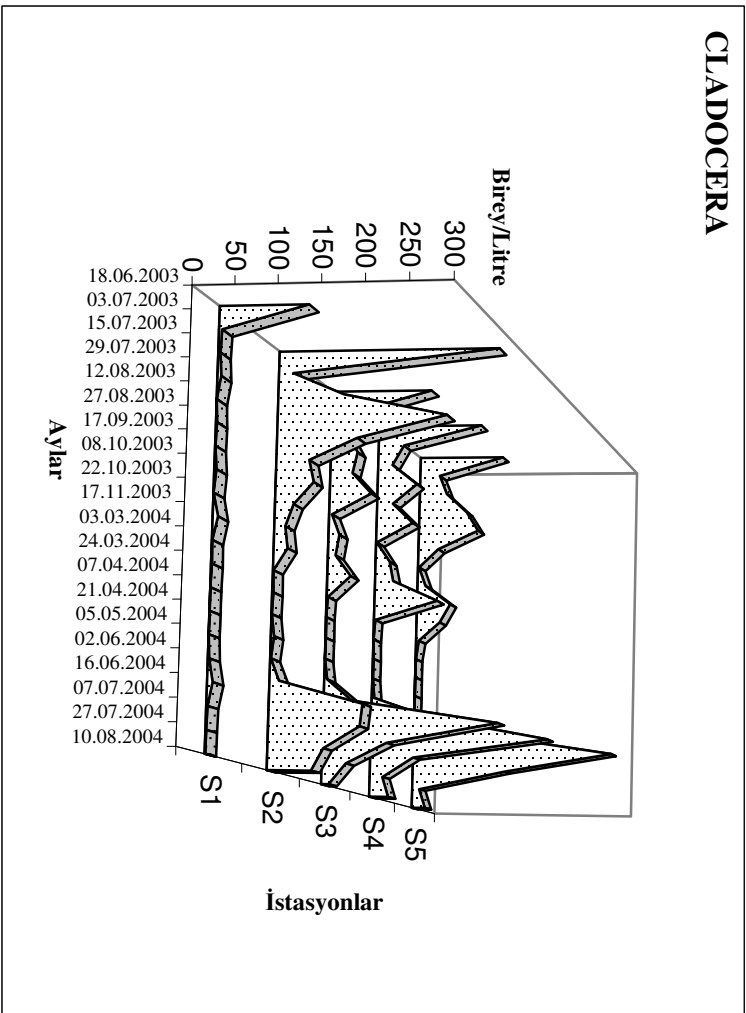
Şekil 3.2.1.a. Kapulukaya Baraj Gölü Rotifera popülasyonunun istasyonlara göre dağılımı.



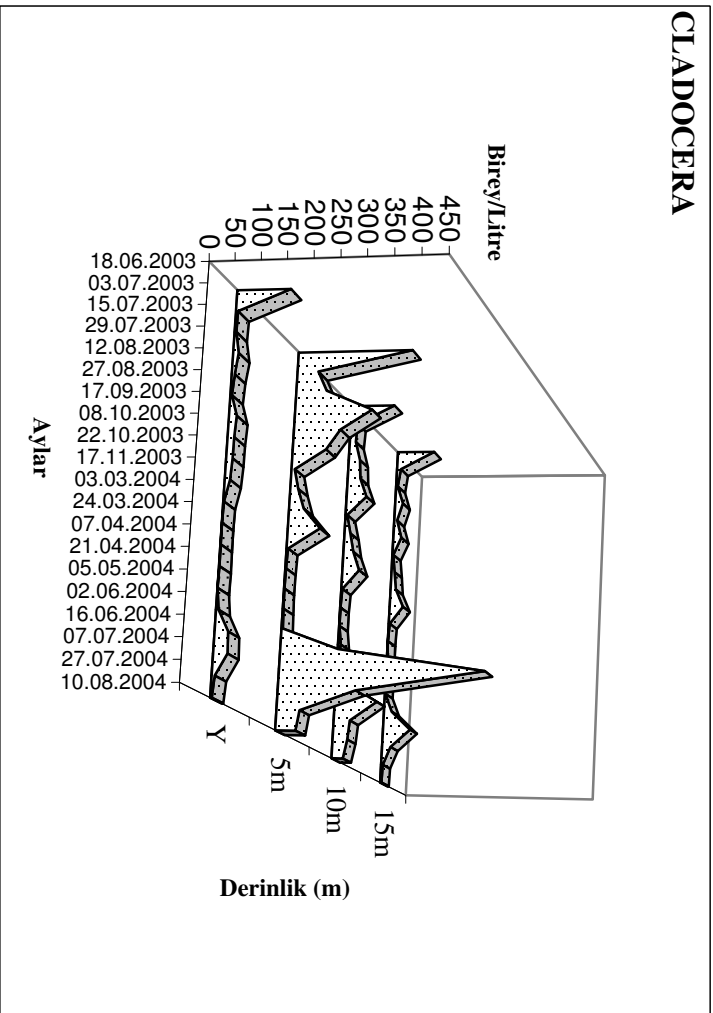
Şekil 3.2.1.b. Kapulukaya Baraj Gölü Rotifera popülasyonunun derinliklere göre dağılımı.



Şekil 3.2.2. Rotifera, Cladocera ve Copepoda yoğunluklarının istasyonlara göre ortalama değerlerinin eğilim grafikleri.



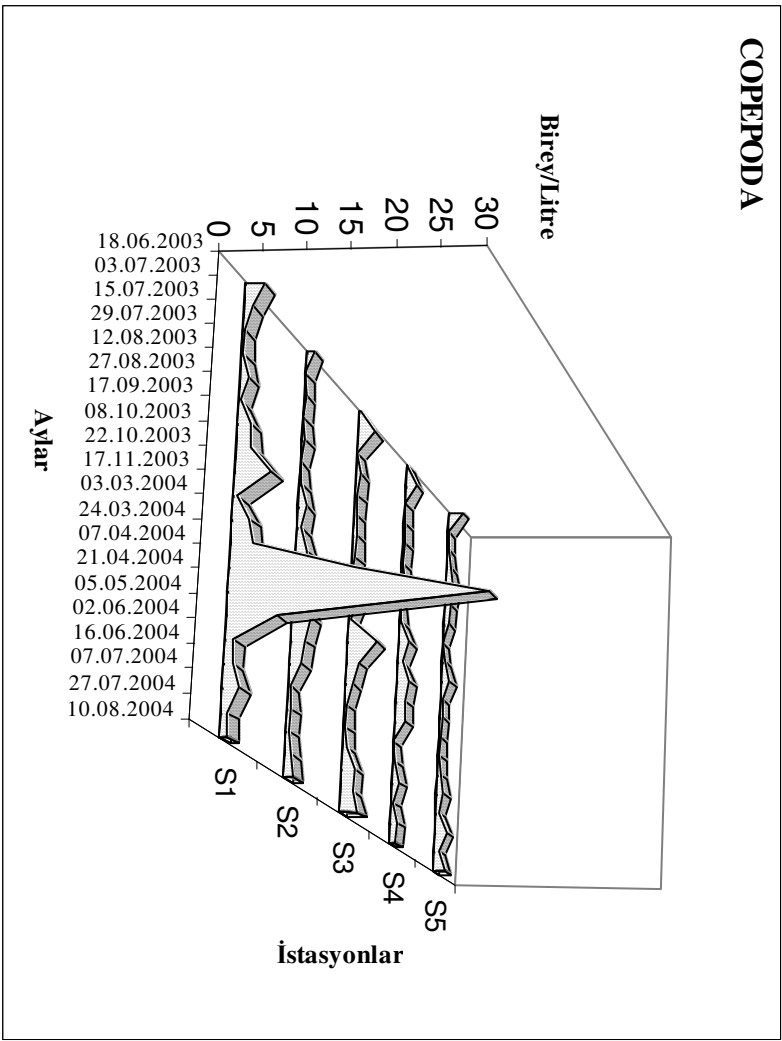
Şekil 3.2.3.a. Kapulukaya Barajı Gölü Cladocera popülasyonunun istasyonlara göre dağılımı.



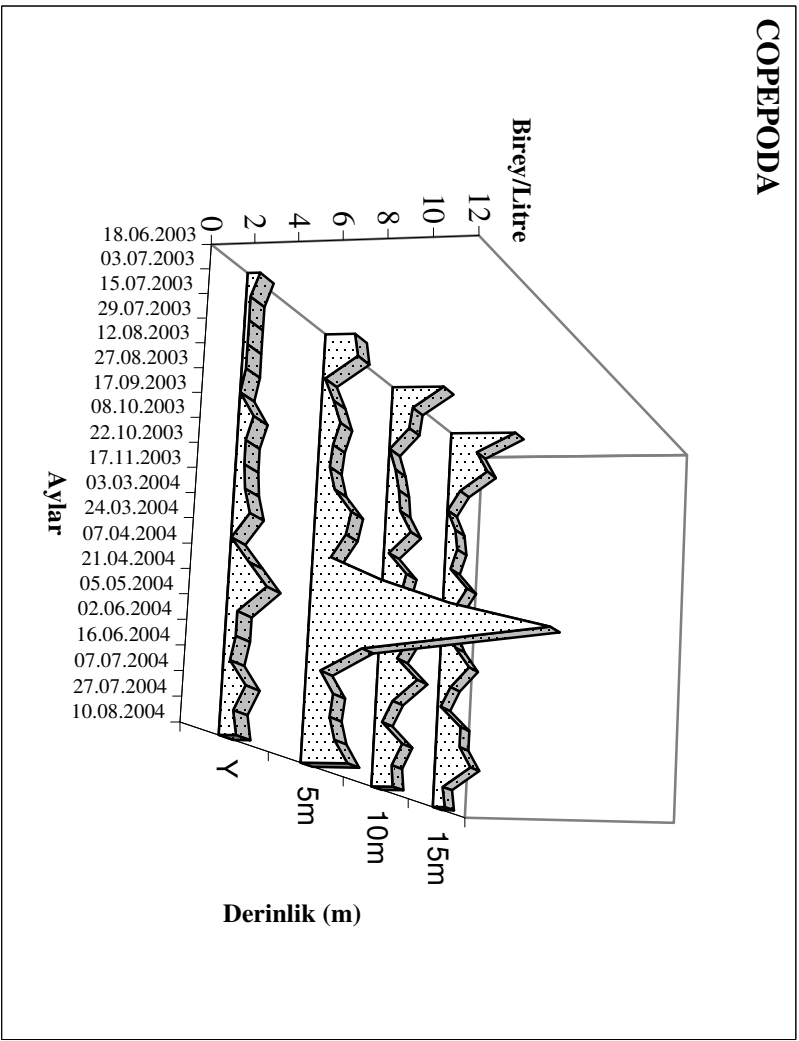
Şekil 3.2.3.b. Kapulukaya Barajı Gölü Cladocera popülasyonunun derinliklere göre dağılımı.

Kladoser türlerinin dikey dağılımına bakıldığında ise, türlerin hepsinin en yoğun 5m derinlikte olduğu görülmüş ve derinlikler arası yoğunluk yönünden 5m> 10m> 15m> Y şeklinde sıralandığı tespit edilmiştir (Şekil 3.2.3.b.).

Gölde, kopepod yoğunluklarının horizontal dağılımının rotiferlerinkine benzer bir şekilde ortaya çıktığı gözlenmiştir. Bu benzerlik 2003 ve 2004 yılları arasındaki fark açısından da geçerlidir (Şekil 3.2.2.). Kopepod türlerinin dikey dağılımına bakıldığında ise, türlerin hepsinin en yoğun 5m derinlikte olduğu görülmüş ve derinlikler arası yoğunluk yönünden 5m> 10m> 15m> Y şeklinde sıralandığı tespit edilmiştir (Şekil 3.2.4.b.).



Şekil 3.2.4.a. Kapulukaya Barajı Gölü Copepoda popülasyonunun istasyonlara göre dağılımı



Şekil 3.2.4.b. Kapulukaya Barajı Gölü Copepoda popülasyonunun derinliklere göre dağılımı

4. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada, Kapulukaya Baraj Gölündeki 3 temel zooplankton popülasyonunun kompozisyonu ve mevsimsel dağılımı konusunda elde edilen sonuçlar, gölde rotifer popülasyonunun hakim grubu oluşturduğunu, kladoser grubuna ait özellikle *Daphnia* sp. gibi büyük vücutlu bireylerin mevcut olmadığını ortaya koymuştur. Zooplanktonlar, fitoplanktonlar üzerinde beslendiklerinden, onların kontrolünde belirleyici bir role sahiptirler. Ancak, zooplankton gruplarından suyu filtre ederek beslenen kladoserler, otlayarak beslenen kopepod ve rotifer gruplarına göre daha yüksek beslenme etkisine sahiptirler. Bu nedenle, kladoser türleri, özellikle iri vücut yapısına sahip *Daphnia* sp. türleri ile su kalitesi arasında çok sıkı bir ilişki mevcuttur^(43,131). Göllerde bu tür kladoser bireylerinin olmayışı ya da yoğunluklarının az oluşu, besin zincirindeki bazı düzensizliklerin olma ihtimaliyle açıklanmaktadır. Bazı araştırmalar, büyük vücutlu *daphnid* türlerinin ekosistemde olmayışlarını, besin zincirinde zooplanktonun bir üst basamağını teşkil eden balık popülasyonunun predasyon baskısına bağlamaktadır^(132,133). Özellikle zooplanktonla beslenen (planktivor) balıkların ortamda artışı, bu balıkların iri vücutlu *daphnid* bireyleri üzerinde seçici beslenmeleri yüzünden bu tür bir baskıya neden olabilmektedir⁽¹³⁴⁾. Planktivor balıkların ortamda artışı ise yanlış avcılık ya da göl ekosistemindeki (oksijensizlik, aşırı fitoplankton patlamaları vs.) kötüleşmelere bağlı olarak karnivor balıkların ortamda azalması sonunda ortaya çıkabilmektedir^(135,136). Kapulukaya Baraj Gölü'nde *daphnid* türlerinin olmayışı balık popülasyonundaki bozulmalarla ilgili olabilir. Yasal olarak ticari avcılık yapılamamasına ve bu nedenle gölden çekilen balık çeşit ve miktarları hususunda düzenli bilgi olmamasına rağmen,

çalışma esnasında gölde yasal olmayan yollarla balık avcılığının devam ettiğine ilişkin gözlemlerimiz bu ihtimali kuvvetlendirecek niteliktedir. Ayrıca, göldeki balık popülasyonuna ait türlerin tespit edilebilmesi amacıyla çalışmamız esnasında değişik zamanlarda yapılan balık örneklemelerinde, gölde *Atherina boyerii* türünün bulunduğu belirlenmiştir. Bu balık türü, ülkemiz tatlı sularına ait olmayan ekzotik türler kapsamında değerlendirilmesi gereken bir türdür. Erken eşeyssel olgunluğa erişme (1 yıl ve daha az), yine yaklaşık bir yıl gibi bir sürede popülasyonunu iki katına çıkararak kolay kolonize olması ve özellikle zooplanktonla beslenmesi gibi özellikleri nedeniyle, bu türün Kapulukaya Baraj Gölü balık popülasyon kompozisyonunu değiştirmiş olma ihtimali oldukça yüksektir^(137,138). Bu durumda *Atherina boyerii*'nin zooplanktonlar üzerinde özellikle de iri vücutlu daphnid türleri üzerindeki olası bir yoğun baskısından şüphelenmek gerekmektedir. Bu durumun ispatlanması için, göldeki balık popülasyon yapısı ve dinamiklerini ortaya koyacak başka bir detaylı bilimsel çalışmaya ihtiyaç vardır.

Zooplankton komunitelerinin tür kompozisyonu ve yoğunluğu üzerinde, besin zincirindeki predatör baskısının dışında, başka biyolojik (besin rekabeti), fiziksel (tabakalaşma, su bekleme süresi vb.) ve kimyasal faktörler (pH, tuzluluk, askıda katı madde, nutrientler vb.) de rol oynamaktadır^(139,140,141). Ayrıca, bu biyotik ve abiyotik faktörlerin baraj göllerindeki tezahürü ve rolleri, doğal göllerde olmayan birtakım yapısal özellikleri nedeniyle temel farklılıklara sahiptir. Bunların en başında, baraj göllerinin kendilerini besleyen nehirin yoğun akıntısıyla birlikte baraj gölünde oluşturduğu fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişikliklerin oldukça etkili olması gelmektedir. Özellikle nehir akıntısıyla birlikte baraj gölüne taşınan askıda katı maddeler, göl içerisindeki ışık rejimini azaltmakta ve zooplanktonun besin olarak kullandığı fitoplanktonun tür çeşitliliği ve miktarını değiştirmek suretiyle

zooplanktonların beslenme davranışında ve böylece kompozisyon ve miktarlarında da değişikliğe yol açmaktadırlar⁽¹¹¹⁾. Baraj göllerinin bulanıklılıkla ilgili bu karakteristik özelliğinin özellikle *Daphnia* sp. türlerinde baskılayıcı olduğu ve sonuçta baraj göllerinde rotifer, kopepod ve küçük vücutlu (*Bosmina* sp. gibi) kladoser türlerinin hakim duruma geçtiği sıklıkla ifade edilmiştir^(82,142,143,144,145). Rotiferlerin baraj göllerinde hakim zooplankton grubu olması, onların kararsız ve dinamik koşullara başarılı olmasına izin veren fırsatçı özellikleriyle ilişkilendirilebilir⁽¹⁴⁶⁾. Duncan ve Gulati⁽¹⁴⁷⁾ çalışmalarında rotiferlerin hakim grup olarak bulunmasını, onların diğer zooplankton gruplarından daha kısa sürede seksüel olgunluğa ulaşabilmelerine bağlamıştır. Yine pek çok araştırma rotifer popülasyonlarının şiddetli akış rejimi ve düşük su bekleme süresinde kararlılığını koruduğunu göstermiştir^(82,145). Rezervuarların zooplankton popülasyonlarına rotiferlerin hakim olmasında etkili bir başka faktörde onların besin elastikiyetidir, yani farklı besin kaynaklarına kolaylıkla adapte olabilirler⁽⁸²⁾.

Yukarıda verilen literatür sonuçlarının ışığında, Baraj göllerinde temel karakteristik gibi görülen bulanıklılık baskın durum, Kapulukaya Barajı'nda rotiferlerin hakim grup olmasını açıklar nitelikteki (balık predasyon baskısının dışında) diğer bir etmen olabilir. Ancak, Kapulukaya Baraj Gölündeki rotiferlerin, özellikle göle giren ve çıkan suyun en az olduğu bahar aylarında artış göstermesi bu açıklamalarla çelişir gözükmektedir. Üstelik, rotiferlerin göle giren ve çıkan su miktarları ve toplam çözünmüş maddeyle korelasyonları negatif olarak bulunmuştur. Bu durum, göle nehre giren suyla taşınan materyalin özellikleriyle ilgili olabilir. Göle giren nehir suyu içerisinde taşınan organik detritus materyalinin karakteristikleri de zooplankton kompozisyonu üzerinde etkili olmaktadır⁽⁵⁶⁾. Çünkü, çözünmüş ya da partiküler olmak üzere iki şekilde bulunan organik detritus, baraj

göllerindeki zooplanktonlar için önemli bir alternatif besin kaynağıdır ve çözülmüş formda olanlar zooplanktonların filtre ederek beslenen (Kladoserler, özellikle *Daphnia* sp.) türleri tarafından alınamazlar⁽⁵⁶⁾. Baraj göllerine giren bu organik detritusun içeriğindeki çözülmüş formun oranı partiküler olana oranla çok daha (yaklaşık 20 kat) fazladır⁽¹⁴⁸⁾. Kapulukaya Baraj Gölüne bahar aylarında en az su girmesine rağmen göl hacmi oldukça yüksek seviyelerini korumaktadır. Göle doğrudan nehir kaynaklı olmayıp, yağmur sularıyla eğimli havzadan taşınan suların bu hacmin korunmasında etkili olduğu düşünülmelidir. O halde, özellikle tarım ve hayvancılıkta kullanılan bu havzadan göle taşınan suların çözülmüş haldeki fraksiyonları taşıdığı ve bunun da rotiferlerin yoğunluğunu artırdığı söylenebilir. Rotifer yoğunluğunun bu dönemde daha yüksek olan bulanıklılıkla pozitif korelasyon sahip olması bu senaryoyu destekler görünmektedir. Ancak, rotiferlerin Kapulukaya hidrolojik özellikleriyle olan ilişkisini daha açık olarak ortaya koyabilmek için, göle doğrudan nehirle veya havzadan yıkanarak gelen suların içeriklerinin detaylı incelenmesi gerektiği kanaatindeyiz.

Bu çalışmada, ayrıca, zooplankton komünitelerinin göldeki boylamsal dağılımları abiyotik faktörlerle de ilişkilendirilerek incelenmiştir. Alınan sonuçlar, rotiferlerin, gölün nehir bölgesinden set bölgesine doğru olan boylamsal istasyonlarda birtakım hidrolojik faktörlerin etkisi altında yayılış göstermiş olabileceğine işaret etmiştir. Bu hidrolojik faktörler arasında en önemlisi, gölün diğer kimyasal ve biyolojik özelliklerini de genel olarak etkileyen, göle giren ve çıkan su miktarları veya başka deyişle göl su bekleme süresidir^(149,150). Marzolf⁽¹⁴⁹⁾'a göre baraj göllerinin horizontal eksenini boyunca zooplankton yoğunluk dağılımı üç farklı grupta incelenmektedir. İlki, nehir bölgesinden sete doğru lineer olmayan bir artışın olduğu dağılımdır. Dağılımın lineerliği, baraj geçiş zonunda asimptotik olarak

azaldığı için bozulur ancak bu bölgeden itibaren göl-içi akıntı hızı azaldığı için zooplankton çoğalarak artmaya devam eder. İkinci grupta ise, zooplankton yoğunluğu nehir bölgesinde en fazladır ve sete doğru azalarak devam eder. Bu tür bir dağılım hidrolik etkilerin baskın olmadığı ve nehir su girdisiyle birlikte göle giren silt, çamur, nutrient, alg bakteri vb'nin depo edilme eğiliminde olduğu durumlarda ortaya çıkmaktadır. Böylece, populasyonlar besinin en fazla olduğu bölgede (nehir bölgesi) en fazla olacak ve sete doğru gittikçe azalacaktır. Üçüncü grup ise, sağa çarpık frekans dağılım şekline benzeyen bir dağılım göstermekte olup bu grupta yıl içinde ilk iki grupta olan her iki proses birlikte geçerlidir. Kapulukaya Barajı'nda zooplanktonun horizontal dağılımını etkileyebileceği düşünülen hidrolojik etmenler (gelen/çıkan su miktarları ve buna bağlı olarak oluşan göl su bekleme süresi), çalışma süresi içerisinde 2003 ve 2004 yılları arasında farklılık gösterdiği için değerlendirmelerin bu iki yıl için ayrı ayrı yapılma gereği doğmuştur. Buna göre, barajdaki rotifer ve kopepod dağılımının literatürde sözü edilen dağılımlarla uygunluk gösterdiği görülmektedir. 2003 yılında sete doğru artan bir dağılım bu yıl içerisinde su bekleme süresinin daha düşük olmasıyla açıklanabilir. 2004 yılında ise, ikinci grupta sözü edilen ve baraj geçiş bölgesine (çalışmamızda istasyon 3) kadar azalan ve daha sonra artarak devam eden dağılım söz konusudur ve bu yıl içindeki su bekleme süresinin çok daha yüksek olmasıyla uyumlu bir sonuçtur⁽¹⁵⁰⁾. Kladoserlerin horizontal dağılımı, her iki yılda da, birinci grupta sözü edilen dağılıma benzerlik gösterecek şekilde oluşmuştur. Bu durum, özellikle su girdisinin daha az olduğu 2003 yılı için düşünülecek olursa, bu zooplankton grubunun su girdisindeki partiküler ya da çözülmüş yapıdaki organik materyal miktarı ve özelliklerine daha duyarlı olduğu ve kladoser dağılımının bu materyal özelliklerinin belirlenmesi

sonrasında daha iyi açıklanabileceği söylenebilir. Nitekim cladocerlerin su giriş ve çıkışlarıyla pozitif olarak korelasyonu bunu destekler mahiyettedir.

Kapulukaya Baraj Gölünde çalışma süresi boyunca zooplankton populasyonlarının 5m derinliği tercih ettiği bulunmuştur. Bu durum, zooplankton populasyonlarının balık avlanma baskısından kurtulmak üzere dikey göç davranışına atfedilebilir^(151,152,153). Ama, 5m.'deki derinliğin öfotik bölge olabileceği düşünüldüğünde ise balık avlanma baskısının çok etkili olmadığı söylenebilir. Çünkü avlanmanın etkili olduğu durumlarda, zooplankton populasyonlarının daha fazla derinlerdeki oksijeni oldukça düşük olan ve balıkların tercih etmedikleri hipolimniyon tabakasına göç ettiği bilinmektedir^(153,154).

Zooplanktonların uzaysal dağılımları, barajlarda su kalite ve yönetimi konusunda önemli bir bilgi olarak algılanmaktadır. Çünkü, bir barajda hidrolojik özelliklerin su kalite amaçlı kontrol edilmesi veya değiştirilmesi sırasında zooplankton populasyonlarında meydana gelecek değişiklikler fitoplanktonu etkileyecektir. Fitoplankton kontrolü ise su kalitesini ilgilendiren çalışmalardaki temel hedeflerden en başlıcasıdır. Bu nedenle, Kapulukaya Baraj Gölünde, hidrolojik ve kimyasal bulguları da kapsayacak şekilde, su kalitesi ve yönetimini amaçlayan herhangi bir planlama içinde zooplanktonla ilgili bulguların önemli bir su kalite göstergesi olabileceği düşünülebilir.

KAYNAKLAR

- 1) Yalçın, H., Gürü, M., 2002. Su Teknolojisi. Palme Yayıncılık: 204.
- 2) Jurdi, M., Korfali, S.I., Karahogopian, Y. and Davies, B.E., 2002. Evaluation of water quality of the Qaraaoun Reservoir, Lebanon: Suitability for multipurpose usage. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77 (1): 11-30.
- 3) Tundisi, J.G., 2003. Reservoir Management: Integration of Criteria Considering Environment and Use. Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza.
- 4) Straskraba, M. and Tundisi, J.G., 1999. Guidelines of lake management. Reservoir water quality management. International Lake Environment Committee Foundation, volume 9.
- 5) Ryder, R.A., 1978. Ecological heterogeneity between north temperate reservoirs and glacial lake systems due to different succession rates and cultural uses. *Verh. Intern.Verein. Limnol.*, 20: 1568-1574.
- 6) Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. and syst.*, 8: 255-283.
- 7) Goldmann, C.R. and Kimmel, B., 1978. Biological processes associated with suspended sediments and detritus in lakes and reservoirs. In Cairns, J., Benfield, E.F., and Webster, J.R., eds. *Current perspectives on rivers reservoir ecosystems*. North American Benthological Society Publication No.2.

- 8) Kennedy, R.H., Thornton, K.W. and Ford, D., 1985. Characterization of the reservoir ecosystem. Pages 27-38 in D. Gunnison, ed. Microbial processes in reservoirs. Dr. W. Junk Publishers, Boston, MA.
- 9) Thornton, K.W., Kennedy, R.H., Carroll, J.H., Walker, W.W., Gunkel, R.C. and Ashby, S., 1981. Reservoir sedimentation and water quality - A heuristic model. Pages 654-661 in H.G. Stefan, ed. Proceedings of the symposium on surface water impoundments. Amer. Soc. Civil Engr., New York, NY.
- 10) Tundisi, J.G. and Takako Matsumura-Tundisi, 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, 500 (1- 3): 231-242.
- 11) Straskraba, M., 1993. Ecotechnology as a new means for environmental management. *Ecol. Engineering*, 2: 311-331.
- 12) Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.
- 13) Holas, J., Holas, M. and Chour, V., 1999. Pollution by phosphorus and nitrogen in water streams feeding the Zelivka Drinking Water Reservoir. *Water Science Technology*, 39 (12): 207-214.
- 14) Carpenter, S.R. and Kitchell, J.F., 1993. The trophic cascade in lakes, Cambridge: Cambridge University Press (Cambridge Studies in Ecology).
- 15) Shapiro, J., 1990. Biomanipulation: the next phase making it stable. *Hydrobiologia*, 200/201: 13-27.
- 16) Polis, G.A. and Winemiller, K.O., 1996. Food webs: integration of patterns and dynamics, New York, Chapman and Hill.

- 17) Vollenweider, R.A., 1989. Global problems of eutrophication and its control. Syp. Biol. Hung. 38. In: Conservation and Management of Lakes (Eds), Salaniki, J., Herodek, S..
- 18) Straskraba, M., 1996. Lake and reservoir management. Verhandlungen, Internationale Vereinigung für Limnologie, 26: 193-209.
- 19) Henderson-Sellers, B. and Markland, H.R., 1987. Decaying lakes. The origins and control of cultural eutrophication. John Wiley and Sons.
- 20) Paerl, H.W., 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal estuarine and inland waters. Limnology and Oceanography, 33: 823-847.
- 21) Chorus, I.E., 2001. Cyanotoxins, Occurrence, Causes, Consequences, Springer, Berlin, p. 357.
- 22) Heo, W.M. and Kim, B., 2004. The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir. Hydrobiologia, 524: 229-239.
- 23) Edmonson, W.T., 1970. Phosphorus, Nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage. Science. 169: 690-91.
- 24) Bengtsson, L., Fleischer S., Lindmark, G. and Ripl. W., 1975. Lake Trummen restoration project I. Water and sediment chemistry. Ver. int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 19: 1080-87.
- 25) Carvalho, L., Beklioğlu, M. and Moss, B.. Changes in a deep lake following sewage diversion - a challenge to the orthodoxy of external phosphorus control as a restoration strategy. Freshwater Biol. In press.
- 26) Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Mortensen, E. and Lauridsen T., 1991. Recovery resilience following a reduction in external nutrient loading of shallow eutrophic Danish Lakes: Duration regulating

- factors and methods for overcoming resilience. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 48: 127-148.
- 27) Bales, M., Moss, B., Phillips, G., Irvine, K. and Stansfield, J., 1993. The changing ecosystem of a shallow, brackish lake, Hickling Broad, Norfolk, UK. II. Long-term trends in water chemistry and ecology and their implications for restoration of the lake. Freshwat. Biol. 29 : 141-165.
- 28) Perrow, M., and Stansfield J., 1994. Possible role of macrophytes as refuges from predation for zooplankton. In; The development of biomanipulation techniques and control of phosphorus release from sediment. National Rivers Authority and The Broads Authority Progress Report April 1994. NRA Report Number 475/2/A.
- 29) Moss, B., Stansfield, J. and Irvine, K., Perrow, M., and Phillips G., 1995. Progressive restoration of a shallow lake-A twelve year experiment in isolation, sediment removal and biomanipulation. J. Appl. Ecology.
- 30) Meijer, M.-L., Raat, A.J.T. and Doef, R.W., 1989. Restoration by biomanipulation of lake Bleiswijkse Zoom (The Netherlands): First results. Hydrobiol. Bull. 23 : 49-57.
- 31) Phillips, G., Jackson, R., Bennett, C. and Chilvers, A., 1994. The importance of sediment P release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads) and implications for biomanipulation. Hydrobiologia. 275/276 : 445-446.
- 32) Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Klein Breteler, J.G.P. and Tatrai I., 1994. Effects of Bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. Hydrobiologia 32: 113-121.

- 33) Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. and Newroth P.R., 1986. Lake and Reservoir restoration. Butterworth, Boston.
- 34) Jagtman, E., D.T. van der Molen and Vermij, S., 1992. The influence of flushing on nutrient dynamics, composition and densities of algae and transparency in Veluwemeer, The Netherlands. *Hydrobiologia* 233: 187-196.
- 35) Sinke, A.J.C., 1992. Phosphorus dynamics in the sediment of a eutrophic lake. *Roefschrift Wageningen*.
- 36) Mortimer, C.H., 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. 3. and 4. *J. Ecol.* 30: 147-201.
- 37) Sondergaard, M., Kristensen, P. and Jeppesen, E., 1993. Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Sobygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345-356.
- 38) Boström, B., Andersen, M., Fleicher, S. and Jansson, M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment water interface. In Persson, G. and Jansson, M. (eds). *Phosphorus in Freshwater Ecosystems. Developments in Hydrobiology* 48. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- 39) Jensen, H.S. and Andersen, F.O., 1992. The importance of temperature, nitrates and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. and Oceanogr.* 37(3): 577-589.
- 40) Shapiro, J., Lamarra, V. and Lynch, M., 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik, P.L. and Fox, J.L. (eds.). *Proceedings of Symposium on Water Quality Management through Biological Control*. Univ. Flo., Gainesville.
- 41) Benndorf, J., 1987. Food-web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration ? *Schweiz. Z. Hydrol.* 49 (2): 237-248.

- 42) Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. and Hodgson, J.R., 1985. Cascading interactions and lake productivity. *Bioscience*. 35: 634-639.
- 43) Timms, R.M. and Moss, B., 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish in a shallow wetland system. *Limnol. and Oceanogr.* 29 (3): 472-486.
- 44) Tüzün, I. and Mason, C.F., 1996. Eutrophication and its control by biomanipulation: an enclosure experiment. *Hydrobiologia* 331: 79-95.
- 45) Beklioğlu, M., 1995. Whole lake and mesocosm studies on the role of nutrients and zooplankton grazing in a shallow and deep lakes. PhD Thesis. The University of Liverpool.
- 46) Moss, B., 1988. *Ecology of freshwaters : Man and Medium*, 2nd. edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 47) Acara, A.H., 1992. *Freshwater production ecology*. TÜBİTAK Yayın Dağıtım Daire Başkanlığı. ISSN: 975-95307-0-8, Ankara.
- 48) Cowx, I.G., 1994. *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Fishing News Books.
- 49) Hartmann, J., 1977. Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierenden Seen. *Schweiz. Z. Hydrol.* 39: 243- 254.
- 50) Sarvala, J., Helminen, H., Saarikari, V., Salonen, S. and. Vuorio, K., 1998. Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. *Hydrobiol.*, 363: 81-96.
- 51) Moss, B., 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 200/201: 367-377.

- 52) DeMelo, R., France, R. and McQueen, D.J, 1992. Biomanipulation: Hit or myth? *Limnol. and Oceanogr.* 37(1): 192-207.
- 53) Kennedy, R.H., Thornton, K.W. and Gunkel, Jr. R.C., 1982. The establishment of water quality gradients in reservoirs. *Can. Wat. Res. J.* 7: 71-87.
- 54) Gordon, J.A. and Bekel, R.M., 1985. Suspended sediment characteristics of Lake Cumberland, Kentucky. Pages 259-264. In *Proc. N. Am. Lake Mgt. Soc.* 1.
- 55) Geddes, M.C., 1984. Limnology of Lake Alexandria, River Murray, South Australia, and the effects of nutrients and light on the phytoplankton. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 35: 399-415.
- 56) Thornton, K.W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. Pages 1-15 in Thornton, K.W., Kimmel, B.L. and Payne, F.E. eds. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives.* John Wiley and Sons, Inc. New York, NY.
- 57) Kennedy, R.H., Thornton, K.W. and Carrol, J.H., 1981. Suspended sediment gradients in Lake Red Rock. Pages 1318-1328 in Stefan, H.G. ed. *Proceedings of the symposium on surface water impoundments.* Amer. Soc. Civil Eng. New York, N.Y.
- 58) Walker, W.W., 1982. A simplified method for predicting phosphorus gradient potential in reservoirs, prepared for Environmental Laboratory. EWQOS Work Unit 1-E, Working paper No. 10. USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- 59) Canfield, D.E. and Bachmann, R.W., 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll-a and Secchi disc in Natural and artificial lakes. *Can.J.Fish. and Aq.Sci.* 38: 414-423.

- 60) Kimmel, B.L., Lind, O.T. and Paulson, L.J., 1990. Pages 133-195 in Thornton, K.W., Kimmel, B.L. and Payne, F.E. eds. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY.
- 61) Mason, C.F., 1991. Biology of Freshwater pollution, Longman, London.
- 62) Price, D.L.H., 1999. Do reservoirs need ecological managing?. *Hydrobiologia* 395-396: 117-121.
- 63) Dendy, J.A., 1945. Depth distribution of fish in relation to environmental factors, Norris Reservoir. *J. Tenn. Acad. Sci.*, 20: 114-131.
- 64) Retting, S.A., 1980. Limnological reconnaissance of Shasta Lake-Shasta County, California, March 1977- Sept. 1978. Pages 1474-1483 in H.G. Stefan, ed. Proceedings of the symposium on surface water impoundments. Amer. Soc. Civ. Eng., New York, NY.
- 65) Hrbacek, J., Prochazkova, L., Straskraboua-Prokesova, V. and Junge, C.O., 1966. The relationship between the chemical characteristics of the Vltava River and Slapy Reservoir with an appendix: Chemical Budget for Slapy Reservoir. *Hydrobiol. Stud.*, 1: 7-40.
- 66) Eley, R.L., 1967. Physiochemical limnology and community metabolism of Keystone Reservoir, OK. Ph.D. Thesis, Oklahoma State University, Stillwater, OK. 240 pp.
- 67) Haberle, T.G., 1981. The spatial and temporal pattern of depletion of hypolimnetic dissolved oxygen in Canyon Reservoir, Texas. M. S. Thesis, Southwest Texas State University, San Marcos.
- 68) Lund, J.W.G., Mackereth, F.J.H. and Mortimore, C.H., 1963. Changes in depth and time of certain chemical and physical conditions and of the

- standing crop of *Asterionella formosa* Has. in the north basin of Windermere in 1947. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. Ser.*, B246: 255-290.
- 69) Lasenby, D.C., 1975. Development of oxygen deficits in 14 southern Ontario lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 20(6): 993-999.
- 70) Cangialosi, P.M., 1976. A phosphorus budget and lake models for lake Ozania. M.S. Thesis, Civ. Envir. Eng. Dept. Clarkson College of Tehnology, Potsdam, N.Y. 68pp.
- 71) Lepak, C.J., 1976. Limiting nutrient and trophic level determination of Lake Ozonia by algal assay procedure. M.S. Thesis, Clarkson College of Technology, Potsdam, NY. 71 pp.
- 72) Cole, T.M. and Hannan, H.H., 1990. Dissolved Oxygen Dynamics. Pages 71-109 in Thornton, K.W., Kimmel B.L. and Payne F.E. (eds.). *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons, Inc. New York, N.Y.
- 73) Barbiero, R.P., James, W.F. and Barko, J.W., 1997. The effects of a change in withdrawal operation on phytoplankton and nutrient dynamics in Eau Galle Reservoir, Wisconsin (U.S.A.). *Internationale Revue der gessamten Hydrobiologia*, 82: 531-543.
- 74) Martin, D.B. and Arneson, R.D., 1978. Comperative limnology of a deep discharge reservoir and a surface discharge lake on the Madison River, Montana. *Freshwat. Biol.*, 8: 33-42.
- 75) Kortmann, R.H., Henry, D.D., Kuether, A. and Kaufman, S., 1982. Epilimnetic nutrient loading by metalimnetic erosion and resultanat algal responses in Lake Waramaug, Connecticut. *Hydrobiologia*, 92: 501-510.

- 76) Effler, S.W., Wodka, M.C., Driscoll, C.T., Brooks, C., Perkins, M. and Owens, E.M., 1986. Entertainment-based flux of phosphorus in Onondaga Lake. *ASCE J. Environ. Eng.*, 112: 617-622.
- 77) Livingstone, D.M. and Schanz, G., 1994. The effects of deep water siphoning on a small, shallow lake: a long term case study. *Archive für Hydrobiologia*, 136: 217-236.
- 78) Straskraba, M., 1986. Ecotechnological measures against eutrophication. *Limnologica*, 17: 239-249.
- 79) Pinel-Alloul, B., Methot, G. and Malinsky-Rushansky, N.Z., 2004. A short-term study of vertical and horizontal distribution of zooplankton during thermal stratification in Lake Kinneret, Israel. *Hydrobiologia* 526: 85-98.
- 80) Fernandez-Rosado, M.J. and Lucena, J., 2001. Space-time heterogeneities of the zooplankton distribution in La Concepcion reservoir (Istan, Malaga; Spain). *Hydrobiologia* 455: 157-170.
- 81) Garcia, P.R., Nandini, S., Sarma, S.S.S., Valderrama, E.R., Cuesta, I. and Hurtado, M.D., 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467: 99–108.
- 82) Nogueira, M.G., 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 455: 1–18.
- 83) Altındağ, A. and Yiğit, S., 2002. The zooplankton fauna of Lake Burdur. *E.U. Journal of fisheries and aquatic sciences*. Volume 19, Issue (1-2): 129-132.
- 84) Zingel, P. and Ott, I., 2000. Vertical distribution of planktonic ciliates in strongly stratified temperature lakes. *Hydrobiologia* 435: 19-26.

- 85) Kvam, O.V. and Kleiven, O.T., 1995. Diel horizontal migration and swarm formation in *Daphnia* in response to *Chaoborus*. *Hydrobiologia* 307: 77-184.
- 86) Seda, J. and Machacek, J., 1998. The effect of flow-through regimes on zooplankton densities in a canyon-shaped dam reservoir. *Int. Rev. Hydrobiologia* 83: 477-484.
- 87) Armengol, J., Sabater, F., Riera, J.L. and Puig, M.A., 1988. Longitudinal changes in the zooplankton communities along a series of reservoirs in the Guadiana River (W. Spain). *Verh. int. Ver. Limnol.* 23: 1006-1010.
- 88) Threlkeld, S.T., 1982. Water renewal effects on reservoir zooplankton communities. *Can. J.* 7: 151-167.
- 89) Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd edn. Academic Press, New York.
- 90) Wetzel, R.G., 1990. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In Thornton, K.W., Kimmel B.L. and Payne F.E. (eds), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley-Interscience, New York: 227–238.
- 91) Naselli-Flores, L. and Barone, R., 1997. Importance of water level fluctuation on population dynamics of cladocerans in a hypertrophic reservoir. *Hydrobiologia* 360: 223-232.
- 92) Brooks, J.L. and Dodson, S.I., 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- 93) Gilbert, J.J., 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 33: 1286-1303.

- 94) Urabe, J., 1990. Stable horizontal variation in the zooplankton community structure of a reservoir maintained by predation and competition. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1703-1717.
- 95) Tilzer, M.M., 2000. Control factors of planktonic population dynamics in freshwater: a review *Adv. Limnol.* 55:471-491.
- 96) Arruda, J.A., Marzolf, G.R. and Faulk, R.T., 1983. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. *Ecology* 64: 1225–1235.
- 97) Kirk, J.T.O., 1985. Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 125: 195–208.
- 98) Bernot, R.J., Dodds, W.K., Quist, M.C. and Guy, C.S., 2004. Spatial and temporal variability of zooplankton in a great plains reservoir. *Hydrobiologia* 525: 101–112.
- 99) Zalewski, M., Brewinska-Zaras, B. and Frankiewicz, P., 1990. Fry communities as a biomanipulating tool in a temperate lowland reservoir. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 33: 763-774.
- 100) Peters, R.H. and R. de Bernardi (eds), 1987. *Daphnia*. Ist. ital. Idrobiol., Pallanza, 502pp.
- 101) Rosenzweig, M.L., 1991. Habitat selection and population interactions: the search for mechanism. *American Naturalist* 137: 385–387.
- 102) Brown, J.S., 1990. Habitat selection as an evolutionary game. *Evolution* 44: 732–746.
- 103) Ecker, B. and Walz, N., 1998. Zooplankton succession and thermal stratification in the polymictic shallow Müggelsee (Berlin, Germany): a case

- for the intermediate disturbance hypothesis? *Hydrobiologia* 337/338: 199–206.
- 104) Mikschi, E., 1989. Rotifer distribution in relation to temperature and oxygen content. *Hydrobiology* 186/187: 209-214.
- 105) Baiao, C. and Boavida, M.J., 2000. Environmental factors determining the structure of rotifer communities in a river-shed reservoir. *Aquatic Ecology* 34: 309-377.
- 106) Miracle, M.R. and Alfonso, M.T., 1993. Rotifer vertical distributions in a meromictic basin of Lakes Banyoles (Spain). *Hydrobiologia* 255/256: 371-380.
- 107) Armengol-Diaz, J., Esparcia, A., Vicente, E. and Miracle, M.R., 1993. Vertical distribution of planktonic rotifers in a karstic meromictic lake. *Hydrobiology* 255/256: 381-388.
- 108) Matveeva, L.K., 1986. Pelagic rotifers of Lake Glubokoe from 1897 to 1984. *Hydrobiology* 141: 45-54.
- 109) Erben, R., 1991. Vertical distribution of rotifer fauna and its seasonal changes in the Plitvice Lakes, Croatia-Yugoslavia. *Verh Internat Verein Limnol.* 24: 1066-1068.
- 110) Miracle, M.R., and Vicente, E., 1983. Vertical distribution and rotifer concentrations in the chemocline of meromictic lakes. *Hydrobiology* 104: 259-267.
- 111) Hart, R.C., 1990. Zooplankton distribution in relation to turbidity and related environmental gradients in a large subtropical reservoir: patterns and distribution. *Freshwat. Biol.* 24: 241-263.

- 112) Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Mortensen, E. and Sortkjaer, O., 1996. Fish induced changes in zooplankton grazing on phytoplankton and bacterioplankton: a long-term study in shallow hypertrophic Lake Sobygaard. *J. Plank. Res.* 18(9): 1605-1625.
- 113) Matveev, V. and Matveeva, L., 1997. Grazer control and nutrient limitations of phytoplankton biomass in two Australian reservoirs. *Freshwater Biology*, 38: 49-65.
- 114) Gulati, R.D., 1982. Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch Lakes. *Env. Mon. Assessm.* 3: 343-354.
- 115) Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, B., Lindmark, G., Lynch, M., Smeltzer, E. and Zorro, G., 1982. Experiments and experiences in biomanipulation: studies biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Interim Report No.19 of the Limnological Research Centre, Univ. of Minnesota, Minneapolis, Minnesota. 251 pp.
- 116) Anonymous. T.C. Devlet Su İşleri, Web sitesi: www.dsi.gov.tr.
- 117) Edmondson, W.T., 1959. *Methods and Equipment in Freshwater Biology*. John Wiley and Sons, Inc., New York, 1194-1202.
- 118) Harding, J.P., Smith, W.A., 1974. A key the British Freshwater Cyclopoid and Calanoid Copepods. *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.*.
- 119) Koste, W., Rotatoria, 1978. *Überordnung Monogononta. Die Radertiere Mitteleuropas, I. Textband*, Berlin, 670 p.
- 120) Koste, W., *Die Radertiere Mitteleuropas II. Tafelband*, Berlin, 1978, 235 p.
- 121) Scourfield, D.J. and Harding, J.P., 1966. A key the British Freshwater Cladocera. *Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ.*, 5, 52.

- 122) Kolisko, R.M., 1974. Plankton Rotifers, Biology and Taxonomy. Die Binengewasser, vol. XXVI/1, Supplement, p. 144.
- 123) Rosalind, M.P., 1978. A key to the Freshwater Planktonic and Semi-Planktonic Rotifera of the British Isles. Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 38.
- 124) Bottrell, H.H., Duncan, A, Gliwicz, Z.M., Grieger, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larrison, P. and Weyleleuska, T., 1976. A review of some problems in zooplankton production strategies, Norw. J. Zool. 24, 419-456.
- 125) Mackereth, F.J.H., Heron, J. and Talling, J.F., 1978. Water Analysis: Some methods for limnologists, Freshwater Biological Association Scientific Publication, No: 36.
- 126) Chaney, A. and Morbach, E.P., 1962. Modified reagents for the determination of urea and ammonia, Clin. Chem., 8, 130-132.
- 127) Golterman, H.L., Clymo, R.S. and Ohnstad, M.A.M., 1978. Methods for Physical and Chemical analyses of freshwaters, 2nd edition Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 128) Sheen, R.T., Kahler, H.L. and Ross, E.M., 1935. Turbidimetric determination of sulphate in water. Ind. Eng. Chem., Anal. Ed. 7:262.
- 129) Moss, B., 1967. A note on the estimation of chlorophyll-*a* in freshwater algal communities, Limnol. Oceanogr., 12, 340-342.
- 130) Talling, J.F. and Driver, D., 1961. Some problems in the estimation of chlorophyll-*a* in phytoplankton, In M. S. Doty, ed. Proceedings of Conference Primary Production Measurements in Marine and Freshwaters, University of Hawaii, U.S. Atomic Energy Commission Publication TID 7633.

- 131) Beklioğlu, M., Ince, O. and Tuzun, I., 2003. Restoration of the eutrophic Lake Eymir, Turkey, by biomanipulation after a major external nutrient control I. *Hydrobiol.* 489: 93-105.
- 132) Porter, K.G., 1972. A method for the in situ study of zooplankton grazing effects on algal species composition and standing crop. *Limnol. Oceanogr.* 17: 913-917.
- 133) Hoffman, J.C., Smith, M.E., and Lehman, J.T., 2001. Perch or plankton: top-down control of *Daphnia* by yellow perch (*Perca flavescens*) or *Bythotrephes cederstroemi* in an inland lake? *Freshwater Biology* 46: 759-775.
- 134) McQueen, D.J., Johannes, M.R.S., Post, J.R., Stewart, T.J., and Lean, D.R.S. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* 59: 289-309.
- 135) McQueen, D.J., Post, J.R., and Mills, E.L. 1986. Trophic relationship in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571-1581.
- 136) Christoffersen, K., Riemann, B., Klysner, A., and Sondergaard, M. 1993. Potential role for fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. *Limnol. Oceanogr.* 38: 561-573.
- 137) Vizzini, S. and Mazzola, A., 2002. Stable carbon and nitrogen ratios in the sand smelt from a Mediterranean coastal area: feeding habits and effect of season and size. *Journal of Fish Biology* 60(6): 1498-1510
- 138) Jose, G., Pajuelo, J.M. Lorenzo, 2000. Biology of the Sand Smelt, *Atherina presbyter* (Teleostei: Atherinidae), Off the Canary Islands (central-east Atlantic) *Environmental Biology of Fishes* 59 (1): 91-97,

- 139) Hutchinson, G.E., 1967. A Treatise on Limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley and Sons, Inc., New York, 2o vol., 1115p.
- 140) Sprules, W.G., 1975. Zooplankton in acid-stressed lakes. J. Fish. Res. Bd. Can., 32(3): 390-395.
- 141) Egborge, A.B.M., 1994. Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system, Nigeria. Hydrobiologia, 272: 95-104.
- 142) Hart, R.C., 1986. Zooplankton abundance, community structure and dynamics in relation to inorganic turbidity, and their implications for a potential fishery in subtropical lake Le Roux, South Africa. Freshwat. Biol. 16: 351–371.
- 143) Hart, R.C., 1987. Observations on calanoid diet, seston, phytoplankton–zooplankton relationships, and interferences on calanoid food limitation in a silt-laden reservoir. Arch. Hydrobiol. 111: 67–82.
- 144) Sampaio, E.V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T. and Tundisi, J.G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic one of seven reservoirs of the paranapanema river, Brazil, Braz. J. Biol., 62(3): 525-545, 2002.
- 145) Godlewska, M., Mazurkiewicz-Boron, G., Pociğcha, A., Wilk-Wozniak E. and Jelonek, M., 2003. Effects of flood on the functioning of the Dobczyce reservoir ecosystem Hydrobiologia 504: 305–313, 2003.
- 146) Matsumura-Tundisi, T., Leitão, S.N., Agüena, L. S. and Miyahara, J., 1990. Eutrofização da Represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. Rev. brasil. biol. 50: 923–935.

- 147) Duncan, A. and Gulati, R.D., 1981. Parakrama Samudra (Sri Lanka) project a study of a tropical lake ecosystem, 3. Composition, density and distribution of the zooplankton in 1979. Verh. int. Ver. Limnol. 21: 1001–1008.
- 148) Wetzel, R.G. and Rich, P.H., 1973. Carbon in freshwater systems. In Woodwell, G.M. and Pecan, E.V., eds. Carbon and the biosphere. Proc. Brookhaven Symposium in Biology. 24pp.
- 149) Marzolf, G.R., 1990. Reservoirs as environments for zooplankton. In Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne, F.E. (eds), Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. John Wiley and Sons, New York: 195–208.
- 150) Velho, L.F.M., Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Bini, L.M. and Rossa D.C., 2001. The longitudinal distribution of copepods in Corumb´a Reservoir, State of Goi´as, Brazil Lopes, R.M., Reid, J.W. and Rocha, C.E.F. (eds), Copepoda: Developments in Ecology, Biology and Systematics Hydrobiologia 453/454: 385–391,
- 151) Tüzün, İ., 2002. Çubuk II Baraj Gölü’nde besin zinciri ilişkilerinin su kalitesi üzerindeki etkilerinin araştırılması. Sonuç Raporu. Ankara Üniversitesi rektörlüğü araştırma fon müdürlüğü.
- 152) Ringelberg, J., 1991. Enhancement of the phototactic reaction in *Daphnia hyalina* by a chemical mediated by a juvenile perch (*Perca fluviatilis*). J. Plankton. Res., 13: 17-25.
- 153) Lampert, W., 1993. Ultimate of diel vertical migration of zooplankton: new evidence for the predator avoidance hypothesis. Arch. Hydrobiol. Beigh. Ergebn. Limnol., 39: 79-88.
- 154) Gabriel, W. and Thomas, B., 1988. Vertical migration of zooplankton as an evolutionary stable energy. Am. Nat. 132: 199-216.

EK 1. 2003 ve 2004 yıllarına ait hidrolojik verilerin 244 gün üzerinden ortalama ve standart hataları ile iki yıl arasındaki farklılığın t-testiyle karşılaştırma sonuçları (P<0,05, önemli; P<0,01, çok önemli; P<0,001, çok çok önemli) *365 gün üzerinden ortalama ve standart sapma değerleri ve P değerleri.

| | Ortalama±Standart sapma | | P değeri |
|--------------------------------------|--|------------------------|--------------|
| | 2003 | 2004 | 2003-2004 |
| Toplam göl hacmi(m ³) | *258.204.463±10.498.030 258.199.588± 12.300.420 | 255.094.275±17.692.584 | 0,000 |
| Toplam gelen su(m ³) | *3.383.639±1.913.435 3.434.326±2.167.819 | 2.706.501±1.933.478 | 0,000 |
| Toplam bırakılan su(m ³) | *3.158.262±1.121.077 3.302.160±1.316.551 | 2.666.164±1.719.987 | 0,000 |
| Suyun bekleme süresi(gün) | *187,10±477,37 223,89±570,98 | 447,55±714,36 | 0,000 |
| Toplam elektrik üretimi (kWh) | *293.775±105.724 306.171±124.370 | 242.597±159.014 | - |